

张道义, 林立, 孙文俊, 等. 紫外高级氧化水处理副产物风险及控制研究进展[J]. 净水技术, 2026, 45(4): 9-21.

Zhang D Y, Lin L, Sun W J, et al. Research progress of UV/AOP for by-product risks and control in water treatment [J]. Water Purification Technology, 2026, 45(4): 9-21.

紫外高级氧化水处理副产物风险及控制研究进展

张道义¹, 林立², 孙文俊^{3,*}, 尹文选¹, 张元娜³, 李丰庆¹

(1. 广州市市政工程设计研究总院有限公司, 广东广州 510060; 2. 广州市自来水有限公司, 广东广州 510600; 3. 清华大学环境学院, 北京 100084)

摘要 【目的】基于紫外(UV)辐射的高级氧化技术(AOP)已广泛应用于有机微污染水的处理。然而,高级氧化水处理过程中可能会产生有毒副产物,从而对人类健康和自然环境构成潜在威胁。【方法】本文旨在探讨不同UV高级氧化水处理过程中生成的副产物种类及其危害,分析了环境因子(水质成分、处理工艺及运行参数)对副产物生成及毒性变化的影响,总结了可有效控制UV高级氧化副产物和消毒副产物(DBPs)生成的策略。【结果】含氯/氮/溴DBPs(Cl-DBPs/N-DBPs/Br-DBPs)、小分子有机副产物、亚硝酸盐、溴酸盐等为重点副产物,关键水质参数[溶解性有机物质(DOM)、无机物、pH等]、UV光源、氧化剂种类及运行条件等均影响副产物的生成和毒性变化。进一步针对副产物的控制研究结果表明,作为前处理的过滤、混凝或电渗析以及作为后处理的活性炭、树脂或反渗透等均对UV高级氧化处理过程中副产物控制具有显著成效。此外,根据水源水质优化氧化剂种类、提高工艺参数及新型友好UV选择同样可有助于减少或处理产生的副产物。【结论】未来应重点关注新型环保无副产物或少副产物生成的绿色氧化剂研发、构建具有有效副产物控制的深度净化能力的联合处理工艺,并结合实际工程应用进行运行工艺优化。本文对于促进UV AOP的多样化应用和发展具有理论指导意义和应用价值。

关键词 高级氧化工艺(AOP) 紫外(UV) 副产物 毒性变化 副产物控制

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2026)04-0009-13

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2026.04.002

Research Progress of UV/AOP for By-Product Risks and Control in Water Treatment

Zhang Daoyi¹, Lin Li², Sun Wenjun^{3,*}, Yin Wenxuan¹, Zhang Yuanna³, Li Fengqing¹

(1. Guangzhou Municipal Engineering Design & Research Institute Co., Ltd., Guangzhou 510060, China;

2. Guangzhou Water Supply Co., Ltd., Guangzhou 510600, China;

3. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract [Objective] Advanced oxidation process (AOP) based on ultraviolet (UV) radiation has been widely applied for the treatment of organic micro-polluted water. However, toxic by-product may be generated during the advanced oxidation water treatment process, posing potential threats to human health and natural environment. [Methods] This paper aims to explore the types and hazards of the by-product generated during different UV-based advanced oxidation water treatment processes. We analyze the impact of environmental factors (water quality components, treatment processes, and operational parameters) on the generation and toxicity changes of by-product and summarize control strategies that can effectively control the generation of UV-based AOP by-product and disinfection by-products (DBPs). [Results] The chlorine/nitrogen/bromine DBPs (Cl-DBPs/N-DBPs/Br-DBPs), low molecular organic by-product, nitrites, and bromates are the key by-product. Key water quality parameters [dissolved organic matter (DOM), inorganics, pH, etc.], types of UV source and oxidants, and operational conditions all affect the generation and toxicity of by-product. Further research on by-product control shows that pretreatment methods such as filtration, coagulation, and electrodialysis, as

[收稿日期] 2025-05-22

[基金项目] 国家自然科学基金面上项目(52470009)

[作者简介] 张道义(1984—),男,高级工程师,主要从事水处理技术研发等工作,E-mail:247963841@qq.com。

[通信作者] 孙文俊(1981—),男,研究员,研究方向为城镇供水安全保障技术,E-mail:wsun@tsinghua.edu.cn。

well as post-treatment methods such as activated carbon, resin, and reverse osmosis, are effective in controlling by-product during UV-based AOP treatment. Additionally, optimizing the type of oxidant based on water source quality, improving process parameters, and selecting new types of environmentally friendly UV sources can also help reduce or treat the generated by-product. [Conclusion] In future, researches should focus on the research and development of new environmentally friendly green oxidants that produce no or fewer by-product, constructing combined treatment processes with effective by-product control and deep purification capabilities, and optimizing the operational processes in conjunction with practical engineering applications. This paper has theoretical guiding significance and application value for promoting the diversified applications and development of UV-based AOP.

Keywords advanced oxidation process (AOP) ultraviolet (UV) by-product toxicity change by-product control

水中微污染物对人类健康和生态系统已构成重大威胁^[1]。近年来,基于紫外(UV)的高级氧化技术(AOP)(UV/AOP)因其在实际应用时能够有效降解水中的有机微污染物而被广泛应用^[2-3]。UV/AOP利用UV辐射引发氧化剂光解从而形成高反应性自由基,这些自由基可以攻击和破坏有机物的化学键,从而降解甚至矿化水中有机微污染物^[4-5]。不同UV/AOP工艺下自由基生成速率和种类受到污染物和反应条件的影响,并对降解效率和副产物的形成产生显著影响^[6]。副产物的生成一直是UV/AOP的一个主要问题,因为涉及化学水处理的过程都会产生化学副产物,其性质和产量往往是未知和难以预测的,其中一些化合物可能对人类健康和环境有害^[7]。副产物可以由目标微污染物、天然有机物(NOM)、铵、碳酸盐和/或其他水中组分形成,或者由生成的副产物与水基质或添加到水中的化学品[如氯(Cl)、氯胺(NH₂Cl)、二氧化氯(ClO₂)]发生进一步反应而形成^[8]。副产物的形成和种类受水质^[9]、UV/AOP上游^[10]和下游^[11]处理工艺、UV/AOP操作条件^[12]、光源特性^[13]和UV/AOP后消毒措施^[14]等控制,即与应用的具体情况高度相关。

近年来,高级氧化水处理过程中副产物的形成机制及其经济、可靠与环境友好的控制策略,已成为研究与应用的热点。如通过增强预处理(混凝^[10]、超滤^[15]、预氧化^[16])来去除消毒副产物(DBPs)前体物;利用后处理工艺(活性炭^[17-18]、纳滤或反渗透^[19])深度去除出水副产物、消除氧化剂残留并降低出水毒性;也可通过优化UV/AOP工艺本身(如优化氧化剂种类、氧化剂投加量/UV剂量、UV光源选择等)及后消毒工艺^[20],在高效去除污染物的同时抑制副产物的生成^[10]。研究者还通过分析出水在整体生物毒性、致突变性、遗传毒性及激素活性等

方面的变化,来全面评估UV/AOP工艺的环境风险与处理安全性^[21-22]。鉴于UV/AOP工艺在去除水中广泛微污染物方面被证明是有效的,预计其在水厂中的应用将会持续增长,因此对UV/AOP水处理过程中副产物的风险与控制进行研究显得愈发重要。本文探讨了不同UV/AOP在水处理过程中生成的副产物种类及其危害,分析了环境因子(关键水质参数、处理工艺及运行参数)对副产物生成及毒性的影响,综述了有效控制AOP副产物生成与去除的组合工艺策略,以期为解决UV/AOP水处理过程中的副产物问题提供可行性方案和优化思路。

1 不同UV/AOP过程中副产物种类

UV/AOP过程中副产物的形成一直是全球饮用水相关法规与指南关注的焦点及研究热点^[23]。不同氧化剂驱动的UV/AOP体系,其污染物去除效能和副产物生成情况差异较大。目前,常用的氧化剂包括双氧水(H₂O₂)、臭氧(O₃)、过碳酸盐(SPC)、过氧乙酸(PAA)、过硫酸盐(PMS)、Cl、NH₂Cl等。针对不同水质,各类UV/AOP工艺的副产物生成特征各异:对UV/H₂O₂、UV/SPC、UV/PAA和UV/PMS体系,研究重点集中于目标微污染物的转化产物;而当采用O₃时,溴酸盐的生成成为主要的控制目标。UV/Cl和UV/NH₂Cl等含氯体系则需高度重视含卤素副产物的生成,主要包括DBPs,如三卤甲烷、卤代乙酸、卤代乙腈以及无机副产物(如氯酸盐、高氯酸盐和溴酸盐等)。所有UV/AOP均基于自由基氧化路径,氧化降解产物的形成机制存在显著差异,具体取决于自由基类型[羟基自由基(·OH)、氯自由基(Cl·)、硫酸根自由基(SO₄⁻)等]、自由基暴露量、水质成分(例如自由基清除剂)以及所用氧化剂种类等。表1汇总了当前主流研究的UV/AOP对微污染物的去除与副产物生成特征。

表 1 常见 UV/AOPs 的污染物去除和副产物生成情况
Tab. 1 Pollutants Removal and By-Product Formation of Common UV/AOPs

工艺方法	目标污染物	反应条件	副产物	危害	参考文献
UV/H ₂ O ₂	环丙沙星	小试试验、配水试验、200 mg/L H ₂ O ₂ 、pH=3.2、13 W 254 nm UV	酚类抗氧化剂和邻苯二甲酸盐	遗传毒性和细胞毒性潜力降低	[24]
	微囊藻毒素	小试试验、配水试验、1 mg/L H ₂ O ₂ 、750 mJ/cm ² 254 nm UV	7 种氧化副产物被检测到	UV/H ₂ O ₂ 后毒性降低,但仍有相当大的生物毒性	[25]
	DBPs	小试试验、水厂实际工艺出水、1 000 mJ/cm ² 低压 UV 光源和 5、10 mg/L H ₂ O ₂	三卤甲烷 (THMs)	UV/H ₂ O ₂ (5 mg/L) 处理,三卤甲烷增加 25 μg/mg(以碳计);UV/H ₂ O ₂ (10 mg/L) 处理,三卤甲烷增加 25 μg/mg(以碳计)	[26]
	土臭素和 2-甲基异莰醇	中试试验、水厂实际工艺出水、400 mJ/cm ² UV 和 5 mg/L H ₂ O ₂ 、800 mJ/cm ² UV 和 5 mg/L H ₂ O ₂ 、800 mJ/cm ² UV 和 20 mg/L H ₂ O ₂	3 种反应条件下分别有 716、874、2 575 种新生成副产物被检出	毒性变化未知	[27]
UV/O ₃	腐植酸	小试试验、配水试验、254 nm 和 185 nm 低压 UV 汞灯、1.5 ~ 6.3 mg/L O ₃	溴酸盐	溴酸盐质量浓度超过《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)规定的限值 10 μg/L	[28]
	NOM	小试试验、实际地下水取水、600 mJ/cm ² 和 1 000 mJ/cm ² 254 nm 低压 UV 汞灯、0.5 mg/L O ₃	醛、羧酸、溴酸盐	溴酸盐质量浓度超过《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)规定的限值 10 μg/L	[29]
UV/SPC	阿特拉津	小试试验、配水试验、254 nm 低压 UV 汞灯、1.0 mmol/L SPC、pH=7.3	13 种中间产物被检出	UV/SPC 处理后生物毒性被有效减弱	[30]
	布洛芬	小试试验、污水处理厂实际工艺出水、40 μmol/L SPC、pH=7.60、2.12 mW/cm ² 254 nm 低压 UV 汞灯	6 种中间产物被检出	急性毒性降低了 11%	[31]
UV/PAA	蓝藻神经毒素	小试试验、配水试验、6.96 mW/cm ² 低压 UV 汞灯、0.5 mmol/L PAA	19 种转化产物被检出	氧化降解蓝藻神经毒素后无含氯 DBPs(Cl-DBPs)生成,但在 Cl ⁻ 的存在下副产物生成激增	[32]
	布洛芬	小试试验、配水试验、175 W 365 nm UV 光源、10 μmol/L PAA、初始 pH=5.0	13 种转化产物被检出	UV/PAA 降解布洛芬后急性毒性降低,同时保持负致突变性,但难以降低发育毒性	[33]
UV/PMS	环丙沙星	小试试验、配水试验、200 mJ/cm ² 中压 UV、0.2 mmol/L PMS、pH=3.75	6 种中间产物被检出	初始反应阶段遗传毒性增加,处理结束后遗传毒性显著降低	[4]
	甲氧苄啶	小试试验、配水试验、2.43 mW/cm ² 低压 UV 汞灯照射 10 min、10 mmol/L PMS	14 种转化产物被检出	UV/PMS 处理后甲氧苄啶和其中间产物的 DBPs 生成势显著降低	[34]
	碘己醇	小试试验、配水试验、低压 UV 汞灯、200 μmol/L PMS	20 种转化产物被检出	与单独 UV 相比,UV/PMS 在减轻含碘 DBPs(I-DBPs)和总副产物相关毒性方面表现优异	[35]
UV/Cl	DBPs	全尺寸试验、2、6、10 mg/L 有效氯、(1 800±100)mJ/cm ² UV	THMs、卤乙酸(HAAs)、二氯乙腈、溴氯乙腈、氯酸盐、溴酸盐被检出	致癌、致畸、致突变	[36]

(续表1)

工艺方法	目标污染物	反应条件	副产物	危害	参考文献
	十二烷基苯磺酸钠	小试试验、配水试验、2.5 mW/cm ² 254 nm 低压 UV 光源、140 μmol/L Cl ₂ , pH=7	414 种未知副产物被检测出,包括 64 种一氯代 DBPs 和 2 种二氯代 DBPs	致癌、致畸、致突变	[37]
	三氯生、三氯烯丹和恶草酮	小试试验、配水试验、中压 UV 光源、3.0 mg/L 次氯酸钠 (NaClO)	三氯生-DBPs; 2 种; 三氯烯丹-DBPs; 4 种; 恶草酮-DBPs; 2 种	UV/Cl 处理后三氯生及其降解产物对生物的潜在毒性最大,其中间产物带来的毒性占比更大	[38]
	二苯醚	小试试验、配水试验、300 W 200~400 nm 紫外氙灯、100 μmol/L NaClO	多氯二苯并对二噁英及多种氯化衍生物	多氯二苯并对二噁英为剧毒持久性有机物	[39]
	内分泌干扰物	小试试验、实际废水中加标试验、6 W 的 UVA (350~400 nm) 和 UVC (253.7 nm) UV 光源、2 mg/L 有效氯	30 种转化产物被检测到,包括 3 种含氯未知副产物	UVC/Cl 过程中的转化产物对藻类有毒	[40]
UV/NH ₂ Cl	阿特拉津	小试试验、配水试验、130 W 254 nm 低压 UV 汞灯	6 种中间产物被检出, UV/NH ₂ Cl 处理后 DBPs 形成显著减少	阿特拉津降解过程中产生的毒性中间体较多	[41]
	布洛芬和萘普生	小试试验、配水试验、172 W 低压 UV 汞灯、0.3 mmol/L NH ₂ Cl	多种 DBPs 被检出	UV/NH ₂ Cl 系统处理过程中副产物风险明显小于 UV/NaClO 系统	[42]
	聚(二烯丙基二甲基氯化铵)	小试试验、配水试验、2.1 mW/cm ² 254 nm 低压 UV 光源、0.05 mmol/L NH ₂ Cl	多种溴代 DBPs (Br-DBPs) 和 Cl-DBPs 被检出	添加 2.0 mg/L Br ⁻ 的 DBPs 的细胞毒性和遗传毒性分别是未添加 Br ⁻ 的 78.0 倍和 3.7 倍	[43]

1.1 DBPs

UV/AOP 越来越多地用于降解水中的微污染物以及 DBPs 的前体。但实际应用表明,其处理过程可能改变有机物组成,反而提升后续氯化消毒中 DBPs 的生成潜力^[26]。Postigo 等^[44]综述了 O₃、UV、UV/H₂O₂、Cl₂/NH₂Cl 及 ClO₂ 等氧化降解药物类污染物时形成的转化产物,重点强调了消毒产生的副产物。研究表明,UV/Cl 和 UV/NH₂Cl 工艺会产生大量中间产物,其中以氯化产物为主。在 UV/NH₂Cl 工艺中还鉴定出多种氨基取代化合物,它们是生成高毒性含氮消毒副产物(N-DBPs)的潜在前体。上述中间产物在自由基等活性物质的持续作用下,会进一步反应,最终生成稳定的副产物。在各类 UV/AOP 工艺中,UV/Cl 被证实对有机微污染物的去除效率最高,但同时其 DBPs 的生成风险也最高^[20,45]。值得注意的是,与传统饮用水氯化消毒条件(Cl₂ 质量浓度为 0.5~2.0 mg/L,接触时间为 0.5~4 h)不同,UV/Cl AOP 需在极短接触时间(通常<1 min)内施加高氯投加量(5~10 mg/L)和高 UV 剂量(500~2 000 mJ/cm²)。在此过程中,活性氯物

种[如 Cl·、二氯自由基阴离子(Cl₂⁻)]可与 NOM 前体物快速反应,导致 Cl-DBPs 的生成。此外,UV 和 Cl 产生的·OH 和 Cl·可改变 NOM 的分子结构,将其转化为更易氯化的小分子 DBPs 前体物,从而显著增加了后续氯化消毒过程中 DBPs 的生成风险^[8]。Pisarenko 等^[46]针对水厂 UV/Cl 工艺的研究表明,该工艺会破坏 NOM 的芳香性结构,并显著促进三氯甲烷、二氯乙酸和三氯乙酸等典型 DBPs 的生成。此外在含碘化物的水体中,该工艺还可能生成毒性更强的 I-DBPs。现有研究证实,此类 I-DBPs 的细胞毒性和遗传毒性普遍高于常规的 Cl-DBPs 和 Br-DBPs,需引起特别关注。与氧化性强但易生成 DBPs 的 UV/Cl 工艺相比,UV/NH₂Cl 工艺在降解有机污染物时产生的氧化副产物和 Cl-DBPs 更少。但值得注意的是,UV/NH₂Cl 工艺可能会促进毒性更高的 N-DBPs 的生成。因此应根据目标污染物和水源特征优化 UV/AOP 工艺运行,从而协同提升污染物去除效率并控制副产物生成风险。

UV/H₂O₂ 已成为饮用水处理领域应用最广泛的 AOPs 之一,该工艺对后续氯化消毒过程中 DBPs

生成势具有显著影响。多项研究证明^[47-49],在较高氧化强度(UV 剂量 $>1\ 000\ \text{mJ}/\text{cm}^2$ 且 H_2O_2 投加量 $\geq 10\ \text{mg}/\text{L}$)下,UV/ H_2O_2 可有效促进溶解性有机物(DOM)矿化,从而实现DBPs前体物的去除,显著降低其生成势。然而,值得注意的是,在较低氧化强度条件下(UV 剂量不足或 H_2O_2 投加量 $< 10\ \text{mg}/\text{L}$),由于矿化程度不完全,其生成势反而显著升高。这主要归因于不完全氧化产生了氯化活性更高的中间产物,以及DOM结构改变暴露出更多可与Cl反应的活性位点^[50-51]。Chu等^[16]研究发现,在相对温和的氧化条件下(UV 剂量为 $585\ \text{mJ}/\text{cm}^2$, H_2O_2 质量浓度为 $10\ \text{mg}/\text{L}$),所有检测的DBPs生成势均显著降低。这一现象与传统认知中 H_2O_2 预氧化需高浓度条件才能有效去除DBPs前体物的规律相悖。基于此研究结果,研究者提出了一项创新性假设:在特定条件下,UV/ H_2O_2 预氧化可能并未依赖DOM的显著矿化,而是通过将DBP前体物转化为氯反应活性较低的物质,从而实现DBPs生成势的控制。值得注意的是,尽管 $\cdot\text{OH}$ 与DOM的反应具有非选择性,但数据表明该过程可能优先去除与N-DBPs相关的前体物。这一发现为选择性控制特定高毒性DBPs种类提供了新的理论依据。

UV/PAA工艺中DBPs的形成受卤素离子(特别是 Cl^-)的显著影响。研究^[32]表明,在含 Cl^- 的水体中,UV/PAA系统引发的DBPs增量是UV/Cl系统的8.5倍。UV/PAA系统中DBPs的显著增加,主要归因于 Cl^- 被PAA衍生的自由基氧化生成次氯酸,从而极大地促进了Cl-DBPs的生成。相比之下,在UV/Cl系统中,DBPs随 Cl^- 浓度增加仅缓慢上升。这是因为 Cl^- 在体系中既可与 $\text{Cl}\cdot$ 反应生成活性稍弱的 Cl_2^- ,改变自由基组成(从 $\cdot\text{OH}/\cdot\text{Cl}$ 主导变为 $\cdot\text{OH}/\text{Cl}_2^-$ 共存),也可通过链式反应循环生成 $\cdot\text{Cl}$ 。这种自由基转化改变了反应路径,生成了不同的有机中间产物,从而影响DBPs的生成种类和产量。因此,采用UV/PAA工艺时,须全面评估卤素离子(Cl^- 、 Br^- 、 I^-)的存在及其可能生成的活性卤素物种对DBPs形成的影响^[52]。值得注意的是,在低 Cl^- 或无 Cl^- 条件下,UV/PAA展现出替代氯消毒的显著潜力,包括较低的DBPs生成潜能和优异的消毒性能,使其在饮用水处理领域具有重要的应用前景。

1.2 小分子有机副产物

UV/AOP对有机污染物的降解通常难以实现完

全矿化,其主要转化产物为小分子有机中间体,且中间副产物数量随氧化剂投加量和UV辐照时间的增加呈上升趋势;中试数据显示,UV/ H_2O_2 能将约50%的大分子有机物分解为小分子有机物^[53]。值得注意的是,这些降解产物可能具有与母体化合物不同的生物活性与化学毒性,因此必须系统识别关键转化产物的结构并评估其生态毒理风险,这对于评判UV/AOP技术的工程适用性与环境安全性至关重要。Zhang等^[27]通过UV/ H_2O_2 中试系统对珠江地表水的研究表明,该工艺对相对分子质量大于5 000大分子有机物的降解率达70.8%~82.4%,但对相对分子质量小于1 500小分子有机物的去除率呈现负增长(-1.3%~15.8%);进一步通过傅里叶变换离子回旋共振质谱(FT-ICR MS)分析显示,进水中检出相对分子质量为100~1 600化合物有5 900种,之后在UV/ H_2O_2 不同运行条件下出水有机化合物分别变为3 115种(H_2O_2 质量浓度为 $5\ \text{mg}/\text{L}$ 、UV剂量为 $400\ \text{mJ}/\text{cm}^2$)、3 112种(H_2O_2 质量浓度为 $5\ \text{mg}/\text{L}$ 、UV剂量为 $800\ \text{mJ}/\text{cm}^2$)和6 561种(H_2O_2 质量浓度为 $20\ \text{mg}/\text{L}$ 、UV剂量为 $800\ \text{mJ}/\text{cm}^2$),这不仅证实了反应条件对降解效率的关键调控作用,更揭示了UV/AOP工艺过程中副产物生成的复杂性和不可控性,尤其是在高氧化强度条件下可能导致更多小分子转化产物的形成。Wu等^[37]的研究表明,在采用UV/Cl工艺处理十二烷基苯磺酸钠过程中,出水中共鉴定出414种转化产物,其中包括64种一氯代DBPs和2种二氯代DBPs。进一步,UV/AOP反应过程中氧化降解产物的形成机制也与微污染物本身的结构密切相关,其分子中的官能团^[54]、电子密度分布^[55]、对称性及杂原子的存在^[56-57]直接决定了自由基的攻击位点和反应路径。富电子基团(如芳香环)易发生羟基化或开环反应,缺电子基团(如硝基)则倾向于间接氧化;杂原子可能生成毒性更高的中间产物,而分子对称性和位阻效应会影响降解效率与副产物类型^[58],如全氟化合物的高对称性和强碳氟键(C—F)则导致其更难降解^[57]。这些结构特征共同决定了降解产物的种类、毒性及生成速率。由于不同UV/AOP降解路径和副产物生成量受微污染物本身特性及反应条件的显著影响而难以精准预测,且处理过程中可能伴随水质毒性的升高,因此建立完善的毒性监

测体系对评估 UV/AOP 的实际应用安全性具有关键意义。

研究表明,UV/AOP 在处理美国国家环境保护局污染物化合物清单中的一些管控污染物时,可能导致出水毒性的增加。例如,硝基苯、喹诺酮类、甲胺磷、*N*-亚硝基化合物等污染物经 AOP 处理后,会产生致突变性转化产物^[37]。喹诺酮类药物氧化可能导致出水呈现雌激素活性^[40]。此外,高致癌物 *N*-亚硝基二甲胺的形成机制具有多重性,既可源于含氮有机物的氯化,也可产生于臭氧化过程^[59]。虽然 UV/O₃ 工艺会产生低相对分子质量含氧有机物(如醛类、羧酸、酮类)及溴酸盐等典型副产物^[60]。但臭氧化能有效氧化三卤甲烷和卤乙酸的前体物,从而显著降低这些有害 Cl-DBPs 的生成风险^[61]。

1.3 无机副产物

卤氧化物(高氯酸盐、亚氯酸盐、氯酸盐和溴酸盐)是 UV/AOP 过程的潜在无机副产物。其中,氯酸盐是一种常见的无机 DBPs,主要由含氯消毒剂(如 NaClO、ClO₂)分解或与其有机物反应生成,对人体健康和生态环境造成潜在风险。在以·OH 主导的氧化过程中氯酸盐和高氯酸盐的形成通常需要特定条件。由于·OH 与 Cl⁻ 的初始反应速率相对较低[反应速率常数(*k*)约为 1×10³ L/(mol·s)],在中性条件下,由该路径生成 Cl· 的贡献通常可忽略不计。然而,当体系中预先存在或通过其他途径生成丰富的活性氯物种或次氯酸时,·OH 可通过一系列链式反应显著促进氯酸盐和高氯酸盐的生成^[61]。在含 Br⁻ 水体中,UV/AOP 存在溴酸盐的生成风险。鉴于其强致癌性,我国《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)已明确规定溴酸盐限值为 10 μg/L。研究^[62]表明,在溴化物质量浓度>100 μg/L 的 O₃-AOP 中,5%~50%的 Br⁻ 会通过 O₃ 直接氧化转化为溴酸盐,且转化率与 O₃ 暴露量呈正相关。而在 DOM 含量较低的体系中,由 SO₄^{·-} 主导的氧化过程则可通过与 Br⁻ 的直接反应[*k* = 3.5×10⁹ L/(mol·s)] 促进溴酸盐的生成^[63]。亚硝酸盐可能作为硝酸盐光解的副产物生成,二者通过光解产生的活性氮自由基(如二氧化氮自由基)可与水体中的有机物反应,形成具有潜在诱变性和遗传毒性的亚硝基及硝基衍生物。就无机副产物而言,UV/Cl 工艺中高氯酸盐、氯酸盐和亚氯酸盐的生成质量浓度分别

为<0.1、0~200、<0.1 μg/L。

2 环境因素对副产物生成影响

2.1 NOM

NOM 是水处理工艺设计和运行中考虑的关键水质参数。它可吸收 UV 辐射,因此限制了 H₂O₂ 的光吸收和·OH 产量,同时也是水中主要的·OH 清除剂,会与目标污染物竞争·OH。作为 DBPs 的核心前体物,NOM 分子中的酚羟基、咪唑类结构及烷氧基苯环等活性基团易受·OH、SO₄^{·-} 等自由基攻击,进而通过有机自由基与活性氯物种反应生成 DBPs^[45]。特定官能团(如酚基、苯胺基)与活性氯物种反应可促进氯酸盐形成^[64]。UV/AOP 对 DBPs 生成的总体影响,取决于 NOM 的原始化学性质以及自由基种类与暴露量。研究^[58]表明,尽管 UV/AOP 预处理能够降低 DBPs 前体物的总量,但其对 NOM 的预氧化仍可能通过改变前体物的分布与氯化反应活性而影响最终 DBPs 的生成。UV/AOP 产生的活性物种可将 NOM 矿化,或将高相对分子质量、疏水性的组分转化为低相对分子质量、亲水性物质,从而使三卤甲烷和卤乙酸的前体物失活,抑制 DBPs 的生成。然而,若 NOM 含有胺基结构,UV/AOP 则可能将其氧化为硝基化合物,反而增强了卤代硝基甲烷(HNMs)等前体物的反应活性,最终导致氯化过程中 HNMs 浓度的升高^[58]。因此,UV/AOP 对 DBPs 生成的影响具有双重性,需结合 NOM 分子组成及工艺条件进行精准的调控。

2.2 无机物

水中的无机成分(如硝酸盐/亚硝酸盐^[65]、硫酸盐、碳酸盐/碳酸氢盐、氯化物和溴化物^[66])可通过 2 种主要途径影响 UV/AOP 过程:一是作为自由基清除剂,与目标污染物竞争自由基,生成氧化性较弱的次级自由基,从而抑制污染物降解效率并改变其反应路径^[67];二是作为活性前体物,直接参与副产物的生成。NH₂Cl 氧化 Br⁻ 会生成溴胺和溴氯胺,进一步与有机物反应生成 Br-DBPs^[14]。硝酸盐光解产生的活性氮物种(如二氧化氮自由基、过氧亚硝酸根和亚硝酸根)可与 NOM 反应生成 N-DBPs,且残留 NO₃⁻ 在后续氯化/氯胺化中可能转化为硝化前体物^[68]。碘化物衍生的活性碘物种(如次碘酸、碘单质和三碘化阴离子)与 NOM 反应生成 I-DBPs,其不仅具有更强的细胞毒性和遗传毒性,还会导致

饮用水感官恶化^[69]。此外,无机卤素离子与铵盐的共存可能通过改变反应路径进一步影响有机污染物的降解机制及最终产物的毒性特征^[45]。

2.3 UV 照射

DBPs 的生成会受到 UV 光源及水中污染物光化学性质的影响。中压紫外(MPUV)因其发射光谱与硝酸盐吸收谱高度重叠,较低压紫外(LPUV)更易促进 N-DBPs 的生成。Guo 等^[14]发现,MPUV/Cl 工艺中 N-DBPs 生成量显著高于 LPUV 体系;MPUV 还可增强卤代硝基甲烷在后续氯化/氯胺化过程中的形成^[68];Lyon 等^[70]证实,MPUV 辐射(40~186 mJ/cm²)对腐殖质类及色氨酸类 NOM 的改性作用最为显著,此类 NOM 与 UV 诱导 DBPs 的形成密切相关,而只有当剂量提升至 1 000 mJ/cm² 时,才对 N-DBPs 及溴代三卤甲烷(Br-THMs)的生成产生显著抑制。真空紫外(VUV)光解可以在不添加氧化剂的情况下在水中产生·OH,由于水是主要吸收剂,该过程生成的·OH 通常高于需要外加氧化剂的传统 UV/AOP。尽管 VUV 能快速降解有机微污染和分解 NOM,但存在穿透深度过短的限制。将 VUV 与 Cl 联合使用展现出比传统 UV/Cl 工艺更优的性能,不仅能大幅加速消毒灭菌过程,还能有效抑制 DBPs 的生成^[71]。此外,在 UV 光解和 UV/AOP 水工艺处理中,一些有毒的无机副产物(如亚硝酸盐、氯酸盐、亚硝酸盐或硝酸盐)可以作为光解副产物产生。

2.4 pH

相较于 UV 直接光解,UV/AOP 对有机微污染的降解及副产物生成表现出更明显的 pH 依赖性。研究^[14]表明,DOM 前体物的质子化抑制了其氧化剂的反应活性,导致 DBPs 生成量降低,但 Carra 等^[72]研究发现,UV-发光二极管(LED)/Cl 处理农药时,酸性环境反而使 THMs 和 HAAs 生成潜能提升 30%。pH 通过调控氧化剂光化学行为及自由基生成动力学来影响反应进程,例如含氯氧化剂的摩尔吸收系数在不同波长下的光衰变速率均随着 pH 的升高而增大,因此 UV/Cl 在酸性条件下对水中 DOM 表现出更高的去除与矿化效率,从而显著减少 DBPs 前体物。pH 还会改变 DOM 的离子化状态,影响其与自由基等活性物质的相互作用^[73]。

3 副产物控制策略

鉴于 DBPs 及其转化中间体对 UV/AOP 处理效

能与出水安全性的潜在影响,该技术在工程化应用中仍面临复杂挑战。为应对降解过程中副产物引发的风险,可通过强化预处理、优化工艺参数、选用更加绿色适配的 UV/AOP 技术以及 AOP 增设后处理单元等途径解决。这些措施将协同提高 UV/AOP 工艺的整体效率、运行稳定性与环境安全性,推动其在水处理领域的可靠应用。

3.1 前处理工艺

在消毒前强化前体物的去除是控制 DBPs 生成的有效策略(表 2)。作为有机 DBPs 的主要前体,NOM 的复杂组成及显著的时空变异性,对其转化过程的有效控制构成了持续挑战。混凝作为常规水处理工艺,可高效去除大分子及带负电的 NOM 组分^[10]。将其与 UV/AOP 联用,不仅能深度净化残留 NOM,还能协同降解目标微污染物^[74]。在 UV/AOP 前增设过滤工艺有助于截留部分 DBPs 前体物^[75],Dong 等^[76]的研究进一步表明,在 UV/H₂O₂ 前引入反渗透可将水质毒性降低到与自来水样品相当或更好的水平。电渗析预处理已成功用于分离目标微污染物、天然离子和 NOM,从而在下游的 UV/AOP 工艺中加快了微污染物及其转化产物的降解速率,同时降低了系统的总体能耗^[77]。Zhong 等^[78]通过对 O₃/生物活性炭(BAC)-UV/NH₂Cl 工艺的长期评估发现,O₃/BAC 单元可有效降低 DBPs 形成电位,使 DBPs 生成潜能降低 58.2% 并保持长期稳定。

3.2 后处理工艺

尽管 UV/AOP 工艺已被广泛证实可高效降解水中有机微污染物,但其仍面临矿化不完全、副产物累积及氧化剂残留等关键问题。为应对这些挑战,常用 UV/AOP 和活性炭(AC)包括 BAC 或颗粒活性炭(GAC)系统连用^[79-81]。UV/AOP 可将 50% 以上大分子 NOM 氧化降解为小分子有机物^[79],这一过程不仅降低 DBPs 前体物的活性,更为 BAC 的生物降解创造有利条件(小分子有机物去除率>70%);在氧化工艺后增设 BAC 单元,还可以实现吸附残留中间体、催化分解残余 H₂O₂(分解率>95%)、并利用 H₂O₂ 分解产生的 O₂ 维持生物膜活性等。Yin 等^[80]中试研究进一步证实,UV/H₂O₂-BAC 对臭味物质及 DBPs 前体物表现出显著的协同去除效果,凸显了该集成技术在深度处理中的实际工程价值。

表 2 不同预处理耦合 UV/AOPs 工艺加强对 DBPs 前体物去除
Tab. 2 Different Pretreatment Processes Coupling with UV/AOPs for Enhanced Removal of DBPs Precursors

水源及特点	副产物类型	前处理工艺	UV/AOP	前处理试验条件	最佳去除效率	文献
地表水 总有机碳(TOC):4.81 mg/L UV ₂₅₄ :0.183 cm ⁻¹ pH值:6.7	可同化有机碳	混凝	UV/H ₂ O ₂	2 000 mJ/cm ² 低压 UV 汞灯、10 mg/L H ₂ O ₂ 、5 ~ 15 mg/L 明矾	可同化有机碳减少 14% ~ 40%,降低了生物稳定性恶化的潜在风险	[74]
废水(二级澄清池出水) TOC:11.7 mg/L pH值:7.6	DBPs 前体物	过滤	VUV/AOP	254 nm 和 185 nm VUV 光源、光强为 30 mW/cm ² 、0.45 μm 膜过滤预处理	在 VUV 辐射之前进行过滤后有效去除部分 DBPs 前体物,并降低了 VUV/AOP 电能需求	[75]
废水 TOC:14.4 mg/L	水质毒性	反渗透	UV/H ₂ O ₂	水厂反渗透、UV/H ₂ O ₂ 实际工艺出水	显著降低了 UV/H ₂ O ₂ 出水毒性及后续氯化的水质毒性	[76]
地表水 TOC:2.5 mg/L UV ₂₅₄ :0.183 cm ⁻¹ pH值:6.7	DBPs	电渗析	VUV/H ₂ O ₂	254 nm 和 185 nm VUV 光源;电渗析;电流为 0.5 A、电压为 15 V	电渗析预处理有效降低主要离子和 NOM 的浓度	[77]
再生水(二级澄清池出水) TOC:12.99 mg/L pH值:7.03	DBPs	O ₃ -BAC	UV/NH ₂ Cl	BAC 系统中的 AC 有效粒径为 0.86 ~ 1.00 mm、空床接触时间为 30 min	O ₃ -BAC 显著降低了 UV/NH ₂ Cl 的 DBPs 的生成潜力(降低 58.2%)	[78]

此外,王玉等^[82]研究表明,经 H₂O₂ 预氧化的含 NOM 和藻类有机物水体在后续氯化消毒过程中 DBPs 生成显著增加,尤其是在含 Br⁻ 条件下,氧化后的藻类有机质表现出极高的溴代乙醛生成潜能(较原水增加 2.1 倍~3.5 倍),导致 DBPs 总毒性升高 95.5%~117.5%;而耦合 MIEX[®] 树脂处理可有效抑制 DBPs 的总体生成。Chen 等^[83] 与 Dong 等^[76]

的研究则进一步证实,超滤、纳滤与反渗透膜均可显著降低出水 DBPs 生成潜能与生物毒性。其中,反渗透膜的深度处理效果尤为突出,能截留 UV/H₂O₂ 工艺后出水中 98% 以上的有机组分,使废水经 UV/H₂O₂-反渗透处理后最终出水毒性指标达到甚至优于饮用水标准。这些研究结果凸显了后处理工艺选择对 UV/AOP 出水安全性的关键调控作用(表 3)。

表 3 不同后处理工艺对污染物及副产物协同去除情况
Tab. 3 Synergetic Removal of Pollutants and By-Product by Different Post-Treatment Processes

组合工艺	工艺试验参数	副产物种类	副产物控制效果	文献
UV/H ₂ O ₂ -BAC	处理水量为 980~1 200 m ³ /h; H ₂ O ₂ 投加的质量浓度为 7 mg/L; AC 粒径为 8×30 目;空床接触时间约为 13 min	DBPs 前体物	较大程度降低了 TOC 和 DBPs 生成势	[79]
UV/H ₂ O ₂ -GAC 和 UV/H ₂ O ₂ -BAC	800 mJ/cm ² 254 nm 低压 UV 光源; 5 mg/L H ₂ O ₂	未知有机氧化副产物	残留 H ₂ O ₂ 耦合 GAC 进一步催化氧化了 UV/H ₂ O ₂ 出水产物(8 771 个→8 876 个); BAC 吸附和微生物降解有效降低了 UV/H ₂ O ₂ 氧化副产物(6 561 个→2 905 个)	[80]
UV/Cl-AC/二氧化钛(TiO ₂)	1.19 mW/cm ² 254 nm 低压 UV 光源; 100 μmol/L Cl	DBPs	有效控制了出水 DBPs 含量	[81]
UV/H ₂ O ₂ -MIEX [®] 树脂	750 mJ/cm ² 254 nm 低压 UV 光源; 0.3 mmol/L H ₂ O ₂ ; 3 mL/L 的 MIEX [®] DOC 树脂	THMs HAAs N-DBPs	大幅降低氯化消毒过程中 DBPs 总量	[82]

(续表3)

组合工艺	工艺试验参数	副产物种类	副产物控制效果	文献
VUV/H ₂ O ₂ -超滤	1.65 mW/cm ² 254 nm 和 185 nm VUV 光源; 0.08、0.15、0.30 mmol/L H ₂ O ₂ 、材质为聚醚砜的超滤膜	DBPs	有效减少了氯消毒过程中 DBPs 的生成	[83]
UV/H ₂ O ₂ -反渗透	水厂 UV/H ₂ O ₂ 、反渗透实际工艺出水	水质毒性	废水经 UV/AOP 和反渗透的集成处理可有效将毒性降低到与自来水样品相当或更低的水平	[76]

3.3 运行工艺优化

针对不同目标微污染物及水质特征,通过优化工艺选择、反应条件及紫外光源配置,可显著降低 UV/AOP 副产物的生成风险。Xue 等^[31]采用响应面法证实,在 UV/SPC 工艺中,通过调控 SPC 投加量(40 μmol/L)、UV 剂量(紫外光强为 2.12 mW/cm²、照射时长为 20 min)及 pH 值为 7.60 可实现污染物去除率为 97.3%且急性毒性降低 11.0%。对于 UV/Cl 工艺,采用低浓度氯投加和适当的反应时间亦可实现对废水的有效解毒^[84]。同时计算机辅助设计工具通过图论算法可预测 UV/Cl 过程中 90%以上的稳定或有毒副产物,为低毒性的定向工艺设计提供理论指导^[73]。Guo 等^[14]通过对上海市水厂水样在不同 UV 光源下进行氯胺化处理,结果表明:MPUV 因广谱特性较 LPUV 更易生成更多 DBPs,尤其是 N-DBPs。Sun 等^[45]提出了适用于不同 UV/AOP 的“氧化剂量-毒性监测”动态反馈系统,可有效平衡消毒效果与 DBPs 的生成控制。Zhang 等^[85]基于 UV/H₂O₂、UV/Cl、UV/PMS 和 UV/TiO₂ 等多种 UV/AOP 工艺对抗生素污染物的去除以及副产物生成特性研究结果表明,通过优选氧化剂类型、调控工艺参数及适配 UV 光源,可显著优化 UV/AOP 的整体性能。这些研究共同表明,基于水质特征的智能工艺调控能够协同实现污染物的高效降解与出水安全性的双重目标。最新研究^[30-31]表明,UV/AOP 在微污染物处理中展现出显著的毒性控制能力,例如 UV/SPC 在处理阿拉特津和布洛芬后可有效降低出水急性毒性;UV/PAA 对含布洛芬废水的处理不仅降低了急性毒性,且未检出致突变性^[33];UV/PMS 在处理环丙沙星后出水遗传毒性显著降低^[4],并在降解碘代造影剂过程中有效抑制了 I-THMs 和总 DBPs 的毒性^[35-36]。这些结果一致表明,通过合理选择氧化剂并优化工艺参数,可在高效

去除污染物的同时有效控制毒性风险,为水处理工艺的精准优化提供了重要理论依据。

4 结论与展望

作为水和废水深度处理的新型技术,UV/AOP 在微污染物降解和病原微生物灭活方面展现出显著优势,但实际应用过程中仍面临副产物生成带来的风险挑战。通过 UV/AOP 工艺与前处理/后处理工艺之间的协同及运行工艺的优化可显著提升工艺稳定性与安全性。本文对基于 UV/AOP 水处理副产物风险及控制进行了总结,为其工程化应用提供了理论支撑。为了实现 UV/AOP 的标准化应用与风险控制,建议未来研究应重点突破以下方向。

(1) 建立涵盖污染物去除、副产物生成及毒性效应的多维度评估体系,通过制定标准测试方案、性能指标及验证方法,实现不同 UV/AOP 工艺的可比性评价;同时需深入解析典型微污染物的降解动力学与路径调控机制,为低风险工艺设计提供理论依据。

(2) 开展根据水质特异性的工艺优化,系统研究 NOM 组成、无机离子及 pH 等关键水质参数对 UV/AOP 污染物去除效率与副产物生成潜能的定量影响规律,构建基于水质特征的工艺智能化系统。

(3) 开发基于人工智能驱动的耦合工艺系统,通过 UV/AOP 工艺与前处理/后处理工艺之间的协同优化,提高污染物整体处理效率的同时实现运行能耗的降低。

(4) 追求成本和能源的协同优化,重点通过优化反应器设计、发展先进的 UV 技术和开发绿色高效氧化剂,并通过中试验证推动工程应用。这些举措将共同推动 UV/AOP 向标准化、精准化与可持续发展方向发展。

参考文献

[1] Yang Y, Zhang X R, Jiang J Y, et al. Which micropollutants in

- water environments deserve more attention globally? [J]. *Environmental Science & Technology*, 2022, 56(1): 13–29. DOI: 10.1021.acs.est.1c04250.
- [2] Hübner U, Spahr S, Lutze H, et al. Advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – Guidance for systematic future research[J]. *Heliyon*, 2024, 10(9): e30402. DOI: 10.1016/j.heliyon.2024.e30402.
- [3] Zawadzki P. Visible light-driven advanced oxidation processes to remove emerging contaminants from water and wastewater: A review[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2022, 233(9): 374–374.
- [4] Samadi M T, Rezaie A, Ebrahimi A A, et al. The utility of ultraviolet beam in advanced oxidation-reduction processes: A review on the mechanism of processes and possible production free radicals[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2024, 31(5): 6628–6648.
- [5] Zuo S Y, Li D Y, Xu H M, et al. An integrated microwave-ultraviolet catalysis process of four peroxides for wastewater treatment: Free radical generation rate and mechanism [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 380: 122434. DOI: 10.1016/j.cej.2019.122434.
- [6] Wang Q Y, Chen M X, Min Y L, et al. Aging of polystyrene microplastics by UV/Sodium percarbonate oxidation: Organic release, mechanism, and disinfection by-product formation[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 464: 132934. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2023.132934.
- [7] Vughs D, Baken K A, Kolkman A, et al. Application of effect-directed analysis to identify mutagenic nitrogenous disinfection by-products of advanced oxidation drinking water treatment[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(5): 3951–3964.
- [8] Stefan M I. *Advanced oxidation processes for water treatment* [M]. London: IWA Publishing, 2017.
- [9] Lado Ribeiro A R, Moreira N F F, Li Puma G, et al. Impact of water matrix on the removal of micropollutants by advanced oxidation technologies[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 363: 155–173. DOI: 10.1016/j.cej.2019.01.080.
- [10] Wang P, Ding S K, Xiao R, et al. Enhanced coagulation for mitigation of disinfection by-product precursors: A review[J]. *Advances in Colloid and Interface Science*, 2021, 296: 102518. DOI: 10.1016/j.cis.2021.102518.
- [11] Pradhan S, Fan L H, Roddick F A. Removing organic and nitrogen content from a highly saline municipal wastewater reverse osmosis concentrate by UV/H₂O₂-BAC treatment [J]. *Chemosphere*, 2015, 136: 198–203. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.05.028.
- [12] He X X, Mezyk S P, Michael I, et al. Degradation kinetics and mechanism of β -lactam antibiotics by the activation of H₂O₂ and Na₂S₂O₈ under UV-254nm irradiation[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 279: 375–383. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.07.008.
- [13] Xiong P, Hu J Y. Inactivation/reactivation of antibiotic-resistant bacteria by a novel UVA/LED/TiO₂ system [J]. *Water Research*, 2013, 47(13): 4547–4555.
- [14] Guo Z B, Lin Y L, Xu B, et al. Factors affecting THM, HAN and HNM formation during UV-chlor(am)ination of drinking water[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2016, 306: 1180–1188. DOI: 10.1016/j.cej.2016.08.051.
- [15] 班福忱, 张宸瑞. 高级氧化法-超滤联用工艺水处理技术研究进展[J]. *水处理技术*, 2025, 51(3): 10–16.
- Ban F C, Zhang C R. Research progress on advanced oxidation-ultrafiltration process water treatment technology[J]. *Technology of Water Treatment*, 2025, 51(3): 10–16.
- [16] 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.
- [17] Chen H, Lin T, Chen W, et al. Removal of disinfection byproduct precursors and reduction in additive toxicity of chlorinated and chloraminated waters by ozonation and up-flow biological activated carbon process [J]. *Chemosphere*, 2019, 216: 624–632. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.052.
- [18] Toor R, Mohseni M. UV-H₂O₂ based AOP and its integration with biological activated carbon treatment for DBP reduction in drinking water[J]. *Chemosphere*, 2007, 66(11): 2087–2095.
- [19] Grippa E, Daflon S D A, de Almeida R, et al. Landfill leachate treatment by high-pressure membranes and advanced oxidation techniques with a focus on ecotoxicity and by-products management: A review [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2023, 173: 747–764. DOI: 10.1016/j.pesp.2023.03.074.
- [20] Tian F X, Ye W K, Xu B, et al. Comparison of UV-induced AOPs (UV/Cl₂, UV/NH₂Cl, UV/ClO₂ and UV/H₂O₂) in the degradation of iopamidol: Kinetics, energy requirements and DBPs-related toxicity in sequential disinfection processes [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2020, 398: 125570. DOI: 10.1016/j.cej.2020.125570.
- [21] Sharma A, Ahmad J, Flora S J S. Application of advanced oxidation processes and toxicity assessment of transformation products[J]. *Environmental Research*, 2018, 167: 223–233. DOI: 10.1016/j.envres.2018.07.010.
- [22] Lutterbeck C A, Wilde M L, Baginska E, et al. Degradation of 5-FU by means of advanced (photo) oxidation processes: UV/H₂O₂, UV/Fe²⁺/H₂O₂ and UV/TiO₂—Comparison of transformation products, ready biodegradability and toxicity[J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 527: 232–245. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.04.111.
- [23] Li X F, Mitch W A. Drinking water disinfection byproducts

- (DBPs) and human health effects; Multidisciplinary challenges and opportunities [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(4): 1681–1689.
- [24] Borba F H, Schmitz A, Pellenz L, et al. Genotoxicity and by-products assessment in degradation and mineralization of Ciprofloxacin by UV/H₂O₂ process[J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2018, 6(6): 6979–6988.
- [25] Zong W S, Sun F, Sun X J. Oxidation by-products formation of microcystin-LR exposed to UV/H₂O₂: Toward the generative mechanism and biological toxicity[J]. *Water Research*, 2013, 47(9): 3211–3219.
- [26] 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.
- [27] Zhang Y N, Sun W J, Yin W X. Precise regulation of UV/H₂O₂ processes: ·OH generation/reaction and DOM transformation as the main free radical scavenger [J]. *Water Research*, 2025, 277: 123282. DOI: 10.1016/j.watres.2025.123282.
- [28] Zhao G Y, Lu X W, Zhou Y, et al. Simultaneous humic acid removal and bromate control by O₃ and UV/O₃ processes [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, 232: 74–80. DOI: 10.1016/j.cej.2013.07.080.
- [29] Agbaba J, Jazić J M, Tubić A, et al. Oxidation of natural organic matter with processes involving O₃, H₂O₂ and UV light: Formation of oxidation and disinfection by-products [J]. *RSC Advances*, 2016, 6(89): 86212–86219.
- [30] Yu X L, Jin X, Wang N, et al. UV activated sodium percarbonate to accelerate degradation of atrazine: Mechanism, intermediates, and evaluation on residual toxicity by metabolomics [J]. *Environment International*, 2022, 166: 107377. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107377.
- [31] Xue H H, Li J Y, Zhang G B, et al. Hydroxyl radical dominated ibuprofen degradation by UV/percarbonate process: Response surface methodology optimization, toxicity, and cost evaluation [J]. *Chemosphere*, 2023, 329: 138681. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.138681.
- [32] Zhou S Q, Huang J M, Bu L J, et al. Degradation of β-N-methylamino-L-alanine (BMAA) by UV/peracetic acid system; Influencing factors, degradation mechanism and DBP formation [J]. *Chemosphere*, 2022, 307: 136083. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.136083.
- [33] Fan G D, Li Y J, Du B H, et al. Peracetic acid combined with ultraviolet for ibuprofen degradation: Activation mechanism and reactive species contribution [J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2023, 179: 157–167. DOI: 10.1016/j.psep.2023.09.012.
- [34] Mo C C, Tian F X, Xu B, et al. Efficient trimethoprim removal *via* cooperation of radical and non-radical pathways in UV/peroxymonosulfate: Kinetics, mechanisms and disinfection by-products-associated risks [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2024, 12(2): 112368. DOI: 10.1016/j.jece.2024.112368.
- [35] Mo C C, Tian F X, Xu B, et al. Evaluation and comparison of iohexol elimination by UV/peroxymonosulfate and UV/persulfate processes: Radical roles, influence factors and iodinated trihalomethanes formation [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2024, 67: 106199. DOI: 10.1016/j.jppe.2024.106199.
- [36] Wang D, Bolton J R, Andrews S A, et al. Formation of disinfection by-products in the ultraviolet/chlorine advanced oxidation process [J]. *Science of the Total Environment*, 2015, 518: 49–57. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.094.
- [37] Wu Z D, Lou F, Tang Y B, et al. Accelerated transformation of sodium dodecylbenzene sulfonate surfactant in the UV/chlorine process: Kinetics and formation of chlorinated disinfection by-products [J]. *Chemosphere*, 2023, 310: 136820. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.136820.
- [38] Kudlek E. Identification of degradation by-products of selected pesticides during oxidation and chlorination processes [J]. *Ecological Chemistry and Engineering S*, 2019, 26(3): 571–581.
- [39] Wang F P, Zhang X Y, Peng S, et al. PCDD formation during UV-Cl process with diphenyl ethers in water [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2025, 507: 160315. DOI: 10.1016/j.cej.2025.160315.
- [40] Chaves F P, Gomes G, Della-Flora A, et al. Comparative endocrine disrupting compound removal from real wastewater by UV/Cl and UV/H₂O₂: Effect of pH, estrogenic activity, transformation products and toxicity [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 746: 141041. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141041.
- [41] Wang Y C, Lin T, Chen H. Degradation of atrazine by a UV-activated organic chloramines process: Kinetics, degradation pathways, disinfection by-product formation, and toxicity changes [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2023, 468: 143788. DOI: 10.1016/j.cej.2023.143788.
- [42] Li S M, Ao X W, Li C, et al. Insight into PPCP degradation by UV/NH₂Cl and comparison with UV/NaClO: Kinetics, reaction mechanism, and DBP formation [J]. *Water Research*, 2020, 182: 115967. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115967.
- [43] Wang T, Deng L, Shen J X, et al. Formation, toxicity, and mechanisms of halonitromethanes from poly (diallyl dimethyl ammonium chloride) during UV/monochloramine disinfection in the absence and presence of bromide ion [J]. *Journal of Environmental Management*, 2023, 338: 117819. DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.117819.
- [44] Postigo C, Richardson S D. Transformation of pharmaceuticals during oxidation/disinfection processes in drinking water

- treatment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 279: 461–475. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.07.029.
- [45] Sun W Y, Dong H Y, Wang Y, et al. Ultraviolet (UV)-based advanced oxidation processes for micropollutant abatement in water treatment: Gains and problems [J]. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2023, 11(5): 110425. DOI: 10.1016/j.jece.2023.110425.
- [46] Pisarenko A N, Stanford B D, Snyder S A, et al. Investigation of the use of chlorine based advanced oxidation in surface water: Oxidation of natural organic matter and formation of disinfection byproducts[J]. *Journal of Advanced Oxidation Technologies*, 2013, 16(1): 137–150.
- [47] Black K E, Bérubé P R. Rate and extent NOM removal during oxidation and biofiltration[J]. *Water Research*, 2014, 52: 40–50. DOI: 10.1016/j.watres.2013.12.017.
- [48] Lin H C, Wang G S. Effects of UV/H₂O₂ on NOM fractionation and corresponding DBPs formation[J]. *Desalination*, 2011, 270(1/2/3): 221–226. DOI: 10.1016/j.desal.2010.11.049.
- [49] Ike I A, Lee Y, Hur J. Impacts of advanced oxidation processes on disinfection byproducts from dissolved organic matter upon post-chlorination: A critical review [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 375: 121929. DOI: 10.1016/j.cej.2019.121929.
- [50] Zhang J, Liu J, He C S, et al. Formation of iodo-trihalomethanes (I-THMs) during disinfection with chlorine or chloramine: Impact of UV/H₂O₂ pre-oxidation [J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 640: 764–771. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.306.
- [51] 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.
- [52] Meng L, Chen J, Kong D Y, et al. Transformation of bromide and formation of brominated disinfection byproducts in peracetic acid oxidation of phenol [J]. *Chemosphere*, 2022, 291: 132698. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132698.
- [53] 李聪聪. 生物活性炭过滤工艺生物膜特性研究[D]. 济南: 山东建筑大学, 2018.
Li C C. Study on biofilm characteristics of biological activated carbon filtration process [D]. Jinan: Shandong Jianzhu University, 2018.
- [54] 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.
- [55] Einschlag F S G, Carlos L, Capparelli A L, et al. Degradation of nitroaromatic compounds by the UV-H₂O₂ process using polychromatic radiation sources [J]. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 2002, 1(7): 520–525.
- [56] Zheng H M, Huang S N, Huang J H, et al. Unveiling the optical and molecular characteristics of aging microplastics derived dissolved organic matter transformed by UV/chlorine oxidation and its potential for disinfection byproducts formation [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2024, 480: 136440. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.136440.
- [57] Gu M B, Ge Y X, Yu G, et al. Degradation of novel PFOA alternatives in fluoropolymer production by UV activated persulfate: Efficiency, mechanism and structural effects [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2025, 492: 138121. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2025.138121.
- [58] Li J, Zhang Z, Xiang Y Y, et al. Role of UV-based advanced oxidation processes on NOM alteration and DBP formation in drinking water treatment: A state-of-the-art review [J]. *Chemosphere*, 2023, 311: 136870. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.136870.
- [59] Andrzejewski P, Kasprzyk-Hordern B, Nawrocki J. N-nitrosodimethylamine (NDMA) formation during ozonation of dimethylamine-containing waters[J]. *Water Research*, 2008, 42(4/5): 863–870. DOI: 10.1016/j.watres.2007.08.032.
- [60] Liu C, Tang X Y, Kim J, et al. Formation of aldehydes and carboxylic acids in ozonated surface water and wastewater: A clear relationship with fluorescence changes[J]. *Chemosphere*, 2015, 125: 182–190. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.12.0545.
- [61] Zhao Y M, Xiao F, Wang D S, et al. Disinfection byproduct precursor removal by enhanced coagulation and their distribution in chemical fractions [J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2013, 25(11): 2207–2213.
- [62] Miklos D B, Remy C, Jekel M, et al. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment—A critical review[J]. *Water Research*, 2018, 139: 118–131. DOI: 10.1016/j.watres.2018.03.042.
- [63] Rao B, Estrada N, McGee S, et al. Perchlorate production by photodecomposition of aqueous chlorine solutions [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(21): 11635–11643.
- [64] Rougé V, Allard S, Croué J P, et al. *In situ* formation of free chlorine during ClO₂ Treatment: Implications on the formation of disinfection byproducts [J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 52(22): 13421–13429.
- [65] Wu Y T, Bu L J, Duan X D, et al. Mini review on the roles of nitrate/nitrite in advanced oxidation processes: Radicals transformation and products formation [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 273: 123065. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.123065.
- [66] Giannakis S, Lin K A, Ghanbari F. A review of the recent advances on the treatment of industrial wastewaters by sulfate radical-based advanced oxidation processes (SR-AOPs) [J].

- Chemical Engineering Journal, 2021, 406; 127083. DOI: 10.1016/j.cej.2020.127083.
- [67] Michael I, Hapeshi E, Osorio V, et al. Solar photocatalytic treatment of trimethoprim in four environmental matrices at a pilot scale: Transformation products and ecotoxicity evaluation [J]. Science of the Total Environment, 2012, 430; 167–173. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.05.003.
- [68] Shah A D, Dotson A D, Linden K G, et al. Impact of UV disinfection combined with chlorination/chloramination on the formation of halonitromethanes and haloacetonitriles in drinking water[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(8): 3657–3664.
- [69] Zhang T Y, Lin Y L, Wang A Q, et al. Formation of iodinated trihalomethanes during UV/chloramination with iodate as the iodine source[J]. Water Research, 2016, 98; 199–205. DOI: 10.1016/j.watres.2016.04.012.
- [70] Lyon B A, Cory R M, Weinberg H S. Changes in dissolved organic matter fluorescence and disinfection byproduct formation from UV and subsequent chlorination/chloramination [J]. Journal of Hazardous Materials, 2014, 264; 411–419. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2013.10.065.
- [71] Du J Y, Liu D C, Zhang Z Y, et al. Comparative effectiveness of sequential and synergistic (VUV/) UV and chlorine disinfection on DBPs and humic acid reduction [J]. Separation and Purification Technology, 2024, 335; 126083. DOI: 10.1016/j.seppur.2013.126083.
- [72] Carra I, Lozano J F, Autin O, et al. Disinfection by-product formation during UV/Chlorine treatment of pesticides in a novel UV-LED reactor at 285 nm and the mitigation impact of GAC treatment[J]. Science of the Total Environment, 2020, 712; 136413. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.136413.
- [73] Khajouei G, Finklea H O, Lin L S. UV/chlorine advanced oxidation processes for degradation of contaminants in water and wastewater: A comprehensive review [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2022, 10(3): 107508. DOI:10.1016/j.jece.2022.107508.
- [74] Bazri M, Mohseni M. Pretreatment of natural organic matter to control biological stability [J]. Environmental Science: Water Research & Technology, 2016, 2(2): 298–303.
- [75] Dubowski Y, Alfiya Y, Gilboa Y, et al. Removal of organic micropollutants from biologically treated greywater using continuous-flow vacuum-UV/UVC photo-reactor [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2020, 27(7): 7578–7587.
- [76] Dong S K, Page M A, Massalha N, et al. Toxicological comparison of water, wastewaters, and processed wastewaters [J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(15): 9139–9147.
- [77] Dubowski Y, Alfiya Y, Gilboa Y, et al. A combined approach of electro dialysis pretreatment and vacuum UV for removing micropollutants from natural waters[J]. Water Research, 2024, 251; 121152. DOI: 10.1016/j.watres.2324.121152.
- [78] Zhong Y, Chen Y W, Ong S L, et al. Disinfection by-products control in wastewater effluents treated with ozone and biological activated carbon followed by UV/Chlor(am)ine processes [J]. Science of the Total Environment, 2024, 922; 171317. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.171317.
- [79] 贾瑞宝, 李桂芳, 潘章斌, 等. 基于新有机污染物风险控制的 UV/H₂O₂-BAC 深度处理技术优化与应用[J]. 净水技术, 2023, 42(5): 44–50.
- Jia R B, Li G F, Pan Z B, et al. Optimization and application of UV/H₂O₂-BAC advanced treatment technology based on risk control of emerging organic pollutants [J]. Water Purification Technology, 2023, 42(5): 44–50.
- [80] Yin W X, Sun W J, Yuan Y Q, et al. Exploring the fate and chemical transformation of organics by UV/H₂O₂-GAC and UV/H₂O₂-BAC based on pilot-scale systems in the treatment of micro-polluted surface water [J]. Frontiers of Environmental Science & Engineering, 2025, 19(7): 88–88.
- [81] He S X, Ling L, Wu Y X, et al. Roles of activated carbon in UV/chlorine/activated carbon - TiO₂ process for micropollutant abatement and DBP control [J]. Environmental Science & Technology, 2023, 57(24): 9055–9063.
- [82] 王玉, 姚璐, 杨欣. UV/H₂O₂ 促进饮用水氯化消毒中高毒性卤代乙醛生成的机制[J]. 科学通报, 2024, 69(26): 3984–3994.
- Wang Y, Yao L, Yang X. UV/H₂O₂ oxidation promotes the formation of highly toxic haloacetaldehydes during chlorination of drinking water[J]. Chinese Science Bulletin, 2024, 69(24): 3984–3994.
- [83] Chen S N, Zhao Z W, Wang C, et al. VUV coupled with low-dose H₂O₂ as pretreatment prior to UF: Performance, mechanisms, DBPs formation and toxicity evaluation[J]. Journal of Hazardous Materials, 2024, 476; 134966. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.134966.
- [84] Kim T K, Kim T, Park H, et al. Degradation of ciprofloxacin and inactivation of ciprofloxacin resistant E. faecium during UV-LED (275 nm)/chlorine process [J]. Chemical Engineering Journal, 2020, 394; 124803. DOI: 10.1016/j.cej.2020.124803.
- [85] Zhang Y N, Zhao Y G, Maqbool F, et al. Removal of antibiotics pollutants in wastewater by UV-based advanced oxidation processes: Influence of water matrix components, processes optimization and application: A review [J]. Journal of Water Process Engineering, 2022, 45; 102496. DOI: 10.1016/j.jwpe.2021.102496.