

净水技术前沿与热点综述

姜德坤,何桂林,张琳静,等. 基于UV的高级氧化工艺对水环境中抗生素抗性基因削减的研究进展[J]. 净水技术, 2025, 44(7): 1-12,100.
JIANG D K, HE G L, ZHANG L J, et al. Research progress on UV-based AOPs for ARGs reduction in water environment [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(7): 1-12,100.

基于UV的高级氧化工艺对水环境中抗生素抗性基因削减的研究进展

姜德坤¹,何桂林¹,张琳静²,刘宝震¹,杜振齐¹,王永磊^{1,*}

(1. 山东建筑大学市政与环境工程学院,山东济南 250101;2. 济南市水利工程服务中心小清河服务处,山东济南 250000)

摘要 【目的】 由于抗生素的大量使用,水环境中抗生素抗性基因(ARGs)被频繁检出,由此带来的水质健康风险也引起越来越多关注。传统污水处理工艺无法有效去除这些污染物,因此,UV(紫外)-AOPs(高级氧化工艺)成为研究热点,尤其是在削减水环境中 ARGs 方面的潜力。【方法】 文章综述了UV与过氧化氢(H₂O₂)、过硫酸盐(PS)、氯(Cl₂)、芬顿(Fenton)试剂和二氧化钛(TiO₂)等工艺的组合,不同程度上实现了ARGs的有效去除,重点分析了其工作原理、削减机制以及削减效果,并进一步探讨了不同的UV-AOPs工艺如何通过产生高活性氧自由基[如羟基自由基(·OH)、硫酸根自由基(SO₄⁻)]和含氯活性物种,破坏细胞表面和脱氧核糖核酸(DNA)结构,从而达到灭活细菌和消除ARGs的目的。【结果】 其中,UV/H₂O₂工艺利用·OH降解ARGs,UV/PS展现了更广的pH适用范围,UV/Cl₂通过光解Cl₂生成活性物质增强了ARGs去除效果,UV/Fenton反应生成大量·OH,具有较高的去除效率,而UV/TiO₂则通过光催化产生活性氧抑制ARGs的传播。通过对不同水环境中的应用效果进行对比,文章探讨了这些工艺的优劣以及其在实际应用中的可行性。结果显示,尽管UV-AOPs在削减水环境中ARGs方面显示出显著效果,但不同工艺的降解效率受水质条件、氧化剂投加量以及工艺配置等多种因素的影响。【结论】 总体而言,UV-AOPs是一种具有广泛应用前景的水处理技术,为ARGs的削减提供了有效手段。然而,在其实际应用过程中,需进一步研究不同工艺的联合效应以及如何优化各类参数以提升处理效率,并确保其在多变的水环境中具有稳定的性能,同时减少潜在的二次污染,以期水环境保护和公共健康安全提供技术参考。

关键词 抗生素抗性基因(ARGs) 高级氧化工艺(AOPs) 紫外光(UV)催化 水环境 污染控制

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1009-0177(2025)07-0001-13

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.07.001

Research Progress on UV-Based AOPs for ARGs Reduction in Water Environment

JIANG Dekun¹, HE Guilin¹, ZHANG Linjing², LIU Baozhen¹, DU Zhenqi¹, WANG Yonglei^{1,*}

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Shandong Jianzhu University, Jinan 250101, China;

2. Jinan Water Conservancy Service Center Xiaoqinghe Service Department, Jinan, 250000, China)

Abstract [Objective] With the extensive use of antibiotics, antibiotic resistance genes (ARGs) are frequently detected in water environments, and the associated health risks of water quality have attracted increasing attention. Traditional wastewater treatment processes are ineffective in removing these contaminants, making ultraviolet (UV)-advanced oxidation processes (AOPs) a research hotspot, particularly regarding their potential to reduce ARGs in water environments. [Methods] This paper reviews the combinations of UV with hydrogen peroxide (H₂O₂), persulfate (PS), chlorine (Cl₂), Fenton reagent, and titanium dioxide (TiO₂), which have

[收稿日期] 2024-09-26

[基金项目] 山东省重点研发计划(2023TZXD019);国家重点研发计划(2022YFC3203705,2022YFC3203704)

[作者简介] 姜德坤(2001—),男,硕士研究生,研究方向为水处理理论与技术,E-mail:jdk20010218@163.com。

[通信作者] 王永磊,教授,研究方向为水污染控制与资源化理论与技术,E-mail:wyl1016@sdjzu.edu.cn。

achieved effectively removal of ARGs to various degrees. It focuses on analyzing their working principles, reduction mechanisms, and reduction effects, and further discusses how different UV-AOPs processes generate highly reactive oxygen species [such as hydroxyl radicals ($\cdot\text{OH}$), sulfate radicals ($\text{SO}_4^{\cdot-}$)] to disrupt cell surfaces and deoxyribonucleic acid (DNA) structures, thereby inactivating bacteria and eliminating ARGs. [Results] Among them, the UV/ H_2O_2 process utilizes hydroxyl radicals ($\cdot\text{OH}$) to degrade ARGs, UV/PS exhibits a broader pH range of applicability, UV/ Cl_2 enhances ARGs removal through the photolysis of Cl_2 to generate reactive species, UV/Fenton reactions generate a large amount of $\cdot\text{OH}$ with high removal efficiency, and UV/ TiO_2 inhibits the spread of ARGs through photocatalytic production of reactive oxygen species. By comparing the application effects in different water environments, the article explores the advantages and disadvantages of these processes and their feasibility in practical applications. The results show that although UV-AOPs demonstrate significant effects in reducing ARGs in water environments, the degradation efficiency of different processes is influenced by various factors such as water quality conditions, oxidant dosages, and process configuration. [Conclusion] Overall, UV-AOPs represent a promising water treatment technology that provides an effective mean for reducing ARGs. However, in practical applications, further research is needed on the synergistic effects of different processes and how to optimize various parameters to improve treatment efficiency and ensure stable performance in variable water environments, while minimizing potential secondary pollution. This aims to provide technical references for water environment protection and public health safety.

Keywords antibiotic resistance genes (ARGs) advanced oxidation processes (AOPs) ultraviolet (UV) photocatalysis water environment pollution control

抗生素滥用引发了耐药菌 (antibiotic resistant bacteria, ARB) 和抗生素抗性基因 (antibiotic resistant genes, ARGs) 等对水环境造成的污染问题。ARGs 具有较强的稳定性,其性质不易受到外界环境的影响而改变,从而在环境中持久性存在。此外,水环境中的微生物可以通过水平基因转移 (horizontal gene transfer, HGT) (如转型、共轭和转导) 对 ARGs 进行传播和扩散,加剧了 ARGs 对水环境的污染问题^[1-3],给水质安全保障和人类健康带来日益严重的挑战^[4-5]。因此,ARGs 的强化去除技术受到国内外学者的高度关注。传统污水处理厂的三级处理工艺无法有效去除 ARB 和 ARGs,这些污染物可能通过污水处理厂出水排放而在环境中扩散^[6]。为了控制这些污染物在环境中的扩散,传统的紫外光 (UV) 技术虽然能够在有效削减 ARGs 同时避免游离的 ARGs 的释放,但是其对水环境中抗生素的削减效果仍然有待提高。而高级氧化工艺 (AOPs) 能够产生非选择性的羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 以及其他活性氧自由基 [硫酸根自由基 ($\text{SO}_4^{\cdot-}$) 等] 来破坏细胞表面和脱氧核糖核酸 (DNA) 结构,是灭活细菌和消除 ARGs 的有效方法^[7],具有降解能力强、操纵简单等优点,被广泛应用于废水处理^[8-9]。近些年,开发 UV 与其他氧化工艺相结合的组合工艺,探索其对不同水环境中 ARGs 削减和 HGT 控制效能,成为了新的研究热点^[10-11]。本文针对目前水环境中 ARGs 污染这一重大问题,对近年来 UV 与多

种氧化工艺结合的组合工艺削减 ARGs 研究进行了综述^[1],并阐述了 ARGs 的削减机制,在此基础上,针对未来的研究方向与重点,提出了建议并展望其发展前景,为强化饮用水中 ARGs 的削减技术提供指导。

1 水环境中 ARGs 的来源和赋存

随着经济社会的发展与科技的持续进步,抗生素在各个生产生活领域发挥着越来越重要的作用。然而,抗生素的广泛应用也带来了一系列环境问题,其中最为显著的是抗生素及其残留物对水环境的污染以及随之产生的 ARGs 扩散问题。抗生素是治疗疾病的重要物质^[12],但部分抗生素在生物体代谢后未被完全吸收,会随排泄物排出。若这些排泄物未经妥善处理直接排放到环境或污水处理系统中,会成为抗生素污染及 ARGs 扩散的主要来源^[13]。农药及涂料等生产过程中也会产生高浓度抗生素及 ARGs 的废水,直接排放将加剧污染。在农业和畜牧业中,抗生素的广泛使用也导致土壤、水体中抗生素及其 ARGs 的富集^[14]。因此,随着抗生素使用量增加及污水处理厂处理不彻底,大量抗生素及其残留物被排放到水环境中,造成污染^[2-3]。

污水经污水处理厂处理后,出水中的低浓度抗生素仍然对水体环境构成潜在威胁,例如四环素类 (TRG)、大环内酯类 (MRG) 等,它们经常在污水处理厂出水中被发现,因为污水处理厂中的微生物的

高生长速度和微生物的高密度是常规生物处理的基础要素,再加上残留抗生素可能为促进 ARGs 的转移和细菌之间的多种抗生素耐药性创造一个非常合适的环境^[15]。因此,污水处理厂被视为水环境中 ARB 及 ARGs 的一个主要来源^[7]。国彬等^[16]对广州市内 5 个污水处理设施的进、出水进行了 3 种氯霉素类抗生素浓度的分析检测,结果显示,3 种氯霉素类抗生素在进、出水中都有检出,表明污水处理设施在处理过程中无法彻底消除氯霉素类抗生素^[16]。Pruden 等^[17]利用聚合酶链式反应(PCR)检测方法对 Poudre 河沉积物中的 2 种 TRG ARGs 浓度进行检测发现,经处理的废水中也存在 TRG ARGs,表明污水处理厂也不能完全去除 TRG 抗生素。

多项研究^[18-20]发现,不仅仅是污水处理系统进、出水中含有大量的抗生素,在许多国家的地表水及沉积物、养殖厂水域、地下水,甚至连饮用水、空气都出现了不同程度的 ARGs 污染。Stoll 等^[18]在德国莱茵河检测到 20 多种 ARGs,其中,磺胺类(SRG) ARGs 检测率为 77%~100%,肺炎链球菌耐药基因(*ermB*)检测率为 68%。缪银萍^[19]按抗生素的类别,将高通量荧光定量聚合酶链式反应(HIT-qPCR)技术检测到的抗性基因划分为 8 大类别;包括 SRG、TRG、多药耐药类、氟喹诺酮类、大环内酯类-林可酰胺类-链霉素 B 类、 β -内酰胺类、氨基糖苷类以及 1 个涵盖其他所有类型的“其他类”。其中在 20 个地下水样品中共检出 163 个不同的 ARGs 亚型,总的变化为 56~95 种,平均为 75 种。其中氨基糖苷类 ARGs 和多药类 ARGs 在各个样品中都最为丰富,其数量分别为 18~25 种和 15~24 种。工业园区地下水样品中 ARGs 的绝对丰度变化较大,为 $2.9 \times 10^4 \sim 4.0 \times 10^5 \text{ mL}^{-1}$,平均为 $1.4 \times 10^5 \text{ mL}^{-1}$;各类 ARGs 在各个样品中的组成以多药类抗性基因占比最多,为 3.3%~77.9%。Xu 等^[20]在钱塘江流域 2 座城市的饮用水处理设施的最终处理阶段,检测出了包括磺胺类、 β -内酰胺类以及万古霉素类等多种 ARGs,这一发现揭示了饮用水处理流程尚不能彻底清除 SRG 和 TRG ARGs 残留。城镇饮用水水质安全是重要的民生问题,近几年,已经陆续在不同供水水源、水厂出水和供水管网中检出多种 ARGs,如 Zhang 等^[21]研究发现,在饮用水处理系统的出水样本中,发现了较高水平的 ARGs,说明现有工艺不能完全去除 ARGs,在饮用水仍有一定的残留。值得

注意的是,在饮用水中仍检测到了头孢西丁耐药大肠杆菌^[22]。

常规化学氧化与消毒工艺是目前杀灭水中对人体健康有害的致病微生物普遍的方法,也是生活饮用水安全、卫生的最后保障,能够控制病原体并有效杀灭微生物。常见的消毒方法包括以氯气(Cl_2)作为氧化剂的氯化消毒、二氧化氯消毒、臭氧杀菌和 UV 照射等。常规消毒工艺对减少 ARGs 和 ARB 的贡献不大,某些情况下甚至会诱发抗生素耐药性的发展。此外,常规消毒工艺中的 ARGs 比 ARB 更难去除。Zhang 等^[21]研究显示,UV 消毒能破坏四环素耐药菌 DNA,但对 ARGs 的去除效果有限。与 ARB 的快速灭活相比,需要更强的 UV 辐射去除 ARGs;此外,与 UV、臭氧消毒相比,氯化消毒对 ARGs 的去除效果更好。然而,Hou 等^[23]研究认为,氯化消毒只能部分灭活铜绿假单胞菌,并会增强抗生素抗性。Liu 等^[24]报道了氯化消毒会增加大型污水处理厂出水中的 ARG 含量。可见,氯化、臭氧和 UV 辐射等常规消毒工艺对 ARB 和 ARGs 去除的有效性仍存在争议,需深入研究。为了更有效地去除 ARGs,需要开发针对性的去除技术,如 AOPs,同时,还需要加强对 ARGs 在水环境中的分布、迁移和转化机制的研究,以制定更有效的防控策略。

表 1 总结了不同水环境下几种典型 ARGs 的浓度和去除率,由表 1 可知,ARGs 广泛存在于各种水环境中,因此对其带来的环境污染问题应格外重视,研究如何减少水环境中 ARGs 的技术,应当成为科技研发领域的一个关键侧重点。

表 1 各种水环境中 ARGs 的赋存情况

Tab. 1 Occurrence of ARGs in Various Water Environment

不同水环境	ARGs 名称	绝对丰度/(mL^{-1})	参考文献
污水厂出水	<i>sul1</i>	$6.78 \times 10^5 \sim 1.26 \times 10^6$	[25]
	<i>sul2</i>	$1.34 \times 10^5 \sim 2.51 \times 10^5$	
	<i>sul3</i>	$3.59 \times 10^5 \sim 7.72 \times 10^5$	
	TRG	5.32×10^6	
	<i>dfirA13</i>	$13.3 \sim 5914.9$	[26]
	<i>ermB</i>	$1 \times 10^2 \sim 1 \times 10^3$	
	<i>sul1</i>	$1 \times 10^3 \sim 1 \times 10^4$	
	<i>tetW</i>	$1 \times 10^2 \sim 1 \times 10^3$	

(续表1)

不同水环境	ARGs 名称	绝对丰度/(mL ⁻¹)	参考文献
地下水	<i>tetO</i>	0~8.80	[27]
	<i>sul1</i>	$2.53 \times 10^3 \sim 5.01 \times 10^3$	[28]
	<i>sul2</i>		
	<i>tetA</i>		
	<i>tetC</i>		
	<i>tetO</i>		
	<i>tetW</i>		
水厂出水	β -内酰胺	1.1×10^4	[29]
	<i>Int I</i>	9.98	[30]
	<i>sul1</i>	5.73	
龙头水	SRG	$1.8 \times 10^3 \sim 2.4 \times 10^5$	[31]
	β -内酰胺	5.1×10^5	[31]
	<i>tetA</i>	$2.42 \times 10^4 \sim 1.38 \times 10^5$	[32]
	<i>Int I</i>	$1.1 \times 10^2 \sim 9.5 \times 10^4$	[33]

2 UV-AOPs 去除水环境中抗性基因

UV-AOPs 在去除水中的 ARGs 方面展现出了显著的前景。这种技术将 UV 与 1 种或多种氧化剂 [如过氧化氢 (H₂O₂)、过硫酸盐 (PS)、Cl₂ 和光催化剂二氧化钛 (TiO₂)] 相结合,通过光解或光催化反应产生高反应性的自由基,这些自由基能够攻击并破坏水中的 ARGs,从而提高 ARGs 的降解效率。目前,已有大量研究证明了 UV-AOPs 在去除水中 ARGs 方面的有效性。然而,不同 UV-AOPs 技术的降解效率和机制存在差异,且在实际应用中可能受到水质、操作条件等多种因素的影响。因此,开发 UV-AOPs 并探索其对不同水环境中 ARGs 削减效能,成为了备受关注的研究领域。本文综述了几种常见的 UV-AOPs (如 UV/H₂O₂、UV/PS、UV/Cl₂、UV/Fenton 和 UV/TiO₂),综合分析了各工艺的作用原理和机制以及其对水环境中 ARGs 的削减效能,各组合工艺的特点及优、缺点如表 2 所示。

表 2 各种 UV-AOPs 工艺特点对比

Tab. 2 Comparison of Characteristics among Various UV-AOPs Processes

UV-AOPs 工艺	特点	优点	局限性
UV/H ₂ O ₂	UV 光分解 H ₂ O ₂ 生成·OH	高效去除抗性基因,无新污染物生成,适用范围广	能耗高,需较高浓度的 H ₂ O ₂ ,易受水质影响
UV/PS	UV 光激活 PS 生成 SO ₄ ⁻ 和·OH	pH 适用范围广,氧化效率高,持久性强	PS 成本较高,可能生成副产物,需严格控制用量
UV/Cl ₂	UV 光解 Cl ₂ 生成·OH 和 RCS	操作简单,设备成本低,适用于大规模水处理	可能生成氯化副产物,需进行额外控制和处理
UV/Fenton	UV 光增强 Fenton 反应生成更多的·OH	高效降解复杂污染物,适用于酸性条件	需严格控制 pH,铁盐投加及污泥处理增加成本
UV/TiO ₂	UV 激发 TiO ₂ 光催化生成·OH 和 ROS	催化剂可循环使用,适合长期运行,无毒性	催化剂难回收,设备初期成本高,需优化催化剂负载方式

2.1 UV/H₂O₂

UV/H₂O₂ 是一种常见的 AOP,可产生·OH 并产生高氧化还原电位 (1.8~2.7 V),·OH 具有亲电性,能以高速率常数 ($1 \times 10^8 \sim 1 \times 10^9$ L/(mol·s)) 攻击富电子有机污染物,最终导致它们转化为 CO₂ 和 H₂O^[34]。UV/H₂O₂ 工艺具有独特优势,该工艺在抗生素处理中不会引入新的污染物,工艺装置相对简单且运行稳定,能够氧化分解大多数有机污染物,反应条件温和,具有较好的降解效果^[35-36]。因此,UV/H₂O₂ 对 ARB 和 ARGs 的去除效率受到重点关注^[37],Meng 等^[38] 研究比较了 UV、UV/H₂O₂ 对多重耐药恶臭杆菌 MX-2 携带的 7 种细胞间抗性基因 (i-ARGs) 的降解效果,并探讨了自由基和 UV 照射对

UV-AOPs 中携带的 7 种 i-ARGs 的降解作用,试验结果表明,UV/H₂O₂ 对 i-ARGs 的降解作用显著,产生的自由基主要与胞外聚合物 (EPS) 反应,提高细菌细胞膜的渗透性,破坏 i-ARGs,促进其在 UV-AOPs 过程中的降解。Gao 等^[39] 深入探讨了 UV/H₂O₂ 对耐万古霉素粪肠球菌 (VRE) 及其携带的 *vanBARGs* 的灭活与降解效果,研究发现 UV/H₂O₂ 相较于单独 UV,在灭活 VRE 及其 *vanBARGs* 上更有效,尤其在抑制细菌再生方面。因此,UV/H₂O₂ 在处理抗生素耐药菌及其 ARGs 上优势显著,为水环境中抗生素耐药性控制提供新策略,且该工艺在实际应用中具有较高价值^[40]。然而,UV/H₂O₂ 高级氧化工艺并不能提高水环境中所有抗性基因的削

减效率。Ferro 等^[41]通过对真实废水样品进行 UV/H₂O₂ 消毒试验,评估其对总大肠菌群、大肠杆菌及耐药性大肠杆菌的杀灭效率,以及对 ARGs (*bla*_{TEM}、*qnrS*、*tetW*) 的去除效果。尽管处理 60 min 后细菌失活,细胞内 DNA 中 ARGs 含量减少,但对总 DNA 中 ARGs 的去除效果不显著。总 DNA 中 *bla*_{TEM} 基因在处理 240 min 后增加了 $3.7 \times 10^3 \text{ mL}^{-1}$,而 *qnrS* 基因在初始样品 ($5.1 \times 10^4 \text{ mL}^{-1}$) 和最终样品 ($4.3 \times 10^4 \text{ mL}^{-1}$) 之间没有明显差异,这是因为过程中可能破坏了细菌细胞结构,导致遗传物质(包括 ARGs)的释放,这些释放的 ARGs 可能在水环境中持续存在,甚至促进抗性基因在环境中的转移,减弱了对抗性基因的去除效果。

UV/H₂O₂ 工艺在中等规模的水处理应用中有明显的优势。从设备成本来看,该工艺的主要投资集中在 UV 灯和 H₂O₂ 投加系统上,这些设备的购置和安装费用属于中等水平。然而,在化学药剂成本方面,虽然 H₂O₂ 的单价适中,但随着处理量的增加,其消耗量也会显著上升,从而增加了整体的处理成本。由于 UV 灯在工作过程中需要消耗大量的电能,因此能耗成为了该工艺的主要成本之一,这在一定程度上限制了 UV/H₂O₂ 工艺在大型水处理项目中的广泛应用,因为在大规模处理中,能耗的累积效应会更加明显。在维护成本方面,UV/H₂O₂ 工艺同样需要一定的投入。UV 灯作为核心设备,其使用寿命有限,需要定期更换以确保处理效果。同时,H₂O₂ 投加设备也需要进行定期的维护和保养,以确保其稳定运行。这些维护成本虽然属于中等水平,但也需要纳入整体的经济性考量之中^[35]。

UV/H₂O₂ 工艺在处理水环境中抗性基因时的复杂性导致不仅需要考虑 UV 和 H₂O₂ 的剂量和比例,还需要考虑反应体系中其他组分对·OH 的消耗,以及这些作用对抗性基因去除效果的影响,在实际应用中也需要根据具体的处理规模、水质要求以及经济成本等因素进行综合考虑,以选择最适合的工艺方案。

2.2 UV/PS

PS 是一类常见的氧化剂,根据具体化合物的不同,可以分为过一硫酸盐(PMS)和过二硫酸盐(PDS)。其中,PMS 稳定,是一种良好的绿色氧化剂,可以被 UV 活化生成各种类型的自由基,如·OH

和 SO₄⁻, SO₄⁻ (2.5 ~ 3.1 V) 具有与·OH (1.8 ~ 2.7 V) 相当的氧化还原电位^[42],可以与细胞外抗性基因(e-ARGs)高度且非选择性地发生反应,使 DNA 链断裂^[43],·OH 的高氧化还原电位使其能够与构成 DNA 双链的化合物快速反应,导致 ARB 失活,从而有效降解各种 ARGs^[44]。近年来,UV/PS 因其有效、快速且无毒环保的消毒优势得到了广泛的研究,与 UV/H₂O₂ 工艺相比,UV/PMS 因其更宽的 pH 范围、更持久的寿命以及更高的氧化特异性而受到越来越多的关注^[45-46]。Yao 等^[47]研究探讨了超耐药细菌不动杆菌 sp. CS-2 及其质粒传递的 ARGs (*bla*_{NDM-1} 和 *bla*_{OXA-58}) 在 UV、PMS 和 UV/PMS 处理下的灭菌效果。结果显示,UV/PMS 能完全灭活 CS-2 并控制其光活化风险,而单独 UV 和 PMS 处理的细菌存活率分别为 0.22% 和 0.28%,*bla*_{NDM-1} 和 *bla*_{OXA-58} 的去除率为 99.98% ~ 99.99%。Hu 等^[11]在既有研究基础上,选取含 SRG ARGs 和 I 类整合酶基因的假单胞菌 sp. HLS-6,研究短波 UV(UVC)照射、PMS 氧化和 UVC/PMS 联合处理对 SRG ARB 的失活及其胞内 ARGs 的去除效果。结果显示,UVC/PMS 联合处理显著增强失活效率,其反应速率比单独 UVC 或 PMS 处理高 2.8 ~ 2.9 倍,表明 UVC 与 PMS 协同作用效果更佳。Zhou 等^[45]通过研究发现 UV/PS 工艺对二级废水中 ARGs 的去除效果显著,总 ARGs 减少了 3.84 个数量级,相比单独 UV 下降了 0.56log。为了进一步研究 UV/PS 对 ARGs 的去除效果,Zhou 等^[45]将 ARGs 分为 5 类:MRG、SRG、TRG、喹诺酮类(QRG)和移动遗传元件(MGE)。在 UV/PS 条件下,MRG 去除率最高为 83.35%,显著高于单独 UV 和 PS 的 14.84% 和 47.48%。UV/PS 对 SRG 和 TRG 的去除率分别为 48.45% 和 43.19%,优于单独 UV 的 40.26% 和 41.58%。但对 QRG 的去除效果不明显,仅提高不到 1%。UV/PS 对 MGE 的去除率达 76.09%,显著抑制了基因水平转移和抗性细菌的增加,显示了其对控制 ARGs 传播的潜力。因此,通过去除更多的 MGE 可以提高 ARGs 的去除率,减少 ARGs 的转移。

研究表明,当工艺中加入的氧化剂的剂量较小时,自由基并不优先与 i-ARGs 发生反应,而是和 EPS、细胞壁和细胞膜这些保护 i-ARGs 的细胞成分反应,在 UV/PMS 工艺中,在 ARB 细胞未发生严重

裂解的情况下, *i*-ARGs 不容易受到自由基的攻击, 同时产生的大部分自由基会被细胞成分消耗, 然而, 自由基与 PS 反应提高细菌细胞膜的渗透性, 从而促进 UV 照射进入细胞内环境, 破坏 *i*-ARGs, 同样促进 ARGs 的降解, 这一过程与 UV/H₂O₂ 工艺相似。Rodríguez-Chueca 等^[48] 在西班牙托莱多的 Estiviel 污水处理厂全面应用不同的均相 AOPs 去除废水中 ARBs 和 ARGs 时研究发现最高的抗生素去除率对应于最低的 ARGs 去除率, 这是因为在 UV 照射时间较短的情况下, 氧化剂 (H₂O₂ 或 PMS) 也可以吸收 UVC 照射, 从而降低 DNA 的直接光解, 减少了光解降解过程的光子可用性。在 UV/H₂O₂ 和 UV/PMS 法去除 ARGs 时, 利用 DNA 光解以及生成·OH 和 SO₄⁻ 氧化都是可行的, 但在这种情况下的累积效应低于单独使用 UVC 直接去除 ARGs^[1]。UV/PMS 工艺中, 当氧化剂投加量不足时, 自由基会首先与细胞成分反应, 提高细菌细胞膜的渗透性, 而达到促进 UV 进入细胞内环境破坏 ARGs 而间接促进 ARGs 降解的效果; 当 UV 照射时间较短时, 氧化剂会吸收光子, 从而减少 UV 进入细胞, 减弱 ARGs 的降解效果。因此, UV/PMS 工艺在处理水环境中 ARGs 时的 UV 和 PS 的投加剂量是在实际运行工艺中必须考虑的重要因素, 以控制其对抗性基因去除效果的影响。

UV/PS 工艺在处理高碱性水体时表现出色。从设备成本的角度来看, 该工艺与 UV/H₂O₂ 工艺相似, 主要投资于 UV 灯和 PS 投加设备, 这两部分的成本均属于中等水平。然而, 在化学药剂成本方面, 虽然 PS 的单价相对较高, 但在某些特定的水处理条件下, 其用量可能会少于 H₂O₂, 因此在实际应用中, UV/PS 工艺的药剂成本可能会低于 UV/H₂O₂ 工艺。能耗方面, UV/PS 工艺同样面临 UV 灯高能耗的问题, 这是该工艺成本结构中的一个重要组成部分。在维护成本上, UV/PS 工艺也需要一定的投入。PS 投加设备和 UV 灯的定期维护和保养, 也是成本中不可忽视的一部分。同时, PS 的化学药剂成本相对较高, 这在一定程度上限制了该工艺的广泛应用^[42]。因此, 在选择 UV/PS 工艺时, 需要综合考虑处理规模、水质条件、药剂成本以及能耗等因素, 以制定出最符合实际需求和经济性的水处理方案。

2.3 UV/Cl₂

UV/Cl₂ 工艺因其可能有效控制抗生素耐药性

而引起了研究人员的兴趣, 联合工艺不仅结合了氯化 and UV 照射的优势, 而且还可以从 Cl₂ 的光解中产生一系列自由基, 如·OH 和活性氯 (RCS)^[49], 这些自由基对 ARB 和 ARGs 失活的作用已经在大量研究中得到了证实^[50]。UV/Cl₂ 工艺的氯化阶段对 UV 照射阶段有促进作用: 一方面, 氯化导致某些细菌细胞膜的渗透性增加, 这将使 UV 能够更轻松地穿透细胞组分, 直接作用于 DNA 分子^[51]; 另一方面, 氯化也会导致一些细菌裂解, 此时 *i*-ARGs 被释放转化为 *e*-ARGs。当 *i*-ARGs 转化为 *e*-ARGs 时, 由于其缺乏细胞成分的保护使得·OH 和 UV 等物质的消耗减少, 从而促进对 ARGs 的损伤^[52]。Zhang 等^[53] 通过对市政污水处理厂 (MWTP) 出水中 *sul1*、*tetX*、*tetG*、*intI1* 等 ARGs 基因进行 Cl₂ 消毒、UV 照射和 UV/Cl₂ 消毒研究, 结果表明 ARGs 的去除率与 Cl₂ 用量和接触时间呈正相关。游离氯 (FC) 投加量越大, 去除率越高, 30 mg/L 时去除率最高, 达到了 95.0%~96.8%。Zhang 等^[54] 研究调查了 UV、氯化 and UV/Cl₂ 3 种工艺对抗生素耐药细菌假单胞菌中的抗生素耐药基因 (*sul1*) 和整合子 (*intI1*) 的降解效果。结果显示, 这 3 种方法都能有效灭活细菌, 但基因的灭活难度较大, 基因降解速率顺序为 UV/Cl₂>氯化>UV, 且 UV/Cl₂ 在较短时间内 Cl₂ 消耗更快, 去除效果更佳, *sul1*-qPCR 和 *intI1*-qPCR 的对数减少量分别超过 3.50log 和 4.00log。此外, Cl₂ 投加量和 pH 对 ARGs 的降解有显著影响, 低氯量下 UV/Cl₂ 对 *sul1*-qPCR 的去除更易, pH 增加则降低降解效率。UV/Cl₂ 工艺通过结合氯化 and UV 照射的优势, 有效促进了 ARGs 的失活, 且其效果受 Cl₂ 投加量和 pH 等因素的显著影响, 展现出在控制抗生素耐药性方面的巨大潜力。

UV/Cl₂ 工艺在大规模水处理应用中展现出了显著的经济性优势。从设备成本角度来看, 该工艺所需的 Cl₂ 投加设备相对常见且易于与现有水处理设备整合, 因此设备成本较低。在化学药剂成本方面, Cl₂ 作为一种广泛使用的消毒剂, 其成本相对较低, 为 UV/Cl₂ 工艺提供了良好的经济性基础。虽然 Cl₂ 的直接使用成本较低, 但副产物的控制可能会增加额外的成本。在能耗方面, UV/Cl₂ 工艺同样面临 UV 灯能耗的问题, 由于 Cl₂ 的辅助作用, 该工艺的氧化效率得到提升, 从而在一定程度上降低了

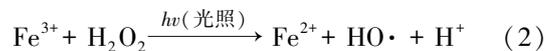
能耗的相对比例。这使得 UV/Cl₂ 工艺在能耗控制方面相对可控,有助于降低运行成本。在维护成本方面,Cl₂ 的处理系统相对简单,维护成本较低,但是氯气是一种有毒有害的气体,所以必须定期进行安全检查,以确保系统的安全运行。这虽然增加了一定的维护工作量,但相对于其他水处理工艺而言,UV/Cl₂ 工艺的维护成本仍然保持在较低水平^[50]。

由以上研究可知,UV/Cl₂ 工艺在去除 ARGs 方面显示出巨大的潜力,而且 UV 和 Cl₂ 在水厂中已经得到了广泛的使用,与其他产生自由基的高级氧化工艺相比,UV/Cl₂ 工艺在水厂中的应用潜力更大。因此,UV/Cl₂ 工艺可能是实现 ARGs 高效降解的潜在技术^[55]。但是,UV/Cl₂ 工艺可能导致微生物多样性增加,并且对某些细菌有显著的富集作用,一些 ARGs 可能出现富集,这与 ARGs 相关细菌氧化应激有关^[56]。因此,部分细菌在联合处理后的富集是否会导致 ARGs 的再传播进而危害人体健康的问题,以及针对其他水质参数的干扰等问题,使得该方法在实际水处理中的可行性和安全性也有待进一步研究。

2.4 UV/Fenton

Fenton 氧化反应是在酸性介质中由 Fe²⁺ 与 H₂O₂ 组成混合体系,通过 Fe²⁺ 与 H₂O₂ 反应产生 ·OH,对细菌造成损伤,形成氢氧化铁聚合物吸附水样中存在的细菌碎片和游离 ARGs,从而有效去除废水中的 ARGs^[57-58]。而 H₂O₂ 的存在可以增强细胞膜的渗透性,H₂O₂ 一旦进入细胞,就会与 Fe²⁺ 发生 Fenton 反应,导致细胞损伤甚至死亡^[59]。UV 与 Fenton 氧化联用,可以生成更多 ·OH,从而进一步提高 ARGs 的去除效率^[60]。在 UV/Fenton 工艺体系中,Fe²⁺ 被氧化为 Fe³⁺,H₂O₂ 被降解为 ·OH 如式(1),·OH 引起细胞外损伤,UV 将 Fe³⁺ 转化为 Fe²⁺,试剂通过孔隙进入细胞,·OH 引起细胞内损伤^[61],降解细胞内的 ARGs,进而使微生物失活。该工艺中,由于 UV 的加入,UV 辐射能使 Fe³⁺ 迅速还原为 Fe²⁺,如式(2),为每个 H₂O₂ 产生 2 个 ·OH,从而提高了有机污染物降解的氧化效率^[62]。UV 辐射的使用加速了产生氧化剂的反应,相比在黑暗中的反应大约加快了 40 倍^[63]。与 Fenton 工艺相比,由于铁的不断减少,UV/Fenton 工艺所需的铁量更少^[64],使反应物成本降低。由此可见,UV/Fenton 氧化法

高效、操作简单、成本相对较低,是一种很有前途的微生物消毒工具^[65]。



Zhong 等^[13] 研究了磁性阴离子交换树脂(MAER)作为 UV/Fenton 催化剂对 ARGs 的降解效果,以 SRG、TRG 和氯霉素类这几种 ARGs 为主要研究对象。原进水和出水中 ARGs 总浓度分别高达 $2.44 \times 10^8 \text{ mL}^{-1}$ 和 $1.19 \times 10^6 \text{ mL}^{-1}$ 。经 MAER 介导的 UV-Fenton 反应 120 min 后,进水中 ARGs 总浓度下降至 $3.77 \times 10^5 \text{ mL}^{-1}$,出水中 ARGs 总浓度下降至 $3.87 \times 10^2 \text{ mL}^{-1}$ 。Fiorentino 等^[66] 在中性 pH 条件下,研究了 UV/Fenton 法处理真实城市污水的可持续三级处理方法,并对 ARGs 的去除效果进行了评估,结果表明,处理后的城市污水中 SRG 耐药基因的相对丰度值有一定程度的降低,其相对丰度值小于 1。Michael 等^[67] 利用 UV/Fenton+颗粒活性炭(GAC)复合工艺,对膜生物反应器(MBR)和常规活性污泥系统(CAS)2 种出水中 *bla*_{OXA}、*bla*_{CTX-M}、*qnrS*、*sul1* 和 *tetM* 基因的降解效果进行了评估,研究发现,只利用 UV/Fenton 工艺处理 60 min 后,2 种废水中的 5 种 ARGs 的丰度均降至定量极限。在 UV/Fenton 工艺实际运行过程中,溶液 pH 对 UV/Fenton 反应的效率至关重要。最优 pH 值通常为 3~4,因为过高或过低的 pH 都会影响 ·OH 的生成以及 Fe³⁺ 的溶解度。在 Fenton 反应中,Fe³⁺ 是催化 H₂O₂ 分解产生 ·OH 的关键。然而,随着反应的进行,Fe³⁺ 可能以氢氧化物沉淀或配合物的形式存在,导致其在溶液中的溶解度降低,形成含铁污泥,进而影响 ARGs 的处理效率^[40]。此外,处理后的废水中含有大量 Fe³⁺,需要额外的处理步骤来去除,增加了工艺复杂程度^[68]。UV/Fenton 氧化法通过高效生成 ·OH 并促进细胞内外的损伤,显著提高了 ARGs 的去除效率,尽管在实际应用中需注意 pH 的优化和 Fe³⁺ 的管理,但其仍是一种前景广阔、成本效益高的消毒技术。

从经济性角度来看,UV/Fenton 工艺的成本相对较高。首先设备成本是 UV/Fenton 工艺的一大开销,除了核心的 UV 灯设备外,还需要配套的铁盐投加设备以及处理反应后沉淀物的系统,而且在日常

运营和维护中也需要投入大量资金。其次,在 UV/Fenton 工艺中, H_2O_2 和铁盐是主要的化学药剂,它们的消耗量较大,导致化学药剂成本较高。此外,由于工艺中同时需要 UV 灯和 Fenton 反应的双重作用,因此能耗相对较大,增加了运营成本。在处理过程中,产生大量的铁泥和废弃物需要进行妥善处理。UV/Fenton 工艺虽然具有高效处理难降解污染物的优点,但其在设备、化学药剂、能耗和维护等方面的成本都相对较高^[69]。因此,UV/Fenton 工艺在实际工程运用中还需要综合考虑多方面因素,并采取相应措施来克服其局限性,以实现高效、稳定、经济的废水处理效果。

2.5 UV/TiO₂

TiO₂ 是一种典型的光催化剂,因其优异的光学和电子性能、化学稳定性、无毒性和低成本而被广泛认为是解决环境问题的可行方案^[70]。TiO₂ 在 UV 的激发下能够形成电子-空穴对,生成的电子-空穴对与 TiO₂ 表面吸收的水和分子氧发生反应,导致更多的氧化物质形成·OH 和超氧自由基阴离子(O₂⁻)等活性氧(ROS),光生 ROS 具有强氧化性,TiO₂ 就可以在强 UV 照射下灭活 ARB 并降解 ARGs,导致微生物死亡^[71],最终抑制 ARGs 的传播。

Xiao 等^[72]研究了 TiO₂ 在光照射下对噬菌体促进的 ARGs 的水平传播效应的作用。发现单独添加 TiO₂ 处理的转导效率比不添加 TiO₂ 的对照处理提高了 4.6 倍,这一结果表明 TiO₂ 可以促进 ARGs 通过噬菌体感染扩散^[73]。虽然单独 UV 处理对噬菌体的转导也有显著的促进作用,转导体的数量达到对照处理的 8.6 倍,但是在 UV 激发下,TiO₂ 对转导剂的形成有显著的促进作用,噬菌体转导效率大幅提高 20.4 倍。虽然 TiO₂ 单独处理和 UV 照射都能促进噬菌体感染,但 TiO₂ 光激发表现出明显的协同促进作用。然而,过量的 UV 辐射会抑制转导剂的产生,导致其数量减少,这意味着噬菌体和细菌细胞受到严重的氧化损伤。适度光激发 TiO₂ 产生的胞外 ROS 可增加外膜通透性,促进噬菌体感染,在 TiO₂ 光激发作用下,细胞内 ROS 诱导的菌毛合成增加,为噬菌体识别和入侵提供了更多的位点,促进了转导过程。Sharma 等^[1]利用 TiO₂ 改性聚偏氟乙烯(PVDF)膜,测试 UV/TiO₂ 对 ARGs 的去除效率。试验结果表明,使用 TiO₂ 修饰的 PVDF 膜进行 UV

处理,其降解 ARGs 和整合子的效率比单独使用 PVDF 膜的效率更高,在 UV/TiO₂ 修饰的 PVDF 膜中,质粒对 ARGs 的降解效率均高于 UV/纯净 PVDF 膜^[74]。总体而言,UV/TiO₂ 降解 ARGs 和整合子的活性的效率更高。然而,TiO₂ 粉体易结块,难分离和回收,为此需要合成负载在石英板上的 TiO₂ 薄膜,这是催化活性最高的 TiO₂ 形式。由于 TiO₂ 粉体尺寸小,制备难度大,这也限制了它的实际应用。为了解决这一问题,Guo 等^[4]成功地合成了 TiO₂ 薄膜,这是催化活性最高的 TiO₂ 形式。通过试验观察了 TiO₂ 薄膜光催化是否能够还原铜绿假单胞菌 2 种 ARGs。在黑暗中,TiO₂ 存在时,ARGs 的减少量小于 0.12log,而在 120 mJ/cm² UV₂₅₄ 辐照剂量下,TiO₂ 薄膜对 2 种 ARGs 的还原量分别为 5.8log 和 4.7log,说明试验中 UV/TiO₂ 联合处理对 ARGs 的浓度降低 4.7~5.8 个数量级,降解效果很显著。该研究还表明,虽然细胞内 ARGs 比细胞外 ARGs 更难被破坏,但 TiO₂ 仍然能够有效去除 i-ARGs 和 e-ARGs。

UV/TiO₂ 工艺在水处理领域具有显著的长期成本优势。初期投资相对较高,主要体现在 TiO₂ 反应器的购置与安装上。TiO₂ 作为催化剂,在反应过程中能够循环使用,大大降低了化学药剂的消耗成本,这是该工艺的一大亮点。此外,能耗方面虽然存在 UV 灯的电耗成本,但相较于其他处理工艺,其能耗水平仍属于中等,并且不在维护成本方面,催化剂的定期清理维护工作的频率和成本相对较低会对运营成本造成过大压力。因此,综合考虑设备成本、化学药剂成本、能耗以及维护成本,UV/TiO₂ 工艺在长期运行中展现出明显的经济性优势^[71]。由此发现,UV/TiO₂ 联合工艺仍然存在局限性,因此要将该方法应用到实际的废水处理过程中,还需要进一步的研究来加以验证其在实际工艺运行中的有效性。

3 总结和展望

随着抗生素在全球范围内的广泛使用,ARGs 的污染问题在水环境中日益严重,对公共健康构成了重大威胁。传统污水处理工艺对 ARGs 的去除效率有限,而新型 AOPs 凭借其卓越的污染物去除效率和广泛的适用性,逐渐成为研究和应用的热点。本综述系统总结了近年来 UV 与多种 AOPs 结合的组合工艺在削减水环境中 ARGs 方面的研究进展。

UV/H₂O₂、UV/PS、UV/Cl₂、UV/Fenton 和 UV/TiO₂ 等工艺展现出不同程度的 ARGs 去除能力,且在不同水环境下表现出各自的优势与局限性。UV/H₂O₂ 工艺通过·OH 有效去除 ARGs,且不会引入新污染物;UV/PS 则因其更广泛的 pH 适用范围和更高的氧化选择性,逐渐受到关注;UV/Cl₂ 工艺在结合了氯化化和 UV 照射优势的同时,能够通过 Cl₂ 的光解产生多种活性物质,有效促进 ARGs 的去除。UV/Fenton 工艺通过 Fe²⁺ 与 UV/H₂O₂ 反应生成大量·OH,能够高效去除 ARGs,并通过 UV 照射进一步增强氧化效率,但需在酸性条件下进行,操作较为复杂;UV/TiO₂ 工艺利用 TiO₂ 的光催化作用生成 ROS,在强 UV 照射下有效降解 ARGs,同时具备化学稳定性和无毒性,适合长期应用,但在实际应用中存在催化剂分离和回收的挑战。尽管 UV-AOPs 工艺在 ARGs 削减方面表现出色,但其应用仍存在一定挑战。实际水环境中的复杂性,如有机物质、溶解性金属、共存污染物等,可能影响 AOPs 的降解效率。此外,不同工艺的操作条件,如 UV 强度、氧化剂投加量、pH 等,需要根据实际情况进行优化。

总的来说,UV-AOPs 工艺作为一种有前途的水处理技术,为 ARGs 污染控制提供了新的思路,但仍需进一步研究和实践验证其在不同情境下的有效性和可行性。

未来,针对水环境中 ARGs 污染的控制研究将朝着多元化和集成化的方向发展。在 UV-AOPs 的基础上,进一步优化组合工艺、提升处理效率是未来研究的重要方向。具体而言,可以探索将 UV 与更多类型的氧化剂或催化剂结合,形成更高效的联合处理工艺。同时,结合多种处理工艺的优势,开发集成化、模块化的水处理系统,以应对不同水环境的复杂性和变化性。此外,针对 AOPs 处理过程中可能产生的副产物和二次污染问题,需要进一步深入研究其生成机制和抑制方法,确保水处理的安全性和可持续性。总之,UV-AOPs 工艺作为应对水环境中 ARGs 污染的前沿技术,未来的研究应通过多学科的协同合作,进一步提升 UV-AOPs 的处理效率和实用性,为水环境保护和公共健康安全提供更为稳固的技术保障。

参考文献

[1] SHARMA V K, YU X, MCDONALD T J, et al. Elimination of

antibiotic resistance genes and control of horizontal transfer risk by UV-based treatment of drinking water: A mini review [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2019, 13 (3). DOI:10.1007/s11783-019-1122-7.

[2] KHETAN S K, COLLINS T J. Human pharmaceuticals in the aquatic environment: A challenge to green chemistry [J]. *Chemical Reviews*, 2007, 107(6): 2319-2364.

[3] LEE J, JEON J H, SHIN J, et al. Quantitative and qualitative changes in antibiotic resistance genes after passing through treatment processes in municipal wastewater treatment plants [J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 605/606: 906-914. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.250.

[4] GUO C, WANG K, HOU S, et al. H₂O₂ and/or TiO₂ photocatalysis under UV irradiation for the removal of antibiotic resistant bacteria and their antibiotic resistance genes [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 323: 710-718. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.10.041.

[5] DU J, XU T, GUO X, et al. Characteristics and removal of antibiotics and antibiotic resistance genes in a constructed wetland from a drinking water source in the Yangtze River Delta [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 813: 152540. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.152540.

[6] CHENG X, XU J, SMITH G, et al. Metagenomic insights into dissemination of antibiotic resistance across bacterial genera in wastewater treatment [J]. *Chemosphere*, 2021, 271 (3): 129563.

[7] 戚徐健,魏凡皓,樊佳炜. 高级氧化技术处理抗生素及其抗性基因的研究进展 [J]. *工业水处理*, 2022, 42(12): 55-64.

QI X J, WEI F H, FAN J W. Research progress in the treatment of antibiotics and their resistance genes by advanced oxidation technology [J]. *Industrial Water Treatment*, 2022, 42 (12): 55-64.

[8] 吴晓慧. 高级氧化技术在抗生素废水的应用进展 [J]. *辽宁化工*, 2024, 53(2): 278-280, 288.

WU X H. Application progress of advanced oxidation technology in antibiotic wastewater [J]. *Liaoning Chemical*, 2024, 53 (2): 278-280, 288.

[9] MARTIMIANO D P T, LINDO S F, GROSSELI G, et al. Using BiVO₄/CuO-based photoelectrocatalyzer for 4-nitrophenol degradation [J]. *Materials (Basel)*, 2020, 13(6). DOI:10.3390/ma13061322.

[10] HE H, ZHOU P, SHIMABUKU K K, et al. Degradation and deactivation of bacterial antibiotic resistance genes during exposure to free chlorine, monochloramine, chlorine dioxide, ozone, ultraviolet light, and hydroxyl radical [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(4): 2013-2026.

[11] HU Y, ZHANG T, JIANG L, et al. Removal of sulfonamide antibiotic resistant bacterial and intracellular antibiotic resistance genes by UVC-activated peroxymonosulfate [J]. *Chemical*

- Engineering Journal, 2019, 368: 888–895. DOI: 10.1016/j.cej.2019.02.207.
- [12] TRAVIS A, CHERNOVA O, CHERNOV V, et al. Antimicrobial drug discovery: Lessons of history and future strategies [J]. Expert Opinion on Drug Discovery, 2018, 13 (11): 983–985.
- [13] ZHONG J, YANG B, GAO F, et al. Performance and mechanism in degradation of typical antibiotics and antibiotic resistance genes by magnetic resin-mediated UV-Fenton process [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021, 227: 112908. DOI:10.1016/j.ecoenv.2021.112908.
- [14] 杨根,刘颖,俞映惊,等. 高级氧化技术去除水体中抗性基因污染的研究进展[J]. 环境化学, 2021, 40(4): 1263–1273. YANG B, LIU H, YU Y L, et al. Research progress on the removal of resistance gene pollution in water by advanced oxidation technology [J]. Environmental Chemistry, 2021, 40 (4): 1263–1273.
- [15] MOURA A, OLIVEIRA C, HENRIQUES I, et al. Broad diversity of conjugative plasmids in integron-carrying bacteria from wastewater environments [J]. FEMS Microbiology Letters, 2012, 330(2): 157–164.
- [16] 国彬,姚丽贤,冯志诚,等. 广州市污水厂氯霉素类抗生素污染特征研究[J]. 杭州化工, 2011, 41(2): 15–17. GUO B, YAO L X, FENG Z C, et al. Study on the pollution characteristics of chloramphenicol antibiotics in Guangzhou sewage treatment plant [J]. Hangzhou Chemical Industry, 2011, 41(2): 15–17.
- [17] PRUDEN A, PEI R, STORTEBOOM H, et al. Antibiotic resistance genes as emerging contaminants; Studies in northern Colorado [J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40 (23): 7445–7450.
- [18] STOLL C, SIDHU J P, TIEHM A, et al. Prevalence of clinically relevant antibiotic resistance genes in surface water samples collected from Germany and Australia [J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(17): 9716–9726.
- [19] 缪银萍. 上海桃浦工业园区土壤柱和地下水中抗生素和ARGs分布迁移研究[D]. 上海:华东师范大学, 2023. MIAO Y P. Study on the distribution and migration of antibiotics and ARGs in soil columns and groundwater in Shanghai Taopu Industrial Park [D]. Shanghai: East China Normal University, 2023.
- [20] XU L, OUYANG W, QIAN Y, et al. High-throughput profiling of antibiotic resistance genes in drinking water treatment plants and distribution systems [J]. Environmental Pollution, 2016, 213: 119–126. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.02.013.
- [21] ZHANG S, LIN W, YU X. Effects of full-scale advanced water treatment on antibiotic resistance genes in the Yangtze Delta area in China [J]. FEMS Microbiology Ecology, 2016, 92 (5): f1w065.
- [22] MATASEJE L F, NEUMANN N, CRAGOB, et al. Characterization of cefoxitin-resistant Escherichia coli isolates from recreational beaches and private drinking water in Canada between 2004 and 2006 [J]. Antimicrobial Agents and Chemotherapy, 2009, 53(7): 3126–3130.
- [23] HOU A, YANG D, MIAO J, et al. Chlorine injury enhances antibiotic resistance in Pseudomonas aeruginosa through over expression of drug efflux pumps [J]. Water Research, 2019, 156: 366–371. DOI: 10.1016/j.watres.2019.03.035.
- [24] LIU S S, QU H M, YANG D, et al. Chlorine disinfection increases both intracellular and extracellular antibiotic resistance genes in a full-scale wastewater treatment plant [J]. Water Research, 2018, 136: 131–136. DOI: 10.1016/j.watres.2018.02.036.
- [25] 齐宇轩. 典型抗生素抗性基因在污水处理系统中的分布及消除机制[D]. 保定:河北大学, 2023. QI Y X. Distribution and elimination mechanism of typical antibiotic resistance genes in wastewater treatment systems [D]. Baoding: Hebei University, 2023.
- [26] 颀亚玮,於驰晟,李菲菲,等. 某市污水厂抗生素和抗生素抗性基因的分布特征[J]. 环境科学, 2021, 42(1): 315–322. JIE Y W, YU C S, LI F F, et al. The distribution characteristics of antibiotics and antibiotic resistance genes in a municipal sewage plant [J]. Environmental Science, 2021, 42 (1): 315–322.
- [27] FREY S K, TOPP E, KHAN I U, et al. Quantitative Campylobacter spp., antibiotic resistance genes, and veterinary antibiotics in surface and ground water following manure application: Influence of tile drainage control [J]. Science of the Total Environment, 2015, 532: 138–153. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.03.114.
- [28] SZCZEPANOWSKI R, LINKE B, KRAHNI I, et al. Detection of 140 clinically relevant antibiotic-resistance genes in the plasmid metagenome of wastewater treatment plant bacteria showing reduced susceptibility to selected antibiotics [J]. Microbiology (Reading), 2009, 155(Pt 7): 2306–2319.
- [29] HU Y, JIANG L, ZHANG T, et al. Occurrence and removal of sulfonamide antibiotics and antibiotic resistance genes in conventional and advanced drinking water treatment processes [J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, 360: 364–372. DOI:10.1016/j.jhazmat.2018.08.012.
- [30] YU Q L, FENG T S, YANG J W, et al. Seasonal distribution of antibiotic resistance genes in the Yellow River water and tap water, and their potential transmission from water to human [J]. Environmental Pollution, 2022, 292: 118304. DOI: 10.1016/j.envp01.2021.118304.
- [31] PROIA L, SCHILLER D V, SANCHEZ-MELSIO A, et al. Occurrence and persistence of antibiotic resistance genes in river biofilms after wastewater inputs in small rivers [J]. Environmental Pollution, 2016, 210: 121–128. DOI:10.1016/

- j. envpol. 2015. 11. 035.
- [32] CHEN J, LI W, ZHANG J, et al. Prevalence of antibiotic resistance genes in drinking water and biofilms: The correlation with the microbial community and opportunistic pathogens [J]. *Chemosphere*, 2020, 259: 127483. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.127483.
- [33] HU Y, JIANG L, ZHANG T, et al. Occurrence and removal of sulfonamide antibiotics and antibiotic resistance genes in conventional and advanced drinking water treatment processes [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 360: 364–372. DOI:10.1016/j.jhazmat.2018.08.012.
- [34] BEN Y, HU M, ZHANG X, et al. Efficient detection and assessment of human exposure to trace antibiotic residues in drinking water [J]. *Water Research*, 2020, 175: 115699. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115699.
- [35] 胡钰博, 马冬雪, 张亚男, 等. UV/H₂O₂ 对海水养殖废水中磺胺甲恶唑去除条件优化与降解机制分析 [J]. *中国海洋大学学报(自然科学版)*, 2022, 52(11): 105–116.
HU Y B, MA D X, ZHANG Y N, et al. UV/H₂O₂ removal conditions optimization and degradation mechanism analysis of sulfamethoxazole in mariculture wastewater [J]. *China Ocean University Journal (Natural Science Edition)*, 2022, 52(11): 105–116.
- [36] 叶辉. UV/H₂O₂ 高级氧化去除饮用水中抗生素的中试试验 [J]. *净水技术*, 2022, 41(10): 43–48.
YE H. Pilot test of UV/H₂O₂ advanced oxidation to remove antibiotics in drinking water [J]. *Water Purification Technology*, 2022, 41(10): 43–48.
- [37] DAS D, BORDOLOI A, ACHARY M P, et al. Degradation and inactivation of chromosomal and plasmid encoded resistance genes/ARs and the impact of different matrices on UV and UV/H₂O₂ based advanced oxidation process [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 833: 155205. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.155205.
- [38] MENG X Q, LI F J, YI L, et al. Free radicals removing extracellular polymeric substances to enhance the degradation of intracellular antibiotic resistance genes in multi-resistant *Pseudomonas Putida* by UV/H₂O₂ and UV/peroxydisulfate disinfection processes [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2022, 430: 128502. DOI:10.1016/j.jhazmat.2022.128502.
- [39] GAO R, YU M, XIE J, et al. Inactivation of vancomycin-resistant *Enterococcus faecalis* and degradation of intracellular *vanB* gene under exposure to UV and UV/H₂O₂ [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 49: 103004. DOI:10.1016/j.jwpe.2022.103004.
- [40] 焦浩, 岳建刚, 王洪波, 等. UV/H₂O₂ 高级氧化工艺去除水中有机污染物的研究进展 [J]. *城镇供水*, 2019(4): 67–75.
JIAO H, YUE J G, WANG H B, et al. Research progress on the removal of organic pollutants in water by UV/H₂O₂ advanced oxidation process [J]. *Urban Water Supply*, 2019(4): 67–75.
- [41] FERRO G, GUARINO F, CASTIGLIONE S, et al. Antibiotic resistance spread potential in urban wastewater effluents disinfected by UV/H₂O₂ process [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 560/561: 29–35. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.047.
- [42] NIHEMAITI M, YOON Y, HE H, et al. Degradation and deactivation of a plasmid-encoded extracellular antibiotic resistance gene during separate and combined exposures to UV₂₅₄ and radicals [J]. *Water Research*, 2020, 182: 115921. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115921.
- [43] AHMED Y, LU J, YUAN Z, et al. Efficient inactivation of antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes by photo-Fenton process under visible LED light and neutral pH [J]. *Water Research*, 2020, 179: 115878. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115878.
- [44] GHANBARI F, MORADI M. Application of peroxymonosulfate and its activation methods for degradation of environmental organic pollutants: Review [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 310: 41–62. DOI:10.1016/j.cej.2016.10.064.
- [45] ZHOU C S, WU J W, DONG LL, et al. Removal of antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes in wastewater effluent by UV-activated persulfate [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 388: 122070. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122070.
- [46] AO X, SUN W, LI S, et al. Degradation of tetracycline by medium pressure UV-activated peroxymonosulfate process: Influencing factors, degradation pathways, and toxicity evaluation [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 361: 1053–1062. DOI:10.1016/j.cej.2018.12.133.
- [47] YAO S, HU Y, YE J, et al. Disinfection and mechanism of super-resistant *Acinetobacter* sp. and the plasmid-encoded antibiotic resistance gene *bla*_{NDM-1} by UV/peroxymonosulfate [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2022, 433: 133565. DOI: 10.1016/j.cej.2021.133565.
- [48] RODRÍGUEZ-CHUECA J, VARELLA DELLA GIUSTINA S, ROCHAJ, et al. Assessment of full-scale tertiary wastewater treatment by UV-C based-AOPs: Removal or persistence of antibiotics and antibiotic resistance genes? [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 652: 1051–1061. DOI:10.1016/j.scitotenv.2018.10.223.
- [49] YIN R, LING L, SHANGC. Wavelength-dependent chlorine photolysis and subsequent radical production using UV-LEDs as light sources [J]. *Water Research*, 2018, 142: 452–458. DOI: 10.1016/j.watres.2018.06.018.
- [50] AHMED Y, LU J, YUAN Z, et al. Efficient inactivation of antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes by photo-Fenton process under visible LED light and neutral pH [J]. *Water Research*, 2020, 179: 115878. DOI:10.1016/j.

- watres. 2020. 115878.
- [51] GHOSH S, CHEN Y, HU J. Application of UVC and UVC based advanced disinfection technologies for the inactivation of antibiotic resistance genes and elimination of horizontal gene transfer activities: Opportunities and challenges [J]. Chemical Engineering Journal, 2022, 450: 138234. DOI:10.1016/j.cej.2022.138234.
- [52] LIU X, HU J Y. Effect of DNA sizes and reactive oxygen species on degradation of sulphonamide resistance *sul1* genes by combined UV/free chlorine processes [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 392: 122283. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.122283.
- [53] ZHANG Y, ZHUANG Y, GENG J, et al. Inactivation of antibiotic resistance genes in municipal wastewater effluent by chlorination and sequential UV/chlorination disinfection [J]. Science of the Total Environment, 2015, 512/513: 125–132. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.01.028.
- [54] ZHANG T, HU Y, JIANG L, et al. Removal of antibiotic resistance genes and control of horizontal transfer risk by UV, chlorination and UV/chlorination treatments of drinking water [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 358: 589–597. DOI:10.1016/j.cej.2018.09.218.
- [55] WANG W, XIE H, LI G, et al. Visible light-induced marine bacterial inactivation in seawater by an *in situ* photo-fenton system without additional oxidants: Implications for ballast water sterilization [J]. ACS ES&T Water, 2021, 1(6): 1483–1494.
- [56] ZHANG J, LI W, ZHANG X, et al. Combined applications of UV and chlorine on antibiotic resistance control: A critical review [J]. Environmental Research, 2024, 243: 117884. DOI: 10.1016/j.envres.2023.117884.
- [57] LIU F, ZHOU H, PAN Z, et al. Degradation of sulfamethoxazole by cobalt-nickel powder composite catalyst coupled with peroxymonosulfate: Performance, degradation pathways and mechanistic consideration [J]. Journal of Hazardous Materials, 2020, 400: 123322. DOI:10.1016/j.jhazmat.2020.123322.
- [58] MICHAEL-KORDATOU I, KARAOLIA P, FATTA-KASSINOS D. The role of operating parameters and oxidative damage mechanisms of advanced chemical oxidation processes in the combat against antibiotic-resistant bacteria and resistance genes present in urban [J]. Water Research, 2018, 129: 208–230. DOI:10.1016/j.watres.2017.10.007.
- [59] IOANNOU-TTOFA L, RAJ S, PRAKASH H, et al. Solar photo-Fenton oxidation for the removal of ampicillin, total cultivable and resistant *E. coli* and ecotoxicity from secondary-treated wastewater effluents [J]. Chemical Engineering Journal, 2019, 355: 91–102. DOI:10.1016/j.cej.2018.08.057.
- [60] WANG J, CHEN X. Removal of antibiotic resistance genes (ARGs) in various wastewater treatment processes: An overview [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2022, 52(4): 571–630.
- [61] O'DOWD K, PILLAI S C. Photo-fenton disinfection at near neutral pH: Process, parameter optimization and recent advances [J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2020, 8(5): 104063.
- [62] LIOU M J, LU M C, CHEN J N. Oxidation of explosives by Fenton and photo-Fenton processes [J]. Water Research, 2003, 37(13): 3172–3179.
- [63] ZAPATA A, VELEGRAKI T, REZJAS N, et al. Solar photo-Fenton treatment of pesticides in water: Effect of iron concentration on degradation and assessment of ecotoxicity and biodegradability [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2009, 88(3/4): 448–454. DOI: 10.1016/j.apcatb.2008.10.024.
- [64] ABELEDO-LAMEIRO M J, POLO-LÓPEZ M I, ARES-MAZÁS E, et al. Inactivation of the waterborne pathogen *Cryptosporidium parvum* by photo-Fenton process under natural solar conditions [J]. Applied Catalysis B Environmental, 2019, 253: 341–347. DOI:10.1016/j.apcatb.2019.04.049.
- [65] LI S, WU Y, ZHENG H, et al. Antibiotics degradation by advanced oxidation process (AOPs): Recent advances in ecotoxicity and antibiotic-resistance genes induction of degradation products [J]. Chemosphere, 2023, 311(Pt 2): 136977.
- [66] FIORENTINO A, ESTEBAN B, GARRIDO-CARDENAS J A, et al. Effect of solar photo-Fenton process in raceway pond reactors at neutral pH on antibiotic resistance determinants in secondary treated urban wastewater [J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, 378: 120737. DOI:10.1016/j.jhazmat.2019.06.014.
- [67] MICHAELA S G, MICHAEL-KORDATOUA I, BERETSOUA V G, et al. Solar photo-Fenton oxidation followed by adsorption on activated carbon for the minimisation of antibiotic resistance determinants and toxicity present in urban wastewater [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2019, 244: 871–880. DOI:10.1016/j.apcatb.2018.12.030.
- [68] CORONADO J M, SORIA J, CONESA J C, et al. Photocatalytic inactivation of *Legionella pneumophila* and an aerobic bacteria consortium in water over TiO₂/SiO₂ fibres in a continuous reactor [J]. Topics in Catalysis, 2005, 35(3/4): 279–286. DOI:10.1007/s11244-005-3835-z.
- [69] LIAO C, KUO S. Inactivation of bacteria by kaolinite photocatalysts in water [J]. Environmental Engineering Science, 2008, 25(1): 33–42.
- [70] REN S, BOO C, GUO N, et al. Photocatalytic reactive ultrafiltration membrane for removal of antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes from wastewater effluent [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(15): 8666–8673.

(下转第 100 页)

区)、点位 7(排水分区 9,湖区)受降雨影响较大,污水支管中可能存在较为严重的外水入侵。

5 结论

有效阻止外水入侵是污水厂提质增效的关键。本文基于系统分析的角度,采取分区分级诊断及溯源的方法,从干管到支管,通过连续时段的污水 COD 浓度监测及其与降雨量的对比关系,最终锁定主要涵盖老镇区的排水分区 10,以及主要涵盖湖区的排水分区 9 存在明显的外水入侵现象,对所研究污水厂提质增效方案的制定具有明确的指导意义。同时,与传统大面积开展管线调查的方法相比,节约了时间与经费,研究成果与方法可为类似污水处理厂制定提质增效方案提供参考。

参考文献

- [1] 中华人民共和国住房和城乡建设部. 2022 年中国城乡建设统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2023.
Ministry of Housing and Urban Rural Development of the People's Republic of China. China urban-rural construction statistical yearbook in 2022[M]. Beijing: China Statistics Press, 2023.
- [2] 徐祖信, 徐晋, 金伟, 等. 我国城市黑臭水体治理面临的挑战与机遇[J]. 给水排水, 2019, 55(3): 1-5, 77.
XU Z X, XU J, JIN W, et al. Challenges and opportunities of black and odorous water body in the cities of China[J]. Water & Wastewater Engineering, 2019, 55(3): 1-5, 77.
- [3] 罗坤, 孙凌凯, 马方凯, 等. 基于水质水量监测的污水管网评估诊断与定量分析[J]. 中国给水排水, 2024, 40(13): 109-114.
LUO K, SUN L K, MA F K, et al. Evaluation, diagnosis and quantitative analysis of sewage pipe network based on water quality and quantity monitoring[J]. China Water & Wastewater, 2024, 40(13): 109-114.
- [4] BENTES I, SILVA D, VIEIRA C, et al. Inflow quantification in urban sewer networks[J]. Hydrology, 2022, 9(4): 52-52.

- [5] 徐祖信, 王思玉, 刘淑雅, 等. 基于地下水入渗反演解析的污水管网破损数值化定位[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2022, 50(9): 1331-1338.
XU Z X, WANG S Y, LIU S Y, et al. Numerical analysis and location of sewer network damage based on groundwater infiltration inversion [J]. Journal of Tongji University (Natural Science), 2022, 50(9): 1331-1338.
- [6] 黄晓敏, 傅肖尉, 赵志超, 等. 基于分区水质监测的污水管网收集效能评估[J]. 水资源保护, 2023, 39(6): 152-159.
HUANG X M, FU X W, ZHAO Z C, et al. Evaluation of collection efficiency of sewer network based on water quality zoning monitoring [J]. Water Resources Protection, 2023, 39(6): 152-159.
- [7] KRACHT O, GRESCH M, GUJER W. A stable isotope approach for the quantification of sewer infiltration [J]. Environmental Science Technology, 2007, 41(16): 5839-5845.
- [8] 徐祖信, 汪玲玲, 尹海龙, 等. 基于特征因子的排水管网地下水入渗分析方法[J]. 同济大学学报(自然科学版), 2016, 44(4): 593-598.
XU Z X, WANG L L, YIN H L, et al. Quantification of groundwater infiltration into urban drainage networks based on marker species approach [J]. Journal of Tongji University (Natural Science), 2016, 44(4): 593-598.
- [9] 程小文, 周飞祥, 孙广东, 等. 面向提质增效的污水管网外水快捷排查方法研究[J]. 给水排水, 2022, 48(s1): 489-493.
CHENG X W, ZHOU F X, SUN G D, et al. Research on quick inspection method of external water in sewage pipe network for improving quality and efficiency [J]. Water & Wastewater Engineering, 2022, 48(s1): 489-493.
- [10] 刘希希, 崔诺, 胡馨月, 等. 特征因子法提高污水管道地下水入渗检测效率的研究[J]. 给水排水, 2022, 58(2): 122-127.
LIU X X, CUI N, HU X Y, et al. Research on water quality factor method to improve the sufficiency of groundwater infiltration detection in sewage pipes [J]. Water & Wastewater Engineering, 2022, 58(2): 122-127.

(上接第 12 页)

- [71] PHAM T, LEE B. Cu doped TiO₂/GF for photocatalytic disinfection of *Escherichia coli* in bioaerosols under visible light irradiation: Application and mechanism [J]. Applied Surface Science, 2014, 296: 15-23. DOI: 10.1016/j.apsusc.2014.01.006.
- [72] XIAO X, MA X L, HAN X, et al. TiO₂ photoexcitation promoted horizontal transfer of resistance genes mediated by phage transduction [J]. Science of the Total Environment, 2021, 760: 144040. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.144040.
- [73] HAN X, LV P, WANG L, et al. Impact of nano-TiO₂ on horizontal transfer of resistance genes mediated by filamentous phage transduction [J]. Environmental Science Nano, 2020(4): 1214-1224. DOI: 10.1039/C9EN01279F.
- [74] AUERBACH E A, SEYFRIED E E, MCMAHON K D. Tetracycline resistance genes in activated sludge wastewater treatment plants [J]. Water Research, 2007, 41(5): 1143-1151.