

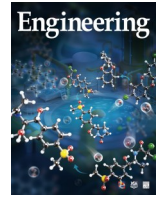


ELSEVIER

Contents lists available at ScienceDirect

Engineering

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/eng](http://www.elsevier.com/locate/eng)



Research  
Emerging Contaminants Control: Science and Technology—Review

## 基于紫外线的高级氧化工艺用于抗生素耐药性控制——效率、影响因素及能耗

韩佳芮<sup>a,#</sup>, 李婉鑫<sup>a,#</sup>, Yun Yang<sup>a</sup>, Xuanwei Zhang<sup>a</sup>, Siyu Bao<sup>a</sup>, 张相如<sup>a,\*</sup>, 张彤<sup>b</sup>, Kenneth Mei Yee Leung<sup>c</sup>

<sup>a</sup> Department of Civil and Environment Engineering, The Hong Kong University of Science and Technology, Hong Kong 999077, China

<sup>b</sup> Department of Civil Engineering, The University of Hong Kong, Hong Kong 999077, China

<sup>c</sup> State Key Laboratory of Marine Pollution and Department of Chemistry, City University of Hong Kong, Hong Kong 999077, China

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 30 January 2023

Revised 19 September 2023

Accepted 19 September 2023

Available online 15 December 2023

#### 关键词

高级氧化工艺

紫外线/氯

紫外线/过氧化氢

紫外线/过硫酸盐

抗生素抗性细菌

抗生素抗性基因

### 摘要

携带抗生素抗性基因(ARGs)的抗生素抗性细菌(ARB)能够降低或消除抗生素的有效性,从而威胁人类健康。联合国环境规划署将抗生素抗性列为六个值得关注的新兴问题中的首要问题。结合紫外线(UV)照射和化学氧化(主要是氯、过氧化氢和过硫酸盐)的高级氧化工艺(AOPs)作为一种先进的水和污水处理技术,正受到越来越多的关注。由于能够产生多种活性物质,相比单独的紫外线照射或化学氧化,这些组合技术显著提高了ARB灭活和ARG降解的效率。本文基于最近的研究,回顾了UV/氯、UV/过氧化氢和UV/过硫酸盐工艺在控制ARB和ARG方面的性能及其潜在机制,讨论了影响这些工艺效率的因素,包括生物因素、氧化剂剂量、紫外线强度、pH值和水基质特性。此外,本文基于单位数量级能耗对不同UV-AOPs进行了成本效益评估。在污水处理基质中,UV/氯工艺显示出比其UV-AOPs更高的效率和更低的能耗,表明其在污水处理中用于ARB灭活和ARG降解的潜力。对于真实污水处理,需要进一步研究如何权衡UV/氯工艺的能效与有毒卤代副产物的形成,以促进其在控制ARB和ARG方面的优化和应用。

© 2023 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company. This is an open access article under the CC BY license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. 引言

抗生素被视为药学领域最重要的发明之一,因为它们能有效治疗细菌感染并延长寿命[1]。据估计,全球每年的抗生素消耗量在10万~20万吨之间[2],且其使用量仍在持续增加。一项针对76个国家的抗生素消耗量调查显示,从2000年至2015年,抗生素消耗量增长了65% [3]。当细菌进化出对抗生素作用的抵抗力时,就会自然产生抗生素耐药性[4]。然而,包括抗生素滥用或过度使用在内的人为因素,极大地促进了抗生素抗性细菌(ARB)和

抗生素抗性基因(ARG)的筛选[5–6]。抗生素耐药性威胁到抗生素在治疗传染病方面的有效性,导致住院时间延长、治疗成本增加以及发病率和死亡率升高[5,7–8]。据预测,到2050年,每年将有1000万人因抗菌药物耐药性而死亡[9]。世界卫生组织已宣布,抗生素耐药性是21世纪公共卫生面临的最严重威胁之一[9]。

固有耐药性、基因突变、垂直基因转移和水平基因转移被认为是抗生素耐药性产生和传播的主要机制[10–11]。固有耐药性与阻止抗生素进入细胞膜、在特定抗生素到达目标之前通过外排泵将其排出以及抗生素降解甚至失活等

\* Corresponding author.

E-mail address: [xiangru@ust.hk](mailto:xiangru@ust.hk) (X. Zhang).

# The authors contributed equally to this work.

行为有关。突变以多种方式导致抗生素耐药性，包括切换抗生素靶标、增加药物外排和降低靶基因表达[12]。垂直基因转移是指遗传物质从亲本细胞遗传而来，仅在微生物基因可转移至子代细胞时发生[13]。尽管细胞外 ARG (e-ARG) 的水平通常比细胞内 ARG (i-ARG) 低 2~3 个数量级，但 e-ARG 的传播可通过水平基因转移显著增强[10, 14]。水平基因转移可通过基因转移载体、接合、转化和转导发生 (图 1 [10,15])。基因转移载体类似病毒，可将宿主细胞的部分 DNA 转移到受体细胞，或是通过细胞裂解传播到受体细胞的游离微粒[10]。接合是指当细胞间接触时，可移动遗传载体携带的 ARG 从供体细胞传递到受体细胞[16]。转化过程是指自然可转化的细菌摄取、整合并功能性表达 e-ARG。在转导过程中，供体细胞的 i-ARG 在 DNA 复制开始时被包装进噬菌体中，噬菌体携带的 ARG 在受体细胞被噬菌体感染后就会与其基因组结合[17]。抗生素耐药性出现和传播的多种机制凸显了 ARB 和 ARG 控制所面临的挑战[15,18]。

据报道，大约 50%~90% 的人用和兽用抗生素及其代谢物会以活性形式通过尿液和粪便排出体外[19]。来自家庭、养殖场和医院的含抗生素污水不断进入污水处理厂[20]，而传统的污水处理工艺无法有效地去除或灭活大部分抗生素[21-22]。同时，生物处理单元中使用的活性污泥具有较高的微生物密度和多样性，这有利于水平基因转移[23]。由于污水中抗生素含量相对较高，并且活性污泥中的生物量也相当可观，因此污水处理厂被认为是促进 ARB 和 ARG 增殖的热点区域[24-25]。有研究报道，生物处理后污水中 *tet* 基因的相对丰度增加了 212%~358% [24]。由于传统污水处理工艺的去效率不足，大量抗生素、ARB 和 ARG 可能会进入水环境[25-26]，因而饮用水源中经常会检测到 ARB 和 ARG [24-29]。最近，为了研究 ARG 的全球分布，Zhang 等[4]从欧洲核苷酸档案库中收集了 4572 个宏基因组样本，其中 1819 个样本来自污水和水生环境。研究共鉴定出 2561 个 ARG，它们共同对 24 类抗生素具有耐药性。只有 25 个 ARG 的检出频率高于 75%，而大多数 ARG 的检出频率低于 10%。水生环境中 ARG 的丰度差异显著，每个样本每百万读数中每千碱基的读数范围从小于 0.005 到 296 不等。通过综合考虑 ARG 的检出频率、丰度以及致病潜力等其他因素，确定了具有较高健康风险的 ARG，并列于表 1 [4]中。

UV 和化学氧化剂 (如氯) 通常用于水和污水处理中的消毒，这被认为是控制微生物风险的最后一道也是最坚实的屏障[30]。为了灭活 ARG，所需的 UV 剂量高于标准消毒实践中的剂量[26,31]。然而，有证据表明，紫外线和

化学氧化可能会增加饮用水/污水中 ARB 和 ARG 的丰度 [28,32-35]。例如，研究发现，饮用水氯化可增加 18 种 ARG 亚型中 14 种的绝对丰度[36]。在一个真实污水处理厂中，发现氯化可使 e-ARG 的绝对丰度增加高达 3.8 倍，而使 i-ARG 的绝对丰度增加高达 7.8 倍[33]。Yuan 等[34]报道，氯化使 e-ARG 的转化频率增加了 2.9~7.2 倍，因为氯化会产生细胞碎片，增强了 e-ARG 的吸附，从而增加其持久性和繁殖潜力。研究发现，紫外线处理可使污水中 159 种 ARG 的相对丰度增加 6.0 倍[32]。此外，ARB 可能在经紫外线或化学氧化剂处理的水/污水中再生和重新激活[37-38]。这种受损细胞的再生可能导致水平基因转移和抗生素耐药性的传播[39]，进一步危及水/污水的微生物安全。这些发现表明，仅通过紫外线照射或化学氧化处理不足以有效灭活 ARB 和降解 ARG。

近年来，由于基于 UV 的高级氧化工艺 (AOP) 的活性物质的快速形成可显著促进 ARB 和 ARG 的减少，运用 UV-AOPs 以控制水环境中 ARB 和 ARG 相关风险引起了越来越多的关注[40-48]。之前已有关于 UV-AOPs 技术在控制 ARB 和 ARG 方面的应用和性能的综合综述[31,49]。本研究对 UV-AOPs 控制 ARB/ARG 的最新进展进行了系统文献综述。基于紫外线的 AOP 主要包括 UV/过氧化氢 ( $H_2O_2$ )、UV/氯、UV/过硫酸盐、UV/臭氧和 UV/催化剂工艺。关于使用 UV/臭氧和 UV/催化剂工艺处理 ARB/ARG 的研究报道较少[43,50-53]，因此本研究重点关注 UV/ $H_2O_2$ 、UV/氯和 UV/过硫酸盐工艺，讨论了三种 UV-AOPs 在各种环境和操作条件下灭活 ARB 和降解 ARG 的效率和机制，以提高对 ARB 和 ARG 控制的基本理解，并为 UV-AOPs 的工程设计提供指导。此外，基于单位数量级能耗 (EE/O) 的概念，对三种 UV-AOPs 的成本效益进行了系统评估和比较，这为决策者选择适合实际应用的工艺提供有益的启示。

## 2. UV-AOPs 对 ARB 的灭活和 ARG 的降解

### 2.1. UV-AOPs 在 ARB 灭活和 ARG 降解中的效率和机制

UV/氯工艺作为一种 AOP，因其易于实施且在降解难降解微污染物 (包括 ARB 和 ARG) 方面具有高效性而备受关注[54-56]。表 2 [44,56-60]展示了在 UV/氯、单独 UV 和单独氯化处理中 ARB 失活和 ARG 减少的数据。UV/氯工艺在灭活不同种类的 ARB 方面表现出强大的能力，其效率高于单独 UV 和单独氯化的总效率[49,57]。在使用 UV/氯处理 ARG 时，也发现了 ARG 降解的协同效应。与单独使用氯 ( $20 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ) 或  $UV_{254}$  ( $9.03 \text{ mW} \cdot \text{cm}^{-2}$ ) 相

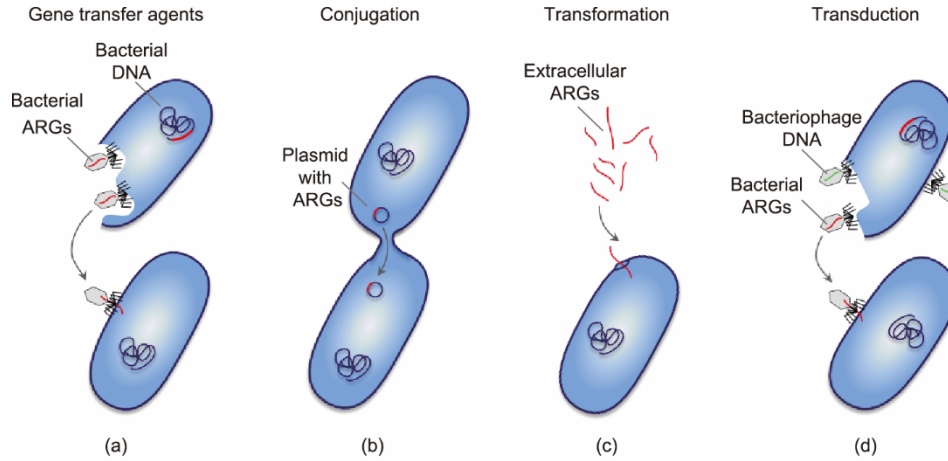


图1. 水平基因转移的机制。(a) 基因转移载体；(b) 接合；(c) 转化；(d) 转导[10,15]。

表1 存在相对较高健康风险的 ARG [4]

Health risk ranking	ARGs	Category	Health risk ranking	ARGs	Category
1	<i>ermB</i>	Macrolide–lincosamide–streptogramin (MLS) resistant	26	<i>APH(6)-Id</i>	Aminoglycoside resistant
2	<i>acrB</i>	Multidrug resistant	27	<i>APH(3'')-Ib</i>	Aminoglycoside resistant
3	<i>marA</i>	Multidrug resistant	28	<i>ermF</i>	MLS resistant
4	<i>H-NS</i>	Multidrug resistant	29	<i>mgrA</i>	Multidrug resistant
5	<i>acrF</i>	Multidrug resistant	30	<i>msrA</i>	Multidrug
6	<i>evgS</i>	Multidrug resistant	31	<i>emrB</i>	Fluoroquinolone resistant
7	<i>acrE</i>	Multidrug resistant	32	<i>tet(A)</i>	Tetracycline resistant
8	<i>acrS</i>	Multidrug resistant	33	<i>oqxB</i>	Multidrug resistant
9	<i>evgA</i>	Multidrug resistant	34	<i>mdtH</i>	Fluoroquinolone resistant
10	<i>CRP</i>	Multidrug resistant	35	<i>mphA</i>	MLS resistant
11	<i>mdtE</i>	Multidrug resistant	36	<i>mphC</i>	MLS resistant
12	<i>mdtF</i>	Multidrug resistant	37	<i>ermX</i>	MLS resistant
13	<i>tolC</i>	Multidrug resistant	38	<i>efrA</i>	Multidrug resistant
14	<i>gadX</i>	Multidrug resistant	39	<i>qacA</i>	Fluoroquinolone resistant
15	<i>gadW</i>	Tetracycline resistant	40	<i>mel</i>	Multidrug resistant
16	<i>tetO</i>	Tetracycline resistant	41	<i>oqxA</i>	Multidrug resistant
17	<i>tetM</i>	Multidrug resistant	42	<i>cfxA2</i>	Beta-lactams resistant
18	<i>mdtM</i>	Fluoroquinolone resistant	43	<i>AAC(6)-Ie-APH(2'')-Ia</i>	Aminoglycoside resistant
19	<i>emrR</i>	Tetracycline resistant	44	<i>acrD</i>	Aminoglycoside resistant
20	<i>emrY</i>	Multidrug resistant	45	<i>tet(40)</i>	Tetracycline resistant
21	<i>tetQ</i>	Tetracycline resistant	46	<i>cfxA3</i>	Beta-lactams resistant
22	<i>tetW</i>	Tetracycline resistant	47	<i>mexB</i>	Multidrug resistant
23	<i>emrK</i>	Tetracycline resistant	48	<i>ANT(2'')-Ia</i>	Aminoglycoside resistant
24	<i>tetB</i>	Tetracycline resistant	49	<i>tetX</i>	Tetracycline resistant
25	<i>emrA</i>	Fluoroquinolone resistant	50	<i>tet(X4)</i>	Tetracycline resistant

比，40 min 的 UV/氯处理在磷酸盐缓冲盐水（PBS）中分别使 *tetM* 和 *blaTEM* 的降解量增加了 0.98~3.20 log 和 1.28~3.36 log [57]。在污水处理厂中，UV<sub>254</sub> (0.1 mW·cm<sup>-2</sup>) 和氯化 (2 mg·L<sup>-1</sup>) 的组合在 1.3 min 内额外减少了 1.4 log ARB，并且在 53 min 内减少了 1.0~1.5 log ARG [60]。此

外，UV/氯处理显著抑制了 ARB 的再生和重新激活。

为了降低水环境中与 ARB 和 ARG 相关的风险，UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 工艺也得到了广泛的研究[61–63]。在 30 min 的 UV<sub>254</sub> (9.85 mW·cm<sup>-2</sup>) /H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (340 mg·L<sup>-1</sup>) 处理中，污水中的目标 ARG (*sulI*、*tetX*、*tetG* 和 *intI1*) 丰度显著降低了

表2 紫外线、氯化以及紫外线/氯化联合处理在ARB灭活和ARG降解方面的性能

Treatment	Target ARB	Target ARGs	Reduction of ARB/ARGs (log)			Reference
			UV	Chlorine	UV/chlorine	
UV <sub>254</sub> : 0.20 mW·cm <sup>-2</sup> Chlorine: 20 mg·L <sup>-1</sup> Time: 1 min Matrix: PBS	<i>Pseudomonas</i> sp. HLS-6	—	3	> 5	> 5	[44]
UV <sub>254</sub> : 0.20 mW·cm <sup>-2</sup> Chlorine: 20 mg·L <sup>-1</sup> Time: 5 min Matrix: PBS	—	<i>sulI</i>	0.51	1.77	3.30	
		<i>intI1</i>	0.78	2.46	3.69	
UV <sub>254</sub> : 0.08 mW·cm <sup>-2</sup> Chlorine: 20 mg·L <sup>-1</sup> Time: 60 min Matrix: PBS	—	<i>sulI</i>	0.90	< 0.10	1.46	[56]
UV <sub>254</sub> : 9.03 mW·cm <sup>-2</sup> Chlorine: 1 mg·L <sup>-1</sup> Time: 3 min Matrix: PBS	Tetracycline resistant <i>Escherichia coli</i> ( <i>E. coli</i> )	—	3.03	5.07	5.55	[57]
	Amoxicillin resistant <i>E. coli</i>	—	2.67	5.91	4.89	
UV <sub>254</sub> : 9.03 mW·cm <sup>-2</sup> Chlorine: 20 mg·L <sup>-1</sup> Time: 40 min Matrix: PBS	—	<i>tetM</i>	0.91	1.45	3.20	
		<i>blaTEM</i>	0.96	2.45	3.36	
UV <sub>254</sub> : 0.20 mW·cm <sup>-2</sup> Chlorine: 6 mg·L <sup>-1</sup> Time: 1 min Matrix: wastewater	Total culturable bacteria	—	—	—	> 2	[58]
UV <sub>254</sub> : 0.20 mW·cm <sup>-2</sup> Chlorine: 6 mg·L <sup>-1</sup> Time: 10 min Matrix: wastewater	Detected ARGs	—	—	—	1.36	
UV <sub>254</sub> : 0.93 mW·cm <sup>-2</sup> Chlorine: 2.5 mg·L <sup>-1</sup> Time: 0.5 min Matrix: wastewater	Total coliform	—	3.2	—	> 5.4	[59]
UV <sub>254</sub> : 0.10 mW·cm <sup>-2</sup> Chlorine: 1 mg·L <sup>-1</sup> Time: 1.3 min Matrix: wastewater	<i>Enterococcus faecalis</i>	—	2.2	< 0.1	3.10	[60]
UV <sub>254</sub> : 0.10 mW·cm <sup>-2</sup> Chlorine: 1 mg·L <sup>-1</sup> Time: 53 min Matrix: wastewater	—	<i>strB</i>	0.89	1.4	1.42	
		<i>tetA</i>	1.37	0.9	1.74	
		<i>tetB</i>	1.62	1.1	1.99	

1.55~2.32 log [64]。Michael 等[65]也报道, 通过 90 min 的 UV<sub>254</sub> (3.46 mW·cm<sup>-2</sup>)/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (5 mg·L<sup>-1</sup>) 处理, 目标 ARG (即 *sulI*、*sul2*、*tetM*、*blaOXA-A* 和 *blaTEM*) 的丰度大幅降低, 降低了 2.0~3.7 log。相比之下, 通过长达 240 min 的 UV<sub>320-450</sub> (17.4 μW·cm<sup>-2</sup>)/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (20 mg·L<sup>-1</sup>) 处理污水,

目标 ARG (包括 *blaTEM*、*qnrS* 和 *tetW*) 的丰度仅略有降低 [66]。如表 3 [41,45,62-69]所示, 通过 UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 处理有效灭活 ARB 和降解 ARG 需要相对较高的 UV 通量和化学剂量, 但其效率仍高于单独使用 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 或 UV 的工艺。UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 工艺已被证明能显著抑制细菌的光活化和再生[70]。

表3 UV、H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>以及UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>联合处理在ARB灭活和ARG降解方面的性能

Treatment	Target ARB	Target ARGs	Reduction of ARB/ARGs (log)			Reference
			UV	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	
UV <sub>254</sub> : 12 mJ·cm <sup>-2</sup>	<i>Staphylococcus aureus</i>	—	2.5	0.2	3.7	[67]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 3400 mg·L <sup>-1</sup>	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	—	2.5	0.3	3.6	
Time: 60 min	( <i>P. aeruginosa</i> )					
Matrix: PBS						
UV <sub>254</sub> : 120 mJ·cm <sup>-2</sup>	—	<i>mecA</i>	1.4	0.1	2.7	
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 3400 mg·L <sup>-1</sup>	—	<i>ampC</i>	2.3	0.2	2.9	
Time: 60 min						
Matrix: PBS						
UV <sub>254</sub> : 0.3 mW·cm <sup>-2</sup>	—	<i>i-ampR</i>	1.64	—	1.48	[41]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 10 mg·L <sup>-1</sup>	—	<i>e-ampR</i>	2.57	—	4.91	
Time: 3 min						
Matrix: PBS						
UV <sub>254</sub> : 1 mW·cm <sup>-2</sup>	—	<i>i-gyrA</i> , <i>i-tetA</i> , <i>i-qnrS</i> , and <i>i-intI</i>	1.32–4.74	—	1.02–5.22	[63]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 50 mg·L <sup>-1</sup>						
Time: 10 min						
Matrix: PBS						
UV <sub>254</sub> : 1 mW·cm <sup>-2</sup>	—	<i>i-gyrA</i> , <i>i-tetA</i> , <i>i-qnrS</i> , <i>i-intI</i>	1.98–5.16	—	2.34–5.58	
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 50 mg·L <sup>-1</sup>	—	<i>e-gyrA</i> , <i>e-tetA</i> , <i>e-qnrS</i> , and <i>e-intI</i>	1.74–5.64	—	1.68–5.64	
Time: 10 min						
Matrix: wastewater						
UV <sub>254</sub> : 0.25 mW·cm <sup>-2</sup>	<i>Pseudomonas putida</i> ( <i>P. putida</i> ) MX-2	—	6.97	—	6.97	[48]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 10 mg·L <sup>-1</sup>	—	<i>P. putida</i> MX-2 carried ARGs	1.8	—	2.8	
Time: 21.3 min						
Matrix: PBS						
UV <sub>254</sub> : 0.25 mW·cm <sup>-2</sup>	<i>P. putida</i> MX-2	—	5.25	—	4.25	
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 10 mg·L <sup>-1</sup>	—	<i>P. putida</i> MX-2 carried ARGs	0.7	—	1.8	
Time: 21.3 min						
Matrix: wastewater						
UV <sub>254</sub> : 3.46 mW·cm <sup>-2</sup>	<i>E. coli</i> and <i>P. aeruginosa</i>	—	—	—	~3.5	[65]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 5 mg·L <sup>-1</sup>						
Time: 3 min						
Matrix: saline solution						
UV <sub>254</sub> : 3.46 mW·cm <sup>-2</sup>	<i>E. coli</i> and <i>P. aeruginosa</i>	—	—	—	~3.5	
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 5 mg·L <sup>-1</sup>						
Time: 8 min						
Matrix: wastewater						
UV <sub>254</sub> : 3.46 mW·cm <sup>-2</sup>	—	<i>sul1</i> , <i>sul2</i> , <i>tetM</i> , <i>blaOXA-A</i> , and <i>blaTEM</i>	—	—	2.0–3.7	
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 5 mg·L <sup>-1</sup>						
Time: 90 min						
Matrix: wastewater						
UV <sub>320–450</sub> : —	<i>E. coli</i>	—	~1.5	<0.1	6	[68]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 17 mg·L <sup>-1</sup>						
Time: 45 min						
Matrix: surface water						
UV <sub>320–450</sub> : 17.4 μW·cm <sup>-2</sup>	<i>E. coli</i>	—	—	—	1.15	[66]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 20 mg·L <sup>-1</sup>						
Time: 90 min						
Matrix: wastewater						

Treatment	Target ARB	Target ARGs	Reduction of ARB/ARGs (log)			Reference
			UV	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	UV/H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	
UV <sub>320-450</sub> : 17.4 μW·cm <sup>-2</sup>	—	<i>qnrS</i> and <i>blaTEM</i>	—	—	< 0.1	
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 20 mg·L <sup>-1</sup>	—	<i>tetW</i>	—	—	0.74	
Time: 240 min						
Matrix: wastewater						
UV <sub>254</sub> : 9.85 mW·cm <sup>-2</sup>	—	<i>sulI</i> , <i>tetX</i> , <i>tetG</i> , and <i>intI1</i>	—	—	1.55–2.32	[64]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 340 mg·L <sup>-1</sup>						
Time: 30 min						
Matrix: wastewater						
UV <sub>254</sub> : 100 mJ·cm <sup>-2</sup>	Fecal coliforms	—	—	—	3.4	[69]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 40 mg·L <sup>-1</sup>						
Matrix: wastewater						
UV <sub>254</sub> : 700 mJ·cm <sup>-2</sup>	—	<i>blaOXA</i> , <i>blaTEM</i> , <i>blaCTX-M</i> , <i>qnrS</i> , <i>sulI</i> , and <i>tetM</i>	—	—	0.7–2.0	
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 40 mg·L <sup>-1</sup>						
Matrix: wastewater						
UV <sub>254</sub> : 2.3 μW·cm <sup>-2</sup>	<i>Klebsiella pneumoniae</i> ( <i>K. pneumoniae</i> )	—	6	—	6	[45]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 34 mg·L <sup>-1</sup>						
Time: 3 min						
Matrix: wastewater						
UV <sub>254</sub> : 2.3 μW·cm <sup>-2</sup>	—	<i>blaKPC-3</i>	0.89	—	1.70	
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 34 mg·L <sup>-1</sup>						
Time: 5 min						
Matrix: wastewater						
UV <sub>254</sub> : 0.55 mW·cm <sup>-2</sup>	<i>E. coli</i> PI7	—	5	—	6.2	[62]
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 10 mg·L <sup>-1</sup>	<i>K. pneumoniae</i> L7	—	4.8	—	5.1	
Time: 3 min						
Matrix: wastewater						
UV <sub>254</sub> : 0.55 mW·cm <sup>-2</sup>	—	<i>blaCTX-M-15</i>	2.7	—	2.7	
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> : 10 mg·L <sup>-1</sup>	—	<i>blaNDM-1</i>	2.1	—	2.9	
Time: 18 min						
Matrix: wastewater						

通过紫外线照射激活过硫酸盐, 包括过二硫酸盐 (PDS) 和过氧单硫酸盐 (PMS), 在对抗 ARB 和 ARG 方面展现出巨大的潜力[45–47,71]。例如, 在去除污水中的 *blaKPC-3* 时, UV<sub>254</sub> (2.3 μW·cm<sup>-2</sup>) /PDS (238 mg·L<sup>-1</sup>) 过程比 UV<sub>254</sub> (2.3 μW·cm<sup>-2</sup>) /H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (34 mg·L<sup>-1</sup>) 过程更有效, 两种过程在 1 min 内分别实现了 80% 和 67% 的 *blaKPC-3* 基因降解[45]。处理 5 min 后, UV<sub>254</sub>/PDS 和 UV<sub>254</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 过程均实现了超过 98% 的 *blaKPC-3* 基因降解。研究发现, UV<sub>254</sub> (100 μW·cm<sup>-2</sup>) /PMS (20 mg·L<sup>-1</sup>) 处理在 30 min 内分别将 *sulI* 和 *intI1* 水平降低了 2.9 log 和 3.4 log [42]。表 4 列出了在不同操作条件下使用 UV<sub>254</sub>/PDS 和 UV<sub>254</sub>/PMS 处理 ARB 和 ARG 的效率[42,45–48,71–73]。据报道, UV<sub>254</sub> 和

过硫酸盐的组合能有效灭活不同类型的 ARB [如抗生素耐药性大肠杆菌 (*E. coli*)、肺炎克雷伯氏菌 (*K. pneumoniae*) 和假单胞菌属 HLS-6], 与单独使用紫外线或过硫酸盐处理相比, 观察到了协同效应[45–47]。然而, 对于不同的 ARG, 组合过程相对于单独的 UV<sub>254</sub> 或过硫酸盐过程的优越性有所不同。Zhou 等[46]观察到, UV<sub>254</sub> (0.4 μW·cm<sup>-2</sup>) /PDS (238 mg·L<sup>-1</sup>) 处理实现了比 UV<sub>254</sub> 照射 (3.28 log) 和 PDS 氧化 (1.68 log) 更高的总 ARG 减少水平 (3.84 log)。具体而言, UV<sub>254</sub>/PDS 降解了 83.4% 的大环内酯抗性基因, 显著高于 UV<sub>254</sub> 照射的减少率 (68.5%) 和 PDS 氧化的减少率 (35.9%)。相比之下, 与单独使用 UV 照射相比, UV/PDS 联合工艺对喹诺酮抗性基因的降解改善不足 5% [46]。

表4 紫外线、过硫酸盐氧化以及紫外线/过硫酸盐联合处理在灭活 ARB 和降解 ARG 方面的性能

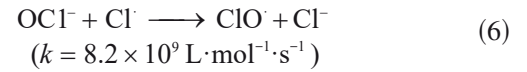
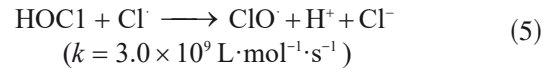
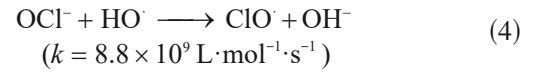
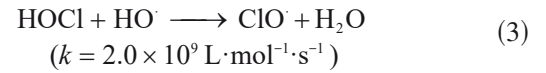
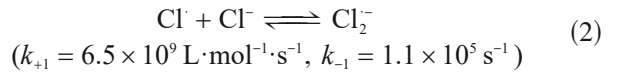
Treatment	Target ARB	Target ARGs	Reduction of ARB/ARGs (log)			Reference
			UV	Persulfate	UV/persulfate	
UV <sub>254</sub> : 0.1 mW·cm <sup>-2</sup> PMS: 1 mg·L <sup>-1</sup> Time: 10 min Matrix: PBS	<i>Pseudomonas</i> sp. HLS-6	—	4.1	0.28	5.3	[42]
UV <sub>254</sub> : 0.1 mW·cm <sup>-2</sup> PMS: 20 mg·L <sup>-1</sup> Time: 30 min Matrix: PBS	—	<i>sulI</i> <i>intI1</i>	1.2 0.7	2 2.3	2.9 3.4	
UV <sub>254</sub> : 0.2 mW·cm <sup>-2</sup> PMS: 5 mg·L <sup>-1</sup> Time: 5 min Matrix: PBS	<i>Acinetobacter</i> sp. CS-2	—	7	4.7	7	[72]
UV <sub>254</sub> : 0.2 mW·cm <sup>-2</sup> PMS: 20 mg·L <sup>-1</sup> Time: 30 min Matrix: PBS	—	<i>blaNDM-1</i> <i>blaOXA-58</i>	1.63 2.41	3 3.52	3.64 4.6	
UV <sub>254</sub> : 0.25 mW·cm <sup>-2</sup> PDS: 45.6 mg·L <sup>-1</sup> Time: 21.3 min Matrix: PBS	<i>P. putida</i> MX-2	—	6.97	—	6.97	[48]
	—	<i>P. putida</i> MX-2 carried ARGs	5.25	—	4.01	
UV <sub>254</sub> : 0.25 mW·cm <sup>-2</sup> PDS: 45.6 mg·L <sup>-1</sup> Time: 21.3 min Matrix: PBS	<i>P. putida</i> MX-2	—	—	—	>2	
	—	<i>P. putida</i> MX-2 carried ARGs	0.7	—	2.2	
UV <sub>254</sub> : 2.3 μW·cm <sup>-2</sup> PDS: 238 mg·L <sup>-1</sup> Time: 3 min Matrix: wastewater	<i>K. pneumoniae</i>	—	6	—	6	[45]
UV <sub>254</sub> : 2.3 μW·cm <sup>-2</sup> PDS: 238 mg·L <sup>-1</sup> Time: 5 min Matrix: wastewater	—	<i>blaKPC-3</i>	0.89	—	1.70	
UV <sub>254</sub> : 45 μW·cm <sup>-2</sup> PDS: 476 mg·L <sup>-1</sup> or PMS: 304 mg·L <sup>-1</sup> Time: 80 min Matrix: wastewater	<i>E. coli</i> J53	—	6.54	—	6.7 (UV/PDS), 6.58 (UV/ PMS)	[47]
UV <sub>254</sub> : 4.5 μW·cm <sup>-2</sup> PDS: 10 mg·L <sup>-1</sup> Time: 30 min Matrix: wastewater	<i>E. coli</i>	—	4	—	6	[71]
UV <sub>254</sub> : 0.01 kJ·L <sup>-1</sup> PMS: 152 mg·L <sup>-1</sup> Time: 6 min Matrix: wastewater	<i>E. coli</i> , <i>Enterococcus</i> spp., <i>Pseu-</i> <i>domonas</i> spp.	—	—	—	3.5–5.8	[73]
UV <sub>254</sub> : 0.4 mW·cm <sup>-2</sup> PDS: 238 mg·L <sup>-1</sup> Time: 10 min Matrix: wastewater	Total culturable bacteria	—	0.87–2.0	0.40–1.9	1.28–3.0	[46]
	—	<i>sulI</i> , <i>sul2</i> , <i>ermB</i> , <i>tetO</i> , <i>qnrS</i> , <i>in-</i> <i>tI1</i> , and <i>intI2</i>	0.16–1.09	0.02–0.66	0.24–1.14	

据报道,与单独使用紫外线照射或化学氧化相比,基于UV的AOP通常能实现更高的ARB和ARG减少率,这被认为与孢子表面的破坏增强和ARB细胞内物质的明显释放有关[61,72]。基于UV的AOP对细胞膜的完整性造成有效破坏,促进了ARB的失活并抑制其再生。图2 [40,74]展示了基于UV的AOP如何去除ARB和ARG的示意图。尽管紫外线可以破坏细胞壁大分子,但紫外线照射灭活细菌的主要机制是导致DNA双链断裂和染色体畸变,进而通过坏死或凋亡导致细胞死亡[75]。据报道,化学氧化剂主要通过破坏细胞表面和改变膜通透性来灭活细菌[76],其中氯的消毒效力高于过氧化氢和过硫酸盐[77-78]。在UV/氯、UV/过氧化氢或UV/过硫酸盐过程中,可以产生多种自由基(图2,详见第2.2节)。产生的自由基具有高度氧化性,可引起明显的细胞表面损伤和细胞通透性增加[74,79],这可能促进氧化剂和自由基与编码ARG的DNA反应,并通过紫外线照射促进DNA损伤[13]。同时,细胞通透性的增加使得*i*-ARG能够释放到水环境中并转化为*e*-ARG。研究表明,与*i*-ARG相比,*e*-ARG更容易被降解,因为它们更容易暴露于基于UV的AOP中的紫外线照射、化学氧化剂和自由基[79-81]。

## 2.2. 活性物质的形成及其作用

如式(1)~(6)所示,在UV/氯工艺中会产生多种活性氧化剂,包括羟基自由基( $\cdot\text{OH}$ )和活性氯物种(RCS),如 $\text{Cl}^\cdot$ 、 $\text{Cl}_2^\cdot$ 和 $\text{ClO}^\cdot$ (图2)[31]。通过使用硝基苯(NB)等自由基清除剂清除 $\cdot\text{OH}$ ,研究了不同自由基在处理ARB和ARG中的贡献(在UV/氯工艺中, $\cdot\text{OH}$ 的反应速率常数 $k_{\text{OH-NB}} = 3.9 \times 10^9 \text{ L}\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$ )。添加硝基苯后,ARG的对数减少量几乎没有变化,表明在UV/氯工艺中 $\cdot\text{OH}$ 对ARG降解的贡献微乎其微。在之前的研究[41,

82]中也得到了类似的结果,表明 $\cdot\text{OH}$ 对ARG降解的贡献较小是因为 $\cdot\text{OH}$ 容易被细胞表面成分和细胞内基质消耗。然而,在以苯甲酸作为 $\cdot\text{OH}$ 和RCS清除剂的样本中,*tetM*和*blaTEM*丰度的减少量与仅使用硝基苯作为 $\cdot\text{OH}$ 清除剂时相当[57],表明在UV/氯工艺中, $\cdot\text{OH}$ 而非RCS是*tetM*和*blaTEM*降解的主要因素。文献中关于各种自由基在ARG降解中的作用存在不一致,这可能是由于细菌菌株和实验条件(如紫外线和氯剂量)的不同造成的。



在UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ 过程中, $\cdot\text{OH}$ 是通过 $\text{H}_2\text{O}_2$ 的光解产生的,而高浓度的 $\text{H}_2\text{O}_2$ 可能充当 $\cdot\text{OH}$ 的清除剂,如式(7)~(10)所示[67,83]。由于 $\cdot\text{OH}$ 的高反应活性和非选择性,它会通过与细胞表面成分的反应迅速消耗,导致其对*i*-ARG的影响微乎其微[41,63]。然而,Meng等[48]观察到,与单独使用UV处理相比,UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ 过程对*i*-ARG的降解作用要大得多。这可能是因为随着处理时间的增加, $\cdot\text{OH}$ 可以改变细菌膜的通透性,使UV照射和 $\text{H}_2\text{O}_2$ 能够渗透到细胞中,随后与细胞内ARG编码的DNA发生相互作用。此外,据报道,细菌的细胞质可以与 $\text{H}_2\text{O}_2$ 反应形成 $\cdot\text{OH}$ ,

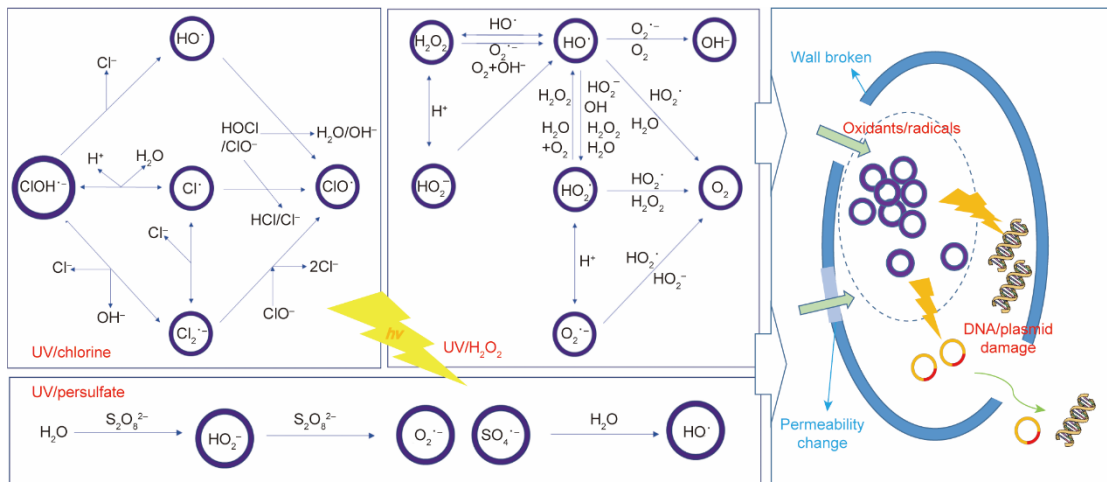
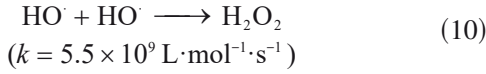
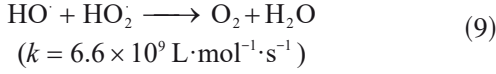
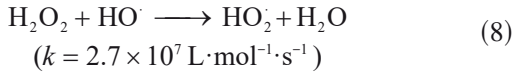
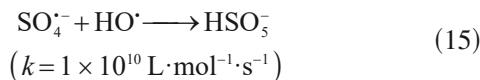
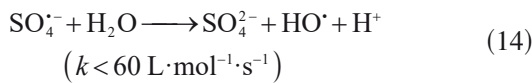
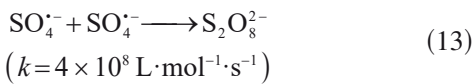
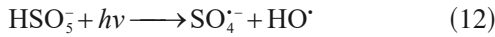
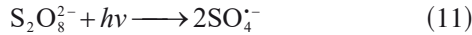


图2. UV/氯、UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ 和UV/过硫酸盐过程中自由基形成、ARB失活和ARG降解的示意图[39,74]。 $h\nu$ 表示光子能量; $h$ 为普朗克常量, $\nu$ 为光子频率。

这会降低酶活性, 减弱代谢, 并对DNA和RNA造成诱变性的结构损伤[45,84]。



UV/PDS和UV/PMS工艺是新型AOP, 主要产生 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ (图2)。在近中性pH条件下, 涉及的主要化学反应如式(11)~(15)所示[85~86]。在脱氧水( $\Phi = 1.4$ )和氧饱和水( $\Phi = 1.8$ )中, PDS在254 nm紫外光解产生的自由基量子产率( $\Phi$ )显著高于PMS( $\Phi = 1.04$ )和 $\text{H}_2\text{O}_2$ ( $\Phi = 1.0$ ) [87]。与 $\cdot\text{OH}$ 相比,  $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 具有更高的选择性、更长的半衰期( $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 为30~40  $\mu\text{s}$ ,  $\cdot\text{OH}$ 为20 ns)和更高的氧化还原电位( $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 为2.5~3.1 V,  $\cdot\text{OH}$ 为2.8 V) [88]。此外,  $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 可以攻击鸟嘌呤杂环的 $\pi$ 位, 导致DNA修饰[42]。因此, 据报道, 在UV/PDS和UV/PMS工艺中,  $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 是导致ARB失活和ARG降解的主要活性物种[45]。然而, UV/PDS或UV/PMS产生的不同自由基在细菌失活和基因降解中的作用可能受到细菌菌株和基因类型的影响。例如, 当用UV/PDS处理海洋农业污水中的四环素抗性基因时,  $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 和 $\cdot\text{OH}$ 主要分别负责*tetA*和*tetW*的降解, 且这两种自由基均对*tetM*的降解有显著贡献[89]。



### 3. 影响UV-AOPs效率的因素

#### 3.1. 生物因素

胞外聚合物(EPS)是微生物来源的有机聚合物, 包括多糖、蛋白质、胞外DNA和脂质[90]。作为生物膜的基本组成部分, EPS可以增强细菌对环境胁迫的抵抗力。

EPS充当保护微生物免受外部损伤(如液体剪切力、抗生素和紫外线照射)的屏障[48,91]。对于基于UV的AOP, 应首先降解致密的EPS层(例如, 通过高活性自由基氧化EPS中的多糖和蛋白质), 然后紫外线照射、化学氧化剂和自由基可以与细菌细胞相互作用。因此, 基于UV的AOP对ARB和ARG的处理效率受到EPS基质的显著影响。处理效率还与细菌类型有关, 因为不同的细菌对紫外线、氧化剂和自由基的外部干扰或破坏具有不同的抵抗力。Jia等[92]观察到, 氯化可有效降低饮用水中的嗜甲基菌、甲基杆菌、沼杆菌和多核杆菌的水平, 而氯化可增加饮用水中的假单胞菌、食酸菌、鞘氨醇单胞菌、邻单胞菌和波河杆菌的相对丰度。随着紫外线通量的增加, 微生物群落中革兰氏阳性ARB的相对丰度增加[93]。这归因于革兰氏阳性ARB的肽聚糖层较厚, 可抑制紫外线穿透[93]。此外, 革兰氏阳性ARB的总基因组大小较小, 可以降低其对紫外线照射的敏感性, 因为它们具有较少的潜在嘧啶二聚体, 而这些二聚体是DNA中紫外线照射的主要目标[94]。ARB的初始水平也可能影响处理性能。ARB的初始浓度较低可能与较高的灭活效率相关[42], 因为细菌细胞质可释放高浓度的有机物, 在基于UV的AOP处理过程中消耗自由基。对于ARG的破坏, ARG的特性和结构是至关重要的影响因素。据报道, 紫外线和氧化剂在降解不同类型基因方面的效率与目标位点、鸟嘌呤含量以及潜在二聚体的数量有关[42,95]。例如, 紫外线诱导的ARG降解与相邻胸腺嘧啶位点的数量成正比, 因为紫外线照射主要通过胸腺嘧啶二聚化导致DNA损伤[94]。

#### 3.2. 氧化剂剂量和紫外线通量

与ARB相比, 通过氧化剂或紫外线照射去除ARG通常需要比传统工艺更高的UV和氧化剂剂量。然而, ARG的降解并不总是与氧化剂剂量成正比, 因为氧化剂过量可能会引起自由基的自清除效应以及与目标ARG竞争光子的内滤效应[38,42]。最佳氧化剂剂量可能因不同的目标基因而异[44]。例如, 在UV/氯工艺中, 随着氯剂量增加至5  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , *sulI*基因的降解率增加, 而当氯剂量更高时, 并未观察到进一步的增强效果[42], 相应地, 去除*intI1*基因的最佳氯剂量为20  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$  [44]。Zhang等[54]还报道, 在UV/氯工艺中, 随着氯剂量从15  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 增加到25  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ , ARG降解的协同作用显著增强, 而持续增加氯剂量对ARG减少的影响不显著。在UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ 工艺中, 当 $\text{H}_2\text{O}_2$ 剂量为340  $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时, 几种常见的ARG(如*sulI*、*intI1*、*tetX*和*tetG*)的减少量达到最大[64]; 进一步增加 $\text{H}_2\text{O}_2$ 剂量会导致目标ARG的降解效率降低, 这归因于较高浓度

的 $\text{H}_2\text{O}_2$ 可猝灭 $\cdot\text{OH}$ 。同样,在UV/PMS工艺中,降解*intI1*基因的最佳PMS剂量为 $20\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,而*sulI*基因的降解量随PMS剂量的增加而逐渐增加,直至PMS剂量达到 $30\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  [42]。

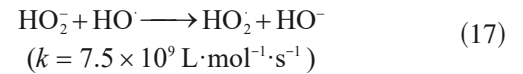
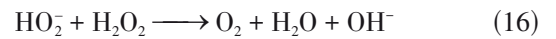
对于基于UV的AOP,较高的UV通量通常会导致较高的ARB失活和ARG去除,并且基于通量的速率常数因不同的ARB和ARG而异[60,62–63]。特别地,我们发现*intI1*的降解效率随着UV/PMS过程中UV通量的增加而波动[42],这可能是由于其对直接UV光解的敏感性较低。除了UV通量外,ARB的失活效率还可能受到UV波长的影响[49,96]。与254 nm UV相比,265 nm UV可实现更高的细菌失活率[97]。为了灭活空肠弯曲杆菌,280 nm和300 nm UV的组合被证明具有最佳性能[98]。在对UV-AOPs的研究中,最常用的是低压紫外灯(LPUV),这主要是因为约82%的LPUV辐射在254 nm处释放(接近核酸在260 nm处的最大UV吸收) [99]。中压紫外灯(MPUV)利用汞蒸气,其UV辐射光谱在200~300 nm之间。MPUV灯比LPUV灯(功率密度和使用寿命分别为 $0.5\sim 10\text{ W}\cdot\text{cm}^{-2}$ 和8000~10 000 h)需要更高的电输入(功率密度为 $50\sim 250\text{ W}\cdot\text{cm}^{-2}$ ),且使用寿命较短(4000~8000 h)。但MPUV灯的特点是尺寸紧凑,应用广泛[100]。UV发光二极管(LED)是一种新兴的UV光源。尽管UV-LED的电光效率相对较低(通常低于10%),但其不含汞、波长可变且寿命长,使其成为传统UV灯的有吸引力的替代品[40,55,101]。有必要进一步研究使用不同紫外线源的UV-AOPs对ARB和ARG的控制。

### 3.3. pH值

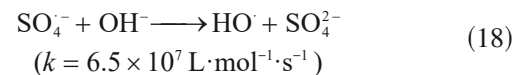
水生环境的pH值可能会有很大差异。尽管之前的研究表明,pH值对UV直接光解导致的ARB的失活和ARG的降解影响不大[41,102],但pH值在活性物种的形成和转化中起着至关重要的作用,因此会显著影响UV-AOPs工艺的效率。一般来说,酸性条件有利于UV-AOPs对ARB和ARG的控制。

UV/氯工艺通常在酸性环境中表现更佳[44,103],这主要是因为HOCl和 $\text{OCl}^-$  ( $\text{p}K_a = 7.5$ )的物种分布。在酸性条件下,氯的主要物种是HOCl,它比 $\text{OCl}^-$ 具有更高的自由基生成量子产率和更低的自由基清除能力[104]。此外,由于HOCl具有更强的氧化能力,因此在降解ARG方面比 $\text{OCl}^-$ 更有效[101]。当样品pH值从5增加到9时,UV/氯处理中*sulI*和*intI1*的减少呈下降趋势[44]。根据式(3)~(6),HOCl对 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{Cl}\cdot$ 的清除速度远低于 $\text{OCl}^-$ ,导致在碱性条件下*sulI*和*intI1*的降解减少。对于对 $\text{ClO}\cdot$ 敏感的ARG,

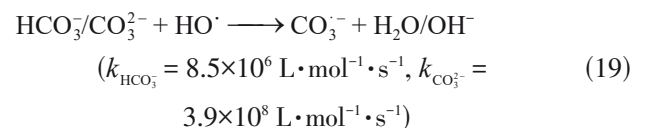
其降解可能会随着pH的增加而增加。Yao等[105]报道,随着pH从6增加到8,*blaNDM-1*和*sul2*的对数减少量略有增加,这主要是由于 $\text{ClO}\cdot$ 水平的升高。在水/污水处理条件下,UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ 处理ARB和ARG的效率通常随着pH值的增加而降低[64,106]。例如,在UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ 处理污水期间,目标ARG(即*sulI*、*intI1*、*tetX*和*tetG*)的降解随着pH从3.5增加到9.0而减少[64]。在碱性条件下, $\text{H}_2\text{O}_2/\text{HO}_2^-$ 平衡( $\text{p}K_a = 11.7$ )中 $\text{HO}_2^-$ 的生成变得显著[107]。生成的 $\text{HO}_2^-$ 可以进一步与 $\text{H}_2\text{O}_2$ 反应[式(16)],导致 $\cdot\text{OH}$ 浓度降低。此外, $\cdot\text{OH}$ 与 $\text{HO}_2^-$ 的反应速率常数比与 $\text{H}_2\text{O}_2$ 的反应速率常数[见方程式(8)和(17)]高出100倍以上,这意味着对 $\cdot\text{OH}$ 的清除随pH值的增加而增强。

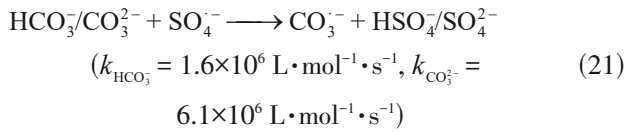
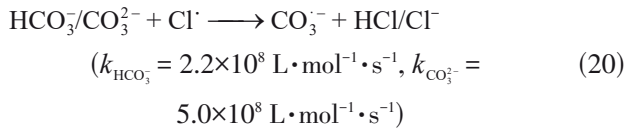


在UV/PDS或UV/PMS工艺中,在水或污水处理中,随着pH值的增加,ARB的失活会减少[84,101],这归因于PDS或PMS的分解增强以及自由基物种的转化[108]。同样,在pH值5~9的范围内,酸性条件下UV/PMS工艺对目标ARG(*sulI*和*intI1*)的还原效果更佳[42]。在碱性条件下,由UV激活的PDS或PMS形成的 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 可以与 $\text{OH}^-$ 反应生成 $\cdot\text{OH}$ [见方程式(18)]。 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 和 $\cdot\text{OH}$ 的共存可能导致自由基迅速转化为PMS,如式(15)所示[109],这对UV/过硫酸盐工艺的性能产生负面影响。然而,在pH值为3.4、7.3和11.1的UV/PDS处理中,有研究观察到目标ARG(即*blaTEM*、*qnrS*、*tetW*和*tetE*)的降解变化小于20% [110],这可能是由于 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 和 $\cdot\text{OH}$ 对ARG降解的贡献相当。



pH值也会影响 $\text{H}_2\text{CO}_3/\text{HCO}_3^-$  ( $\text{p}K_a = 6.4$ )和 $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$  ( $\text{p}K_a = 10.3$ )的分布。 $\text{CO}_3^{2-}$ 可以通过 $\cdot\text{OH}$ 、RCS或 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 与 $\text{HCO}_3^-$ 或 $\text{CO}_3^{2-}$ 的反应产生[见式(19)至式(21)] [103]。研究发现,在UV/氯过程中, $\text{CO}_3^{2-}$ 的浓度远高于UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ 过程[104],而后者又可能高于UV/过硫酸盐过程,这是由于 $\text{HCO}_3^-$ 与 $\text{Cl}\cdot$ 、 $\cdot\text{OH}$ 和 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 的反应速率常数逐渐降低。随着pH值的增加, $\text{HCO}_3^-$ 和 $\text{CO}_3^{2-}$ 的比例也可能增加,这对ARB的失活和ARG的降解不利,因为它们具有自由基清除作用。



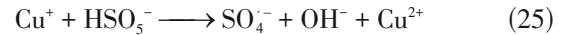
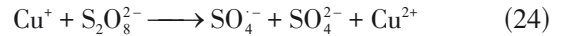
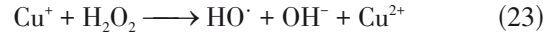


### 3.4. 水基质

越来越多的研究聚焦于真实水/污水中的 ARB 失活和 ARG 降解，其中水基质[如悬浮固体、溶解有机物(DOM)、无机阴离子和金属]可能会显著影响 UV-AOPs 的效率[71,111–113]。悬浮固体对 UV-AOPs 效率的负面影响，即屏蔽 ARB/ARG 使其免受紫外线照射和化学氧化，已得到广泛认可。例如，在 PBS 中，UV/PDS 对碳青霉烯类耐药肺炎克雷伯菌的失活率是二级污水出水中的三倍[45]。相对地，Yoon 等[41]发现，与 PBS 相比，在过滤后的污水出水（即无悬浮固体）中，ARG 降解只需要消耗稍高的紫外线通量。虽然水基质中的 DOM 是自由基的主要消耗者，但它对化学氧化剂和紫外线照射的消耗有限[49,103]。据报道，与无 DOM 的条件相比，DOM 的存在会抑制 UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 和 UV/PDS 过程对 ARG 的降解[63,95]，这是由于 DOM 对自由基的清除作用。在 5 mg·L<sup>-1</sup> DOM 存在下，UV/氯过程中自由基显著减少，Cl<sup>·</sup>、·OH 和 ClO<sup>·</sup> 的浓度分别降低了 18%、27% 和 99% [103]。有趣的是，当仅使用紫外线照射时，DOM 的存在甚至可以增强 ARG 的降解，这归因于 DOM 可通过紫外线光解产生活性物种[63,95]。

水基质中无机阴离子（如 Cl<sup>-</sup>、Br<sup>-</sup> 和 SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>）的存在可能会通过自由基清除作用影响基于 UV 的 AOP 的性能[104]。对于不易受自由基影响的 ARB/ARG，无机阴离子对其去除效果的影响微乎其微[72,105]。研究发现，在 PMS 处理系统中，氯化物的存在会增强对大肠杆菌和芽孢杆菌孢子的灭活作用，这是由于 PMS 与 Cl<sup>-</sup> 反应形成 HOCl/OCl<sup>-</sup> [114]。文献[111,115]报道，由于金属对 ARG 的共选择作用以及在亚抑制浓度下金属对水平基因转移的促进作用，金属[如 Ag(I)、Cu(II)、Hg(II)、Zn(II) 和 Cr(VI)]与水环境中的 ARG 水平呈正相关。例如，环境相关浓度（1–100 μmol·L<sup>-1</sup>）的 Cu(II) 可以通过增加细胞膜通透性和改变接合调节因子来增加质粒编码 ARG 的接合频率[112]。在基于 UV 的 AOP 中，具有多种氧化还原状态的金属[如 Cu(I)/Cu(II)、Fe(II)/Fe(III) 和 Mn(II)/Mn(IV)]的

存在可以催化 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 和过硫酸盐的分解，并通过 Fenton 和类 Fenton 反应分别产生 ·OH 和 SO<sub>4</sub><sup>-·</sup> [116,117]。铜与 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>、PDS 或 PMS 在紫外线系统中的反应如式（22）至式（25）所示。在含 Fe(II) 的系统中，可以形成 Fe(IV)，并有助于脂质过氧化和 DNA 损伤[113]。



## 4. UV-AOPs 的成本效益分析

影响新技术应用的最关键因素之一是成本，这包括资本成本和运营成本。有报道表明，UV-AOPs 的资本成本低于其他高级处理技术，如臭氧氧化和膜技术（如反渗透）[118]。为了进一步评估本研究中讨论的 UV-AOPs 的成本效益，我们评估了它们在 ARB/ARG 处理中的运营成本（包括能耗和化学氧化剂成本）。运营成本可以通过 EE/O [即将一立方米水样中的 ARB/ARG 水平降低一个数量级所需的电能（kW·h·m<sup>-3</sup>·order<sup>-1</sup>）] 进行粗略估算[109,119]，包括紫外线源的电能（EE/O<sub>UV</sub>）和氧化剂消耗的等效电能（EE/O<sub>oxidant</sub>）。EE/O 值可以使用式（26）至式（28）计算：

$$\text{EE/O} = \text{EE/O}_{\text{UV}} + \text{EE/O}_{\text{oxidant}} \quad (26)$$

$$\text{EE/O}_{\text{UV}} = \frac{A \times I \times t}{1000 \times E \times V \times \lg \frac{C_0}{C_t}} \quad (27)$$

$$\text{EE/O}_{\text{oxidant}} = \text{Eq}_{\text{oxidant}} \times \frac{D_{\text{oxidant}} \times 1000}{\lg \frac{C_0}{C_t}} \quad (28)$$

式中，*A* 代表受照射表面积（cm<sup>2</sup>）；*I* 代表紫外线通量（mW·cm<sup>-2</sup>）；*t* 代表反应时间（h）；*V* 代表处理水样的体积（L）；*E* 代表电光转换效率。由于在对利用 UV-AOPs 处理 ARB 和 ARG 的研究中，LPUV 是最常用的紫外线源，根据 Wan 等[120]的研究，我们采用了 *E* = 0.32 取值。*C*<sub>0</sub> 和 *C*<sub>*t*</sub> 分别代表所选 ARG 的初始浓度和最终浓度。*Eq*<sub>oxidant</sub> 表示生成一摩尔氧化剂所需的电能消耗（kW·h·mol<sup>-1</sup>），而 *D*<sub>oxidant</sub> 表示氧化剂的剂量（mol·L<sup>-1</sup>）。利用平均电费[约为 0.193 美元·(kW·h)<sup>-1</sup>] [121] 以及知名电子商务平台上制造商和供应商提供的化学品价格<sup>†</sup>，我们计算出氯、H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>、PDS 和 PMS 的 *Eq*<sub>oxidant</sub> 值分别为 4.64 kW·h·mol<sup>-1</sup>、

<sup>†</sup> <https://www.alibaba.com/>.

3.44  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{mol}^{-1}$ 、4.98  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{mol}^{-1}$  和 7.79  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{mol}^{-1}$ 。根据先前研究中报道的用于 ARB/ARG 处理的紫外线通量和化学剂量（表 2 至表 4），我们确定了不同 UV-AOPs 中能源消耗和化学氧化剂的成本。

图 3 展示了不同 UV-AOPs 工艺在 PBS 或污水中处理 ARB/ARG 时的  $\text{EE}/\text{O}_{\text{UV}}$  和  $\text{EE}/\text{O}_{\text{oxidant}}$ 。 $\text{EE}/\text{O}$  值较高表明相应处理的能效较低[119]。在 PBS 和污水中，UV/氯、UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  和 UV/过硫酸盐工艺对 ARG 降解的  $\text{EE}/\text{O}$  中值分别是 ARB 灭活的中值的 7.7 倍和 29.7 倍。这表明，与 ARG 降解相比，基于 UV 的 AOP 在 ARB 灭活方面通常非常有效。在 PBS 溶液中，UV/过硫酸盐工艺是最具成本效益的 UV-AOPs [图 3 (a)]。在 UV/过硫酸盐工艺中，用于 ARG 降解的  $\text{EE}/\text{O}_{\text{UV}}$  和  $\text{EE}/\text{O}_{\text{oxidant}}$  的中值（分别为 0.064  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$  和 0.324  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{order}^{-1}$ ）低于 UV/氯（分别为 0.334  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{order}^{-1}$  和 0.408  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{order}^{-1}$ ）和 UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$ （分别为 0.266  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{order}^{-1}$  和 1.720  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{order}^{-1}$ ）工艺的相应值。在没有水基质干扰的 PBS 溶液中，UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  工艺的  $\text{EE}/\text{O}_{\text{oxidant}}$  相对较高，这可能是由于  $\text{H}_2\text{O}_2$  的吸光系数（ $18.6 \text{ mol}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ ）低于其他氧化剂（例如，HOCl 的吸光系数为  $59 \text{ mol}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ ，PDS 的吸光系数为  $27.5 \text{ mol}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ ）在紫外 254 nm 处的吸光系数[55,122]。UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  工艺通常需要过量的  $\text{H}_2\text{O}_2$ ，因为只有 5%~10% 的  $\text{H}_2\text{O}_2$  被紫外线光解消耗，这导致化学成本增加[122]。需要额外的化学物质来去除剩余的  $\text{H}_2\text{O}_2$ ；因此，UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  工艺的操作相对复杂，在能量利用方面效率较低[123]。然而，在污水基质中，UV/氯工艺的能量效率高于其他基于 UV 的 AOPs [图 3 (b)]。尽管 UV/过硫酸盐工艺对 ARG 降解的中值  $\text{EE}/\text{O}_{\text{UV}}$ （0.179  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{order}^{-1}$ ）低于 UV/氯和 UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  工艺（分别为 0.421  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{order}^{-1}$  和 0.277  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{order}^{-1}$ ），但中值  $\text{EE}/\text{O}_{\text{oxidant}}$  显著增加至 9.68  $\text{kW}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{order}^{-1}$ 。在污水中 UV/氯的较高能量效率可能源于氯比  $\text{H}_2\text{O}_2$  和过硫酸盐具有更高的消毒效率[76–77]，以及 RCS 与  $\text{OH}$  和  $\text{SO}_4^-$  相比具有较高的选择性[124]。关于去除废水中的新兴污染物成本效益的分析，也报道了类似的结果[118,125]。Guo 等[119]报道，UV/氯工艺去除有机污染物所需的电能低于 UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  工艺。在降解新兴污染物方面，与 UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  工艺相比，UV/氯工艺可节省 30%~75% 的电能，从而显著降低 30%~50% 的运营成本，并可能降低资本成本，因为 UV/氯工艺所需的反应室数量更少[118]。之前的一项综述[126]总结了基于 UV 的 AOP 在药物降解方面的能量效率，并指出  $\text{EE}/\text{O}$  值遵循以下顺序： $\text{EE}/\text{O}_{\text{UV/catalyst}} > \text{EE}/\text{O}_{\text{UV}/\text{H}_2\text{O}_2} > \text{EE}/\text{O}_{\text{UV/persulfate}} > \text{EE}/\text{O}_{\text{UV/chlorine}}$ 。

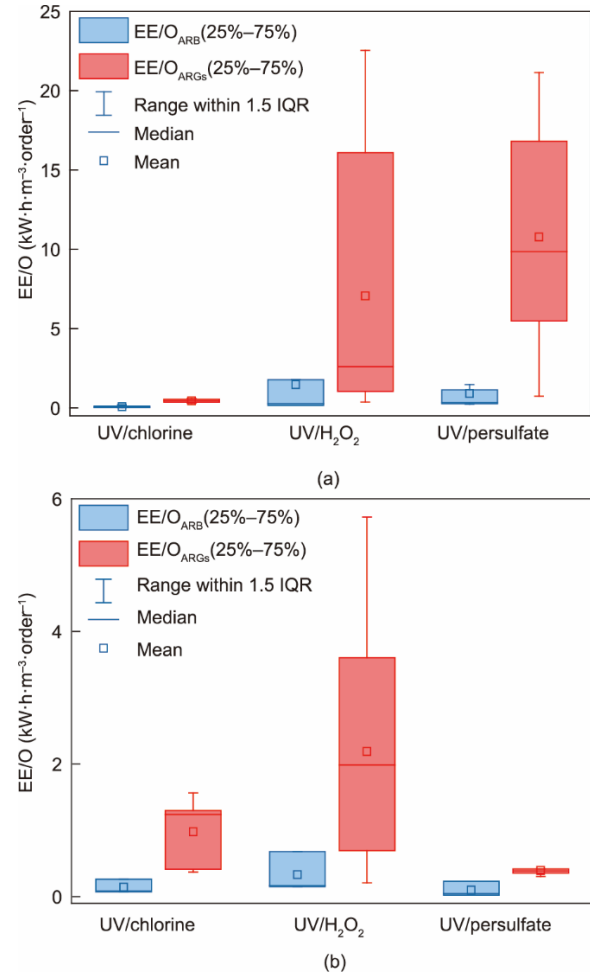


图 3. UV/氯、UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  和 UV/过硫酸盐工艺在 PBS (a) 和污水样本 (b) 中控制 ARB 和 ARG 的  $\text{EE}/\text{O}$ 。IQR 表示四分位数间距。

值得注意的是，在  $\text{EE}/\text{O}$  分析中，UV/氯 ( $n = 9$ ) 和 UV/过硫酸盐 ( $n = 13$ ) 工艺的可用数据量 ( $n$ ) 小于 UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  工艺 ( $n = 27$ )，这可能是由于 UV/氯和 UV/过硫酸盐是新型的 AOP。因此，有必要对不同 UV-AOPs 降解 ARG 进行更多研究，以进一步完善  $\text{EE}/\text{O}$  分析。此外，尽管 UV/氯工艺在处理 ARB 和 ARG 方面成本效益较高，但在此过程中，DOM 与氯和 RCS 的反应容易形成卤代消毒副产物 (DBP) [104,127,128]。据报道，UV/氯处理饮用水和污水产生的卤代 DBP 比单独氯化产生的更多[128,129]。由于许多卤代 DBP 具有细胞毒性、遗传毒性和发育毒性 [130–135]，已观察到经 UV/氯处理的污水因生成 DBP 而毒性增加[136]。因此，在应用 UV/氯工艺之前，应全面评估因有毒卤代副产物形成而带来的风险。

## 5. 结论与展望

基于 UV 的 AOPs (如 UV/氯、UV/ $\text{H}_2\text{O}_2$  和 UV/过硫酸

盐) 被视为解决与 ARB 和 ARGs 相关的紧迫健康问题的前景较好的控制技术。由于其能产生多种活性物种, 这些 AOP 系统显示出比单独的紫外线光解或化学氧化更高的处理效率。然而, 主要负责 ARB 灭活和 ARG 降解的特定活性物种取决于目标细菌菌株和基因类型。UV-AOPs 的效率可能受到诸如目标 ARB 和 ARG 的类型和条件、化学剂量和紫外线通量、pH 值及水基质特性等因素的影响。这些影响因素的组合效应进一步增加了基于 UV-AOPs 控制 ARB 和 ARG 的复杂性。为了评估使用 UV-AOPs 工艺控制 ARB 和 ARG 的可行性, 我们分析了 UV/氯、UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 和 UV/过硫酸盐工艺的 EE/O 值 (考虑了 LPUV 灯消耗的电能和所需化学氧化剂)。EE/O 的计算结果表明, 虽然 UV/过硫酸盐工艺在 PBS 溶液中显示出最佳的能量效率, 但 UV/氯过程在实际污水中最为有效。不同的 EE/O 排名顺序凸显了水基质对 UV-AOPs 效率的影响。此外, 所使用的紫外线灯类型 (如 LPUV 与 MPUV 和 UV-LED) 和处理能力 (如实验室规模与中试规模和全规模) 也可能影响对不同 UV-AOPs 的成本评估, 因此需要进一步的调查和系统评估。值得注意的是, 尽管 UV/氯过程在控制 ARB 和 ARG 方面比其他 UV-AOPs 更具成本效益, 但在 UV/氯工艺中形成的有毒副产物可能会抵消其优势, 因此对该工艺的应用需要谨慎评估。

## 致谢

本工作得到了中国香港特别行政区研究资助局(T21-705/20-N 和 16210221)的资助。

## Compliance with ethics guidelines

Jiarui Han, Wanxin Li, Yun Yang, Xuanwei Zhang, Siyu Bao, Xiangru Zhang, Tong Zhang, and Kenneth Mei Yee Leung declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

## References

- [1] Travis A, Chernova O, Chernov V, Aminov R. Antimicrobial drug discovery: lessons of history and future strategies. *Expert Opin Drug Discov* 2018;13(11):983–5.
- [2] Kümmerer K. Antibiotics in the aquatic environment—a review—part I. *Chemosphere* 2009;75(4):417–34.
- [3] Klein EY, Van Boeckel TP, Martinez EM, Pant S, Gandra S, Levin SA, et al. Global increase and geographic convergence in antibiotic consumption between 2000 and 2015. *Proc Natl Acad Sci USA* 2018;115(15):E3463–70.
- [4] Zhang Z, Zhang Q, Wang T, Xu N, Lu T, Hong W, et al. Assessment of global health risk of antibiotic resistance genes. *Nat Commun* 2022;13(1):1553.
- [5] Rodriguez-Mozaz S, Chamorro S, Marti E, Huerta B, Gros M, Sánchez-Melsiό A, et al. Occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes in hospital and urban wastewaters and their impact on the receiving river. *Water Res* 2015;69:234–42.
- [6] Yang C, Wang L, Wang H, Zhang H, Wang F, Zhou H, et al. Dynamics of antibiotic resistance genes and microbial community in shortcut nitrification-denitrification process under antibiotic stresses. *Environ Sci Pollut Res Int* 2022;29(31):46848–58.
- [7] Dadgostar P. Antimicrobial resistance: implications and costs. *Infect Drug Resist* 2019;12:3903–10.
- [8] Qu S, Huang X, Song X, Wu Y, Ma X, Shen J, et al. A rigid nanoplatfor for precise and responsive treatment of intracellular multidrug-resistant bacteria. *Engineering* 2022;15:57–66.
- [9] Murray CJL, Ikuta KS, Sharara F, Swetschinski L, Robles Aguilar G, Gray A, et al. Global burden of bacterial antimicrobial resistance in 2019: a systematic analysis. *Lancet* 2022;399(10325):629–55.
- [10] Von Wintersdorff CJH, Penders J, van Niekerk JM, Mills ND, Majumder S, van Alphen LB, et al. Dissemination of antimicrobial resistance in microbial ecosystems through horizontal gene transfer. *Front Microbiol* 2016;7:173.
- [11] Tenover FC. Mechanisms of antimicrobial resistance in bacteria. *Am J Med* 2006;119(6):S3–10.
- [12] Shi X, Xia Y, Wei W, Ni BJ. Accelerated spread of antibiotic resistance genes (ARGs) induced by non-antibiotic conditions: roles and mechanisms. *Water Res* 2022;224:119060.
- [13] Dodd MC. Potential impacts of disinfection processes on elimination and deactivation of antibiotic resistance genes during water and wastewater treatment. *J Environ Monit* 2012;14(7):1754–71.
- [14] Sui Q, Chen Y, Yu D, Wang T, Hai Y, Zhang J, et al. Fates of intracellular and extracellular antibiotic resistance genes and microbial community structures in typical swine wastewater treatment processes. *Environ Int* 2019;133:105183.
- [15] Vikesland PJ, Pruden A, Alvarez PJJ, Aga D, Bürgmann H, Li XD, et al. Toward a comprehensive strategy to mitigate dissemination of environmental sources of antibiotic resistance. *Environ Sci Technol* 2017;51(22):13061–9.
- [16] Dong P, Wang H, Fang T, Wang Y, Ye Q. Assessment of extracellular antibiotic resistance genes (eARGs) in typical environmental samples and the transforming ability of eARG. *Environ Int* 2019;125:90–6.
- [17] Calero-Cáceres W, Ye M, Balcázar JL. Bacteriophages as environmental reservoirs of antibiotic resistance. *Trends Microbiol* 2019;27(7):570–7.
- [18] Marti E, Variatza E, Balcazar JL. The role of aquatic ecosystems as reservoirs of antibiotic resistance. *Trends Microbiol* 2014;22(1):36–41.
- [19] Bougnom BP, Piddock LJV. Wastewater for urban agriculture: a significant factor in dissemination of antibiotic resistance. *Environ Sci Technol* 2017;51(11):5863–4.
- [20] Rowe WPM, Baker-Austin C, Verner-Jeffreys DW, Ryan JJ, Micallef C, Maskell DJ, et al. Overexpression of antibiotic resistance genes in hospital effluents over time. *J Antimicrob Chemother* 2017;72(6):1617–23.
- [21] Sousa JCG, Ribeiro AR, Barbosa MO, Pereira MFR, Silva AMT. A review on environmental monitoring of water organic pollutants identified by EU guidelines. *J Hazard Mater* 2018;344:146–62.
- [22] Krzeminski P, Tomei MC, Karaolia P, Langenhoff A, Almeida CMR, Felis E, et al. Performance of secondary wastewater treatment methods for the removal of contaminants of emerging concern implicated in crop uptake and antibiotic resistance spread: a review. *Sci Total Environ* 2019;648:1052–81.
- [23] Cizmas L, Sharma VK, Gray CM, McDonald TJ. Pharmaceuticals and personal care products in waters: occurrence, toxicity, and risk. *Environ Chem Lett* 2015;13(4):381–94.
- [24] Lee J, Jeon JH, Shin J, Jang HM, Kim S, Song MS, et al. Quantitative and qualitative changes in antibiotic resistance genes after passing through treatment processes in municipal wastewater treatment plants. *Sci Total Environ* 2017;605–606:906–14.
- [25] Reichert G, Hilgert S, Alexander J, Rodrigues de Azevedo JC, Morck T, Fuchs S, et al. Determination of antibiotic resistance genes in a WWTP-impacted river in surface water, sediment, and biofilm: influence of seasonality and water quality. *Sci Total Environ* 2021;768.
- [26] Wilkinson JL, Boxall ABA, Kolpin DW, Leung KMY, Lai RWS, Galbán-Malagón C, et al. Pharmaceutical pollution of the world's rivers. *Proc Natl Acad Sci USA* 2022;119(8):e2113947119.
- [27] Uluseker C, Kaster KM, Thorsen K, Basiry D, Shobana S, Jain M, et al. A review on occurrence and spread of antibiotic resistance in wastewaters and in wastewater treatment plants: mechanisms and perspectives. *Front Microbiol* 2021;12:717809.
- [28] Li S, Ondon BS, Ho SH, Zhou Q, Li F. Drinking water sources as hotspots of

- antibiotic-resistant bacteria (ARB) and antibiotic resistance genes (ARGs): occurrence, spread, and mitigation strategies. *J Water Process Eng* 2023; 53: 103907.
- [29] Su HC, Liu YS, Pan CG, Chen J, He LY, Ying GG. Persistence of antibiotic resistance genes and bacterial community changes in drinking water treatment system: from drinking water source to tap water. *Sci Total Environ* 2018;616–617:453–61.
- [30] Mackenzie D. Ultraviolet light fights new virus. *Engineering* 2020;6(8):851–3.
- [31] Sharma VK, Yu X, McDonald TJ, Jinadatha C, Dionysiou DD, Feng M. Elimination of antibiotic resistance genes and control of horizontal transfer risk by UV-based treatment of drinking water: a mini review. *Front Environ Sci Eng* 2019;13(3):37.
- [32] Hu Q, Zhang XX, Jia S, Huang K, Tang J, Shi P, et al. Metagenomic insights into ultraviolet disinfection effects on antibiotic resistome in biologically treated wastewater. *Water Res* 2016;101:309–17.
- [33] Liu SS, Qu HM, Yang D, Hu H, Liu WL, Qiu ZG, et al. Chlorine disinfection increases both intracellular and extracellular antibiotic resistance genes in a full-scale wastewater treatment plant. *Water Res* 2018;136:131–6.
- [34] Yuan Q, Yu P, Cheng Y, Zuo P, Xu Y, Cui Y, et al. Chlorination (but not UV disinfection) generates cell debris that increases extracellular antibiotic resistance gene transfer via proximal adsorption to recipients and upregulated transformation genes. *Environ Sci Technol* 2022;56 (23):17166–76.
- [35] Liu H, Li Z, Liu C, Qiang Z, Karanfil T, Yang M. Elimination and redistribution of intracellular and extracellular antibiotic resistance genes in water and wastewater disinfection processes: a review. *ACS EST Water* 2022; 2(12): 2273–88.
- [36] Hu Y, Zhang T, Jiang L, Luo Y, Yao S, Zhang D, et al. Occurrence and reduction of antibiotic resistance genes in conventional and advanced drinking water treatment processes. *Sci Total Environ* 2019;669:777–84.
- [37] Guo MT, Kong C. Antibiotic resistant bacteria survived from UV disinfection: safety concerns on genes dissemination. *Chemosphere* 2019;224:827–32.
- [38] Zhang G, Li W, Chen S, Zhou W, Chen J. Problems of conventional disinfection and new sterilization methods for antibiotic resistance control. *Chemosphere* 2020;254:126831.
- [39] Gmurek M, Borowska E, Schwartz T, Horn H. Does light-based tertiary treatment prevent the spread of antibiotic resistance genes? Performance, regrowth and future direction. *Sci Total Environ* 2022;817:153001.
- [40] Zhang Y, Zhao YG, Maqbool F, Hu Y. Removal of antibiotics pollutants in wastewater by UV-based advanced oxidation processes: influence of water matrix components, processes optimization and application: a review. *J Water Process Eng* 2022;45:102496.
- [41] Yoon Y, Chung HJ, Wen Di DY, Dodd MC, Hur HG, Lee Y. Inactivation efficiency of plasmid-encoded antibiotic resistance genes during water treatment with chlorine, UV, and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. *Water Res* 2017;123:783–93.
- [42] Hu Y, Zhang T, Jiang L, Yao S, Ye H, Lin K, et al. Removal of sulfonamide antibiotic resistant bacterial and intracellular antibiotic resistance genes by UVC-activated peroxymonosulfate. *Chem Eng J* 2019;368:888–95.
- [43] Lee H, Lee E, Lee CH, Lee K. Degradation of chlorotetracycline and bacterial disinfection in livestock wastewater by ozone-based advanced oxidation. *J Ind Eng Chem* 2011;17(3):468–73.
- [44] Zhang T, Hu Y, Jiang L, Yao S, Lin K, Zhou Y, et al. Removal of antibiotic resistance genes and control of horizontal transfer risk by UV, chlorination and UV/chlorination treatments of drinking water. *Chem Eng J* 2019;358:589–97.
- [45] Serna-Galvis EA, Salazar-Ospina L, Jiménez JN, Pino NJ, Torres-Palma RA. Elimination of carbapenem resistant *Klebsiella pneumoniae* in water by UV-C, UV-C/persulfate and UV-C/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Evaluation of response to antibiotic, residual effect of the processes and removal of resistance gene. *J Environ Chem Eng* 2020;8(1):102196.
- [46] Zhou C, Wu J, Dong L, Liu B, Xing D, Yang S, et al. Removal of antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes in wastewater effluent by UV-activated persulfate. *J Hazard Mater* 2020;388:122070.
- [47] Arslan-Alaton I, Karatas A, Pehlivan Ö, Koba Uzun O, Ölmez-Hancı T. Effect of UV-A-assisted iron-based and UV-C-driven oxidation processes on organic matter and antibiotic resistance removal in tertiary treated urban wastewater. *Catal Today* 2021;361:152–8.
- [48] Meng X, Li F, Yi L, Dieketseng MY, Wang X, Zhou 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/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and UV/peroxydisulfate disinfection processes. *J Hazard Mater* 2022;430:128502.
- [49] Umar M, Roddick F, Fan L. Moving from the traditional paradigm of pathogen inactivation to controlling antibiotic resistance in water—role of ultraviolet irradiation. *Sci Total Environ* 2019;662:923–39.
- [50] Zhong J, Yang B, Gao FZ, Xiong Q, Feng Y, Li Y, et al. Performance and mechanism in degradation of typical antibiotics and antibiotic resistance genes by magnetic resin-mediated UV-Fenton process. *Ecotoxicol Environ Saf* 2021; 227:112908.
- [51] Chen X, Han W, Patel M, Wang Q, Li Q, Zhao S, et al. Inactivation of a pathogenic NDM-1-positive *Escherichia coli* strain and the resistance gene bla<sub>NDM-1</sub> by TiO<sub>2</sub>/UVA photocatalysis. *Sci Total Environ* 2022;846:157369.
- [52] Jäger T, Hembach N, Elpers C, Wieland A, Alexander J, Hiller C, et al. Reduction of antibiotic resistant bacteria during conventional and advanced wastewater treatment, and the disseminated loads released to the environment. *Front Microbiol* 2018;9:2599.
- [53] Xue W, Zhang C, Zhou D. Positive and negative effects of recirculating aquaculture water advanced oxidation: O<sub>3</sub> and O<sub>3</sub>/UV treatments improved water quality but increased antibiotic resistance genes. *Water Res* 2023;235: 119835.
- [54] Zhang Y, Zhuang Y, Geng J, Ren H, Zhang Y, Ding L, et al. Inactivation of antibiotic resistance genes in municipal wastewater effluent by chlorination and sequential UV/chlorination disinfection. *Sci Total Environ* 2015; 512 – 513: 125–32.
- [55] Miklos DB, Remy C, Jekel M, Linden KG, Drewes JE, Hübner U. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment—a critical review. *Water Res* 2018;139:118–31.
- [56] Liu X, Hu J. Effect of DNA sizes and reactive oxygen species on degradation of sulphonamide resistance *sulI* genes by combined UV/free chlorine processes. *J Hazard Mater* 2020;392:122283.
- [57] Phattarapattamawong S, Chareewan N, Polprasert C. Comparative removal of two antibiotic resistant bacteria and genes by the simultaneous use of chlorine and UV irradiation (UV/chlorine): influence of free radicals on gene degradation. *Sci Total Environ* 2021;755:142696.
- [58] Ye C, Chen Y, Feng L, Wan K, Li J, Feng M, et al. Effect of the ultraviolet/chlorine process on microbial community structure, typical pathogens, and antibiotic resistance genes in reclaimed water. *Front Environ Sci Eng* 2022; 16(8):100.
- [59] Shekhawat SS, Kulshreshtha NM, Vivekanand V, Gupta AB. Impact of combined chlorine and UV technology on the bacterial diversity, antibiotic resistance genes and disinfection by-products in treated sewage. *Bioresour Technol* 2021;339:125615.
- [60] Wang H, Wang J, Li S, Ding G, Wang K, Zhuang T, et al. Synergistic effect of UV/chlorine in bacterial inactivation, resistance gene removal, and gene conjugative transfer blocking. *Water Res* 2020;185:116290.
- [61] Zeng F, Cao S, Jin W, Zhou X, Ding W, Tu R, et al. Inactivation of chlorine-resistant bacterial spores in drinking water using UV irradiation, UV/hydrogen peroxide and UV/peroxymonosulfate: efficiency and mechanism. *J Clean Prod* 2020;243:118666.
- [62] Augsburgner N, Zaouri N, Cheng H, Hong PY. The use of UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> to facilitate removal of emerging contaminants in anaerobic membrane bioreactor effluents. *Environ Res* 2021;198:110479.
- [63] Das D, Bordoloi A, Achary MP, Caldwell DJ, Suri RPS. Degradation and inactivation of chromosomal and plasmid encoded resistance genes/ARBs and the impact of different matrices on UV and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> based advanced oxidation process. *Sci Total Environ* 2022;833:155205.
- [64] Zhang Y, Zhuang Y, Geng J, Ren H, Xu K, Ding L. Reduction of antibiotic resistance genes in municipal wastewater effluent by advanced oxidation processes. *Sci Total Environ* 2016;550:184–91.
- [65] Michael SG, Michael-Kordatou I, Nahim-Granados S, Polo-López MI, Rocha J, Martínez-Piernas AB, et al. Investigating the impact of UV-C/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and sunlight/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> on the removal of antibiotics, antibiotic resistance determinants and toxicity present in urban wastewater. *Chem Eng J* 2020;388:124383.
- [66] Ferro F, Guarino F, Castiglione S, Rizzo L. Antibiotic resistance spread potential in urban wastewater effluents disinfected by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process. *Sci Total Environ* 2016;560–561:29–35.
- [67] Guo C, Wang K, Hou S, Wan L, Lv J, Zhang Y, et al. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and/or TiO<sub>2</sub> photocatalysis under UV irradiation for the removal of antibiotic resistant bacteria and their antibiotic resistance genes. *J Hazard Mater* 2017;323:710–8.
- [68] Miranda AC, Lepretti M, Rizzo L, Caputo I, Vaiano V, Sacco O, et al. Surface water disinfection by chlorination and advanced oxidation processes: inactivation of an antibiotic resistant *E. coli* strain and cytotoxicity evaluation. *Sci Total Environ* 2016;554–555:1–6.
- [69] Beretsou VG, Michael-Kordatou I, Michael C, Santoro D, El-Halwagy M, Jäger T, et al. A chemical, microbiological and (eco)toxicological scheme to understand the efficiency of UV-C/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> oxidation on antibiotic-related



- resistance genes in water environment. *Environ Pollut* 2018;237:74–82.
- [116] Lee MY, Wang WL, Du Y, Hu HY, Huang N, Xu Z, et al. Enhancement effect among a UV, persulfate, and copper (UV/PS/Cu<sup>2+</sup>) system on the degradation of nonoxidizing biocide: the kinetics, radical species, and degradation pathway. *Chem Eng J* 2020;382:122312.
- [117] Cai A, Deng J, Zhu T, Ye C, Li J, Zhou S, et al. Enhanced oxidation of carbamazepine by UV-LED/persulfate and UV-LED/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes in the presence of trace copper ions. *Chem Eng J* 2021;404:127119.
- [118] Sichel C, Garcia C, Andre K. Feasibility studies: UV/chlorine advanced oxidation treatment for the removal of emerging contaminants. *Water Res* 2011; 45(19):6371–80.
- [119] Guo K, Wu Z, Yan S, Yao B, Song W, Hua Z, et al. Comparison of the UV/chlorine and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> processes in the degradation of PPCPs in simulated drinking water and wastewater: kinetics, radical mechanism and energy requirements. *Water Res* 2018;147:184–94.
- [120] Wan Q, Wen G, Cao R, Xu X, Zhao H, Li K, et al. Comparison of UV-LEDs and LPUV on inactivation and subsequent reactivation of waterborne fungal spores. *Water Res* 2020;173:115553.
- [121] Hong Kong Electric. Non-residential tariff [Internet]. Hong Kong: HK Electric Investments Limited; undated [cited 2023 Jan 9]. Available from: <https://www.hkelectric.com/en/customer-services/billing-payment-electricity-tariffs/non-residential-tariff>.
- [122] Xiang Y, Fang J, Shang C. Kinetics and pathways of ibuprofen degradation by the UV/chlorine advanced oxidation process. *Water Res* 2016;90:301–8.
- [123] Miklos DB, Wang WL, Linden KG, Drewes JE, Hübner U. Comparison of UVAOPs (UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, UV/PDS and UV/chlorine) for TOxC removal from municipal wastewater effluent and optical surrogate model evaluation. *Chem Eng J* 2019;362:537–47.
- [124] Rodríguez-Chueca J, Varella della Giustina S, Rocha J, Fernandes T, Pablos C, Encinas Á, et al. Assessment of full-scale tertiary wastewater treatment by UV-C based-AOPs: removal or persistence of antibiotics and antibiotic resistance genes? *Sci Total Environ* 2019;652:1051–61.
- [125] Tian FX, Ye WK, Xu B, Hu XJ, Ma SX, Lai F, et al. Comparison of UV-induced AOPs (UV/Cl<sub>2</sub>, UV/NH<sub>2</sub>Cl, UV/ClO<sub>2</sub> and UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) in the degradation of iopamidol: kinetics, energy requirements and DBPs-related toxicity in sequential disinfection processes. *Chem Eng J* 2020;398:125570.
- [126] Li D, Feng Z, Zhou B, Chen H, Yuan R. Impact of water matrices on oxidation effects and mechanisms of pharmaceuticals by ultraviolet-based advanced oxidation technologies: a review. *Sci Total Environ* 2022;844: 157162.
- [127] Zhao Q, Shang C, Zhang X, Ding G, Yang X. Formation of halogenated organic byproducts during medium-pressure UV and chlorine coexposure of model compounds, NOM and bromide. *Water Res* 2011;45(19):6545–54.
- [128] Hua Z, Li D, Wu Z, Wang D, Cui Y, Huang X, et al. DBP formation and toxicity alteration during UV/chlorine treatment of wastewater and the effects of ammonia and bromide. *Water Res* 2021;188:116549.
- [129] Wang C, Moore N, Bircher K, Andrews S, Hofmann R. Full-scale comparison of UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and UV/Cl<sub>2</sub> advanced oxidation: the degradation of micropollutant surrogates and the formation of disinfection byproducts. *Water Res* 2019;161: 448–58.
- [130] Yang M, Zhang X. Comparative developmental toxicity of new aromatic halogenated DBPs in a chlorinated saline sewage effluent to the marine polychaete *Platynereis dumerilii*. *Environ Sci Technol* 2013;47(19):10868–76.
- [131] Wagner ED, Plewa MJ. CHO cell cytotoxicity and genotoxicity analyses of disinfection by-products: an updated review. *J Environ Sci* 2017;58:64–76.
- [132] Mitch WA, Richardson SD, Zhang X, Gonsior M. High-molecular-weight byproducts of chlorine disinfection. *Nat Water* 2023;1(4):336–47.
- [133] Richardson SD, Plewa MJ, Wagner ED, Schoeny R, DeMarini DM. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection byproducts in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutat Res* 2007;636(1–3):178–242.
- [134] Han JR, Zhang XR, Jiang JY, Li WX. How much of the total organic halogen and developmental toxicity of chlorinated drinking water might be attributed to aromatic halogenated DBPs? *Environ Sci Technol* 2021;55(9):5906–16.
- [135] Han JR, Zhang XR. Evaluating the comparative toxicity of DBP mixtures from different disinfection scenarios: a new approach by combining freeze-drying or rotoevaporation with a marine polychaete bioassay. *Environ Sci Technol* 2018; 52(18):10552–61.
- [136] Luo Y, Feng L, Liu Y, Zhang L. Disinfection by-products formation and acute toxicity variation of hospital wastewater under different disinfection processes. *Separ Purif Tech* 2020;238:116405.