

许翔. 饮用水管网中抗生素抗性细菌/基因的赋存与控制[J]. 净水技术, 2023, 42(5):36-43.

XU X. Occurrence and control of antibiotic resistant bacteria/genes in drinking water distribution system[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(5):36-43.

饮用水管网中抗生素抗性细菌/基因的赋存与控制

许 翔*

(福建省环境保护设计院有限公司, 福建福州 350002)

摘 要 饮用水安全是人类社会健康发展的必要前提,但饮用水管网内的独特环境却在一定条件下为抗生素抗性细菌/基因(antibiotic resistant bacteria/genes, ARB/ARGs)赋存和传播提供了有利条件,从而潜在地危害人体健康。当前,饮用水管网内 ARB/ARGs 的传播已成为国际关注的热点。为更好地去除饮用水管网内的 ARB/ARGs,文中在介绍饮用水管网内 ARB/ARGs 来源的基础上,详细阐述了影响饮用水管网内 ARB/ARGs 赋存的主要因素,重点解析了控制 ARB/ARGs 赋存的有关方法与技术。建议今后研究应主要集中于阐明饮用水管网内 ARB/ARGs 的富集与传播机制,寻求低成本减少 ARB/ARGs 的方法,科学评估饮用水中与 ARB/ARGs 暴露相关的人体健康风险。

关键词 饮用水管网 抗生素抗性细菌 抗生素抗性基因 赋存现状 控制技术

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-0177(2023)05-0036-08

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2023.05.006

Occurrence and Control of Antibiotic Resistant Bacteria/Genes in Drinking Water Distribution System

XU Xiang*

(Fujian Environmental Protection Design Institute Co., Ltd., Fuzhou 350002, China)

Abstract Drinking water safety is a necessary prerequisite for the healthy development of human society, but the unique environment in drinking water pipe network provides favorable conditions to occurrence and spread antibiotic resistant bacteria / genes (ARB / ARGs) under certain conditions, thus potentially endangering public health. Nowadays, the spread of ARB / ARGs in drinking water distribution system (DWDS) become a hot topic of great importance in global research. For better removal of ARB/ARGs, this study introduces the source of ARB / ARGs in DWDS, elaborates the main factors affecting the occurrence of ARB / ARGs and focuses on the analysis of the methods and techniques for controlling the occurrence of ARB/ARGs. Research suggests that future research should focus on elucidating the enrichment and dissemination mechanisms of ARB/ARGs in DWDS, seeking low-cost methods to reduce ARB/ARGs, scientifically assessing the human health risks associated with ARB/ARGs exposure in drinking water.

Keywords drinking water distribution system (DWDS) antibiotic resistant bacteria (ARB) antibiotic resistant genes (ARGs) occurrence status control technique

1929 年,青霉素的发现标志着抗生素时代的正式开启^[1]。此后,抗生素作为减少传染风险的有效手段,被广泛用于人类与动物的治疗^[2]。但抗生素的长期滥用会导致微生物在环境压力作用下逐渐产生耐药性,从而造成抗生素抗性细菌(antibiotic

resistance bacteria, ARB)以及抗生素抗性基因(antibiotic resistance genes, ARGs)大量繁殖^[2-3]。环境中 ARB/ARGs 的存在会降低细菌对于抗生素的敏感性,导致超级细菌出现。如 20 世纪 60 年代耐甲氧西林金黄色葡萄球菌(methicillin-resistant staphylococcus aureus, MRSA)的出现、2010 年印度超级细菌 NDM-1(new delhi metallo- β -lactamase)的流行以及 2011 年德国“毒黄瓜”事件的暴发,引发了世界范围内对超级细菌的恐慌^[4-5]。实际上,由

[收稿日期] 2022-09-10

[通信作者] 许翔(1975—),男,高级工程师,研究方向为环境工程、水污染防治理论与技术, E-mail: 2323379@qq.com。

于抗生素抗性的产生,每年大约有 70 万人丧生,且随着耐药性的持续增加,预计 2050 年,抗生素抗药性将导致 1 000 万人死亡,造成约 100 万亿美元的经济损失^[6-7]。当前,抗生素抗药性在环境中的蔓延已成为全球性的公共安全问题,世界卫生组织已将其列入 21 世纪威胁人类健康的最重大挑战之一。

区别于传统污染物,ARGs 具有明显的生物学特征,其在环境中的传播依赖于细菌增殖,如亲代与子代之间的垂直基因转移或相同/不同菌株、种属间整合子、转座子,以及质粒等可移动遗传元件的接合、转导与转化,即水平基因转移以及基因突变等^[8]。这导致环境中的 ARB/ARGs 难以直接控制,从而被认定为新污染物^[9]。大量研究^[5,10-13]显示,水源水、地下水、污水处理厂、饮用水厂以及龙头水中均含有不同程度的 ARB/ARGs。

水是人类的生命之源,而饮用水管网系统(drinking water distribution system, DWDS)作为饮用水输送过程中的最后一环,若不对 ARB/ARGs 加以控制,其最终会通过饮用水进入人体肠道,增强肠道中的细菌耐药性水平,从而对人体健康构成威胁^[14]。因此,为更好地去除 DWDS 内的 ARB/ARGs,本文将在介绍 DWDS 中 ARB/ARGs 来源与赋存的基础上,重点阐述影响其赋存的重要因素,深入解析了与 ARB/ARGs 控制有关的切实可行技术,并对今后的研究内容与方向进行展望。

1 DWDS 中 ARB/ARGs 的来源与赋存

已有研究^[15]表明,ARB/ARGs 的赋存往往与抗生素的检出浓度存在明显相关性。为此,研究人员^[16]对我国南方某水源地所在水库中含有的典型抗生素进行调查,结果检出 8 种抗生素残留,其质量浓度为 1.20~130.00 ng/L。Yan 等^[10]进一步对长江流域 5 类 20 种抗生素进行时空分布测定,结果显示,除磺胺嘧啶外,其他抗生素均有检出,且以甲砜霉素和磺胺吡啶抗生素占比最大,最高质量浓度达到 110 ng/L 与 219 ng/L。可见,水源水中抗生素的存在为 ARB/ARGs 的出现提供了条件。研究人员^[17]进一步对美国某社区饮用水厂水源水中 ARB/ARGs 进行检测,发现有携带四环素 ARGs *tetA* 与磺胺类 ARGs *sulI* 的多重抗药性细菌。同样地,在检测杭州某饮用水源中 *E. coli* 分离株对于抗生素敏感性试验时发现,大多数分离株都具有四环素耐药性,

其次是氨苄西林、哌拉西林、甲氧苄啶/磺胺甲恶唑和氯霉素^[14]。目前,水源水中普遍存在着 ARB/ARGs。

水源水污染直接导致了饮用水厂中 ARB/ARGs 频频检出。Pruden 等^[8]采用定量 PCR (quantitative PCR, q-PCR) 技术对美国某城市饮用水处理厂中 ARGs 进行检测,结果显示,水厂进水与出水过程中均有四环素类 ARGs *tetO* 和 *tetW* 检出。Guo 等^[18]对长江三角洲附近的 7 个饮用水处理厂进水中磺酰胺 ARGs *sulI*、*sulII* 和四环素类 ARGs *tetC*、*tetG*、*tetX*、*tetA*、*tetB*、*tetO*、*tetM*、*tetW* 进行检测,发现其丰度大于 10^5 copies/mL,且出水中仍有不同水平的 ARGs 检出。作为新污染物,目前尚未对 ARB/ARGs 去除有针对性的举措,这直接导致了出厂水中 ARB/ARGs 的存在。

当饮用水进入分配系统后,通常需要花费数小时甚至数天才能在管道内到达家庭龙头处,这期间复杂的物理与化学变化将进一步导致水质变化。研究^[19]表明,大部分 DWDS 水中 ARGs 含量要高于水厂出水和饮用水源地中的 ARGs 含量。张练等^[20]对 DWDS 中抗生素浓度的分布情况进行调查发现,其浓度呈现出先减弱后增加的趋势,DWDS 末梢中抗生素浓度集中,检测到了四环素类抗生素、氯霉素类、大环内酯类抗生素以及林可霉素。Ateba 等^[21]对南非某 DWDS 中异养菌进行分离培养测定,也发现大多数菌株具有多重抗药性,其中检测到包括 *strA*、*strB* 21、*dfrB* 13、*aadA* 11、*bla*_{CTX-M} 5 以及 *tetA* 3 等在内的多种 ARGs。目前,已通过高通量 q-PCR 测序技术对实际 DWDS 中 ARGs 进行检测,发现超过 100 种 ARGs,其总含量为 $10^5 \sim 10^{10}$ copies/L^[22]。进一步研究发现,与出厂水相比,自来水中 ARGs 的富集倍数为 6.4~109.2,尤其是 β -内酰胺酶 ARGs,由平均值 1.08×10^7 copies/L 上升至 5.12×10^8 copies/L^[23]。综上,DWDS 是 ARGs 增殖的重要贮存库(表 1),需要引起人们的重点关注。

2 影响 DWDS 内 ARB/ARGs 赋存的因素

微生物安全是饮用水安全的基本要求,为此有关部门出台了国标《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)、上海地标《生活饮用水水质标准》(DB 31/T 1091—2018)、深圳地标《生活饮用水水质标准》(DB 4403/T 60—2020)等一系列标准以保

表 1 DWDS 中 ARB/ARGs 的来源与赋存

Tab. 1 Source and Occurrence of Antibiotic Resistant ARB/ARGs in DWDS

水样来源	抗生素及其 ARB/ARGs 类型	检出地点	参考文献
水源水	磺胺嘧啶、甲砒霉素和磺胺吡啶等 5 类 20 种抗生素	长江流域	[10]
水源水	<i>tetA</i> 、 <i>sul1</i>	美国某社区	[17]
水源水	四环素、氨苄西林、哌拉西林、甲氧苄啶/磺胺甲恶唑和氯霉素等抗生素的耐药性	杭州	[14]
水厂进水和出水	<i>tetO</i> 、 <i>tetW</i>	美国某水厂	[8]
水厂进水	<i>sulI</i> 、 <i>sulIII</i> 、 <i>tetC</i> 、 <i>tetG</i> 、 <i>tetX</i> 、 <i>tetA</i> 、 <i>tetB</i> 、 <i>tetO</i> 、 <i>tetM</i> 以及 <i>tetW</i>	长江三角洲	[18]
管网末梢水	四环素类、氯霉素类、大环内酯类抗生素以及林可霉素等	天津某管网	[20]
管网水	<i>strA</i> 、 <i>strB</i> 21、 <i>dfpB</i> 13、 <i>aadA</i> 11、 <i>bla</i> _{CTX-M} 5 以及 <i>tetA</i> 3	南非某管网	[21]
管网水	超过 100 种 ARGs	美国威斯康星州	[22]
管网水	β -内酰胺酶 ARGs	杭州	[23]

证水质安全,但细菌的抗生素抗性是近年来出现的新问题,且无论是 ARB 还是 ARGs,均种类繁多,因此,这些标准均未涉及到饮用水 ARB 和 ARGs 的限值。DWDS 中 ARB 和 ARGs 的普遍存在是不争的事实,且 DWDS 内的独特生存环境一定条件下会影响 ARB/ARGs 赋存和传播能力。

2.1 水质特征

通常,当有环境压力(抗生素、重金属)存在时,ARB 往往比敏感型细菌更有生长优势,但细菌通过改变细胞膜通透性、抗生素灭活、外排泵,以及改变靶位点等方式获得抗性的同时,不仅影响正常的生理代谢,而且会额外消耗物质与能量,导致其在没有选择压力时与敏感菌竞争处于劣势。而这一现象被称为细菌的适应度代价^[24-25]。一直以来,水体中抗生素浓度往往处于痕量水平(ng/L),但管网内却出现了高水平的 ARB/ARGs。研究^[26]表明,饮用水所具有的典型环境特征在此过程中起到了重要作用,其中典型条件之一就是总有机碳(total organic carbon, TOC)浓度,其可以改变细菌对抗生素的表型耐受性。在贫营养条件下($\text{TOC} < 0.05 \text{ mg/L}$),与野生型细菌相比,ARB 的适应性代价将降低,即耐药细菌变得更具竞争力^[24]。Paulander 等^[27]的研究也有力地证实这一观点,其发现较低的 TOC 浓度不利于 RNA 聚合酶 σ 因子(σ^S)的诱导,这将更有利于抗性菌的生长。在此基础上,Wan 等^[28]通过中试试验探究了不同 TOC 浓度下饮用水砂滤系统中 ARB/ARGs 的赋存与维持,结果显示 TOC 浓度与 ARB/ARGs 丰度呈显著负相关,且低 TOC 水平更有利于 ARG 高多样性以及高丰度的维持。以上结果

均表明,DWDS 内低浓度 TOC 是影响 ARB/ARGs 赋存的重要原因。

2.2 消毒工艺

为了保证饮用水的微生物学安全性,自来水在出厂前都要经过消毒工艺处理。目前最常用的消毒剂是氯和氯胺。为了保证管网中细菌生长得到有效抑制,我国的饮用水标准中对 DWDS 末梢水的消毒剂余量也做了规定,例如余氯质量浓度不应低于 0.05 mg/L 。但实际上,DWDS 中残留的消毒剂并不能完全抑制细菌的生长。且由于消毒工艺所用种类、剂量以及接触的时间不同,对 ARB/ARGs 赋存的影响也不尽相同。据报道,当水体中游离氯浓度较低时,可以观察到多重耐药菌 *P. aeruginosa* 的生长,但当其质量浓度升高达到 0.3 mg/L 后,经过长期暴露包括 ARB 在内的所有细菌都将失活^[29]。研究人员^[30]对比了不同消毒剂对 DWDS 中 ARB 的影响,发现氯胺消毒在去除含有磺酰胺抗性的细菌时表现优异,游离氯则对四环素和 β -内酰胺酶类 ARB 的去除更有优势。当紫外线(UV)光照强度达到 $200 \sim 12\,477 \text{ mJ/cm}^2$,ARGs 的数量可下降 $2.48 \sim 4$ 个数量级,UV 会促进 DNA 中环丁烷嘧啶二聚体的形成,从而导致 ARB 失活^[31]。

目前,氯消毒由于效果优良、操作简便、价格低廉,在 DWDS 内得到了最为广泛的运用^[32]。研究^[33]显示,高剂量条件下,游离氯将破坏 ARB 细胞壁,并进入细胞质与 DNA 反应而使 ARGs 失活。但实际上,氯在 DWDS 中会不可避免地发生衰减,导致 DWDS 内余氯含量通常不能有效控制 ARB/ARGs 的赋存与生长。且研究人员^[5,34]对氯化过程

中 ARGs 丰度的改变原因进行探究,发现 DWDS 内余氯驱动微生物群落结构改变,这使得 DWDS 内细菌具有更高的抗生素抗性。进一步研究^[5]发现, DWDS 中耐氯菌 *Pseudomonas* 和 *Acidovorax* 会携带持久性 ARGs,如多重 ARGs(RND 转运系统)和杆菌肽 ARGs(*bacA*),这是造成 ARGs 增加的主要原因。此外,氯消毒可以提高致病菌中 ARGs 的相对丰度,且单个 ARG 对氯胁迫敏感,同时氯化可以通过增加细胞通透性促进 ARG 转移^[31]。

消毒剂(如氯、氯胺)往往还可与水中有机物及其前体物反应产生消毒副产物(disinfection by-products, DBPs)^[35]。近些年,研究人员^[36]发现致突变 DBPs 会诱导细菌产生抗性,其原理是这些 DBPs 会使细菌产生基因突变,当突变为抗性突变时,细菌即获得了可遗传的抗性。如吕露等^[37]选取 3 种典型 DBPs 对病原微生物 *P. aeruginosa* 与 *E. coli* 进行诱导,继而观察它们对于 5 种抗生素的响应,结果显示菌株单一抗性提高 1.48~12.01 倍,多重抗性提高 1.55 倍。Li 等^[38]也观察到同样的情况, DBPs 的存在使得 *E. coli* 对环丙沙星的抗性提高数倍。Lü 等^[36]进一步对机理进行阐述,外排泵的过量表达是 *P. aeruginosa* 对单个和多种抗生素的耐药性增加的主要原因。同时对 ARGs 进行测序和分析,证实了该效应的机制是突变。此外,同样的诱导现象也出现在 *E. coli* 中,这表明 DBPs 对抗性的影响具有普适性。

2.3 细菌生长方式

DWDS 中的细菌既可以游离形式存在,也可以管壁生物膜形式生长。有关研究^[39]显示,氯化处理过程中磺胺嘧啶、环丙沙星和磺胺嘧啶/环丙沙星的促进,能够使附着于细菌尤其是 ARB 中胞外聚合物含量增加,胞外聚合物具有较高蛋白质含量和二级结构 β -折叠,会导致更多的细菌聚集和吸附,从而有利于 DWDS 生物膜的形成。实际上, DWDS 生物膜广泛地分布于饮用水系统中,而抗生素抗性作为由抗生素或其他化学物质(如消毒剂)触发而产生的适应性反应,相比游离细菌,其在生物膜中具有更高的抗性水平^[40]。生物膜作为 DWDS 中抗生素抗药性的储存库,主要通过以下几种方式增强其抗性^[15,41-42]:(1)生物膜的形成有利于微生物的附着生长,对强吸附性 ARB 而言提供了良好的生长环境,增强其在 DWDS 内的持久性;(2)为抗生素提供

屏障,减少外界环境的干扰;(3)促进微生物之间遗传物质的交换。有报道^[42]称,生物膜中 *S. aureus* 的结合转移频率比游离状态高 10 000 倍。同样,研究人员^[30]对实际 DWDS 中的具有四环素、磺胺甲恶唑、克林霉素、诺氟沙星抗性的 ARB 进行为期一年的测定,其中 ARB 的分布情况如下:生物膜>出水>进水。

当生物膜的生长和积累到一定程度时,会影响管壁状况,造成管道堵塞、金属管道腐蚀加剧以及水质色度与嗅度的改变^[22]。此时若水力条件发生变化,生物膜可能会从管道表面脱落,包括 ARB 在内的细菌会从生物膜转移到主体水中,从而导致水质恶化^[43]。由此可见,生物膜中 ARB/ARGs 的赋存被认为是威胁饮用水安全的重要因素。

3 DWDS 中 ARB/ARGs 的控制

近年来,人们对于安全饮水意识的提升使其对水质也提出了更高的要求。而一旦 ARB/ARGs 通过饮水进入人体,将会影响有关抗生素的治疗效果,更甚者会产生无药可用的情况。因此,对管网内 ARB/ARGs 的管控势在必行,且可以下 3 个方面进行。

3.1 增加深度处理

增加深度处理工艺,减少出厂水中 ARB/ARGs 的含量,对控制 ARB/ARGs 在 DWDS 内的分布至关重要。高级氧化技术被认为是提高饮用水中 ARB/ARGs 去除的有效手段^[44]。Zhang 等^[45]发现 UV/Cl 处理在 1 min 内完全灭活 *Pseudomonas*. HLS-6,而单独 UV 照射在 1 min 内仅可降低 4log,5 min 内才能够完全灭活。且经 UV/Cl 处理 60 min 后, *sul* 1 和 *int* 1 分别减少了至少 3.50log ARGs 和 4.00log ARGs。此外,有研究人员^[46]尝试用 UV-A/TiO₂ 技术去除医疗废水中的典型抗性菌,结果显示 TiO₂ 剂量的增加会降低细菌的存活,催化过程将细菌数量减少了 3log,但对部分抗性菌如 MRSA 的去除并不明显。李树铭等^[47]对比了 O₃、UV 和 UV/O₃ 消毒对 4 种 ARB (*Enterococcus*、*Brevibacillus*、*Pseudomonas*、*E. coli*)以及 4 种 ARGs(*tetA*、*bla*_{TEM}、*sul*1 和 *strB*)的去除,结果显示 ARB 均得到了很好的削减,UV/O₃ 会破坏细胞结构且不会导致光复活问题。而 Fenton 技术去除污水厂二级出水中 ARGs 过程中也可达到一定的效果,当 pH 值为 3、Fe²⁺/H₂O₂ 摩尔比为

1:10 的条件下,反应 2 h, ARGs 可降低 $2.58\log \sim 3.78\log^{[48]}$ 。除此之外, Breazeal 等^[49]发现有胶体存在时微滤与超滤能够对 ARGs 进行截留。但 Pruden 等^[50]认为携带 ARGs 的可移动遗传因子能够透过超滤膜的孔隙,而不能对其进行有效的控制。可见,目前膜过滤技术对于 ARB/ARGs 的去除具有不稳定性。

3.2 调控细菌生长

研究^[51]表明,约有 95% 的细菌附着于生物膜生长。但相比去除成熟生物膜中的 ARB/ARGs,控制管网内生物膜的生长是更为有效的措施。实际上,影响生物膜生长的因素很多,包括水中营养物质浓度、管道材质、流速和群体感应等^[43,52]。

DWDS 中的微生物大多是以有机物为营养基质的异养型细菌,控制水质中 TOC,尤其是可同化有机碳(assimilable organic carbon, AOC)的含量,可减少生物膜在 DWDS 内的生长^[53]。Kooij 等^[54]提出当 DWDS 中没有消毒剂残留时,AOC 质量浓度低于 $10 \mu\text{g/L}$ 可以使限制异养菌的生长。而 Lechevallier 等^[55]则认为当存在大于 0.5 mg/L 的游离氯或 1.0 mg/L 的氯胺时,AOC 质量浓度应低于 $50 \mu\text{g/L}$ 或 $100 \mu\text{g/L}$ 才可抑制细菌的再生。此外,DWDS 的材料也会影响生物膜的生长速率。李爽等^[56]在镀锌钢管跟 PVC 管中模拟 DWDS 中生物膜的生长过程,6 个月后,就生物量而言镀锌钢管比 PVC 管中高出一个数量级,这是由于粗糙的表面加快了 DWDS 内的腐蚀使得微生物易于附着,在分泌的胞外聚合物作用下,会黏附更多的细菌以及营养物质,逐渐形成生物膜。12 个月后,两种管材内的生物量趋于稳定,此后管道材质对于生物膜的影响减少。因此,定期更新 DWDS 中的管段可以有效阻止生物膜的发育。流速也是影响 DWDS 中生物膜生长的重要因素,更高的流速会促进使 DWDS 内微生物分泌更多的胞外聚合物,从而有利于更加密实的生物膜形成^[43]。这也从另一方面证实冲洗并不是去除 DWDS 内生物膜的有效途径。群体感应是细菌间的一种交流机制,细菌向外界释放信号分子,当浓度达到特定阈值时,会诱导细菌中特异性基因的表达反过来调节细菌间的行为方式^[57]。Wu 等^[52]通过投加不同浓度酰基高丝氨酸环内酯类物质(acyl homoserine lactone, AHL),发现在一定范围内 AHL 可通过增加饮用水中相关菌株的生物量进而促进生

物膜的形成。目前,实验室条件下已成功通过投加天然的群体感应抑制剂,阻碍了活性炭表面生物膜的生长。

3.3 优化消毒方式

传统消毒工艺对 DWDS 内 ARB/ARGs 去除有一定的局限性。研究^[58]显示,低氯剂量时(40 mg/L),细菌转移接合效率增大了 2~5 倍。为此,优化消毒方式势在必行。正如前文所述,DBPs 与 ARB 的产生联系紧密,减少 DBPs 的产生有利于降低 ARB 的含量。为此,陈超^[59]开发了一种短时游离氯($<15 \text{ min}$)后转氯胺顺序氯化消毒工艺,经实验室模拟以及中试调试,显示相比传统消毒,此消毒工艺能够减少 35.8%~77.0% 的三卤甲烷以及 36.6%~54.8% 的卤乙酸产生量。此外,纪瑶瑶等^[60]探究了顺序氯化工艺对原水进行处理的最优反应条件,结果表明在加氨转化时间为 30 min 时,经消毒处理 24 h 后,3 种 N-DBPs 的前体物产量减少 72%~82%。

4 总结与展望

目前,DWDS 内 ARB/ARGs 富集现象已引起人们的广泛关注。与常规工艺相比,先进的处理工艺对 ARB/ARGs 去除虽起到了一定的控制作用,但价格成本昂贵。我国作为抗生素使用大国,在建立医疗、畜牧等相关行业的管控策略从根本上减少源头输入的同时,未来应从以下几个方面进行相关研究:

- (1) 阐明 DWDS 内细菌尤其是病原微生物中 ARGs 的富集与传播机制;
- (2) 寻求低成本减少 ARB/ARGs 的方法,开发新型技术在降低成本的同时能够针对性地去除 DWDS 内的 ARGs;
- (3) 科学评估饮用水中与 ARB/ARGs 暴露相关的人体健康风险,可以此为依据建立对 ARB/ARGs 管控标准。

参考文献

- [1] FLEMING A. On the antibacterial action of cultures of a penicillium, with special reference to their use in the isolation of B. influenzae. 1929 [J]. Bulletin of the World Health Organization, 2001, 79(8): 780-790.
- [2] MANAIA C M, MACEDO G, FATTA-KASSIONS D, et al. Antibiotic resistance in urban aquatic environments: Can it be controlled? [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2016, 100(4): 1543-1557. DOI: 10.1007/s00253-015-7202-0.

- [3] MARTÍNEZ J L. Antibiotics and antibiotic resistance genes in natural environments [J]. Science, 2008, 321 (5887): 365–367. DOI: 10.1126/science.1159483.
- [4] RAM S, VAJPAYEE P, SHANKER R. Contamination of potable water distribution systems by multiantimicrobial-resistant enterohemorrhagic *Escherichia coli* [J]. Environmental Health Perspectives, 2008, 116(4): 448–452. DOI: 10.1289/ehp.10809.
- [5] JIA S, SHI P, HU Q, et al. Bacterial community shift drives antibiotic resistance promotion during drinking water chlorination [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49 (20): 12271–12279.
- [6] ECHEVERRIA-PALENCIA C M, THULSIRAJ V, TRAN N, et al. Disparate antibiotic resistance gene quantities revealed across 4 major cities in California: A survey in drinking water, air, and soil at 24 public parks [J]. ACS Omega, 2017, 2(5): 2255–2263. DOI: 10.1021/acsomega.7b00118.
- [7] O'NEILL J. Tackling drug-resistant infections globally: Final report and recommendations [EB/OL]. (2016–05–19) [2022–01–01]. https://amr-review.org/sites/default/files/160518_Final%20paper_with%20cover.pdf.
- [8] 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.
- [9] 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.
- [10] YAN C X, YANG Y, ZHOU J L, et al. Antibiotics in the surface water of the Yangtze Estuary: Occurrence, distribution and risk assessment [J]. Environmental Pollution, 2013, 175: 22–29. DOI: 10.1016/j.envpol.2012.12.008.
- [11] BARNES K K, KOLPIN D W, FURLONG E T, et al. A national reconnaissance of pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States—I) groundwater [J]. Science of the Total Environment, 2008, 402(2/3): 192–200. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.04.028.
- [12] MUNIR M, WONG K, XAGORARAKI I. Release of antibiotic resistant bacteria and genes in the effluent and biosolids of five wastewater utilities in Michigan [J]. Water Research, 2011, 45 (2): 681–693.
- [13] SU H C, LIU Y S, PAN C G, et al. Persistence of antibiotic resistance genes and bacterial community changes in drinking water treatment system: From drinking water source to tap water [J]. Science of the Total Environment, 2018, 616: 453–461. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.10.318.
- [14] CHEN Z J, YU D J, HE S Z, et al. Prevalence of antibiotic-resistant *Escherichia coli* in drinking water sources in Hangzhou City [J]. Frontiers in Microbiology, 2017, 8: 1133. DOI: 10.3389/fmicb.2017.01133.
- [15] 钟丹, 周子仪, 马文成, 等. 供水管网中抗生素抗性基因环境风险浅析 [J]. 给水排水, 2020, 46(s2): 59–63.
- ZHONG D, ZHOU Z Y, MA W C, et al. Environmental risk assessment of antibiotic resistance gene in water supply network [J]. Water & Wastewater Engineering, 2020, 46(s2): 59–63.
- [16] 朱婷婷, 宋战锋, 尹魁浩, 等. 南方某水库水体中抗生素生态与健康风险研究 [J]. 生态毒理学报, 2015, 10(5): 124–131.
- ZHU T T, SONG Z F, YIN K H, et al. Assessments of ecological and health risk induced by antibiotics in source water of a reservoir in a southern city [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2015, 10(5): 124–131.
- [17] BERGERON S, RAJ B, NATHANIEL R, et al. Presence of antibiotic resistance genes in raw source water of a drinking water treatment plant in a rural community of USA [J]. International Biodeterioration & Biodegradation, 2017, 124: 3–9. DOI: 10.1016/j.ibiod.2017.05.024.
- [18] GUO X P, LI J, YANG F, et al. Prevalence of sulfonamide and tetracycline resistance genes in drinking water treatment plants in the Yangtze River Delta, China [J]. Science of the Total Environment, 2014, 493: 626–631. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.06.035.
- [19] XI C, ZHANG Y L, MARRS C F, et al. Prevalence of antibiotic resistance in drinking water treatment and distribution systems [J]. Applied and Environmental Microbiology, 2009, 75(17): 5714–5718. DOI: 10.1128/AEM.00382–09.
- [20] 张练, 吴维, 李楠, 等. 供水管网中抗生素污染研究 [J]. 中国给水排水, 2017, 33(11): 39–43.
- ZHANG L, WU W, LI N, et al. Occurrence of antibiotics in drinking water distribution networks [J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(11): 39–43.
- [21] ATEBA C N, TABI N M, FRI J, et al. Occurrence of antibiotic-resistant bacteria and genes in two drinking water treatment and distribution systems in the North-West Province of South Africa [J]. Antibiotics, 2020, 9 (11): 745. DOI: 10.3390/antibiotics9110745.
- [22] KIMBELL L K, WANG Y, MCNAMARA P J. The impact of metal pipe materials, corrosion products, and corrosion inhibitors on antibiotic resistance in drinking water distribution systems [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2020, 104 (18): 7673–7688.
- [23] XU L, OUYANG W Y, QIAN Y 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.
- [24] LIN W F, ZENG J, WAN K, et al. Reduction of the fitness cost of antibiotic resistance caused by chromosomal mutations under

- poor nutrient conditions [J]. *Environment International*, 2018, 120: 63–71. DOI: 10.1016/j.envint.2018.07.035.
- [25] ANDERSSON D I, HUGHES D. Antibiotic resistance and its cost: Is it possible to reverse resistance? [J]. *Nature Reviews Microbiology*, 2010, 8: 260–271. DOI: 10.1038/nrmicro2319.
- [26] TUOMANEN E, COZENS R, TOSCH W, et al. The rate of killing of *Escherichia coli* by β -lactam antibiotics is strictly proportional to the rate of bacterial growth [J]. *Microbiology*, 1986, 132(5): 1297–1304. DOI: 10.1099/00221287-132-5-1297.
- [27] PAULANDER W, MAISNIER-PATIN S, ANDERSSON D I. The fitness cost of streptomycin resistance depends on rpsL mutation, carbon source and RpoS (σ S) [J]. *Genetics*, 2009, 183(2): 539–546.
- [28] WAN K, ZHANG M L, YE C S, et al. Organic carbon: An overlooked factor that determines the antibiotic resistance in drinking water sand filter biofilm [J]. *Environment International*, 2019, 125: 117–124. DOI: 10.1016/j.envint.2019.01.054.
- [29] MAO G, SONG Y, BARTLAM M, et al. Long-term effects of residual chlorine on *Pseudomonas aeruginosa* in simulated drinking water fed with low AOC medium [J]. *Frontiers in Microbiology*, 2018, 9: 879. DOI: 10.3389/fmicb.2018.00879.
- [30] ZHANG J P, LI W Y, CHEN J P, et al. Impact of biofilm formation and detachment on the transmission of bacterial antibiotic resistance in drinking water distribution systems [J]. *Chemosphere*, 2018, 203: 368–380. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2018.03.143.
- [31] SHI P, JIA S Y, ZHANG X X, et al. Metagenomic insights into chlorination effects on microbial antibiotic resistance in drinking water [J]. *Water Research*, 2013, 47(1): 111–120.
- [32] LI W Y, LI Y, WANG F, et al. Flow cytometric assessment of the chlorine/chloramine efficacy of particle-associated bacteria in drinking water [J]. *Environmental Technology*, 2021, 43(21): 3212–3220. DOI: 10.1080/09593330.2021.1918263.
- [33] SHARMA V K, JOHNSON N, CIZMAS L, et al. A review of the influence of treatment strategies on antibiotic resistant bacteria and antibiotic resistance genes [J]. *Chemosphere*, 2016, 150: 702–714. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.12.084.
- [34] YE C S, CHEN Y M, FENG L, et al. Effect of the ultraviolet/chlorine process on microbial community structure, typical pathogens, and antibiotic resistance genes in reclaimed water [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2022, 16(8): 100. DOI: 10.1007/s11783-022-1521-z.
- [35] SEDLAK D L, GUNTEN V U. The chlorine dilemma [J]. *Science*, 2011, 331(6013): 42–43. DOI: 10.1126/science.1196397.
- [36] LÜ L, JIANG T, ZHANG S H, et al. Exposure to mutagenic disinfection byproducts leads to increase of antibiotic resistance in *Pseudomonas aeruginosa* [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(14): 8188–8195. DOI: 10.1021/es501646n.
- [37] 吕露, 张梦露, 王春明, 等. 3种典型消毒副产物对细菌抗生素抗性的影响 [J]. *环境科学*, 2015(7): 2525–2531.
- LÜ L, ZHANG M L, WANG C M, et al. Effects of three typical disinfection byproducts on bacterial antibiotic resistance [J]. *Environmental Sciences*, 2015(7): 2525–2531.
- [38] LI D, ZENG S Y, HE M, et al. Water disinfection byproducts induce antibiotic resistance-role of environmental pollutants in resistance phenomena [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(6): 3193–3201.
- [39] XIAO Y, ZHANG E H, ZHANG J D, et al. Extracellular polymeric substances are transient media for microbial extracellular electron transfer [J]. *Science Advances*, 2017, 3(7): e1700623. DOI: 10.1126/sciadv.1700623.
- [40] HALL C W, MAH T F. Molecular mechanisms of biofilm-based antibiotic resistance and tolerance in pathogenic bacteria [J]. *FEMS Microbiology Reviews*, 2017, 41(3): 276–301.
- [41] HEUER H, SMALLA K. Horizontal gene transfer between bacteria [J]. *Environmental Biosafety Research*, 2007, 6(1/2): 3–13. DOI: 10.1051/ebv.2007034.
- [42] SAVAGE V J, CHOPRA I, O'NEILL A J. Staphylococcus aureus biofilms promote horizontal transfer of antibiotic resistance [J]. *Antimicrobial Agents and Chemotherapy*, 2013, 57(4): 1968–1970.
- [43] LIU S, GUNAWAN C, BARRAUD N, et al. Understanding, monitoring, and controlling biofilm growth in drinking water distribution systems [J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(17): 8954–8976.
- [44] WANG L P, YE C S, GUO L Z, et al. Assessment of the UV/chlorine process in the disinfection of *Pseudomonas aeruginosa*: Efficiency and mechanism [J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(13): 9221–9230.
- [45] ZHANG T Y, 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.
- [46] TSAI T M, CHANG H H, CHANG K C, et al. A comparative study of the bactericidal effect of photocatalytic oxidation by TiO_2 on antibiotic-resistant and antibiotic-sensitive bacteria [J]. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 2010, 85(12): 1642–1653.
- [47] 李树铭, 王锦, 王海潮, 等. UV, O_3 及UV/ O_3 削减耐药菌和抗性基因性能 [J]. *中国环境科学*, 2019, 39(12): 5145–5153.
- LI S M, WANG J, WANG H C, et al. Reduction of ARB and

- ARGs by ultraviolet, ozone and combined disinfection technology [J]. *China Environmental Science*, 2019, 39 (12): 5145 – 5153.
- [48] 庄耀. 污水中抗生素抗性基因的深度净化技术研究[D]. 南京: 南京大学, 2014.
- ZHUANG Y. Research on deep purification of antibiotic resistance in municipal wastewater [D]. Nanjing: Nanjing University, 2014.
- [49] BREAZEAL M V R, NOVAK J T, VIKESLAND P J, et al. Effect of wastewater colloids on membrane removal of antibiotic resistance genes [J]. *Water Research*, 2013, 47(1): 130–140.
- [50] PRUDEN A. Balancing water sustainability and public health goals in the face of growing concerns about antibiotic resistance [J]. *Environment Science & Technology*, 2014, 48(1): 5–14. DOI: 10.1021/es403883p.
- [51] BRIDIER A, BRIANDET R, THOMAS V, et al. Resistance of bacterial biofilms to disinfectants: A review [J]. *Biofouling*, 2011, 27(9): 1017–1032.
- [52] WU Z Y, WANG Q, GUO F, et al. Responses of bacterial strains isolated from drinking water environments to N-acyl-L-homoserine lactones and their analogs during biofilm formation [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2014, 8 (2): 205–214.
- [53] LIU W, WU H, WANG Z, et al. Investigation of assimilable organic carbon (AOC) and bacterial regrowth in drinking water distribution system[J]. *Water Research*, 2002, 36(4): 891 – 898.
- [54] KOOLIJ D V D, HIJNEN W, KRUTHOF J C. The effects of ozonation, biological filtration and distribution on the concentration of easily assimilable organic carbon (AOC) in drinking water[J]. *Ozone: Science & Engineering*, 1989, 11 (3): 297–311.
- [55] LECHEVALLIER M W, BECKER W C, SCHORR P, et al. Evaluating the performance of biologically active rapid filters [J]. *Journal-American Water Works Association*, 1992, 84 (4): 136–146.
- [56] 李爽, 张晓健. 给水管壁生物膜的生长发育及其影响因素 [J]. *中国给水排水*, 2003(s1): 49–52.
- LI S, ZHANG X J. Biofilm growth and development on water supply pipe wall and its affecting factors [J]. *China Water & Wastewater*, 2003 (s1): 49–52.
- [57] MILLER M B, BASSLER B L. Quorum sensing in bacteria [J]. *Annual Review of Microbiology*, 2001, 55: 165 – 199. DOI: 10.1146/annurev.micro.55.1.165.
- [58] GUO M T, YUAN Q B, YANG J. Distinguishing effects of ultraviolet exposure and chlorination on the horizontal transfer of antibiotic resistance genes in municipal wastewater [J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(9): 5771 – 5778.
- [59] 陈超. 控制消毒副产物的顺序氯化消毒及水处理工艺优化研究[D]. 北京: 清华大学, 2005.
- CHEN C. Study on sequential chlorination for disinfection by-products control and optimization of water treatment process [D]. Beijing: Tsinghua University, 2005.
- [60] 纪瑶瑶, 赵梦, 周丽, 等. 顺序氯化消毒对微污染原水消毒副产物控制研究[J]. *水处理技术*, 2018, 44(2): 24–28.
- JI Y Y, ZHAO M, ZHOU L, et al. Control study of disinfection by-products during sequential chlorination in micro-polluted source water [J]. *Technology of Water Treatment*, 2018, 44 (2): 24–28.

(上接第 28 页)

- [38] FAREED A, HUSSAIN A, NAWAZ M, et al. The impact of prolonged use and oxidative degradation of Atrazine by Fenton and photo-Fenton processes [J]. *Environmental Technology Innovation*, 2021, 24: 101840. DOI: 10.1016/j.eti.2021.101840.
- [39] ZEKKAOUI C, BERRAMA T, DUMOULIN D, et al. Optimal degradation of organophosphorus pesticide at low levels in water using Fenton and photo-Fenton processes and identification of by-products by GC-MS/MS [J]. *Chemosphere*, 2021, 279: 130544. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.130544.
- [40] LUTZE H V, BREKENFELD J, NAUMOV S, et al. Degradation of perfluorinated compounds by sulfate radicals-New mechanistic aspects and economical considerations [J]. *Water Research*, 2018, 129: 509–519. DOI: 10.1016/j.watres.2017.10.067.
- [41] LIU X Q, WEI W, XU J, et al. Photochemical decomposition of perfluorochemicals in contaminated water[J]. *Water Research*, 2020, 186: 116311. DOI: 10.1016/j.watres.2020.116311.
- [42] SANTOS A, RODRIGUEZ S, PARDO F, et al. Use of Fenton reagent combined with humic acids for the removal of PFOA from contaminated water [J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 563: 657 – 663. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.09.044.