

研究报告

广东省某市生活饮用水中抗生素赋存特征及暴露风险评估

李亮亮^{1,4}, 魏燕丽², 唐伟², 冯燕², 李志雯², 陈岚², 游乐诗², 黄子勇³, 邵懿⁴, 吴炜亮¹, 吴永宁^{1,4}

- (1. 南方医科大学食物安全与健康研究中心, 公共卫生学院, 广东省热带病研究重点实验室, 粤港澳污染物暴露与健康联合实验室, 广东 广州 510515; 2. 韶关市科源水质检测有限公司, 广东 韶关 512023; 3. 沃特世科技(上海)有限公司, 上海 200080; 4. 国家食品安全风险评估中心, 国家卫生健康委员会食品安全风险评估重点实验室, 中国医学科学院食品安全创新单元, 北京 100022)

摘要: **目的** 了解广东省某市生活饮用水中抗生素残留水平基线及水处理工艺对抗生素的消减作用, 明晰人群经生活饮用水暴露抗生素的健康风险。 **方法** 选取广东省某市 10 家生活饮用水企业, 采集其原水、絮凝出水、沉淀出水、滤后水和出厂水 5 类样品, 共计 200 份样品, 采用在线固相萃取-超高效液相色谱-串联质谱法对样品中的 7 类 92 种抗生素残留水平进行检测。 **结果** 5 类样品的抗生素检出率范围为 0%~60%, 磺胺类抗生素为主要检出的抗生素。其中, 原水样品共检出 20 种抗生素残留, 主要为磺胺类、大环内酯类、喹诺酮类和氯霉素类抗生素, 浓度范围为 $(0.057 \pm 0.003) \sim (181.419 \pm 4.245)$ ng/L, 以河水为原水的样品检出的抗生素种类和浓度水平均高于以水库水为原水的样品。水处理工艺可去除原水中的抗生素残留, 去除率为 39.89%~78.85%。最终, 出厂水样品中基本未检出抗生素残留。然而, 原水为河水的出厂水样品中的抗生素残留经处理后虽有消减, 但仍可检出。暴露评估结果显示, 人群经该生活饮用水暴露抗生素的风险较高。 **结论** 以河水为原水的生活饮用水中抗生素残留水平较高需关注其暴露风险。

关键词: 生活饮用水; 抗生素残留; 磺胺类抗生素; 消减; 暴露评估

中图分类号: R155 文献标识码: A 文章编号: 1004-8456(2025)05-0422-10

DOI: 10.13590/j.cjfh.2025.05.003

Occurrence of antibiotic residues in drinking water from a city of Guangdong Province and their exposure risk assessment

LI Liangliang^{1,4}, WEI Yanli², TANG Wei², FENG Yan², LI Zhiwen², CHEN Lan², YOU Leshi²,
HUANG Ziyong³, SHAO Yi⁴, WU Weiliang¹, WU Yongning^{1,4}

- (1. Food Safety and Health Research Center, School of Public Health, Guangdong Provincial Key Laboratory of Tropical Disease Research, Guangdong-Hongkong-Macao Joint Laboratory for Contaminants Exposure and Health, Southern Medical University, Guangdong Guangzhou 510515, China; 2. Shaoguan Keyuan Water Quality Testing Co., Ltd., Guangdong Shaoguan 512023, China; 3. Waters Technologies (Shanghai) Limited, Shanghai 200080, China; 4. China National Center for Food Safety Risk Assessment, Research Unit of Food Safety, Chinese Academy of Medical Sciences, NHC Key Laboratory of Food Safety Risk Assessment, Beijing 100022, China)

Abstract: Objective To understand the baseline level of antibiotic residues in drinking water in a city in Guangdong Province and the reduction effect of water treatment technology on antibiotic residues, and to clarify the health risks of exposure to the antibiotic residues. **Methods** A total of 200 samples, including raw water, flocculation effluent, precipitation effluent, filtered water and finished water, were collected from 10 drinking water enterprises in a city of Guangdong Province. The occurrence of 92 antibiotics in water samples were detected using online solid phase extraction-

收稿日期: 2024-10-22

基金项目: 国家基金委化学部重大项目(22193064); 韶关市科技计划项目(853002)

作者简介: 李亮亮 女 硕士研究生 研究方向为抗生素耐药性 E-mail: 3312840673@qq.com

通信作者: 吴永宁 男 研究员 研究方向为化学污染监控技术、食品污染与人体健康关系的风险评估 E-mail: wuyongning@cfsa.net.cn

吴炜亮 男 高级工程师 研究方向为食品污染物监测 E-mail: wu1108@smu.edu.cn

吴永宁和吴炜亮为共同通信作者

ultra high-performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Results** The detection rates of antibiotic residues in 5 groups of samples ranged from 0% to 60%, and the sulfonamides were the major detected antibiotics. Therein, a total of 20 antibiotic residues were observed in raw water, including sulfonamides, macrolides, quinolones and chloramphenicol antibiotics, with the concentrations ranging from (0.057 ± 0.003) to (181.419 ± 4.245) ng/L. The occurrence of antibiotic residues and their concentrations observed in the samples of raw water from river were higher than those from reservoir. The water treatment process effectively removed the antibiotic residues from raw water, the removal rate ranged from 39.89% to 78.85%. Consequently, the antibiotic residues were nearly undetectable in finished water samples. However, the antibiotic residues still be detectable in finished water when river water was used as raw water. For the exposure assessment, the results showed that the population posed a higher risk of being exposed to antibiotics through this drinking water. **Conclusion** Attention should be concerned to the potential risk associated with this finished water.

Key words: Drinking water; antibiotic residue; sulfonamides; reduction; exposure assessment

抗生素是由细菌、霉菌或其他微生物产生的次级代谢产物或人工合成的类似物,在较低浓度下具有显著的抗微生物作用广泛应用于人类和动物疫病的预防和治疗^[1-2]。然而,过量使用甚至滥用抗生素使得易通过污水、排泄物和废弃物等进入环境介质,并在其中累积而进一步通过食物链富集于生活饮用水水源和食品中。环境中赋存的抗生素主要通过“环境-动植物-人群”链条进行传播,造成潜在健康风险^[3-5]。

根据文献报道,环境水体中的抗生素残留浓度水平可达纳克甚至微克水平^[6-8],如粤港澳大湾区环境水体(淡水和海水)中,珠江水域的样品检出抗生素残留,而海水样品的抗生素残留低于定量限^[9]。因此,有必要对生活饮用水中的抗生素残留进行检测。ZHANG 等^[10]对 2 个生活饮用水企业的原水进行检测,可检出 18 种抗生素残留。WANG 等^[11]和 LYU 等^[12]分别调查了我国不同地区生活饮用水中的抗生素残留水平,检出了 10 种和 23 种抗生素残留,并进一步进行了健康风险评估。其中,LYU 等^[12]基于健康风险熵的结果推测生活饮用水中的恩诺沙星、环丙沙星、萨拉沙星和罗红霉素具有一定的健康风险。然而,作为广东省重要生活饮用水水源地的某市,其原水及出厂水中的抗生素浓度水平尚未系统监测,潜在的健康风险尚未明晰。因此,本研究旨在监测该地区 10 处生活饮用水原水及经生活饮用水企业处理后出厂水中的抗生素残留水平,明晰其污染及消减特征,并进行初步的暴露评估,从而为保障该地区生活饮用水安全提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 样品来源

2023 年 11 月至 2024 年 2 月,于广东省某市 10 家生活饮用水企业采集水样,其地理位置如图 1

所示。根据生活饮用水企业的工艺流程图(图 2),于 A1~A5 采样点分别采集原水、絮凝出水、沉淀出水、滤后水和出厂水等水样,各企业分别采集水样 20 份,即每个采样点采集 4 份样品,其中 3 份平行样品,1 份为留样。

1.1.2 主要仪器与试剂

UPLC I-Class/TQS micro 超高效液相色谱-串联质谱联用仪(Waters,美国);MS 3 basic 涡旋振荡器(IKA,德国);QSM 四元溶剂管理器(Waters,美国);PAL3 多功能自动进样平台(广州智达公司)。

硫酸、抗坏血酸,分析纯;甲醇、乙腈、甲酸,色谱纯;92 种抗生素标准品(美国 Sigma-Aldrich),其中 23 种为磺胺类(SAs)抗生素、21 种为喹诺酮类(QNs)抗生素、17 种为 β -内酰胺类(β -Lacs)抗生素、15 种为大环内酯类(MAs)抗生素、9 种为四环素类(TCs)抗生素、4 种为氯霉素类(CHLs)抗生素和 3 种为多黏菌素类(POLs)抗生素;去离子水(美国 Millipore);0.22 μm 无菌过滤头;Oasis HLB direct connect HP 小柱串联(30 mm $\times$ 2.1 mm, 20 μm ,美国 Waters)。

1.2 方法

1.2.1 样品前处理及检测

现场连续放水 5 min 后,使用水样润洗 1 L 棕色螺口玻璃采样瓶 2~3 次,加入抗坏血酸 30 mg,并装入水样。待水样至基本满瓶后,加入甲醇 25 mL 和 4 mol/L 硫酸 200 μL 。样品采集完成后低温避光运送至实验室进行前处理。使用 0.22 μm 无菌过滤头过滤水样 5 mL 至大体积进样瓶中,并在 24 h 内使用对液相色谱-质谱联用仪对样品中的抗生素残留浓度水平进行检测。样品中各种抗生素残留水平以 3 份平行样品中相应抗生素的检测结果均值 $\pm$ 标准差表示。

1.2.2 仪器条件

在线固相萃取条件:色谱柱:2 根 Oasis HLB direct

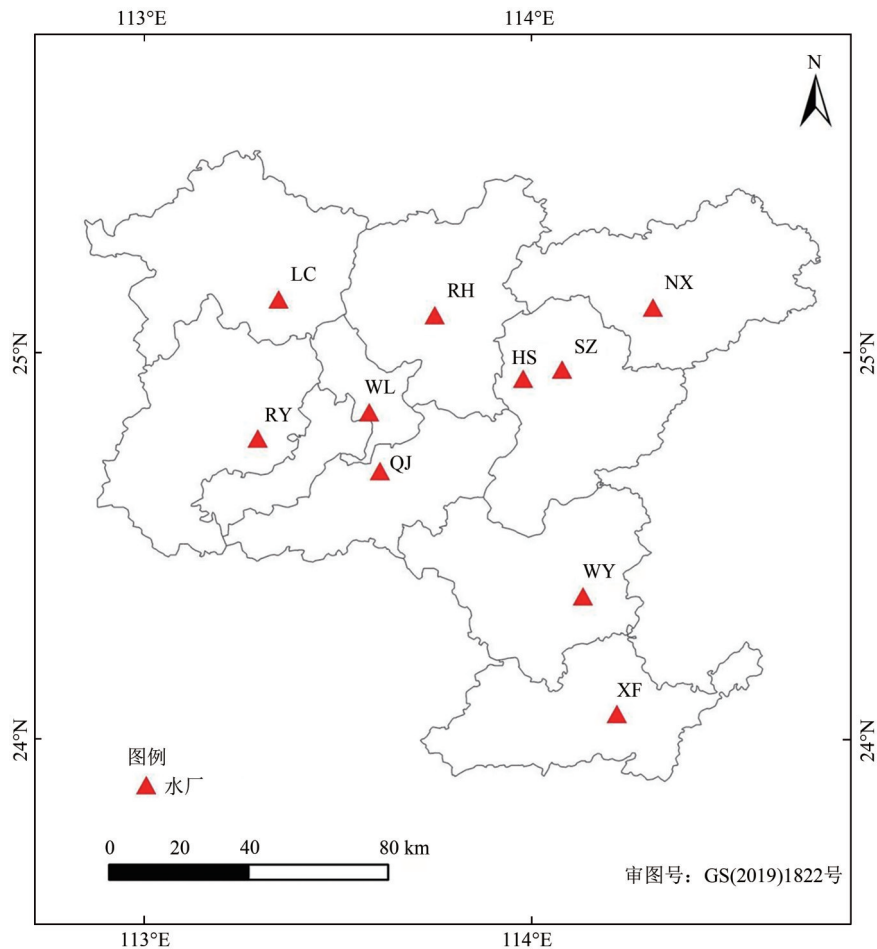


图1 广东省某市10家生活饮用水企业的地理位置

Figure 1 Geographic location of 10 drinking water enterprises in a city of Guangdong Province

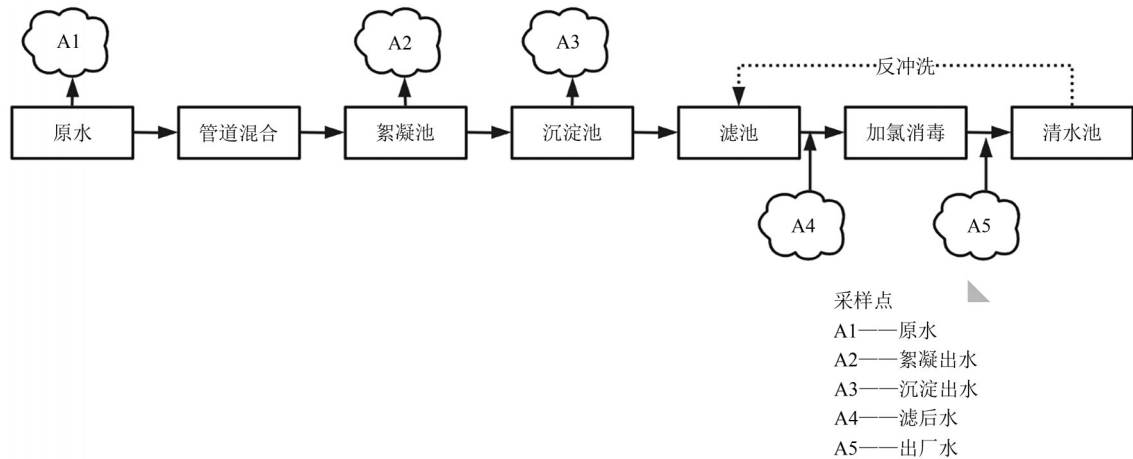


图2 生活饮用水生产工艺流程及采样点

Figure 2 Production process for drinking water and the sampling points

connect HP 小柱串联(30 mm×2.1 mm, 20 μm);流动相:A:0.1% 甲酸水溶液,B:甲醇:乙腈(8:2,V/V);进样量:1 mL;阀换时间:4 min;洗脱方式:梯度洗脱,B相初始浓度为0%;梯度洗脱程序:0~3.8 min,0%B,流速2.0 mL/min;3.8~4.0 min,0→100%B,流速2.0→0.01 mL/min;4.0~10.0 min,100%B,流速:0.01→2.0 mL/min;10.0~10.1 min,100→0%B,流速2.0 mL/min;10.1~15.0 min,100%B,流速2 mL/min。

液相色谱条件:色谱柱:Premier HSS T3(100 mm×2.1 mm,1.8 μm);流动相:A:2 mmol/L 甲酸铵水溶液(含0.1% 甲酸),B:甲醇;流速:0.4 mL/min;柱温:40℃;洗脱方式:梯度洗脱;梯度洗脱程序:0~0.5 min,2%B;0.5~8.0 min,2%~95%B;8.0~12.0 min,95%B;12.0~12.1 min,95%~2%B;12.1~15.0 min,2%B。

质谱条件:离子源:ESI,正负离子模式同时智能扫描模式;毛细管电压:0.5 kV;脱溶剂气温度:500℃,

离子源温度:150℃;脱溶剂气流速:1 000 L/Hr;
锥孔气气流速:20 L/Hr;碰撞气:氩气 0.15 min/L;
扫描模式:多反应监测(Multiple reaction monitoring,
MRM)。

1.2.3 暴露评估

生活饮用水中抗生素残留的主要暴露途径为
饮用和皮肤接触。采用平均每日剂量(Average
daily dose, ADD)评估经饮用和使用生活饮用水暴
露抗生素的水平,使用公式 1 进行计算:

$$ADD = ADD_{DW} + ADD_{der} \tag{1}$$

式中:ADD_{DW}为每日经饮用生活饮用水暴露抗生
素的平均水平[μg/(kg·BW)];ADD_{der}为每日经皮肤暴
露抗生素的平均水平[μg/(kg·BW)],包括面部清
洁、头发清洁、手清洁、足部清洁、洗碗、蔬菜清洗、
洗衣服、洗澡和游泳等 9 个日常活动事件。

ADD_{DW}根据公式 2 进行计算:

$$ADD_{DW} = \frac{C_{DW} \times IngR}{BW \times 1\,000} \tag{2}$$

式中:C_{DW}为生活饮用水中的抗生素残留浓度水平
(ng/L);IngR 为每日饮水量(L/d),根据《中国人
口暴露因素手册》中提供的广东冬季男性饮水量
为 1.695 L/d,女性为 1.663 L/d;BW 为平均体质量
(57 kg)。

每日经皮肤暴露抗生素的平均水平[ADD_{der},
μg/(kg·BW)]通过公式 3 进行计算:

$$ADD_{der} = \sum_{i=1}^9 \frac{DA_i \times SA_i \times EF_i \times ED_i}{BW \times AT_i} \tag{3}$$

式中:DA_i:经一个事件每日暴露的抗生素水平
(μg/cm²),采用公式 4 和 5 计算;SA_i:经一个事件暴
露于饮用水中抗生素的皮肤表面积(cm²),相关参数
见参考文献[13];EF_i:经一个事件暴露于饮用水抗
生素的频率(d/年);ED_i:经一个事件暴露于饮用水
抗生素的暴露时长(年);BW:体质量(57 kg);AT_i:
经一个事件暴露于饮用水抗生素的平均时间(d)。

$$DA_i = K_p \times C_{DW} \times T \times 10^{-6} \tag{4}$$

$$\log K_p = 2.80 + 0.66 \log K_{ow} - 0.005\,6M_w \tag{5}$$

式中:K_p:抗生素的化学特异性皮肤渗透系数(cm/h),
使用 PATEL 等^[14]和 BROWN 等^[15]构建的模型计算 K_p
值;C_{DW}:生活饮用水中的抗生素残留浓度水平(ng/L);
T:接触时间(h/d)见参考文献[12]、[13]、[16]和
[17];K_{ow}:抗生素的辛醇/水分配系数(表 1);M_w:抗
生素分子量(g/mol)。

采用健康风险熵(Health risk quotient, HRQ)评
估出厂水中检出的抗生素残留的健康风险,HRQs
为检出的所有抗生素残留的 HRQ 之和,如公式 6 和
7 所示^[11-12,18]。

$$HRQ_{an} = \frac{ADD_{an}}{ADI_{an} \text{ or } RSD_{an}} \tag{6}$$

$$HRQ_s = \sum_{an=1}^n HRQ_{an} \tag{7}$$

式中:ADD_{an}:每日经生活饮用水暴露单一抗生素的
平均水平[μg/(kg·BW)];ADI_{an}:抗生素的每日允许
摄入量[μg/(kg·BW)];RSD_{an}:抗生素致癌作用的风
险特定剂量[μg/(kg·BW)]。抗生素的 ADI 或相对
标准偏差(Relative standard deviation, RSD)采用文
献中建立的临时健康指导值。当抗生素有一个以
上的 ADI 或 RSD 时,则选择限制性最严格的 ADI
或 RSD 进行评估^[18]。当 HRQ<0.1 为低风险,0.1≤
HRQ<1 为中风险,HRQ≥1 为高风险^[19-20]。

表 1 抗生素的辛醇/水分配系数和分子量

Table 1 The octanol/water partition coefficients and mass
weights of antibiotics

抗生素	英文简写	分子量	辛醇/水分配系数
		M _w (g/mol)	log K _{ow}
磺胺嘧啶	SDZ	250.28	2.59
磺胺甲噁唑	SMX	253.28	0.89
磺胺间甲氧嘧啶	SMM	280.303	-2.322
萘啶酸	NAL	232.24	0.714
磺胺氯哒嗪	SUP	284.72	-1.69
三甲氧苄氨嘧啶	TMP	290.32	0.91
磺胺二甲异嘧啶	SOM	278.33	-0.396
脱水红霉素	ATM	715.91	2.83
克林霉素	CLI	424.98	1.007
克拉霉素	CLR	747.96	1.669
氟苯尼考	FLR	358.21	-4.644
林可霉素	LIN	406.54	0.2

2 结果

2.1 不同处理阶段水样中的抗生素残留检出情况

对于原水而言,采自 10 家生活饮用水企业的样
品均存在不同程度的抗生素残留检出(表 2),主要
有磺胺类、大环内酯类、喹诺酮类和氯霉素类共 4 类
20 种抗生素,而 β-内酰胺类、四环素类和多黏菌素类
3 类 72 种抗生素残留则未在原水样品中检出,可能
因为这 3 类抗生素在水环境中易受光照和微生物的
作用而发生降解或在水处理过程中易被脱除^[21-23]。
其中,10 家生活饮用水企业的原水样品中检出 14 种
磺胺类抗生素残留,检出率为 10%~60%,磺胺间甲
氧嘧啶和磺胺间二甲氧嘧啶在原水中的检出率均
为 60%(6/10),而磺胺氯哒嗪在原水中的检出率为
50%(5/10);4 种大环内酯类抗生素,检出率为 10%~
30%,其中以林可霉素在原水样品中的残留检出率
最高,为 30%(3/10);原水样品中分别检出 2 种喹
诺酮类抗生素和 1 种氯霉素类抗生素残留,检出率
为 10%~20%。

经过不同处理阶段,水样中的抗生素残留检
出率出现不同程度的下降,表明水处理工艺在一定程

度上可脱除或降解抗生素残留(表 2)。10 家生活饮用水企业出厂水样品中可检出的磺胺类抗生素残留下降至 6 种,检出率为 10%~20%;虽然出厂水中仍能检出 4 种大环内酯类抗生素残留,但检出率有一定程度的下降。经处理后,出厂水中的喹诺酮

类抗生素氧氟沙星检出率下降至 0%,而大环内酯类抗生素脱水红霉素的检出率(20%,2/10),以及喹诺酮类抗生素萘啶酸、氯霉素类抗生素氟苯尼考、大环内酯类抗生素克林霉素和克拉霉素的检出率(10%,1/10)未出现变化。

表2 不同处理阶段水样中抗生素残留的检出率/%
Table 2 Detection rates of antibiotic residues in water samples collected from different treatment stages /%

抗生素类别	抗生素名称	原水	絮凝出水	沉淀出水	滤后水	出厂水
磺胺类(SAs)	磺胺间甲氧嘧啶(SMM)	60	50	20	20	20
	磺胺间二甲氧嘧啶(SUD)	60	60	20	0	0
	磺胺噻唑(STZ)	10	0	0	0	0
	磺胺二甲基嘧啶(SDM)	10	0	0	0	0
	磺胺氯达嗪(SUP)	50	40	20	20	10
	磺胺喹噁啉(SQX)	10	0	0	0	0
	磺胺邻二甲氧嘧啶(SDO)	30	30	20	10	0
	磺胺甲基嘧啶(SMR)	30	10	10	0	0
	磺胺二甲异嘧啶(SOM)	30	30	20	10	10
	磺胺嘧啶(SDZ)	20	10	10	10	10
	磺胺甲噁唑(SMX)	30	30	20	10	10
	磺胺甲二唑(SMT)	10	0	0	0	0
	三甲氧苄氨嘧啶(TMP)	20	10	10	10	10
	脱水红霉素(ATM)	20	20	20	20	20
大环内酯类(MAs)	克拉霉素(CLR)	10	10	10	10	10
	克林霉素(CLI)	10	10	10	10	10
	林可霉素(LIN)	30	10	10	10	10
	氧氟沙星(OFX)	20	10	0	0	0
喹诺酮类(QNs)	萘啶酸(NAL)	10	10	10	10	10
氯霉素类(ChLs)	氟苯尼考(FLR)	10	10	10	10	10

2.2 不同处理阶段水样中的抗生素残留浓度分布特征

原水中的抗生素残留浓度分布特征如表 3 所示,检出的 20 种抗生素残留浓度范围为(0.057±0.003)~(181.419±4.245)ng/L。其中,残留最高的抗生素为氟苯尼考,浓度水平为(181.419±4.245)ng/L,于 LC 生活饮用水企业检出;其次为大环内酯类抗生素脱水红霉素和磺胺类抗生素磺胺甲噁唑,残留浓度水平分别为(137.017±7.126)和(80.177±1.229)ng/L,分别于 SZ 和 LC 生活饮用水企业检出。其中,磺胺甲噁唑的残留浓度水平远高于 INREITER 等^[24]和曲亚斌等^[25]报道的结果,其中的原因可能是磺胺甲噁唑的广泛使用及其化学稳定性较高而不易发生降解或水解^[26-27]。

经絮凝、沉淀和过滤等处理工艺后,所有检出的抗生素残留浓度水平均呈现下降趋势,而且部分抗生素残留经处理后在出厂水中未检出,如磺胺类抗生素磺胺噻唑、磺胺喹噁啉、磺胺二甲基嘧啶、磺胺甲二唑等(表 4~6)。其中,经絮凝后, XF 生活饮用水企业原水中的抗生素残留得到了有效去除,未检出 92 种目标抗生素的残留,而 RH 和 WY 生活饮用水企业则均仅检出磺胺间甲氧嘧啶抗生素残留,浓度水平分别为(0.128±0.013)和(3.333±0.134)ng/L, HS 亦检出一种抗生素残留,为磺胺氯

达嗪,浓度水平分别为(0.048±0.037)ng/L。喹诺酮类抗生素萘啶酸仅在 QJ 生活饮用水企业有检出,经各处理工艺后,萘啶酸在出厂水中的残留浓度水平下降约 60%,为(9.002±0.200)ng/L。经沉淀处理后,各残留抗生素的浓度进一步降低,其中 RH 和 HS 生活饮用水企业絮凝出水样品中的磺胺间甲氧嘧啶和磺胺氯达嗪于沉淀处理后消除,而在沉淀出水样品中检出的抗生素残留浓度水平最高的仍为 LC 生活饮用水企业样品中的氟苯尼考,浓度为(127.874±1.731)ng/L,其次为 SZ 生活饮用水企业沉淀出水样品中的脱水红霉素,残留浓度水平为(67.530±2.080)ng/L,其为该生活饮用水企业重点关注的风险因子。经过滤后,样品中的抗生素残留进一步消除, NX、RH、XF 和 HS 4 家生活饮用水企业的样品未检出 92 种抗生素残留,除 LC 外,其余的生活饮用水企业的滤后出水样品中仅检出 1 种抗生素残留,而且残留水平较原水下降约 50%~60%。然而,检出的最高抗生素残留浓度水平与前序的各水处理工艺相似,仍为氟苯尼考和脱水红霉素,浓度水平分别为(114.306±0.963)和(45.787±2.132)ng/L。

一般地,出厂水样品中的抗生素残留浓度水平受原水中的抗生素赋存特征影响。经过 5 个处理工艺阶段后,样品中未检出 92 种抗生素残留的生

表3 10家生活饮用水企业的原水中20种抗生素的残留浓度水平($\bar{x}\pm s$,ng/L)

Table 3 Concentrations of 20 antibiotic residues detected in the raw water of ten drinking water enterprises ($\bar{x}\pm s$, ng/L)											
类别	抗 生 素	NX	SZ	WL	RH	XF	HS	WY	RY	QJ	LC
SAs	SMM	ND	0.237±0.093	ND	0.445±0.079	ND	0.152±0.040	4.049±0.057	0.295±0.018	ND	12.627±0.475
	SUD	0.857±0.049	0.491±0.037	1.990±0.051	ND	ND	ND	ND	0.226±0.028	0.263±0.042	0.188±0.018
	STZ	ND	ND	ND	ND	ND	0.109±0.017	ND	ND	ND	ND
	SDM	ND	ND	ND	ND	ND	0.171±0.015	ND	ND	ND	ND
	SUP	ND	0.289±0.033	0.085±0.045	ND	ND	0.288±0.029	ND	0.595±0.063	ND	5.575±0.144
	SQX	ND	ND	0.258±0.030	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	SDO	0.243±0.103	ND	0.672±0.043	ND	ND	ND	ND	0.331±0.077	ND	ND
	SMR	ND	0.255±0.049	ND	ND	ND	ND	ND	0.379±0.036	ND	0.195±0.006
	SOM	ND	0.247±0.051	ND	ND	ND	ND	ND	0.493±0.019	ND	0.923±0.076
	SDZ	0.057±0.003	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.502±0.051
	SMX	0.378±0.025	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.155±0.031	ND	80.177±1.229
	SMT	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.105±0.008	ND	ND
TMP	0.611±0.052	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.116±0.049	
Mas	ATM	ND	137.017±7.126	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	28.303±0.291
	LIN	ND	ND	ND	0.163±0.041	ND	ND	0.104±0.004	ND	ND	5.414±0.056
	CLI	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	15.163±0.234
	CLR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5.695±0.200
QN _s	OFX	1.626±0.127	ND	0.447±0.065	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	NAL	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	23.000±2.204	ND
CHL _s	FLR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	181.419±4.245

注:ND:未检出;SAs:磺胺类;Mas:大环内酯;QN_s:喹诺酮;CHL_s:氯霉素类;SMM:磺胺间甲氧嘧啶;SUD:磺胺间二甲氧嘧啶;STZ:磺胺噻唑;SDM:磺胺二甲基嘧啶;SUP:磺胺氯达嗪;SQX:磺胺喹噁啉;SDO:磺胺邻二甲氧嘧啶;SMR:磺胺甲基嘧啶;SOM:磺胺二甲异嘧啶;SDZ:磺胺嘧啶;SMX:磺胺甲噁唑;SMT:磺胺甲二唑;TMP:三甲氧苄氨嘧啶;ATM:脱水红霉素;LIN:林可霉素;CLI:克林霉素;CLR:克拉霉素;OFX:氧氟沙星;NAL:萘啶酸;FLR:氟苯尼考

表4 10家生活饮用水企业的絮凝出水中16种抗生素的残留浓度水平($\bar{x}\pm s$,ng/L)

Table 4 Concentrations of 16 antibiotic residues detected in flocculated effluent of ten drinking water enterprises ($\bar{x}\pm s$, ng/L)											
类别	抗 生 素	NX	SZ	WL	RH	XF	HS	WY	RY	QJ	LC
SAs	SMM	ND	0.053±0.025	ND	0.128±0.013	ND	ND	3.333±0.134	0.121±0.017	ND	10.968±0.091
	SDM	0.258±0.059	0.040±0.057	0.257±0.027	ND	ND	ND	ND	0.077±0.020	0.105±0.014	0.105±0.007
	SUP	ND	ND	0.039±0.055	ND	ND	0.048±0.037	ND	0.262±0.042	ND	5.204±0.028
	SDO	0.072±0.008	ND	0.233±0.007	ND	ND	ND	ND	0.200±0.027	ND	ND
	SMR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.291±0.016	ND	ND
	SOM	ND	0.048±0.035	ND	ND	ND	ND	ND	0.357±0.028	ND	0.793±0.014
	SDZ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.321±0.018
	SMX	0.132±0.007	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.107±0.011	ND	73.520±1.827
MA _s	TMP	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.899±0.019
	ATM	ND	87.417±4.092	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	25.949±0.050
	LIN	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4.919±0.052
	CLI	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	13.294±0.225
QN _s	CLR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5.215±0.088
	OFX	ND	ND	0.159±0.018	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
CHL _s	NAL	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	18.162±1.289	ND
	FLR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	160.597±2.903

注:ND:未检出;SAs:磺胺类;Mas:大环内酯;QN_s:喹诺酮;CHL_s:氯霉素类;SMM:磺胺间甲氧嘧啶;SDM:磺胺二甲基嘧啶;SUP:磺胺氯达嗪;SDO:磺胺邻二甲氧嘧啶;SMR:磺胺甲基嘧啶;SOM:磺胺二甲异嘧啶;SDZ:磺胺嘧啶;SMX:磺胺甲噁唑;TMP:三甲氧苄氨嘧啶;OFX:氧氟沙星;NAL:萘啶酸;ATM:脱水红霉素;LIN:林可霉素;CLI:克林霉素;CLR:克拉霉素;FLR:氟苯尼考

活饮用水企业增加至6家(表7)。出厂水样品中仅检出1种抗生素残留的生活饮用水企业分别为SZ、WY和QJ,检出的抗生素残留水平分别为脱水红霉素(25.166±1.236)ng/L、磺胺间甲氧嘧啶(2.166±0.101)ng/L和萘啶酸(9.002±0.200)ng/L,提示生活饮用水企业应根据不同的风险因子,在通用的水处理工艺基础上有针对性地制定个性化的水处理方法以去除主要的抗生素残留。LC生活饮用水企业出厂水样品中仍可检出11种抗生素残留,浓度为(0.471±0.031)~(103.050±5.322)ng/L,提示使用河水作为原水的生活饮用水企业有必要根据原水中的抗生素赋存特征综合应用各种水处理工艺对其进行有效消减,以降低经生活饮用水暴露抗生素的风险。

表 5 10 家生活饮用水企业沉淀出水中 15 种抗生素的残留浓度水平($\bar{x}\pm s$,ng/L)

Table 5 Concentrations of 15 antibiotic residues detected in precipitation effluent of ten drinking water enterprises ($\bar{x}\pm s$,ng/L)											
类别	抗生素	NX	SZ	WL	RH	XF	HS	WY	RY	QJ	LC
SAs	SMM	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.874±0.058	ND	ND	9.959±0.066
	SDM	0.110±0.009	ND	0.308±0.306	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	SUP	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.118±0.006	ND	4.059±0.050
	SDO	ND	ND	0.156±0.015	ND	ND	ND	ND	0.102±0.018	ND	ND
	SMR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.125±0.005	ND	ND
	SOM	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.204±0.014	ND	0.604±0.006
	SDZ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.148±0.037
	SMX	0.041±0.014	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	50.957±1.304
MAs	TMP	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.724±0.199
	ATM	ND	67.530±2.080	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	16.729±0.294
	LIN	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3.291±0.016
	CLI	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	11.097±0.111
QNs	CLR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	4.188±0.126
CHLs	NAL	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	12.148±0.215	ND
CHLs	FLR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	127.874±1.731

注:ND:未检出;SAs:磺胺类;MAs:大环内酯;QNs:喹诺酮;CHLs:氯霉素类;SMM:磺胺间甲氧嘧啶;SDM:磺胺二甲基嘧啶;SUP:磺胺氯达嗪;SDO:磺胺邻二甲氧嘧啶;SMR:磺胺甲基嘧啶;SOM:磺胺二甲异嘧啶;SDZ:磺胺嘧啶;SMX:磺胺甲噁唑;TMP:三甲氧苄氨嘧啶;ATM:脱水红霉素;LIN:林可霉素;CLI:克林霉素;CLR:克拉霉素;NAL:萘啶酸;FLR:氟苯尼考

表 6 10 家生活饮用水企业滤后水中 13 种抗生素的残留浓度水平($\bar{x}\pm s$,ng/L)

Table 6 Concentrations of 13 antibiotic residues detected in filtered effluent of ten drinking water enterprises ($\bar{x}\pm s$,ng/L)											
类别	抗生素	NX	SZ	WL	RH	XF	HS	WY	RY	QJ	LC
SAs	SMM	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.205±0.050	ND	ND	8.892±0.156
	SUP	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.017±0.025	ND	3.806±0.006
	SDO	ND	ND	0.138±0.007	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	SOM	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.545±0.002
	SDZ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	1.285±0.282
	SMX	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	47.415±0.909
	TMP	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.800±0.003
MAs	ATM	ND	45.787±2.132	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	8.136±0.141
	LIN	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.979±0.022
	CLI	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	10.204±0.027
	CLR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3.285±0.029
QNs	NAL	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	10.374±0.214	ND
CHLs	FLR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	114.306±0.963

注:ND:未检出;SAs:磺胺类;MAs:大环内酯;QNs:喹诺酮;CHLs:氯霉素类;SMM:磺胺间甲氧嘧啶;SUP:磺胺氯达嗪;SDO:磺胺邻二甲氧嘧啶;SOM:磺胺二甲异嘧啶;SDZ:磺胺嘧啶;SMX:磺胺甲噁唑;TMP:三甲氧苄氨嘧啶;ATM:脱水红霉素;LIN:林可霉素;CLI:克林霉素;CLR:克拉霉素;NAL:萘啶酸;FLR:氟苯尼考

表 7 10 家生活饮用水企业出厂水中 12 种抗生素的残留浓度水平($\bar{x}\pm s$,ng/L)

Table 7 Concentrations of antibiotic residues detected in the finished water of ten drinking water enterprises ($\bar{x}\pm s$,ng/L)											
类别	抗生素	NX	SZ	WL	RH	XF	HS	WY	RY	QJ	LC
SAs	SMM	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.166±0.101	ND	ND	8.276±0.071
	SUP	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3.532±0.127
	SOM	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.471±0.031
	SDZ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.980±0.020
	SMX	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	43.887±1.494
	TMP	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	0.756±0.003
MAs	ATM	ND	25.166±1.236	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	5.749±0.293
	LIN	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	2.762±0.050
	CLI	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	9.961±0.079
	CLR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	3.132±0.097
QNs	NAL	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	9.002±0.200	ND
CHLs	FLR	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	103.050±5.322

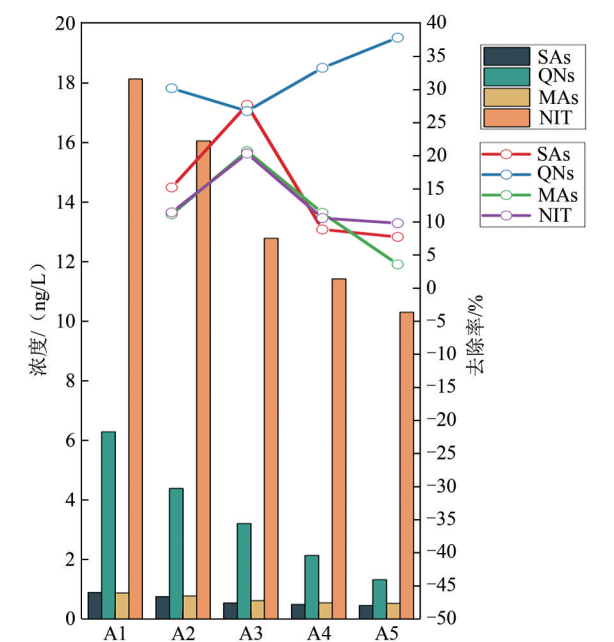
注:ND:未检出;SAs:磺胺类;MAs:大环内酯;QNs:喹诺酮;CHLs:氯霉素类;SMM:磺胺间甲氧嘧啶;SUP:磺胺氯达嗪;SOM:磺胺二甲异嘧啶;SDZ:磺胺嘧啶;SMX:磺胺甲噁唑;TMP:三甲氧苄氨嘧啶;ATM:脱水红霉素;LIN:林可霉素;CLI:克林霉素;CLR:克拉霉素;NAL:萘啶酸;FLR:氟苯尼考

2.3 水处理工艺流程的抗生素去除率

如图 3 所示,经各阶段水处理后,10 家生活饮

用水企业的样品中的磺胺类、大环内酯类、喹诺酮类和氯霉素类抗生素残留浓度呈逐步降低趋势,与

CHEN 等^[28]的研究结果一致,提示生活饮用水企业所采用的处理工艺对原水中的抗生素残留具有较佳的去除效果,去除率为 39.89%~78.85%,其中喹诺酮类抗生素的去除率最高,达 78.85%,其次为磺胺类、氯霉素类和大环内酯类。



注:A1:原水;A2絮凝出水;A3沉淀出水;A4滤后水;A5出厂水
图3 工艺流程中各类抗生素的变化情况以及去除率
Figure 3 Variation of each type of antibiotic in the process flow and removal rate

比较各水处理工艺的去除率可知,絮凝沉淀的去除率高于滤池的去除效果,与 SONG 等^[29]的研究结果相似,提示絮凝沉淀是去除原水中抗生素残留的主要工艺步骤。然而,喹诺酮类抗生素经过絮凝沉淀后,其残留浓度水平出现一定的增

加,这可能是因为吸附在固体颗粒上的抗生素在后续工艺中重新释放到水体导致抗生素残留浓度升高^[30]。

2.4 暴露评估

采用 HRQ 值评估人群经生活饮用水暴露抗生素的健康风险,结果如表 8 所示。在考虑抗生素的单一暴露时,经 LC 生活饮用水企业的出厂水暴露磺胺甲噁唑的健康风险最高,HRQ 为 2.814(男性)和 2.785(女性),其次为暴露氟苯尼考的健康风险,HRQ 为 1.029(男性)和 1.010(女性),暴露上述 2 种抗生素的健康风险均属于高风险。经 SZ 生活饮用水企业的出厂水暴露脱水红霉素及经 QJ 生活饮用水企业的出厂水暴露萘啶酸所可能造成的健康风险为中风险。经出厂水单一暴露其余抗生素所造成的健康风险属于低风险。本研究的结果与 MENG 等^[31]报道的结果“经生活饮用水暴露抗生素的健康风险主要来自氟喹诺酮类和大环内酯类抗生素”相似。然而,除了需考虑各抗生素的单一暴露外,仍需关注经生活饮用水同时暴露多种抗生素的健康风险,相关结果提示经 LC 生活饮用水企业同时暴露抗生素的健康风险属高风险(男性 HRQs: 3.910;女性 HRQs:3.861),应予以关注。本次评估中的每日经生活饮用水暴露抗生素的平均水平为每日经口暴露量与每日经皮暴露量之和,在一定程度上对抗生素暴露量的估算存在偏倚,因为经这两种途径暴露抗生素的代谢吸收过程不同,在获得相关的代谢吸收参数后将经皮暴露量换算为经口暴露量,有助于更准确地获得人群经生活饮用水暴露抗生素的实际水平。

表8 出厂水中检出的抗生素人体暴露风险
Table 8 Risk of human exposure to antibiotics detected in finished water

抗生素	水厂	浓度/(ng/L)	ADD _{dw} /		ADD _{der} /		ADD _{an} /		ADI/ [μg/(kg·BW)]	HRQ _{an}		HRQ _s	
			[μg/(kg·BW)]		[μg/(kg·BW)]		[μg/(kg·BW)]			男性	女性	男性	女性
			男性	女性	男性	女性	男性	女性					
ATM	SZ	25.166	0.748	0.734	0.017	0.018	0.765	0.752	5.000	0.153	0.150	0.153	0.150
SMM	WY	2.166	0.064	0.063	0.001	0.001	0.066	0.064	50.000	0.001	0.001	0.001	0.001
NAL	QJ	9.002	0.268	0.263	0.021	0.023	0.289	0.286	2.500	0.116	0.114	0.116	0.114
SDZ	LC	0.980	0.029	0.029	0.005	0.005	0.034	0.034	20.000	0.002	0.002		
SMX	LC	43.887	1.305	1.280	0.102	0.112	1.407	1.393	0.500	2.814	2.785		
TMP	LC	0.756	0.022	0.022	0.002	0.002	0.024	0.024	4.200	0.006	0.006		
ATM	LC	5.749	0.171	0.168	0.004	0.004	0.175	0.172	5.000	0.035	0.034		
LIN	LC	2.762	0.082	0.081	0.003	0.003	0.085	0.084	30.000	0.003	0.003		
FLR	LC	103.050	3.064	3.007	0.022	0.023	3.086	3.029	3.000	1.029	1.010	3.910	3.861
SMM	LC	8.276	0.246	0.241	0.005	0.005	0.251	0.246	50.000	0.005	0.005		
SUP	LC	3.532	0.105	0.103	0.002	0.003	0.108	0.106	50.000	0.002	0.002		
SOM	LC	0.471	0.014	0.014	0.001	0.001	0.015	0.014	50.000	0.000	0.000		
CLI	LC	9.961	0.296	0.291	0.013	0.014	0.309	0.305	30.000	0.010	0.010		
CLR	LC	3.132	0.093	0.091	0.002	0.002	0.095	0.093	30.000	0.003	0.003		

注:ATM:脱水红霉素;SMM:磺胺间甲氧嘧啶;NAL:萘啶酸;SDZ:磺胺嘧啶;SMX:磺胺甲噁唑;TMP:三甲氧苄氨嘧啶;LIN:林可霉素;FLR:氟苯尼考;SUP:磺胺氯达嗪;SOM:磺胺二甲异嘧啶;CLI:克林霉素;CLR:克拉霉素

3 小结

通过对广东省某市10家生活饮用水企业水样品中的92种抗生素赋存特征进行研究可知,原水中的抗生素赋存特征是出厂水抗生素残留的主要影响因素。原水中共检出磺胺类、大环内酯类、喹诺酮类和氯霉素类抗生素残留共20种。水处理工艺虽可有效地消减原水中的抗生素残留,但以河水为原水的生活饮用水因受更多种类抗生素污染,且部分种类抗生素浓度水平较高,水处理工艺无法有效消减其中浓度水平较高的抗生素残留,使得经其暴露抗生素的健康风险较高。

根据暴露评估结果,建议生活饮用水企业持续监测原水的抗生素赋存特征,并根据此有针对性地调整水处理工艺,以消减出厂水的抗生素残留,降低经生活饮用水暴露抗生素的健康风险。同时,相关研究应进一步关注经生活饮用水同时暴露多种抗生素的健康风险。

参考文献

- [1] 李锦, 孙梦婷, 毛丽莎, 等. 深圳市水源水抗生素污染现状及生态风险和人体健康风险评估[J]. 职业与健康, 2018, 34(15): 2121-2126.
LI J, SUN M T, MAO L S, et al. Current situation of antibiotic pollution in water source water of Shenzhen City and assessment of ecological risk and human health risk [J]. Occupation and Health, 2018, 34(15): 2121-2126.
- [2] 孙凌涛, 刘子述, 胡宝兰. 抗生素抗性基因检测方法发展历程及应用现状[J]. 微生物学报, 2024, 64(8): 2591-609.
SUN L T, LIU Z S, HU B L. Development history and current applications of methods for detecting antibiotic resistance genes [J]. Acta Microbiologica Sinica, 2024, 64(8): 2591-609.
- [3] XIE J W, JIN L, HE T T, et al. Bacteria and antibiotic resistance genes (ARGs) in PM_{2.5} from China: implications for human exposure [J]. Environmental Science & Technology, 2019, 53(2): 963-972.
- [4] SMITH W P J, WUCHER B R, NADELL C D, et al. Bacterial defences: mechanisms, evolution and antimicrobial resistance [J]. Nature Reviews Microbiology, 2023, 21(8): 519-534.
- [5] FITZPATRICK K J, ROHLF H J, SUTHERLAND T D, et al. Progressing antimicrobial resistance sensing technologies across human, animal, and environmental health domains [J]. Acs Sensors, 2021, 6(12): 4283-4296.
- [6] 牛颖, 安圣, 陈凯, 等. 2012—2021年中国地下水抗生素污染现状及分析技术研究进展[J]. 岩矿测试, 2023, 42(1): 39-58.
NIU Y, AN S, CHEN K, et al. A review of current status and analysis methods of antibiotic contamination in groundwater in China (2012—2021) [J]. Rock and Mineral Analysis, 2023, 42(1): 39-58.
- [7] 张焕军, 王席席, 李轶. 水体中抗生素污染现状及其对氮转化过程的影响研究进展[J]. 环境化学, 2022, 41(4): 1168-1181.
ZHANG H J, WANG X X, LI Y. Progress in current pollution status of antibiotics and their influences on the nitrogen transformation in water [J]. Environmental Science, 2022, 41(4): 1168-1181.
- [8] 陈丽红, 曹莹, 李强, 等. 中国典型抗生素在环境介质中的污染特征与生态风险评价[J]. 环境科学, 2023, 44(12): 6894-6908.
CHEN L H, CAO Y, LI Q, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of typical antibiotics in environmental media in China [J]. Environmental Science & Technology, 2023, 44(12): 6894-6908.
- [9] XU W H, ZHANG G, ZOU S C, et al. Determination of selected antibiotics in the Victoria Harbour and the Pearl River, South China using high-performance liquid chromatography-electrospray ionization tandem mass spectrometry [J]. Environmental Pollution, 2007, 145(3): 672-679.
- [10] ZHANG G, ZHANG C, LIU J, et al. Occurrence, fate, and risk assessment of antibiotics in conventional and advanced drinking water treatment systems: from source to tap [J]. Journal of Environmental Management, 2024, 358: 120746.
- [11] WANG Y, DONG X, ZANG J, et al. Antibiotic residues of drinking-water and its human exposure risk assessment in rural eastern China [J]. Water Research, 2023, 236: 119940.
- [12] LYU J, CHE Y, ZHANG L. Antibiotics in drinking water and health risks-China, 2017 [J]. China CDC Weekly, 2020, 2(23): 413-417.
- [13] 段小丽, 赵秀阁, 王丽敏, 等. 中国人群暴露参数手册(成人卷) [M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2014.
DUAN X L, ZHAO X G, WANG L M, et al. Highlights of the Chinese exposure factors handbook (adults) [M]. Beijing: China Environment Science Press, 2014.
- [14] PATEL H, ten BERGE W, CRONIN M T D. Quantitative structure-activity relationships (QSARs) for the prediction of skin permeation of exogenous chemicals [J]. Chemosphere, 2002, 48(6): 603-613.
- [15] BROWN T N, ARMITAGE J M, EGEHY P, et al. Dermal permeation data and models for the prioritization and screening-level exposure assessment of organic chemicals [J]. Environment International, 2016, 94: 424-435.
- [16] 段小丽, 张文杰, 王宗爽, 等. 我国北方某地区居民涉水活动的皮肤暴露参数 [J]. 环境科学研究, 2010, 23(1): 55-61.
DUAN X L, ZHANG W J, WANG Z S, et al. Water-related activity and dermal exposure factors of people in typical areas of Northern China [J]. Research of Environmental Sciences, 2010, 23(1): 55-61.
- [17] 黄春华, 丁新良, 张岚, 等. 无锡地区居民饮用水暴露情况分析 [J]. 环境卫生学杂志, 2017, 7(2): 95-101.
HUANG C H, DING X L, ZHANG L, et al. Analysis on drinking water exposure in Wuxi residents [J]. Journal of Environmental Hygiene, 2017, 7(2): 95-101.
- [18] BENGTSSON-PALME J, LARSSON D G J. Concentrations of antibiotics predicted to select for resistant bacteria: proposed limits for environmental regulation [J]. Environment International, 2016, 86: 140-149.
- [19] LI N, ZHANG X, WU W, et al. Occurrence, seasonal variation and risk assessment of antibiotics in the reservoirs in North China [J]. Chemosphere, 2014, 111: 327-335.

- [20] HERNANDO M D, MEZCUA M, FERNÁNDEZ-ALBA A R, et al. Environmental risk assessment of pharmaceutical residues in wastewater effluents, surface waters and sediments[J]. *Talanta*, 2006, 69(2): 334-342.
- [21] WANG Z, ZHANG X H, HUANG Y, et al. Comprehensive evaluation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in typical highly urbanized regions across China[J]. *Environmental Pollution*, 2015, 204: 223-232.
- [22] 李清雪, 刘含雨, 刘娟, 等. 邯郸市两座污水处理厂中磺胺类和 β -内酰胺类抗生素迁移转化特征[J]. *环境化学*, 2018, 37(8): 1738-1745.
- LI Q X, LIU H Y, LIU J, et al. Occurrence and fate of sulfonamide and β -lactam antibiotics in wastewater treatment plants in Handan[J]. *Environmental Chemistry*, 2018, 37(8): 1738-1745.
- [23] 孙成一, 胡杉杉, 凌文翠, 等. 哌拉西林的水解机理研究[J]. *环境化学*, 2023, 42(7): 2501-2504.
- SUN C Y, HU S S, LING W C, et al. Mechanism study on hydrolysis of piperacillin[J]. *Environmental Chemistry*, 2023, 42(7): 2501-2504.
- [24] INREITER N, HUEMER B, SPRINGER B, et al. Antibiotics in Austrian drinking water resources, survey 2014[J]. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, 2016, 67(1): 35-43.
- [25] 曲亚斌, 朱炳辉, 余胜兵, 等. 南方某省5城市水厂供水中抗生素分布特征与健康风险评估[J]. *职业卫生与应急救援*, 2018, 36(3): 194-197.
- QU Y B, ZHU B H, YU S B, et al. Distribution characteristics of selected antibiotics in urban water supply systems in 5 southern cities and their potential health risk analysis[J]. *Occupational Health and Emergency Rescue*, 2018, 36(3): 194-197.
- [26] XU W H, ZHANG G, LI X D, et al. Occurrence and elimination of antibiotics at four sewage treatment plants in the Pearl River Delta (PRD), South China[J]. *Water Research*, 2007, 41(19): 4526-4534.
- [27] 朱婷婷, 段标标, 宋战锋, 等. 深圳铁岗水库水体中抗生素污染特征分析及生态风险评价[J]. *生态环境学报*, 2014, 23(7): 1175-1180.
- ZHU T T, DUAN B B, SONG Z F, et al. Pollution characteristics and ecological risk assessment of antibiotics in Tiegang Reservoir in Shenzhen[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 23(7): 1175-1180.
- [28] CHEN M Y, NIU Z G, ZHANG X H, et al. Pollution characteristics and health risk of sixty-five organics in one drinking water system: PAEs should be prioritized for control[J]. *Chemosphere*, 2024, 350: 141171.
- [29] SONG Z, ZHANG X, NGO H H, et al. Occurrence, fate and health risk assessment of 10 common antibiotics in two drinking water plants with different treatment processes[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 674: 316-326.
- [30] LI G Y, YANG H, AN T C, et al. Antibiotics elimination and risk reduction at two drinking water treatment plants by using different conventional treatment techniques[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, 158: 154-161.
- [31] MENG T, CHENG W, WAN T, et al. Occurrence of antibiotics in rural drinking water and related human health risk assessment[J]. *Environmental Technology*, 2021, 42(5): 671-681.