

彭爱伦, 徐祖钧, 高明昌, 等. 水厂处理工艺对典型抗性细菌和抗性基因的去除效能分析[J]. 净水技术, 2023, 42(8):59-67.

PENG A L, XU Z J, GAO M C, et al. Analysis of removal efficiency for typical resistant bacteria and genes in treatment processes of WTP[J]. Water Purification Technology, 2023, 42(8):59-67.

水厂处理工艺对典型抗性细菌和抗性基因的去除效能分析

彭爱伦¹, 徐祖钧¹, 高明昌², 李红兰¹, 邱立平^{3,4,*}

(1. 济南大学土木建筑学院, 山东济南 250022; 2. 济南大学水利与环境学院, 山东济南 250022; 3. 山东省功能材料水质净化工程技术研究中心, 山东济南 250022; 4. 山东建筑大学市政与环境工程学院, 山东济南 250101)

摘要 文章以黄河中下游两个水厂为研究对象, 分析对比不同水处理单元对可培养总细菌、阿莫西林(AMX)抗性细菌和磺胺甲恶唑(SMZ)抗性细菌, 以及2种磺胺类抗性基因(*sulI*、*sulII*)、1种 β -内酰胺类抗性基因(*bla*_{CTX-M})、整合子基因(*intII*)、16S rDNA基因的去除效能。结果表明, 两个水厂混凝沉淀和过滤工艺对3类细菌及抗性基因都不能实现有效去除。中间臭氧氧化工艺对典型抗性细菌和抗性基因具有一定的去除效果。消毒单元基本可以实现抗性细菌的完全去除, 抗性基因平均去除率也在0.80log以上。该研究有助于了解饮用水处理流程中不同处理工艺对抗性细菌和抗性基因的去除效能, 为水厂的优化运行提供理论参考和依据。

关键词 水厂 抗性细菌 抗性基因 水处理工艺 季节性

中图分类号: TU991 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-0177(2023)08-0059-09

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2023.08.007

Analysis of Removal Efficiency for Typical Resistant Bacteria and Genes in Treatment Processes of WTP

PENG Ailun¹, XU Zujun¹, GAO Mingchang², LI Honglan¹, QIU Liping^{3,4,*}

(1. School of Civil Engineering and Architecture, University of Jinan, Jinan 250022, China;

2. School of Conservancy and Environment, University of Jinan, Jinan 250022, China;

3. Shandong Province Engineering Technology Research Center for Water Purification Functional Material, University of Jinan, Jinan 250022, China;

4. School of Municipal and Environmental Engineering, Shandong Jianzhu University, Jinan 250101, China)

Abstract In this paper, two WTPs in the middle and lower reaches of the Yellow River were introduced. The removal efficiency of total culturable bacteria, amoxicillin (AMX) resistant bacteria, sulfamethoxazole (SMZ) resistant bacteria, two sulfonamide resistance genes (*sulI*, *sulII*), one β -lactam resistance gene (*bla*_{CTX-M}), integron genes (*intII*) and 16S rDNA genes in different water treatment units were analyzed. Results showed that the coagulation and sedimentation unit as well as the filter process of the two WTPs could not achieve effective removal of three types of bacteria and the resistance genes. The ozone oxidation unit could remove efficiently typical resistant bacteria and resistant genes. The disinfection unit could basically achieve the complete removal of resistant bacteria, and the annual average removal rate of resistant genes was also above 0.80log. This study is helpful to understand the removal efficiency of resistant bacteria and resistant genes in different water treatment processes of WTP systems, and provides a theoretical

[收稿日期] 2022-12-12

[基金项目] 国家自然科学基金(52100088);中国博士后科学基金面上项目(2022M711313);山东省自然科学基金(ZR2022ME220);重点学科建设项目(1420717)

[作者简介] 彭爱伦(1997—),男,硕士,研究方向为废水处理理论与工艺,E-mail:alan19970307@163.com。

[通信作者] 邱立平,E-mail:lipingqiu@163.com

reference to optimal operation for WTPs.

Keywords water treatment plant (WTP) resistant bacteria resistant genes water treatment process seasonality

抗生素的频繁使用导致其在不同水体中均有不同程度的检出^[1-2]。由于抗生素的过度使用和不完全代谢,诱导产生的抗性细菌和抗性基因可以在环境持久留存并扩散传播,严重危害饮用水安全和公共健康^[3-4],抗性细菌和抗性基因的潜在风险成为人们关注的焦点^[5]。

黄河中下游由于周边农业^[6]、养殖业^[7]等快速发展,黄河中下游流域抗生素被频繁检出^[8]。当地水厂以黄河水作为饮用水原水,导致抗生素可能会进入水厂。水厂作为保障居民用水安全的主要屏障之一^[9],了解水厂对抗性细菌和抗性基因的去除效果十分必要。因此,本研究选取黄河中下游地区某市以黄河水为原水的 A、B 两个水厂为研究对象,分析水厂不同处理单元对典型抗性细菌和抗性基因的去除效果,主要包括:对比分析可培养总细菌、阿莫西林(AMX)抗性细菌和磺胺甲恶唑(SMZ)抗性细菌,以及 2 种磺胺类抗性基因(*sulI*、*sulIII*)、1 种 β -内酰胺类抗性基因(*bla*_{CTX-M})、整合子基因(*intI1*)、16S rDNA 基因在不同水处理单元中的去除效果。相关试验结果可以为水厂的优化运行提供数据支撑和理论参考。

1 材料与方法

1.1 试剂

试验所用 SMZ(USP)、AMX(USP)、酪蛋白氨基酸(BR)和丙酮酸钠(BR)均购于源叶生物科技,葡萄糖(AR)购于天津大茂化学试剂,可溶性淀粉(GR)购于天津科密欧化学试剂,琼脂粉(BR)、牛肉膏(BR)和蛋白胨(BR)购于北京奥博星,酵母提取物(AR)和胰蛋白胨(BR)购于英国 OXOID, E. Z. N. A Soil DNA Kit (50 preps) 购于美国 Omega, pGM-T 克隆试剂盒 (20 preps) 和质粒小提中量试剂盒 (50 preps) 购于中国天根生化科技, TaKaRa MiniBEST Agarose Gel DNA Extraction Kit Ver. 4.0 (50 preps) 购于日本 TaKaRa。

1.2 水厂工艺与采样方案

1.2.1 水厂工艺

本研究选取黄河下游某市 A、B 两水厂为研究对象,两水厂的水源水都来自于黄河某调蓄水库。A、B 两水厂处理工艺如图 1 所示。A 水厂采用包括混凝、沉淀、过滤和消毒的饮用水常规处理工艺,B 水厂除常规处理工艺外,还在 V 型滤池前设置了臭氧+活性炭池工艺。两水厂的最终出水水质均可稳定达到《生活饮用水卫生标准》(GB 5749—2022)的要求。

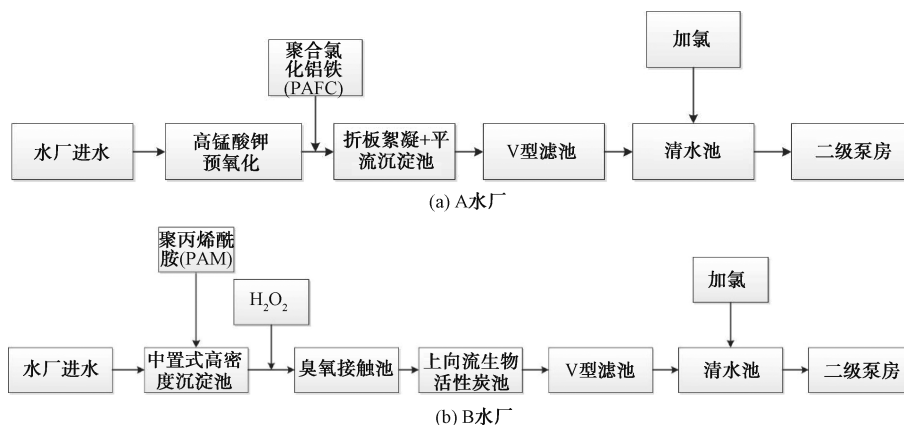


图 1 A、B 水厂处理工艺

Fig. 1 Treatment Process of WTP A and WTP B

1.2.2 采样方案

本试验的采样时间为 6 月(夏季)、10 月(秋季)及 12 月(冬季),避开雨天及温差较大的时间。选用 10 L 聚乙烯塑料桶作为采样容器,消毒并用自

来水冲洗,采样前用待采水反复冲洗。取样点分别为两水厂混凝沉淀单元(A 水厂折板絮凝+平流沉淀池,B 水厂中置式高密度沉淀池)、臭氧氧化单元(B 水厂臭氧接触池)、过滤单元(A 水厂 V 型滤池,

B 水厂活性炭池+V 型滤池)、消毒单元(A 水厂加氯消毒单元,B 水厂加氯消毒单元)进出水口。

1.3 试验检测方法

1.3.1 细菌检测方法

SMZ 抗性细菌和 AMX 抗性细菌含量检测方法:取 50~100 μL 稀释后的水样均匀涂布于 64 mg/L SMZ R2A 培养基和 16 mg/L AMX R2A 培养基^[10],37 $^{\circ}\text{C}$ 下培养 72 h,试验进行 3 次取平均值,分别计算 AMX 抗性细菌和 SMZ 抗性细菌在水中的含量。

可培养总细菌量检测方法:取 50~100 μL 稀释

后的水样均匀涂布于无抗生素 R2A 培养基,在 37 $^{\circ}\text{C}$ 下培养 72 h,试验进行 3 次取平均值,计算总细菌在水中的含量。

1.3.2 抗性基因检测方法

本试验选取 *sulI*、*sulII* 和 *bla*_{CTX-M} 为目标基因,选取 16S rDNA 为参照基因。因为磺胺类和 *bla*_{CTX-M} 的传播与 I 型整合子显著相关^[11-12],所以试验测试 *intI1* 作为参考。目标引物序列如表 1 所示^[11,13-14]。PCR 反应结束后采用超微量分光光度测定浓度并分析。

表 1 目标引物序列

Tab. 1 Target Primer Sequence

目标基因	引物名称	序列	扩增片段
<i>sulI</i>	<i>sulI</i> -F	CGCACCGGAAACATCGCTGCAC	163
	<i>sulI</i> -R	TGAAGTTCGCCGCAAGGCTCG	
<i>sulII</i>	<i>sulII</i> -F	TCCGCTGGAGGCCGGTATCTGG	191
	<i>sulII</i> -R	CGGGAATGCCATCTGCCTTGAG	
<i>bla</i> _{CTX-M}	<i>bla</i> _{CTX-M} -F	ATGTGCAGYACCAGTAARGTKATGGC	300
	<i>bla</i> _{CTX-M} -R	ATCACKCGGRTCGCCXGGRAT	
<i>intI1</i>	<i>intI1</i> -F	GGCTTCGTGATGCCTGCTT	146
	<i>intI1</i> -R	CATTCCTGGCCGTGGTTCT	
16S rDNA	1369F	CGGTGAATACGTTTCYCGG	143
	1492R	GGWTACCTTGTTACGACTT	

水样中抗性基因的绝对定量和相对定量计算如式(1)、式(2)。

$$C = \frac{C_1 \times V_1}{V_2} \quad (1)$$

$$C' = \frac{C}{C_2} \quad (2)$$

其中: C ——水样中抗性基因的绝对量, mL^{-1} ;

C_1 ——模板拷贝数, μL^{-1} ;

V_1 ——DNA 模板总量, μL ;

V_2 ——水样体积, mL ;

C_2 ——16S rDNA 的绝对量, μL^{-1} ;

C' ——水样中抗性基因的相对量。

2 常规给水处理单元对抗性细菌和抗性基因去除效果

2.1 混凝沉淀单元

2.1.1 对抗性细菌的去除效果

水厂混凝沉淀过程可以通过絮体包裹和直接凝

聚等作用实现对细菌的有效去除^[15-16]。如图 2 所示,两水厂混凝单元对 3 类细菌均具有一定去除效果,去除率为 8.00%~52.85%,但是整体去除效能有限,且去除效能受季节变化影响明显。A 水厂对总细菌和 AMX 抗性细菌的去除效率在秋季明显高于夏冬季节,但是对 SMZ 抗性细菌的去除效率随温度降低逐渐降低。B 水厂中置式高密度沉淀池在夏冬季节对各类细菌的去除率明显优于秋季,特别是夏季对 SMZ 抗性细菌的去除率达到 78.54%。上述结果与原水在沉淀池的停留时间以及絮凝剂的种类和投加量有关^[17]。类似的研究结果在刘善培等^[15]的研究中也有报道,研究发现北方某水厂沉淀单元对细菌总数的去除率在 50%~70%,说明常规混凝沉淀工艺对抗性细菌的去除效能有限。

2.1.2 对抗性基因的去除效果

A、B 水厂混凝沉淀单元对 *sulI*、*sulII*、*bla*_{CTX-M}、*intI1* 和 16S rDNA 基因的去除效果如图 3 所示,两种混凝单元对抗性基因的去除效果不明显,基本低

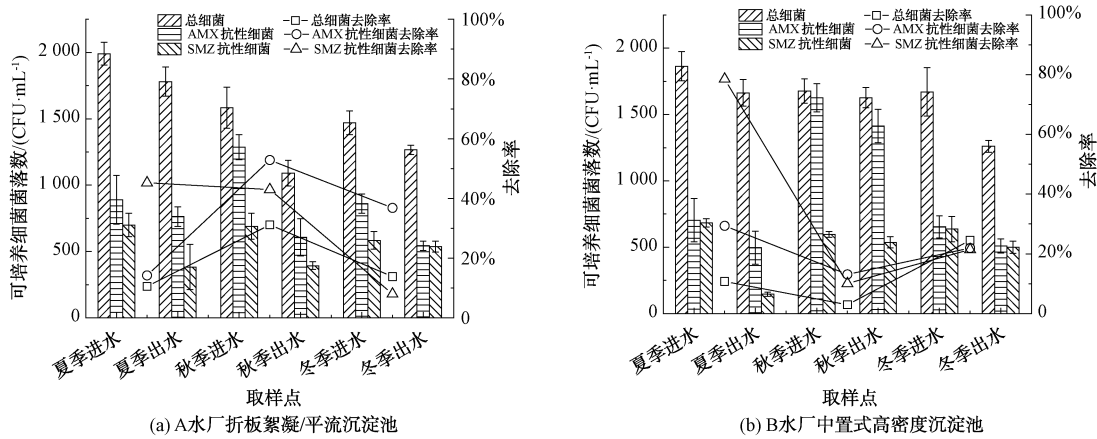


图2 混凝沉淀单元对抗性细菌去除效果

Fig. 2 Efficiency of Coagulation and Sedimentation Unit on Resistant Bacteria Removal

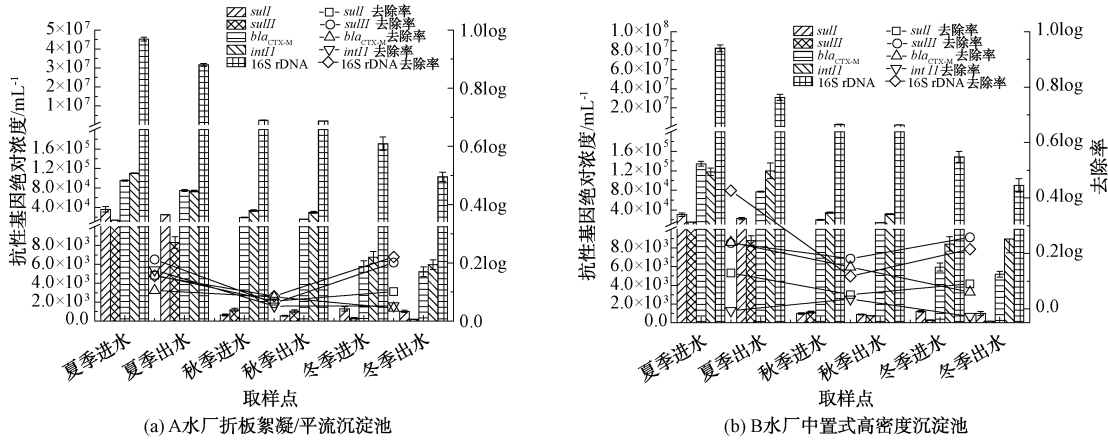


图3 混凝沉淀单元对抗性基因去除效果

Fig. 3 Efficiency of Coagulation and Sedimentation Unit on Resistant Gene Removal

于 0.3log。两水厂混凝沉淀对 *sulI* 与 *bla_{CTX-M}* 的去除率随着温度的降低呈下降的趋势,对 *sulII* 的去除率随着温度的降低呈先下降后上升的趋势,B 水厂对这 3 种抗性基因的去除效果略优于 A 水厂,但去除率仍在 0.3log 以下。两水厂混凝沉淀对 *intI* 的去除率较低,年平均去除率分别为 0.09log 与 0.01log。16S rDNA 基因的去除率均随着温度的降低呈先降低后升高的趋势,A 水厂冬季时去除率最高,为 0.22 log,B 水厂夏季时去除率最高,为 0.43 log。Zhang 等^[18]研究了实际水厂混凝沉淀单元对抗性基因的去除情况,发现抗性基因去除效率不足 1log,证明了混凝沉淀单元对抗性基因不能实现有效去除。

2.2 臭氧氧化单元

2.2.1 对典型抗性细菌的去除效果

试验中还对 B 水厂中间臭氧氧化单元对典型

抗性细菌及抗性基因的去除效果进行探究。如图 4 所示,臭氧氧化单元对可培养总细菌、AMX 抗性细菌和 SMZ 抗性细菌都有一定的去除效果,且受季节

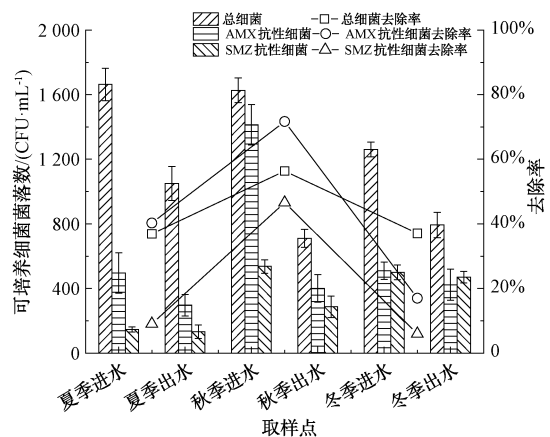


图4 臭氧氧化单元对抗性细菌去除效果

Fig. 4 Efficiency of Ozonation Unit on Resistant Bacteria Removal

影响,秋季这3类细菌的去除率均高于夏冬两季,最高去除率分别为56.35%、71.70%和46.58%。已有文献^[19]报道臭氧能够破坏分解胞内大分子聚合物,致使细菌生长代谢和繁殖遭到破坏。但是由于原水中含有大量有机物会竞争消耗臭氧^[20],B水厂臭氧氧化单元不能完全去除3类抗性细菌。

2.2.2 对典型抗性基因的去除效果

B水厂臭氧单元对5类抗性基因的去除效果如图5所示。臭氧氧化单元对5种基因的去除率为0.22log~0.71log。*sulII*、*bla_{CTX-M}*、*intI1*和16S rDNA基因的去除率随温度的降低而降低,而*sulI*的去除率随着温度的降低呈先降低后升高的趋势,在冬季达到最高,为0.71log。Xia等^[21]也探究了臭氧预处理对抗性基因去除效果,试验结果发现,与对照反应器相比,采用臭氧预处理技术的反应器抗性基因相对丰度降低了70%以上。上述试验结果说明臭

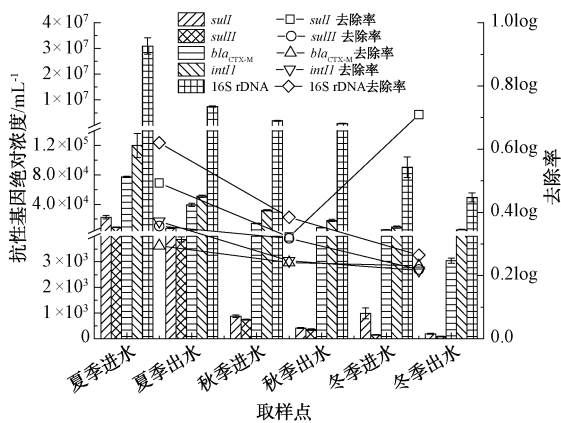


图5 臭氧氧化单元对抗性基因去除效果

Fig. 5 Efficiency of Ozonation Unit on Resistant Gene Removal

氧化单元可以有效去除进水中抗性基因。

2.3 过滤单元

2.3.1 对抗性细菌的去除效果

已有文献^[22-23]报道显示,水厂过滤单元对细菌去除效果受滤料、温度等因素影响较大。两水厂各滤池在不同取样季节对3种可培养细菌的去除效果如图6所示,对3类细菌的去除效果均较差。A水厂可培养总细菌和SMZ抗性细菌在夏季的去除率最高,AMX抗性细菌只在秋季具有去除效果,去除率为20.33%。在不同取样季节,B水厂对3类细菌都没有去除效果。出现上述现象的原因主要有以下两点:(1)滤料上会吸附有机物等营养物质,导致细菌大量繁殖,滤料上细菌生长率大于滤料截留率,出水细菌数量增加;(2)滤池滤料在运行过程中会形成生物膜,生物膜脱落后使水中的细菌数量增高^[24]。Haig等^[25]的试验也表明了大肠杆菌的去除率与滤料的使用年限存在显著负相关。同时,B水厂中活性炭池可能存在生物泄漏现象^[26],导致出水中抗性细菌和抗性基因的数量明显上升,后续的V型滤池的处理效果略优于活性炭池。

2.3.2 对抗性基因的去除效果

A、B水厂的过滤单元中进出水抗性基因总数与去除效果如图7所示。A水厂过滤单元对*sulI*、*sulII*、*bla_{CTX-M}*、*intI1*和16S rDNA基因的去除率均随温度降低逐渐减少,在冬季基本无去除效果。B水厂3个季对5类基因基本无去除效能。总体而言,两水厂过滤单元对抗性基因去除效果较差,其中B水厂出水中基因数均超过进水。Guo等^[27]的试验

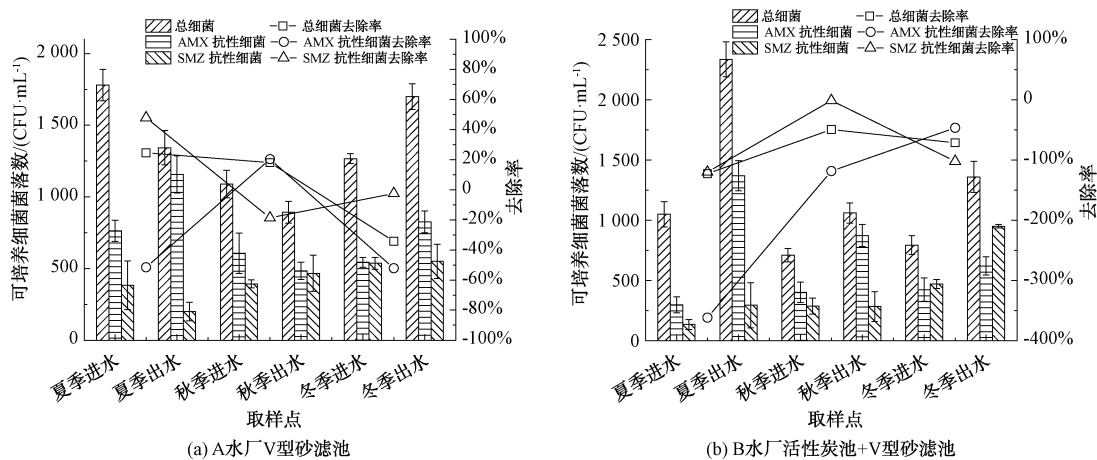


图6 过滤单元对抗性细菌去除效果

Fig. 6 Efficiency of Filter Unit on Resistant Bacteria Removal

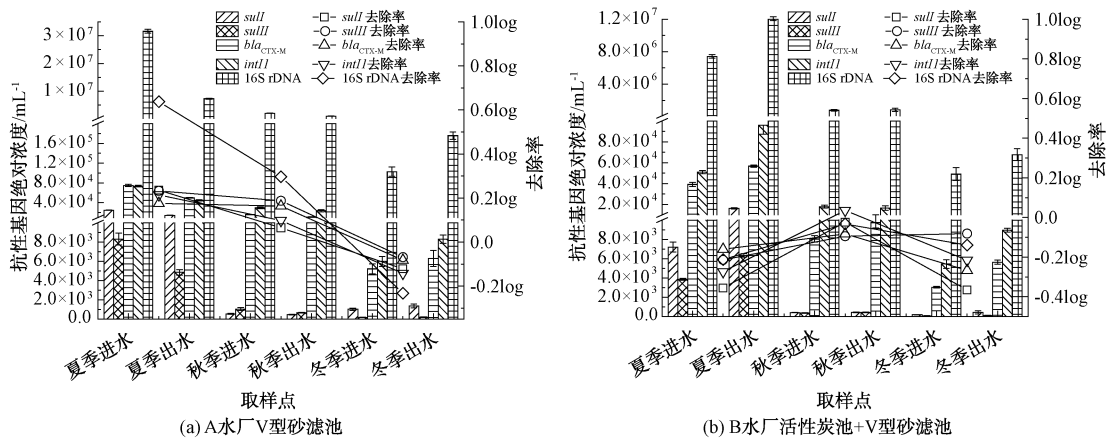


图7 过滤单元对抗性基因去除效果

Fig. 7 Efficiency of Filter Unit on Resistance Gene Removal

也检测到砂滤后四环素类抗性基因 (*tetA* 和 *tetO*) 有所增加。以上现象与抗性细菌去除效果相类似,基因绝对量随着宿主细菌的增加而增加,即基因的子代纵向遗传和基因的水平转移^[28],抗性细菌的保留也导致了抗性基因的去除效能较差,B 水厂中活性炭池和 V 型滤池对抗性基因均无明显去除效果。

2.4 消毒单元

2.4.1 对典型抗性细菌的去除效果

饮用水厂消毒单元可有效破坏细菌结构,对保

障饮用水安全具有重要意义^[29]。如图 8 所示,两水厂氯消毒单元对 3 类细菌均具有良好的去除效果。在不同的取样季节,A 水厂均能对 3 类细菌实现完全去除。B 水厂在不同的取样季节对 SMZ 抗性细菌去除率为 100%,可培养总细菌和 AMX 抗性细菌在秋冬两季基本实现完全去除。由此可见,消毒单元作为水厂的末端保障,可以有效消杀出厂水中的细菌^[30]。

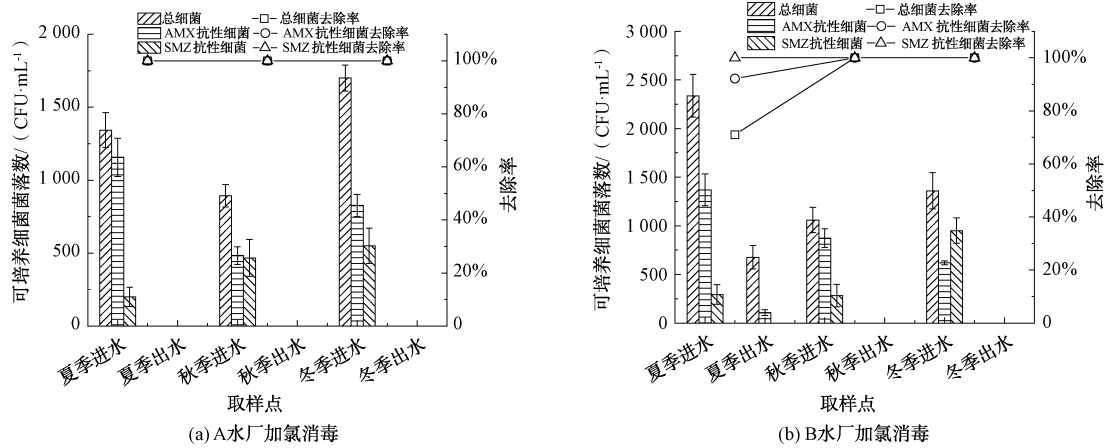


图8 消毒单元对抗性细菌去除效果

Fig. 8 Efficiency of Disinfection Unit on Resistant Bacteria Removal

2.4.2 对典型抗性基因的去除效果

氯消毒单元可有效去除水中细菌类污染,但对抗性基因类去除效能尚未可知,因此,考察了 A、B 两水厂对 *sulI*、*sulII*、*bla_{CTX-M}*、*intI1* 和 16S rDNA 基因的去除效果,结果如图 9 所示。随温度下降,A 水厂 5 类基因去除率呈先下降后上升趋势,B 水厂除 16S

rDNA 和 *bla_{CTX-M}* 外呈上升趋势,且 B 水厂的去除效能略优于 A 水厂,抗性基因平均去除率在 0.80log 以上。由于基因的基础量不同,消毒单元对 16S rDNA 的去除率显著高于其他基因。已有文献也证实消毒单元对抗性基因具有较好的去除效果,Xu 等^[23]发现钱塘江饮用水处理厂一和厂二加氯消毒

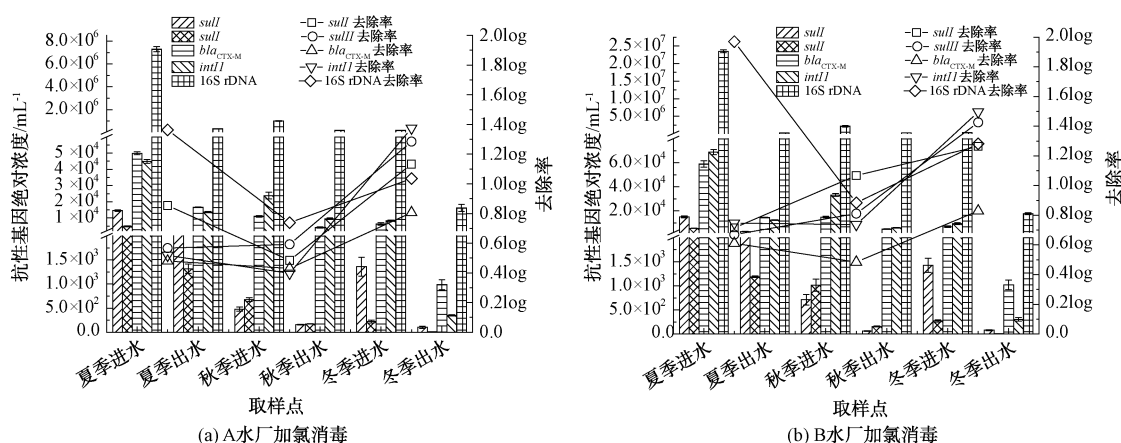


图9 消毒单元对抗性基因去除效果

Fig. 9 Efficiency of Disinfection Unit on Resistance Gene Removal

单元对抗性基因的平均去除率分别为 95.2% 和 96.63%。

从上述分析可知,经过水厂全工艺流程的处理后,A、B 两水厂进水中 3 类细菌采用纯培养的方法基本检测不到,抗性基因的总绝对丰度从 $1.64 \times 10^5 \sim 8.29 \times 10^7 \text{ mL}^{-1}$ 降低到 $1.76 \times 10^4 \sim 3.50 \times 10^5 \text{ mL}^{-1}$,两水厂 3 个季节均能使抗性基因的总绝对丰度降低 1~2 个数量级,而且 B 水厂处理效果略优于 A 水厂。A、B 两水厂对抗性细菌基本可以实现完全去除,对抗性基因也具有较好的去除效果,有效地保障了饮用水安全。

3 结论

(1)黄河中下游两饮用水厂混凝沉淀单元对可培养总细菌、AMX 抗性细菌和 SMZ 抗性细菌 3 类细菌去除率较低,对 *sulI*、*sulII*、*bla_{CTX-M}*、*intI1* 和 16S rDNA 基因的去除率基本低于 0.3log。过滤单元受滤池中生物膜影响,对可培养总细菌、AMX 抗性细菌和 SMZ 抗性细菌,以及 *sulI*、*sulII*、*bla_{CTX-M}*、*intI1* 和 16S rDNA 基因基本无去除效果。

(2)中间臭氧氧化单元对抗性细菌和抗性基因具有良好的去除效果,但是在实际运行中由于有机物对臭氧的竞争消耗,臭氧不能完全去除抗性细菌和抗性基因。

(3)水厂中的消毒单元对抗性细菌和抗性基因具有较好的去除效果,是保障居民饮用水安全的重要工艺。

参考文献

[1] LÜ D Y, YU C, ZHUO Z J, et al. The distribution and

ecological risks of antibiotics in surface water in key cities along the lower reaches of the Yellow River: A case study of Kaifeng City, China[J]. China Geology, 2022, 5(3): 411-420.

[2] SHI J Y, DONG Y B, SHI Y Y, et al. Groundwater antibiotics and microplastics in a drinking-water source area, northern China: Occurrence, spatial distribution, risk assessment, and correlation[J]. Environmental Research, 2022, 210: 112855. DOI: 10.1016/J.ENVRES.2022.112855.

[3] JUNAID M, ZAINAB S M, XU N, et al. Antibiotics and antibiotic resistant genes in urban aquifers[J]. Current Opinion in Environmental Science & Health, 2022, 26: 100324. DOI: 10.1016/J.COESH.2021.100324.

[4] 汪涛, 杨再福, 陈勇航, 等. 磺胺类抗性基因的产生及演变研究进展[J]. 环境污染与防治, 2017, 39(11): 1251-1255.

WANG T, YANG Z F, CHEN Y H, et al. Review on the production and evolution of sulfonamide resistance genes[J]. Environmental Pollution & Control, 2017, 39(11): 1251-1255.

[5] MANOHARAN R K, ISHAQUE F, AHN Y H. Fate of antibiotic resistant genes in wastewater environments and treatment strategies-A review[J]. Chemosphere, 2022, 298: 134671. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.134671.

[6] SORINOLU A J, TYAGI N, KUMAR A, et al. Antibiotic resistance development and human health risks during wastewater reuse and biosolids application in agriculture[J]. Chemosphere, 2021, 265: 129032. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.129032.

[7] 杨礼震, 刘天琪, 王禄禄, 等. 养猪废水处理工艺对耐药基因迁移影响研究进展[J]. 华中农业大学学报, 2022, 41(4): 1-9.

YANG L Z, LIU T Q, WANG L L, et al. Research progress on transfer effect of antibiotic resistance gene in swine wastewater treatment process[J]. Journal of Huazhong Agricultural

- University, 2022, 41(4): 1-9.
- [8] 高俊红, 谢晓芸, 张涵瑜, 等. 三种氟喹诺酮类抗生素在黄河沉积物中的吸附行为[J]. 兰州大学学报(自然科学版), 2016, 52(5): 593-598.
- GAO J H, XIE X Y, ZHANG H Y, et al. Adsorption behaviors of three fluoroquinolone antibiotics onto Yellow River sediments [J]. Journal of Lanzhou University(Natural Sciences), 2016, 52(5): 593-598.
- [9] 陈燕波, 潘名宾, 司徒菲, 等. 基于饮用水安全优质保障的全流程水厂设计思考[J]. 净水技术, 2022, 41(7): 1-6, 26.
- CHEN Y B, PAN M B, SITU F, et al. Consideration on the design of whole-process waterworks based the safety and quality guarantee of drinking water[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(7): 1-6, 26.
- [10] RIZZO L, FIORENTINO A, ANSELMO A. Advanced treatment of urban wastewater by UV radiation; Effect on antibiotics and antibiotic-resistant *E. coli* strains[J]. Chemosphere, 2013, 92(2): 171-176.
- [11] LUO Y, MAO D Q, RYSZ M, et al. Trends in antibiotic resistance genes occurrence in the Haihe River, China [J]. Environmental Science & Technology, 2010, 44(19): 7220-7225.
- [12] XU Y, GUO C S, LUO Y, et al. Occurrence and distribution of antibiotics, antibiotic resistance genes in the urban rivers in Beijing, China[J]. Environmental Pollution, 2016, 213: 833-840. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.03.054.
- [13] PEI R T, KIM S C, CARLSON K H, et al. Effect of river landscape on the sediment concentrations of antibiotics and corresponding antibiotic resistance genes (ARG) [J]. Water Research, 2006, 40(12): 2427-2435.
- [14] ZHANG J Y, CHEN M X, SUI Q W, et al. Impacts of addition of natural zeolite or a nitrification inhibitor on antibiotic resistance genes during sludge composting[J]. Water Research, 2016, 91: 339-349. DOI: 10.1016/j.watres.2016.01.010.
- [15] 刘善培, 王启山, 何文杰, 等. 混凝/气浮与混凝/沉淀工艺处理微污染原水的对比[J]. 中国给水排水, 2007, 23(9): 89-91.
- LIU S P, WANG Q S, HE W J, et al. Comparison between coagulation/DAF and coagulation/sedimentation processes for treatment of micropolluted raw water [J]. China Water & Wastewater, 2007, 23(9): 89-91.
- [16] 刘成, 高乃云, 黄廷林, 等. 混凝工艺对细菌杀灭作用及对有机物的去除研究[J]. 西安建筑科技大学学报(自然科学版), 2006, 38(3): 437-440.
- LIU C, GAO N Y, HUANG T L, et al. Study on the bacteria's killing effect and organism' removal in the coagulation process [J]. Journal of Xi'an University of Architecture & Technology (Natural Science Edition), 2006, 38(3): 437-440.
- [17] 闭凤丽, 李志广, 张凌云, 等. 饮用水水处理工艺之抗生素去除效果初探[J]. 环境化学, 2018, 37(5): 1172-1174.
- BI F L, LI Z G, ZHANG L Y, et al. Removal effect of antibiotics from drinking water treatment plants [J]. Environmental Chemistry, 2018, 37(5): 1172-1174.
- [18] ZHANG S T, LIN W F, YU X. Effects of full-scale advanced water treatment on antibiotic resistance genes in the Yangtze Delta area in China[J]. FEMS Microbiology Ecology, 2016, 92(5): fiw65. DOI: 10.1093/femsec/fiw065.
- [19] DODD M C. Potential impacts of disinfection processes on elimination and deactivation of antibiotic resistance genes during water and wastewater treatment [J]. Journal of Environment Monitoring, 2012, 14(7): 1754-1771.
- [20] 杨洁. 臭氧-活性炭工艺中臭氧投加量优化试验研究[D]. 广州: 华南理工大学, 2012.
- YANG J. Study on ozone dosage optimal control in O₃-BAC process[D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2012.
- [21] XIA J T, SUN H H, MA X Y, et al. Ozone pretreatment of wastewater containing aromatics reduces antibiotic resistance genes in bioreactors; The example of p-aminophenol [J]. Environment International, 2020, 142: 105864. DOI: 10.1016/j.envint.2020.105864.
- [22] 曾洁, 陈正福, 吴尚书, 等. 炭砂滤池对农村饮用水中浊度及细菌的去除效果[J]. 环境工程学报, 2020, 14(10): 2736-2741.
- ZENG J, CHEN Z F, WU S S, et al. Removal effect of turbidity and bacteria in rural drinking water by GAC-sand filter [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(10): 2736-2741.
- [23] XU L K, 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] 徐莉柯. 城市自来水处理系统中抗生素抗性基因的行为特征[D]. 杭州: 浙江大学, 2015.
- XU L K. The behavior of antibiotic resistance genes in urban drinking water treatment systems [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2015.
- [25] HAIG S J, QUINCE C, DAVIES R L, et al. Replicating the microbial community and water quality performance of full-scale slow sand filters in laboratory-scale filters[J]. Water Research, 2014, 61(18): 141-151.
- [26] 张易峰, 陈洪斌, 李坤. 净水厂生物活性炭滤池生物泄漏的调控技术述评[J]. 水处理技术, 2021, 47(1): 1-6.
- ZHANG Y F, CHEN H B, LI K. Review on bio-leakage control technology of BAC filter in water purification plant [J]. Technology of Water Treatment, 2021, 47(1): 1-6.
- [27] 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.
- [28] 崔泽林, 郭晓奎. 食物链中抗生素耐药性基因的转移[J]. *中国微生物学杂志*, 2011, 23(1): 89–92, 97.
CUI Z L, GUO X K. The transfer of antibiotic resistance genes in food chain[J]. *Chinese Journal of Microecology*, 2011, 23(1): 89–92, 97.
- [29] 罗刚, 刘军, 胡和平, 等. 城市污水消毒技术研究进展[J]. *广东化工*, 2008, 35(11): 78–81.
LUO G, LIU J, HU H P, et al. Research progress in the disinfection technologies of sewage [J]. *Guangdong Chemical Industry*, 2008, 35(11): 78–81.
- [30] 徐卿源, 程曦, 郑全兴, 等. 液氯和次氯酸钠在供水管网消毒对比研究[J]. *给水排水*, 2022, 58(8): 13–18.
XU Q Y, CHENG X, ZHENG Q X, et al. Study on the application of liquid chlorine and sodium hypochlorite in water supply pipe disinfection [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2022, 58(8): 13–18.
-
- (上接第 58 页)
- [81] SHEN Q, JI F, WEI J, et al. The influence mechanism of temperature on solid phase denitrification based on denitrification performance, carbon balance, and microbial analysis [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 732: 139333. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139333.
- [82] 于鲁冀, 鲁浩天, 李廷梅, 等. 包埋有机缓释碳源强化二级出水的深度脱氮 [J]. *水处理技术*, 2023, 49(5): 135–140.
YU L J, LU H T, LI T M, et al. Enhanced deep denitrification of secondary effluent by embedding organic slow-release carbon sources [J]. *Water Treatment Technology*, 2023, 49(5): 135–140.
- [83] 孙莹. 以廉价农业废弃物为缓释碳源的反硝化滤池深度脱氮研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2015.
SUN Y. Research on deep denitrification of denitrification filter using cheap agricultural waste as slow release carbon source [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2015.
- [84] 李彭, 唐蕾, 左剑恶, 等. 以 PHAs 为固体碳源的城镇二级出水深度脱氮研究 [J]. *中国环境科学*, 2014, 34(2): 331–336.
LI P, TANG L, ZUO J E, et al. A study on deep denitrification of urban secondary effluent using PHAs as a solid carbon source [J]. *China Environmental Science*, 2014, 34(2): 331–336.
- [85] 郑力, 江鹰, 程晓夏. 铁屑耦合固相反硝化对低碳氮比废水中总氮的处理 [J]. *环境工程学报*, 2022, 16(11): 3716–3727.
ZHENG L, JIANG Y, CHENG X X. Treatment of total nitrogen in wastewater with low carbon to nitrogen ratio by coupled solid-state nitrification with iron filings [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2022, 16(11): 3716–3727.
- [86] 唐婧, 杨羽菲, 陈金楠. 微电解耦合固相反硝化脱氮除磷效果及微生物分析 [J]. *环境工程学报*, 2020, 14(5): 1224–1233.
TANG J, YANG Y F, CHEN J N. Microelectrolysis coupled with solid-phase nitrification for nitrogen and phosphorus removal and microbial analysis [J]. *Journal of Environmental Engineering*, 2020, 14(5): 1224–1233.
- [87] ZHAO C, LIU B, MENG S, et al. Microbial fuel cell enhanced pollutants removal in a solid-phase biological denitrification reactor: System performance, bioelectricity generation and microbial community analysis [J]. *Bioresour Technol*, 2021, 341: 125909. DOI: 10.1016/j.biortech.2021.125909.
- [88] WU J, CUI S, ZHANG Q, et al. Start-up of the combined anaerobic ammonium oxidation and solid phase denitrification process and microbial characterization analysis [J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 50: 103353. DOI: 10.1016/j.jwpe.2022.103353.
- [89] 李军, 高杰, 韩佳霖. 阿特拉津对固相反硝化的影响和去除机制研究 [J]. *水处理技术*, 2017, 43(7): 57–59.
LI J, GAO J, HAN J L. Study on the effect of atrazine on solid-state nitrification and removal mechanism [J]. *Water Treatment Technology*, 2017, 43(7): 57–59.
- [90] SUN G, WAN J, SUN Y, et al. Enhanced removal of nitrate and refractory organic pollutants from bio-treated coking wastewater using corncobs as carbon sources and biofilm carriers [J]. *Chemosphere*, 2019, 237: 124520. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.124520.
- [91] ASLAN Ş, TÜRKMAN A. Combined biological removal of nitrate and pesticides using wheat straw as substrates [J]. *Process Biochemistry*, 2005, 40(2): 935–943.
- [92] LIU B, ZHAN H, LU X, et al. Biodegradation of carbon tetrachloride from groundwater in an upflow solid-phase biofilm system [J]. *RSC Advances*, 2020, 10(13): 7500–7508.
- [93] 赵兰, 王婷, 吴为中. 以 PHBV 为固相碳源同时去除地下水中硝酸盐氮和对氯苯酚的试验研究 [J]. *生态环境学报*, 2015, 24(2): 300–304.
ZHAO L, WANG T, WU W Z. Experimental study on simultaneous removal of nitrate nitrogen and 2-chlorophenol in groundwater using PHBV as solid-phase carbon source [J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 24(2): 300–304.