

E方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV

HUANJING KEXUE

冠状病毒气溶胶传播及环境影响因素

李雪, 蒋靖坤, 王东滨, 邓建国, 贺克斌, 郝吉明



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年7月

第42卷 第7期

Vol.42 No.7

目次

冠状病毒气溶胶传播及环境影响因素 李雪, 蒋靖坤, 王东滨, 邓建国, 贺克斌, 郝吉明 (3091)

新冠肺炎疫情期间气象条件和排放变化对 PM_{2.5} 的影响 逯世泽, 史旭荣, 薛文博, 雷宇, 严刚 (3099)

基于网格的长三角 PM_{2.5} 分布影响因素及交互效应 黄小刚, 赵景波, 辛未冬 (3107)

ARIMA 时间序列分析模型在臭氧浓度中长期预报中的应用 李颖若, 韩婷婷, 汪君霞, 权维俊, 何迪, 焦热光, 吴进, 郭恒, 马志强 (3118)

中国长三角背景点冬季大气棕碳污染特征及来源解析 赵宇, 吴灿, 王益倩, 陈玉宝, 吕少君, 汪芳琳, 杜伟, 刘仕杰, 丁志健, 王格慧 (3127)

四川盆地 PM_{2.5} 浓度时空变化特征遥感监测与影响因子分析 李梦真, 张廷斌, 易桂花, 秦岩宾, 李景吉, 刘贤, 蒋杰 (3136)

河网连续动态模型构建及其在典型杀虫剂时空迁移模拟中的应用 邢成, 张芊芊, 蔡雅雅, 烟晓婷, 应光国 (3147)

九龙江流域河流氮输出对土地利用模式和水文状况的响应 黄亚玲, 黄金良 (3156)

滇池近岸水体微塑料污染与富营养化的相关性 袁海英, 侯磊, 梁启斌, 李佳琛, 任甲 (3166)

白洋淀夏季入淀区沉积物间隙水-上覆水水质特征及交换通量分析 张甜娜, 周石磊, 陈召莹, 张紫薇, 孙悦, 姚波, 崔建升, 李再兴, 罗晓 (3176)

镇江市古运河和金山湖河湖上覆水体和沉积物氮及有机质分布特征及污染评价 原璐彬, 邢书语, 刘鑫, 周晓红, Adelaide Angela Dadzie (3186)

洪湖国际重要湿地沉积物磷空间分布特征及释放风险 刘永九, 黄素珍, 张璐, 彭雪, 张心怡, 葛芳杰, 刘碧云, 吴振斌 (3198)

苏州古城区域河道底泥的重金属污染分布及生态风险评价 白冬锐, 张涛, 包峻松, 陈坦, 王洪涛, 金曦, 金军, 杨婷 (3206)

武汉集中式饮用水源地土壤重金属的时空分布特征及生态风险评价 朱静, 侯耀宗, 邹书成, 曹梦华, 涂书新 (3215)

升金湖河湖交汇区地表-地下水水化学特征及成因分析 崔玉环, 王杰, 刘友存, 郝洸, 高祥 (3223)

青岛市农区地下水硝态氮污染来源解析 寇馨月, 丁军军, 李玉中, 毛丽丽, 李巧珍, 徐春英, 郑欠, 庄姗 (3232)

三峡库区支流浮游植物群落稳定性及其驱动因子分析 何书晗, 欧阳添, 赵璐, 纪璐璐, 杨安琪, 施军琼, 吴忠兴 (3242)

哈尔滨城市河网丰水期浮游植物群落分布特征及驱动因子 路枫, 李磊, 齐青松, 陆欣鑫, 刘妍, 范亚文 (3253)

湖泊沉积物中微生物群落对天然有机质输入的响应 居琪, 章奇, 曹驰程, 白雷雷, 张晖 (3263)

补给水质与社会活动对白洋淀湿地微生物的影响特征 赵志瑞, 吴会清, 毕玉方, 展庆周, 吴海淼, 袁凯悦, 孟祥源, 李方红 (3272)

蓝藻衰亡过程中上覆水溶解性有机物变化特征 李翔, 李致春, 汪旋, 张思远, 王慧敏, 厉荣强, 王国祥, 李启蒙 (3281)

长江下游快速城市化地区水污染特征及源解析:以秦淮河流域为例 马小雪, 龚畅, 郭加汛, 王腊春, 徐蕴韵, 赵春发 (3291)

长江下游居民区降水地表径流的污染特征 郭文景, 张志勇, 闻学政, 张瀚文, 王岩 (3304)

潮河流域降雨径流事件污染物输出特征 包鑫, 江燕, 胡羽聪 (3316)

不透水地表粗糙度对城市面源颗粒物的累积和冲刷影响 单溪环, 谢文霞, 廖云杰, 房志达, 杨晓晶, 苏静君, 赵洪涛, 李叙勇 (3328)

基于概率方法的中国居民饮水途径暴露健康风险评估 秦宁, 刘运炜, 侯荣, 王彩云, 王贝贝, 段小丽 (3338)

蛋白类有机质在水厂各处理单元中的去除特性 李梦雅, 宋钰莹, 张晓岚, 黄海鸥 (3348)

污水处理厂不同单元工艺水中重金属及其纳米颗粒的分布 王杜珈, 何帅, 周小霞 (3358)

基于宏基因组技术分析 MBR 膜清洗后污泥中抗性基因 杜彩丽, 李中涵, 李晓光, 张列宇, 陈素华, 黎佳茜, 李曹乐 (3366)

石化废水处理厂中耐药菌和耐药基因的分布特征与去除效能解析 唐振平, 肖莎莎, 段毅, 刘迎九, 高媛媛, 吴月月, 陈怡雯, 周帅 (3375)

一段式亚硝化厌氧氨氧化 SMBBR 处理中低浓度氨氮废水 吕恺, 邵贤明, 王康舟, 姚雪薇, 彭党聪, 韩芸 (3385)

外加固体缓释碳源的两段反硝化工艺脱氮性能 唐义, 马邕文, 王金泉, 王艳, 叶刚 (3392)

臭氧投量对 SBR 系统污泥沉降性能及脱氮除磷的影响 吕永涛, 朱传首, 张旭阳, 徐超, 潘永宝, 刘爽, 崔双科, 王磊 (3400)

间歇梯度曝气下首段延时厌氧强化好氧颗粒污泥脱氮除磷 张玉君, 李冬, 王敬鑫, 张富国, 张杰 (3405)

提盐速率对序批式生物反应器性能和微生物群落结构的影响 古柏铭, 金春姬, 温淳, 侯金源, 赵阳国, 高孟春 (3413)

低温驯化对自养脱氮颗粒污泥功能活性与菌群结构的影响分析 钱飞跃, 刘雨馨, 王建芳, 刘文如 (3422)

矿渣基改性剂对城市污泥重金属稳定化 张发文, 董明坤, 陈辰慧, 赵长民 (3430)

2000~2018 年长三角土地利用变化对农田生态系统氨排放的影响 王文锦, 王卿, 朱安生, 黄凌, 顾莹, 王杨君, 王敏, 李莉 (3442)

麦秸水热炭及其改良产物对水稻产量和稻田氨挥发排放的影响 韩晨, 侯朋福, 薛利红, 冯彦房, 余姗, 杨林章 (3451)

水肥管理对热带地区双季稻田 CH₄ 和 N₂O 排放的影响 李金秋, 邵晓辉, 缙广林, 邓艺欣, 谭诗敏, 徐文娟, 杨秋, 刘文杰, 伍延正, 孟磊, 汤水荣 (3458)

耐盐碱水稻土壤产甲烷菌群落特征及产甲烷途径 杨雨虹, 贺惠, 米铁柱, 刘玥腾, 刘佳音, 张国栋, 李明月, 甄毓 (3472)

铁碳微电解填料对人工湿地温室气体排放的影响 赵仲婧, 郝庆菊, 涂婷婷, 胡曼利, 张尧钰, 江长胜 (3482)

农地土壤重金属 Pb 和 Cd 有效性测定方法的筛选与评价 陈莹, 刘汉焱, 刘娜, 蒋珍茂, 魏世强 (3494)

亚热带高山森林土壤典型重金属的空间分布格局及其影响因素:以云南哀牢山为例 刘旭, 王训, 王定勇 (3507)

深圳市不同土类的重金属环境背景值与理化性质特征 林挺, 赵述华, 郝秀平, 杨坤, 吴静雅, 朱艳, 罗飞 (3518)

同步钝化土壤 Cd 和 As 材料的筛选 周嗣江, 刘针延, 熊双莲, 马烁, 黄倚豪, 雷寅, 曹梦华, 涂书新 (3527)

两种铁基材料对污染农田土壤砷、铅、镉的钝化修复 袁峰, 唐先进, 吴骥子, 赵科理, 叶正钱 (3535)

青藏高原东缘冻土中有机磷酸酯的污染特征 刘丽娅, 印红玲, 蹇林洁, 徐子文, 熊远明, 罗怡, 刘小雯, 徐维新 (3549)

成都平原氮磷化肥施用强度空间分布及影响因素分析 刘奇鑫, 王昌全, 李冰, 赵海岚, 方红艳, 邓茜, 李启权 (3555)

土壤中溶解性有机质对不同类型堆肥的响应差异 席北斗, 王燕, 檀文炳, 余红, 崔东宇, 程东会, 党秋玲 (3565)

《环境科学》征订启事(3315) 《环境科学》征稿简则(3357) 信息(3391, 3441, 3564)

石化废水处理厂中耐药菌和耐药基因的分布特征与去除效能解析

唐振平^{1,2}, 肖莎莎³, 段毅^{1,3}, 刘迎九^{1,3}, 高媛媛³, 吴月月⁴, 陈怡雯⁴, 周帅^{1,3*}

(1. 南华大学污染控制与资源化技术湖南省高校重点实验室, 衡阳 421001; 2. 南华大学稀有金属矿产开发与废物地质处置技术湖南省重点实验室, 衡阳 421001; 3. 南华大学土木工程学院, 衡阳 421001; 4. 南华大学衡阳医学院病原生物学研究所, 衡阳 421001)

摘要: 抗生素耐药性污染已成为全球新兴环境问题之一. 本研究选取某座石化废水处理厂, 对耐药菌 (ARB) 和 3 种形态耐药基因 (ARGs): 细胞内耐药基因 (iARGs)、细胞外附着态耐药基因 (aeARGs) 和游离态耐药基因 (feARGs) 的分布特征与去除效能开展研究. 结果表明, 废水处理厂中检出四环素、磺胺和氨基苄西林这 3 类 ARB, 其绝对浓度为 $8.45 \times 10^2 \sim 2.38 \times 10^5$ CFU·mL⁻¹. 厌氧处理可使这 3 类 ARB 绝对浓度下降 0.04 lg~0.21 lg; 曝气和沉淀处理对 ARB 的影响因其类型而异; 出水 ARB 绝对浓度高出进水水平 0.12 lg~0.63 lg. 活性污泥中 aeARGs 和 iARGs 绝对丰度分别为 $1.96 \times 10^7 \sim 3.02 \times 10^{10}$ copies·g⁻¹ 和 $5.22 \times 10^7 \sim 4.15 \times 10^{10}$ copies·g⁻¹; 而废水中 feARGs 绝对丰度为 $5.90 \times 10^8 \sim 1.01 \times 10^{12}$ copies·L⁻¹. 厌氧处理可去除 0.13 lg~0.65 lg aeARGs 和 0.04 lg~0.28 lg iARGs; 曝气和沉淀处理对 aeARGs 和 iARGs 的去除效果受 ARGs 类型和形态影响; 出水中 feARGs 绝对丰度较进水升高 0.06 lg~0.81 lg. 冗余分析表明, ARB 浓度与 COD、Cl⁻ 和总氮浓度显著正相关 ($P < 0.05$); aeARGs 丰度与 COD 和总氮浓度显著正相关 ($P < 0.05$); iARGs 和 feARGs 丰度均与重金属浓度显著正相关 ($P < 0.05$). 本研究证实了石化废水处理厂具有 ARB 和不同形态 ARGs 的富集风险, 并为特种工业废水耐药性污染研究与防治提供理论基础.

关键词: 石化废水; 耐药菌 (ARB); 耐药基因 (ARGs); 分布; 去除; 影响因子

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)07-3375-10 DOI: 10.13227/j.hjkk.202012037

Distribution and Removal of Antibiotic-Resistant Bacteria and Antibiotic Resistance Genes in Petrochemical Wastewater Treatment Plants

TANG Zhen-ping^{1,2}, XIAO Sha-sha³, DUAN Yi^{1,3}, LIU Yin-jiu^{1,3}, GAO Yuan-yuan³, WU Yue-yue⁴, CHEN Yi-wen⁴, ZHOU Shuai^{1,3*}

(1. Hunan Province Key Laboratory of Pollution Control and Resources Reuse Technology, University of South China, Hengyang 421001, China; 2. Hunan Key Laboratory of Rare Metal Minerals Exploitation and Geological Disposal of Wastes, Hengyang 421001, China; 3. School of Civil Engineering, University of South China, Hengyang 421001, China; 4. Institute of Pathogenic Biology, Hengyang Medical College, University of South China, Hengyang 421001, China)

Abstract: A petrochemical wastewater treatment plant (PWWT) was selected to investigate the distribution and removal of antibiotic-resistant bacteria (ARB) and three forms of antibiotic resistance genes (ARGs), namely intracellular ARGs (iARGs), adsorbed-extracellular ARGs (aeARGs), and free extracellular ARGs (feARGs). Tetracycline, sulfanilamide, and ampicillin ARB were detected with the total absolute concentration of $8.45 \times 10^2 \sim 2.38 \times 10^5$ CFU·mL⁻¹; the absolute concentrations of three types of ARB decreased by 0.04 lg~0.21 lg through anaerobic treatment. The effect of aeration and precipitation treatment on ARB varies with its type, and the absolute concentration of ARB in effluent was 0.12 lg~0.63 lg higher than that in influent. The absolute abundance of aeARGs and iARGs in activated sludge was $1.96 \times 10^7 \sim 3.02 \times 10^{10}$ copies·g⁻¹ and $5.22 \times 10^7 \sim 4.15 \times 10^{10}$ copies·g⁻¹, respectively; the absolute abundance of feARGs in wastewater was $5.90 \times 10^8 \sim 1.01 \times 10^{12}$ copies·L⁻¹. Anaerobic treatment can remove 0.13 lg~0.65 lg aeARGs and 0.04 lg~0.28 lg iARGs, while the removal efficiency of aeARGs and iARGs by aeration and precipitation process was affected by ARGs types and forms. The absolute abundance of feARGs in effluent is 0.06 lg~0.81 lg higher than that in influent. Redundancy analysis showed that the concentration of ARB was significantly positively correlated with chemical oxygen demand (COD), Cl⁻, and total nitrogen concentration ($P < 0.05$). The abundance of aeARGs was positively correlated with COD and total nitrogen concentration ($P < 0.05$), and both the abundance of iARGs and feARGs are positively correlated with heavy metals concentration ($P < 0.05$). This study confirmed the enrichment risk of ARB and different forms of ARGs in PWWTs, which provided references for the research and prevention of antibiotic resistance pollution in industrial wastewater.

Key words: petrochemical wastewater; antibiotic-resistant bacteria (ARB); antibiotic resistance genes (ARGs); distribution; removal; influencing factor

收稿日期: 2020-12-04; 修订日期: 2020-12-29

基金项目: 湖南省自然科学基金项目 (2020JJ5495); 湖南省教育厅项目 (18C0433); 湖南省财政厅项目 (190SJY001); 衡阳市科技计划项目 (2019yj010770)

作者简介: 唐振平 (1962~), 男, 博士, 教授, 主要研究方向为环境勘探与污染控制, E-mail: zptang01@126.com

* 通信作者, E-mail: zs402606665@126.com

环境中抗生素耐药性污染已被明确列为公众健康和生态系统的新兴威胁之一^[1]. 污水处理厂作为耐药菌(antibiotic-resistant bacteria, ARB)和耐药基因(antibiotic-resistance genes, ARGs)的汇与源,是当前细菌耐药性研究的热点环境之一^[2]. 已有大量研究报道了市政污水处理厂中 ARB 和 ARGs 分布特征^[3-5],其中 ARB 绝对浓度范围为 $10^3 \sim 10^6$ CFU·mL⁻¹, ARGs 绝对丰度则介于 $10^3 \sim 10^9$ copies·L⁻¹之间^[6]. 目前仅有少数研究者考察了工业废水处理厂中 ARB 和 ARGs 的分布与去除特征. 有研究表明,制革^[7]和制药^[8]工业废水处理厂中磺胺类 ARB 绝对浓度为 $10^3 \sim 10^7$ CFU·mL⁻¹,显著高于市政污水处理厂水平($1.1 \times 10 \sim 2.1 \times 10^3$ CFU·mL⁻¹)^[9]. 有研究发现,克罗地亚某制药工业废水处理厂污泥中 *sulI* 相对丰度较市政污水处理厂高出 7.9 倍^[10]. 此外,最新研究证实,市政污水处理厂的总 ARGs 去除量是工业(包括印染、制药和机械加工等)废水处理厂的 7.7 倍^[11]. 鉴于工业废水中 ARB 或 ARGs 丰度高和去除难等特性,有必要加强其分布与去除的相关研究.

石化废水是一种典型的工业废水,富含有机物(如烃类、酚类和酮类等)、盐类和重金属等污染物^[12]. 其中,烃类有机物已被证实会显著影响 ARGs 的增殖. 有研究表明,多环芳烃可使海水中 *intII*、*sulI* 和 *aadAII* 的相对丰度升高 1~2 个数量级^[13],且会促进 ARGs 水平转移^[13,14]. 此外,盐度也被证实能够改变 ARGs 的分布特性. 在膜生物反应器中,4% 氯化钠可使活性污泥中 ARGs(尤其是 *sulIII*、*tetG* 和 *amrB*)的相对丰度降低约 50%^[15];而在高盐制药废水中,*sulI* 和 *intII* 去除效率随盐度升高而降低^[16]. 盐度主要通过影响水平基因转移和菌群结构改变 ARGs 的分布^[17]. 再者,重金属已被证实为 ARB 和 ARGs 增殖与传播的关键环境驱动因子^[18,19]. 鉴于石化废水处理厂中种类繁杂的潜在耐药驱动污染物,其可能会成为重要环境耐药储存库之一. 然而,目前仍鲜有研究关注石化废水处理系统的 ARB 和 ARGs 分布特征.

废水处理系统中 ARGs 按物理形态可细分为细菌细胞内 ARGs (iARGs)、固着态胞外 ARGs (aeARGs)和游离态胞外 ARGs (feARGs). 不同形态 ARGs 的环境行为特征不尽相同:①增殖方式不同,iARGs 可以通过细胞分裂垂直增殖或水平转移横向增殖,aeARGs 或 feARGs 则主要来自细胞裂解或主动分泌^[20,21];②传播方式不同,iARGs 主要通过接合和转导,而 aeARGs 和 feARGs 则通过转化进行传播^[22];③去除难度不同,对于 aeARGs 和 iARGs,只

要尽可能截留出水中的生物量即能消除其主体风险^[23];对于 feARGs,鉴于其游离状态、较小的尺寸和较高的稳定性,现有常规污水处理技术多无法有效去除^[24]. 有研究初步表明,ARB 和不同形态 ARGs 可持久存在于污水和污泥处理系统中^[24,25]. 同时,生物处理^[26]、消毒^[27]、膜^[28,29]、高级氧化^[30]和组合工艺^[31]等污水处理技术能不同程度去除 ARB 和不同形态 ARGs. 然而,石化废水中 ARB 和不同形态 ARGs 的分布与去除特征仍鲜见报道.

本文以某石化废水处理厂为研究对象,采用抗生素敏感性测试检测 ARB 浓度,通过 qPCR 技术确定不同形态 ARGs 丰度,并利用冗余分析明确 ARB 和不同形态 ARGs 的关键影响因素,以期对石化废水处理厂中 ARB 和不同形态 ARGs 的污染研究与风险评估提供参考.

1 材料与amp;方法

1.1 样品采集及预处理

选取某座处理规模 $15\,000 \sim 20\,000 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 的石化废水处理厂进行全面取样,其工艺流程如图 1 所示. 该厂设有生物膜法预处理-曝气工艺(O/O 工艺)、一段曝气-二段接触氧化工艺(HO/O 工艺)、厌氧-好氧工艺(A/O 工艺)这 3 套平行废水生物处理工艺.

样品采集于 2020 年 5 月,取样点如图 1 所示,具体包括:进水(JS); O/O 工艺[预处理池出水(A1)、曝气池始末端泥水混合液(A2-1 和 A2-2)、沉淀池出水(A3)]; HO/O 工艺[一段曝气池始末端泥水混合液(B1-1 和 B1-2)、中沉池末端泥水混合液(B2)、二段接触氧化池出水(B3)、二沉池出水(B4)]; A/O 工艺[厌氧池始末端泥水混合液(C1-1 和 C1-2)、好氧池始末端泥水混合液(C2-1 和 C2-2)、沉淀池出水(C3)]; 出水(CS). 全部取样点均做 2 次重复取样. 样品采集后冷藏运输至实验室. 水样经 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜过滤后于 -20°C 保存,泥水混合液于 -80°C 保存.

1.2 ARB 检测

将样品(JS、A2-1、A2-2、B1-1、B1-2、B2、C1-1、C1-2、C2-1、C2-2、C3 和 CS)用无菌 0.85% 氯化钠溶液分别稀释 10^1 、 10^2 和 10^3 倍,并取 1 mL 稀释后的样品涂布到 MH 琼脂培养板($38 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$). 培养平板类型分为 4 种:1 种未添加抗生素的空白平板,其余 3 种平板分别添加 $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 四环素盐酸盐, $10 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 磺胺甲噁唑和 $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 氨苄西林. 抗生素浓度遵循美国临床和实验室标准协会的标准选取抗生素最小抑制浓度^[32]. 同时,取 1 mL 无菌 0.85%

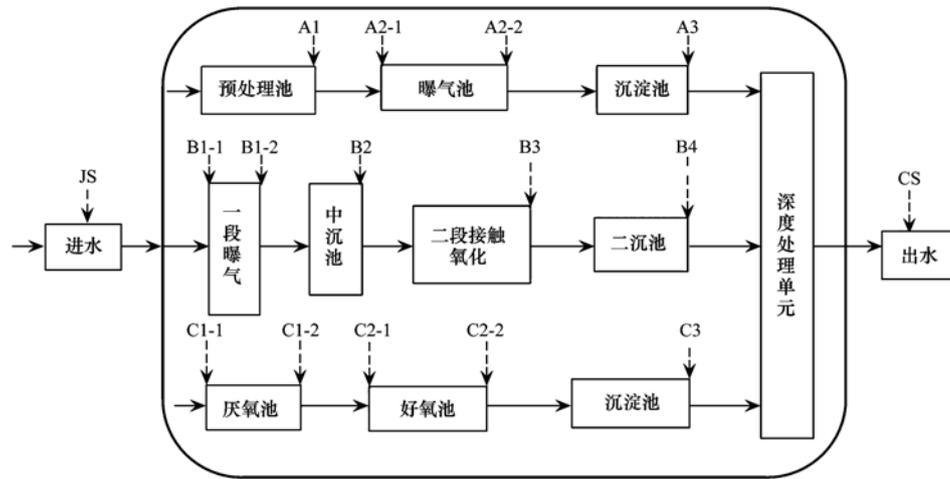


图1 石化废水处理厂工艺流程及取样点示意

Fig. 1 Treatment process and sampling sites of petrochemical wastewater treatment plants (PWWTs)

氯化钠溶液涂布在无菌琼脂平板上用作完全空白对照,以监测与控制人为污染.将平板在 37℃ 培养箱中倒置培养 24 h.每个稀释梯度做 2 个平板.

选取菌落数在 30 ~ 300 CFU(菌落形成单位)之间的平板计数菌落总数. ARB 的绝对浓度为添加抗生素的实验组菌落数.

1.3 DNA 提取与检测

1.3.1 细胞态 DNA 提取与检测

活性污泥细胞外附着态 DNA (aeDNA) 的提取参考 Palmgren 等^[33]的方法.具体步骤如下:①向离心管内加入 2 g 离子交换树脂(CER)和 5 mL 磷酸盐缓冲液,摇匀后静置活化 1 h,再于 10 000 $r \cdot \min^{-1}$ 、4℃ 下离心 5 min,并移除上清液 4 mL;②另取 8 mL 样品(A2-1、A2-2、B1-1、B1-2、B2、C1-1、C1-2、C2-1、C2-2 和 C3)于 4 000 $r \cdot \min^{-1}$ 、4℃ 下离心 5 min,弃上清液,补充磷酸盐缓冲液至 5 mL,混匀并转移至上述离心管内;③将 CER-污泥混合液置于 4℃, 250 $r \cdot \min^{-1}$ 恒温振荡箱培养 10 h 后,再于 10 000 $r \cdot \min^{-1}$ 、4℃ 离心 15 min,小心取出上清液,过 0.22 μm 膜,即得 aeDNA 粗提取液.

参考 Zhou 等^[34]的方法继续提取污泥沉淀中的胞内 DNA (iDNA).具体步骤如下:①在约 300 mg 湿泥中加入 810 μL iDNA 抽提缓冲液和 3 μL 蛋白酶 K(20 $\text{mg} \cdot \text{mL}^{-1}$),于 37℃、225 $r \cdot \min^{-1}$ 水平振荡 30 min;②加入 90 μL 十二烷基硫酸钠(20%),于 65℃ 水浴 2 h,水浴时每隔 15 min 颠倒混匀一次;③于 10 000 $r \cdot \min^{-1}$ 离心 10 min 取沉淀,再加入 270 μL 抽提缓冲液和 30 μL SDS(20%).轻微涡旋混匀后,于 65℃ 水浴 10 min;④重复步骤②和③一次;⑤合并 3 次离心获得的上清液,即得 iDNA 粗提取液.

采用苯酚-氯仿法^[35]纯化 aeDNA 和 iDNA 粗提取液,并采用酶标仪(Biotek,美国)测定其纯度和浓度.纯 DNA 标准^[36]为: A_{260}/A_{280} 为 1.8 ~ 2.0, $A_{260}/A_{230} > 2.0$.

1.3.2 游离态 DNA 提取与检测

采用改良乙醇沉淀法分离污水中游离态 DNA (feDNA).具体步骤如下:①向 8 mL 污水样品(JS、A1、A2-2、A3、B1-2、B2、B3、B4、C1-2、C2-2、C3 和 CS)中依次加入 2.5 mL 乙酸铵(7.5 $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$)和 15 mL 预冷无水乙醇,颠倒混匀,于冰上静置 1 h;②在 4℃、14 000 $r \cdot \min^{-1}$ 离心 30 min 后,移除上清液,保留沉淀;③加入 1 mL 预冷 70% 乙醇,轻微混匀,将沉淀初步转移至新的离心管中,于 4℃、14 000 $r \cdot \min^{-1}$ 离心 10 min 后,弃上清液;④再次向步骤②沉淀中加入 1 mL 预冷 70% 乙醇,轻微混匀后将沉淀彻底转移至步骤③的新离心管,离心去上清液;⑤加入 50 μL 无菌无酶水,即得 feDNA 溶液.采用 PicoGreen dsDNA Quantitation Kit 荧光染料试剂盒和多功能酶标仪(BioTek,美国)测定 feDNA 浓度.

1.4 ARGs 定量检测

选取废水处理厂常见的 6 亚类 ARGs (*sulI*、*sulII*、*tetX*、*tetC*、*tetO* 和 *tetM*), 1 类整合子 *intII* 以及 16S rDNA 为目标基因.基于 SYBR Green I 方法,采用实时荧光定量 PCR 仪(Roche LightCycler 96,瑞士)对 aeDNA 和 iDNA 中的 ARGs 进行定量测定.此外,定量测定 feDNA 中 *sulII*、*tetM* 及 16S rDNA.预实验(取样点为 JS、A2-2、B3、C2 和 CS)结果显示,*sulII* 和 *tetM* 分别为 feDNA 中丰度最高的磺胺类 ARGs 和四环素类 ARGs,故选取二者开展 feARGs 相关研究.*sulI*、*sulII*、*tetX*、*tetC*、*tetO*、*tetM*、*intII* 和 16S rDNA 的引物序列和退火温度参见文献[37~41]. qPCR 采用 20 μL 体系,具体包含:10 μL

SuperReal PreMix Plus (TIANGEN, 中国), 0.6 μL 正、反引物, 2 μL DNA 模板和 6.8 μL ddH₂O. 反应程序为: 95 $^{\circ}\text{C}$ 预变性 1~2 min, 95 $^{\circ}\text{C}$ 变性 30 s, 退火 30 s, 72 $^{\circ}\text{C}$ 延伸 30 s, 共 40 个循环. 引物和标准质粒委托上海美吉生物公司制备, 目标基因标准曲线的线性相关 R^2 系数为 0.993~0.998, 且每个样品设置 3 个平行样.

1.5 化学分析

参照国家环保总局发布的标准方法^[42]测定化学需氧量(COD)、总氮、Cl⁻浓度、重金属(Cu、Fe、Zn、Mn)浓度以及混合液挥发性悬浮固体浓度(MLVSS). 参考国家环保部发布的标准方法^[43], 采用气相色谱-质谱联用仪(Agilent 7890B-5977B, 美国)确定有机物种类和相对含量, 具体参数和检测条件如下: 色谱柱 Agilent HP-5MS(30 m \times 250 μm \times 0.25 μm); 初始温度 30 $^{\circ}\text{C}$, 保持 3 min, 继续以 15 $^{\circ}\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ 升温至 260 $^{\circ}\text{C}$ 并保持 3 min; 进样量 0.1 μL ; 高纯氮气载气, 流量 1.0 $\text{mL} \cdot \text{min}^{-1}$; EI 质谱离子源; 离子源温度 230 $^{\circ}\text{C}$; 四极杆温度 150 $^{\circ}\text{C}$; 质谱扫描范围 12~550 u, 全扫描模式; 采用 MassHunter 软件进行有机物相对定量分析.

1.6 统计分析

采用 SPSS Statistics 19 软件做配对样本 t 检验, 以评估不同样本之间差异; 利用 CANOCO 5.0 软件进行冗余分析, 以探索环境因子(COD、总氮、Cl⁻、Cu、Fe、Zn、Mn)、ARB 和 3 种不同形态 ARGs 之间的相关性. 本实验数据的标准偏差以误差棒表示.

ARB 相对浓度计算公式如下:

$$\text{ARB 相对浓度} = \frac{\text{ARB 绝对浓度}}{\text{抗生素空白平板菌落数}} \quad (1)$$

以绝对丰度和相对丰度评估 ARGs 丰度, 具体计算公式如下:

ARGs 绝对丰度 =

$$\frac{\text{ARGs 丰度/DNA 浓度}(\text{copies} \cdot \text{ng}^{-1})}{\text{DNA 浓度/MLVSS 或体积}(\text{ng} \cdot \text{g}^{-1} \text{ 或 } \text{ng} \cdot \text{L}^{-1})} \quad (2)$$

ARGs 相对丰度 =

$$\frac{\text{ARGs 丰度/DNA 浓度}(\text{copies} \cdot \text{ng}^{-1})}{16\text{S rDNA 丰度/DNA 浓度}(\text{copies} \cdot \text{ng}^{-1})} \quad (3)$$

2 结果与讨论

2.1 石化废水处理厂中 ARB 的分布与去除

2.1.1 石化废水处理厂中 ARB 的分布特征

废水处理过程中四环素、磺胺和氨苄西林这 3 类 ARB 的检出结果如图 2 所示. 3 类 ARB 总体绝对浓度为 $8.45 \times 10^2 \sim 2.38 \times 10^5 \text{CFU} \cdot \text{mL}^{-1}$, 相对浓度则为 0.006~0.506. 此外, 不同工艺流程中四

环素类和氨苄西林类 ARB 绝对浓度无明显波动; 而 A/O 工艺中磺胺类 ARB 绝对浓度和相对浓度均呈先降后升趋势. 再者, ARB 绝对浓度由高到低呈现为磺胺类 \approx 氨苄西林类 $>$ 四环素类. 国内外研究表明^[9,29], 污水处理厂四环素类 ARB 的比例也低于其他几种常检测的 ARB. 造成四环素类 ARB 浓度较低的原因可能是细菌对四环素的固有耐药水平低^[5].

对比分析可知, 进水中 ARB 绝对浓度 ($2.10 \times 10^2 \sim 4.25 \times 10^2 \text{CFU} \cdot \text{mL}^{-1}$) 低于中国河北^[7]、中国无锡^[44]和罗马尼亚^[45]等国家/城市的工业废水处理厂进水中 ARB 的水平 ($10^5 \sim 10^7 \text{CFU} \cdot \text{mL}^{-1}$). 此外, 生物处理单元中 ARB 绝对浓度 ($1.25 \times 10^4 \sim 1.54 \times 10^5 \text{CFU} \cdot \text{mL}^{-1}$) 显著高于进水水平 2~3 个数量级, 但其相对浓度 (0.006~0.056) 反而较进水水平降低 0.49 lg~1.17 lg. 前者可能主要与污泥吸附的抗生素、金属离子等对 ARB 的选择促进作用有关; 后者则可能是因为污泥混合液中异养菌浓度高 (较进水高 3 个数量级). 再者, 废水处理厂出水中 ARB 绝对浓度 ($3.95 \times 10^2 \sim 9.00 \times 10^2 \text{CFU} \cdot \text{mL}^{-1}$) 高出进水水平 0.12 lg~0.63 lg, 说明石化废水处理厂会促进 ARB 的增殖与扩散. 实际上, Zhang 等^[46]的研究同样观察到美国密歇根州某工业废水处理显著增加了不动杆菌耐药性和多重耐药性. 然而, 石化废水处理厂中 ARB 的长期动态分布特征及其驱动因子仍有待进一步深入地探究.

2.1.2 石化废水处理厂中 ARB 的去除效果

总体而言, 石化废水处理厂对 ARB 去除量为 $-0.12 \text{lg} \sim -0.63 \text{lg}$. ARB 负去除现象推测与废水中有毒有机物^[7]和重金属^[18]对 ARB 形成的选择压作用有关. 对比废水处理各单元对 ARB 去除量发现 (表 1), ARB 去除效果与其类型密切相关. 例如, 经曝气处理后, 四环素和氨苄西林类 ARB 绝对浓度降低了 0.03 lg~0.22 lg, 而磺胺类 ARB 绝对浓度则有所增加 (0.03 lg~0.12 lg). 这与磺胺较四环素和氨苄西林相对较高的结构稳定特性一致^[47]. 此外, ARB 去除效果因处理单元类型不同而存在一定差异. 厌氧池、曝气池和沉淀池对 ARB 去除量分别为 0.04 lg~0.21 lg、 $-0.12 \text{lg} \sim 0.22 \text{lg}$ 和 $-0.41 \text{lg} \sim 0.18 \text{lg}$. 具体而言, 厌氧处理单元对四环素和氨苄西林类 ARB 均有一定去除效果可能是因为厌氧条件有利于抗生素分解^[48]和削减水平基因转移作用^[49]; 而沉淀过程使四环素类和氨苄西林类 ARB 绝对浓度增加 0.02 lg~0.41 lg, 其原因可能在于细菌 (包括 ARB) 的密度随污泥沉降逐渐增大^[48].

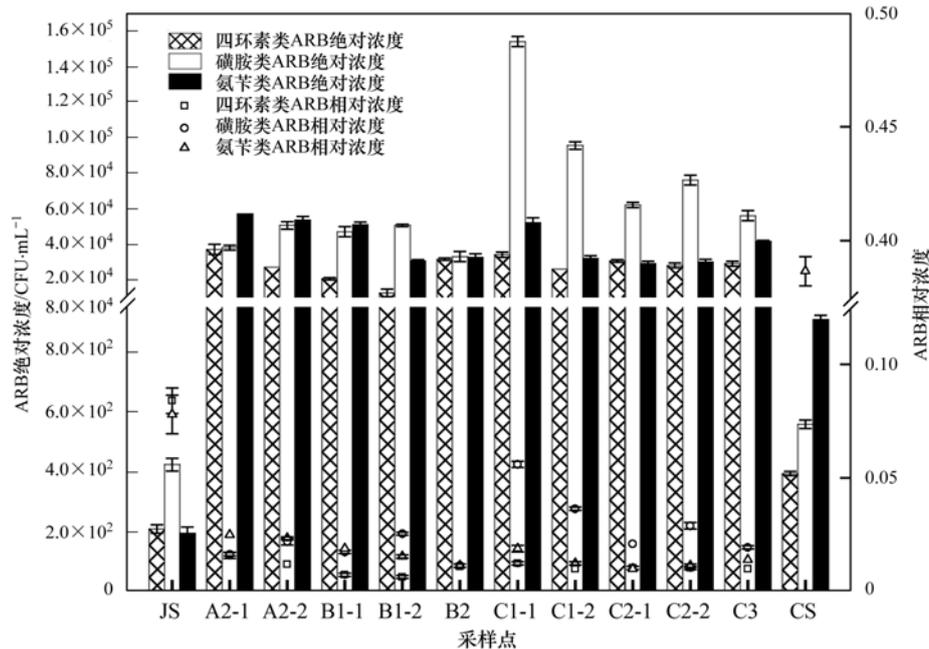


图2 石化废水处理厂中 ARB 的浓度

Fig. 2 Concentration of ARB in PWWTs

表1 不同废水处理单元对 ARB 和 ARGs 的平均去除量¹⁾

Table 1 Removal efficiency of ARB and ARGs by different wastewater treatment units

项目	O/O 工艺		HO/O 工艺				A/O 工艺			
	曝气池	沉淀池	一段曝气池	中沉池	二段接触氧化池	二沉池	厌氧池	好氧池	沉淀池	
ARB	四环素类	0.14	— ²⁾	0.21	-0.41	—	—	0.04	0.12	-0.02
	磺胺类	-0.12	—	-0.03	0.18	—	—	0.21	-0.09	0.13
	氨基苄西林类	0.03	—	0.22	0.03	—	—	0.21	-0.01	-0.14
aeARGs	<i>sulI</i>	0.37	—	-0.12	-0.63	—	—	0.51	-0.67	-0.42
	<i>sulII</i>	0.80	—	-0.35	-0.22	—	—	0.65	-0.52	—
	<i>tetX</i>	-0.16	—	-0.26	0.21	—	—	0.13	-0.29	-0.51
	<i>tetC</i>	0.05	—	-0.18	-0.21	—	—	0.26	-0.31	0.32
	<i>tetO</i>	0.08	—	0.08	-0.38	—	—	0.23	-0.53	0.22
	<i>tetM</i>	-1.13	—	-0.24	-0.24	—	—	-0.34	-0.97	0.60
iARGs	<i>sulI</i>	0.27	—	0.29	-1.02	—	—	—	-0.24	0.4
	<i>sulII</i>	0.28	—	0.18	-1.17	—	—	0.15	-0.89	1.21
	<i>tetX</i>	0.00	—	-0.28	-0.25	—	—	0.28	-0.54	0.07
	<i>tetC</i>	-0.94	—	-0.41	-0.80	—	—	0.04	-0.61	0.23
	<i>tetO</i>	0.17	—	0.17	-0.10	—	—	0.24	-1.05	0.51
	<i>tetM</i>	-0.38	—	-0.44	-0.14	—	—	0.21	-0.70	0.13
feARGs	<i>sulII</i>	1.12	-1.14	—	0.27	1.18	-1.28	—	1.11	-2.84
	<i>tetM</i>	-0.23	0.30	—	-0.18	0.53	-0.23	—	0.99	-0.68

1) 去除量以 \lg (去除前绝对浓度或丰度/去除后绝对浓度或丰度) 表示; 2) “—” 表示无相关数据

2.2 石化废水处理厂中 3 种不同形态 ARGs 的分布特征与去除效能

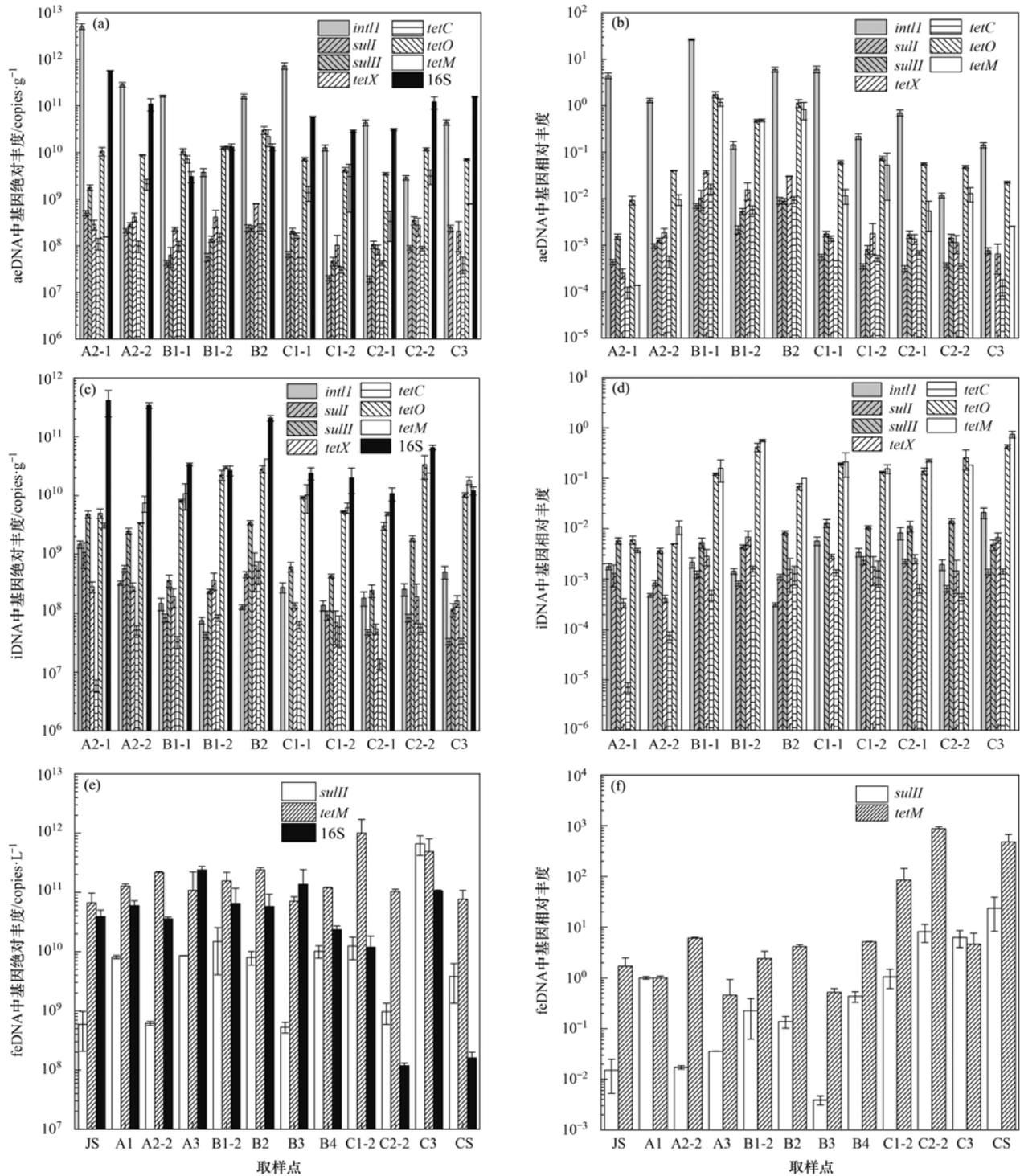
2.2.1 石化废水处理厂中 3 种不同形态 ARGs 的分布特征

石化废水处理厂中 3 种不同形态 ARGs 的分布情况如图 3 所示. 由图 3(a) ~ 3(d) 可以看出, 活性污泥中拥有丰富多样的 aeARGs 和 iARGs. 在绝对丰度层面上, aeARGs 和 iARGs 水平处于同一数量级 (分别为 $1.96 \times 10^7 \sim 3.02 \times 10^{10}$ copies \cdot g⁻¹ 和 $5.22 \times 10^7 \sim 4.15 \times 10^{10}$ copies \cdot g⁻¹), 表明 aeARGs 亦是活性污泥抗性库的重要组成之一^[20]. aeARGs 的绝

对丰度与中国北京^[50] ($7.31 \times 10^6 \sim 1.16 \times 10^{10}$ copies \cdot g⁻¹) 和中国上海^[51] ($6.21 \times 10^6 \sim 1.47 \times 10^{10}$ copies \cdot g⁻¹) 等城市市政污水处理厂的检测结果相近, 而 iARGs 绝对丰度较其则低 1 ~ 3 个数量级. 此外, aeARGs 和 iARGs 相对丰度分别为 $9.81 \times 10^{-5} \sim 1.74 \times 10^0$ 和 $7.21 \times 10^{-6} \sim 7.46 \times 10^{-1}$, 高于本课题组前期研究中市政污泥中 ARGs 水平 1 ~ 4 个数量级^[20]. 进一步分析发现, ARGs 丰度水平与其类型和形态有关. 一方面, 从 ARGs 类型看, 在 6 亚类 ARGs 中, *tetO* 和 *tetM* 绝对丰度最高 ($1.57 \times 10^8 \sim 4.15 \times 10^{10}$ copies \cdot g⁻¹). 另一方面, 配对样本 *t* 检

验证,同一类型胞内外 ARGs 的丰度存在显著差异. 例如,细胞内*sulIII* 绝对丰度显著高于其细胞外水平($P < 0.05$). 这一差异可能与遗传类型(染色体或质粒携带)^[22]、aeARGs 和 iARGs 的动态转换和降解有关^[20]. 再者,aeARGs 绝对丰度沿 HO/O 工艺流程递增,在 A/O 工艺中绝对丰度则呈先减

后增趋势;而 iARGs 绝对丰度和相对丰度的波动则无明显规律. 值得注意的是,aeDNA 和 iDNA 检出的 *intI1* 绝对丰度分别达到 $2.88 \times 10^9 \sim 5.11 \times 10^{12}$ copies·g⁻¹ 和 $7.56 \times 10^7 \sim 1.47 \times 10^9$ copies·g⁻¹. *intI1* 被视作人类抗生素污染和环境 ARGs 增殖的指示剂之一^[52]. 因此,活性污泥中



(a) aeARGs 的绝对丰度; (b) aeARGs 的相对丰度; (c) iARGs 的绝对丰度; (d) iARGs 的相对丰度; (e) feARGs 的绝对丰度; (f) feARGs 的相对丰度

图 3 石化废水处理厂中 3 种不同形态 ARGs 的丰度

Fig. 3 Abundance of three different forms of ARGs in PWWTps

intI1 可能会促进 aeARGs 和 iARGs 在环境中进一步传播与扩散。

由图 3(e) 和 3(f) 可知, 所有取样点中均检出 feARGs (绝对丰度为 $5.90 \times 10^8 \sim 1.01 \times 10^{12}$ copies·L⁻¹)。进水中 *sulII* 和 *tetM* 的绝对丰度分别为 5.90×10^8 copies·L⁻¹ 和 6.65×10^{10} copies·L⁻¹, 而相对丰度分别为 1.51×10^{-2} 和 1.70×10^1 。这与中国合肥某市政污水处理厂的 feARGs 检出水平 ($1.66 \times 10^8 \sim 2.08 \times 10^{11}$ copies·L⁻¹) 接近^[53], 但高于中国南京 (约 $10^7 \sim 10^8$ copies·L⁻¹) 某市政污水处理厂约 1~2 个数量级^[31]。此外, 生物处理单元 *sulII* 和 *tetM* 的绝对丰度和相对丰度均高于进水 1~3 个数量级, 表明生物处理单元会促进 feARGs 的产生。再者, 出水中 *sulII* 和 *tetM* 的绝对丰度分别为 3.79×10^9 copies·L⁻¹ 和 7.68×10^{10} copies·L⁻¹, 较进水分别增殖 0.81 lg 和 0.06 lg, 且高于 Yuan 等^[31] 的研究结果 1~2 个数量级 (*sulII*: 10^7 copies·L⁻¹, *tetM*: 10^9 copies·L⁻¹)。因此, 石化废水处理厂出水中 feARGs 介导受纳环境 ARGs 的传播扩散风险仍值得后续研究深入评估。

2.2.2 石化废水处理厂中 3 种不同形态 ARGs 的去除效果

由表 1 可以看出, 厌氧池、曝气池和沉淀池对 aeARGs 和 iARGs 总去除量分别为 -0.34 lg~0.65 lg、-1.13 lg~0.80 lg 和 -1.17 lg~1.21 lg。具体而言, 厌氧处理后 aeARGs (除 *tetM*) 绝对丰度下降 0.13 lg~0.65 lg, iARGs 绝对丰度则降低 0.04 lg~0.28 lg, 这与厌氧过程 ARB 去除量 (0.04 lg~0.21 lg) 一致。其次, 曝气池中 aeARGs 和 iARGs 的丰度变化与 ARGs 类型和形态密切相关。例如, 生物膜法预处理-曝气工艺 (O/O 工艺) 中曝气池使 *sulI* 和 *sulII* 绝对丰度下降了 0.27 lg~0.80 lg, 但 *tetX* 和 *tetM* 绝对丰度升高了 0.16 lg~1.13 lg。这可能与 ARGs 耐药机制 (*sulI* 和 *sulII*: 靶位迂回; *tetX*: 靶位修饰; *tetM*: 核糖体保护)^[54] 不同有关。在一段曝气-二段接触氧化工艺 (HO/O 工艺) 曝气池中, 胞内 *sulI* 和 *sulII* 绝对丰度分别降低 0.29 lg 和 0.18 lg, 而胞外 *sulI* 和 *sulII* 绝对丰度则升高了 0.12 lg 和 0.35 lg。再者, 不同工艺中沉淀池对 aeARGs 和 iARGs 的去除作用迥异 ($P < 0.05$)。例如, 厌氧-好氧工艺 (A/O 工艺) 沉淀池对胞内外 *tetC*、*tetO* 和 *tetM* 去除量为 0.13 lg~0.60 lg, 而 HO/O 工艺中沉池则使其增殖 0.10 lg~0.80 lg。鉴于部分 aeARGs 和 iARGs 发生增殖 (0.10 lg~1.17 lg), 若后续污泥处理不当, 将导致 ARGs 传播、扩散至自然生态环境。

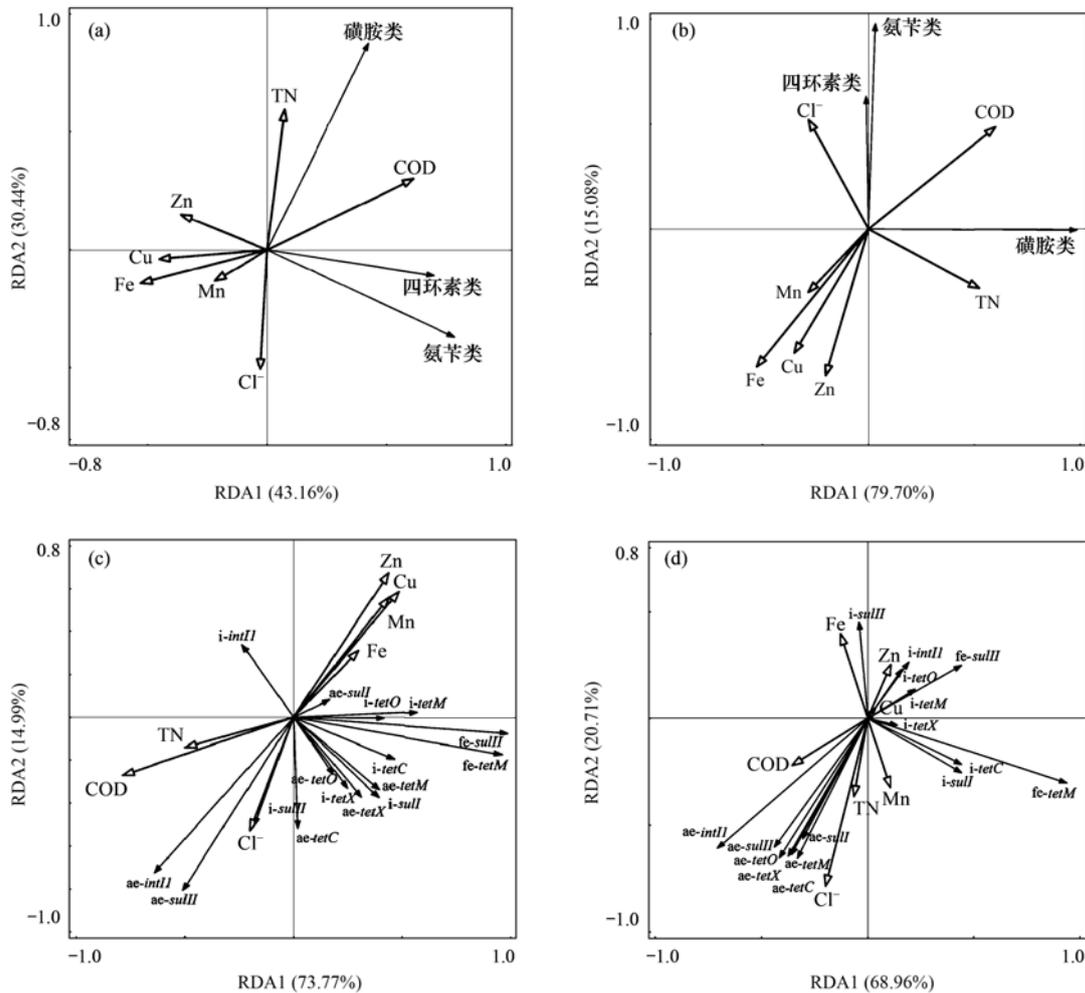
O/O、HO/O 和 A/O 3 条废水处理工艺对游离

态 *sulII* 的总去除量分别为 -0.02 lg、0.16 lg 和 -1.73 lg; 其对 *tetM* 的总去除量分别为 0.07 lg、0.11 lg 和 0.32 lg。其中, HO/O 工艺对 feARGs 去除量最高, 但仍低于大多数研究报道的结果 (0.39 lg~2.01 lg)^[24,26,31,55]。进一步探究不同污水处理单元中 *sulII* 和 *tetM* 丰度变化时发现, HO/O 工艺接触氧化池和 A/O 工艺曝气池可去除 0.53 lg~1.18 lg feARGs; 相反, 在沉淀池中, feARGs 绝对丰度最高上升了 2.84 lg, 说明沉淀池对 feARGs 具有一定富集作用。实际上, 张衍等^[55] 的研究表明, 沉淀工艺促使游离态胞外 *sulII* 在总 *sulII* 的占比从 0.05% 提高至 1.33%。其原因可能在于, 沉淀过程中污泥处于厌氧状态, 细胞裂解释放了一定丰度 feARGs (即部分 aeARGs 和 iARGs 转变为 feARGs)^[56]。

2.3 石化废水处理厂中 ARB 和 3 种不同形态 ARGs 分布的主要影响因子

采用冗余分析探究了环境因素对 ARB 浓度和不同形态 ARGs 丰度的影响, 结果如图 4 所示。环境因素能解释 ARB 绝对浓度 73.60% 及其相对浓度 94.78% 的变化特征。分析表明, 四环素和氨基西林类 ARB 绝对或相对浓度均与 COD 和 Cl⁻ 浓度正相关, 磺胺类 ARB 绝对或相对浓度则与 COD 和总氮浓度正相关。这说明, COD 是影响石化废水处理厂中 ARB 分布特征的重要因子之一。其原因可能在于高浓度有机物环境中细菌密度较高, 有利于 ARGs 的水平转移。Jin 等^[57] 的研究已证实 COD 可以显著提高细菌转化频率, 促进 ARB 的产生与增殖。因此, 高 COD、高盐和高氮石化废水可能会增加 ARB 扩散至环境的风险。

环境因素对 ARGs 绝对丰度和相对丰度变化的解释率分别为 88.76% 和 89.67%。无论是在绝对丰度抑或相对丰度水平, aeARGs (*intI1*、*sulII* 和 *tetC*) 与 COD 和总氮浓度显著正相关 ($P < 0.05$)。He 等^[51]、Zhuang 等^[58] 和 Sui 等^[59] 基于相关性分析发现, aeARGs 和 iARGs 丰度与 COD 呈正相关, 表明水中有机物会对 aeARGs 和 iARGs 产生一定影响。气相色谱-质谱联用仪检测结果显示, 进水中富含甲基异丁酮 (93.11%)、四氢呋喃 (3.75%) 和三氯甲烷 (2.89%) 等有机物, 但其对石化废水处理厂中 ARB 或不同形态 ARGs 的具体影响仍待探究。此外, Hao 等^[60] 的研究同样观察到 iARGs (磺胺类) 丰度与总氮浓度显著正相关, 表明不同形态 ARGs 丰度特征受水质情况 (COD 和氮浓度) 强烈影响。再者, iARGs 和 feARGs 均与重金属 (尤其是 Zn) 浓度显著正相关。这可能与重金属会刺激 ARGs 的水平基因转移有关^[18,19]。已有研究报道了沉积物^[61] 和尾矿库废



(a) ARB 绝对浓度与环境因子, (b) ARB 相对浓度与环境因子, (c) ARGs 绝对丰度与环境因子, (d) ARGs 相对丰度与环境因子; ae 表示 aeARGs, i 表示 iARGs, fe 表示 feARGs

图 4 ARB 和不同形态 ARGs 与环境因子的冗余分析

Fig. 4 Redundancy analysis of the relationship between ARB, different ARGs forms, and environmental factors

水^[62]等环境中 aeARGs 和 iARGs 与重金属的正相关性。然而,水质对不同形态 ARGs 影响研究仍多限于相关性分析,其具体影响(尤其是对水平基因转移作用的影响)有待验证。

3 结论

(1)石化废水处理厂中检出的四环素、磺胺和氨苄西林类 ARB 总体绝对浓度为 $8.45 \times 10^2 \sim 2.38 \times 10^5$ CFU·mL⁻¹。厌氧池、曝气池和沉淀池对 ARB 去除量分别为 0.04 lg~0.21 lg、-0.12 lg~0.22 lg 和 -0.41 lg~0.18 lg。出水中 ARB 绝对浓度为 $3.95 \times 10^2 \sim 9.00 \times 10^2$ CFU·mL⁻¹,表明石化废水处理会增加 ARB(特别是氨苄西林类 ARB)扩散至环境的风险。

(2)6 亚类 aeARGs 和 iARGs 在活性污泥中均可检出,其中 *tetO* 和 *tetM* 绝对丰度最高($1.57 \times 10^8 \sim 4.15 \times 10^{10}$ copies·g⁻¹); feARGs 的绝对丰度为

$5.90 \times 10^8 \sim 1.01 \times 10^{12}$ copies·L⁻¹。厌氧池、曝气池和沉淀池对 aeARGs 和 iARGs 去除量分别为 -0.34 lg~0.65 lg、-1.13 lg~0.80 lg 和 -1.17 lg~1.21 lg; 废水处理厂使 feARGs 增殖 0.06 lg~0.81 lg,表明石化废水处理厂可能会增加 ARGs 的潜在传播风险。

(3)冗余分析表明,四环素和氨苄西林类 ARB 与 COD 和 Cl⁻ 浓度正相关;磺胺类 ARB 与 COD 和总氮浓度正相关;aeARGs(*intII*、*sulIII* 和 *tetC*)与 COD 和总氮浓度显著正相关;iARGs 和 feARGs 均与重金属浓度显著正相关。

参考文献:

- [1] UNEP. Frontiers 2017 Emerging Issues of Environmental Concern [R]. Nairobi: United Nations Environment Programme, 2017.
- [2] Rizzo L, Manaia C, Merlin C, et al. Urban wastewater treatment plants as hotspots for antibiotic resistant bacteria and genes spread into the environment: a review [J]. Science of the Total Environment, 2013, 447: 345-360.
- [3] 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.
- [4] Lapara T M, Burch T R, McNamara P J, *et al.* Tertiary-treated municipal wastewater is a significant point source of antibiotic resistance genes into Duluth-superior harbor [J]. *Environmental Science & Technology*, 2011, **45**(22): 9543-9549.
- [5] 陆孙琴, 李轶, 黄晶晶, 等. 污水处理厂二级出水中总异养菌群对 6 种抗生素的耐受性研究 [J]. *环境科学*, 2011, **32**(11): 3419-3424.
- Lu S Q, Li Y, Huang J J, *et al.* Antibiotic resistance of bacteria to 6 antibiotics in secondary effluents of municipal wastewater treatment plants [J]. *Environmental Science*, 2011, **32**(11): 3419-3424.
- [6] Wang J L, Chu L B, Wojnárovits L, *et al.* Occurrence and fate of antibiotics, antibiotic resistant genes (ARGs) and antibiotic resistant bacteria (ARB) in municipal wastewater treatment plant; an overview [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, **744**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140997.
- [7] 花莉, 李璐, 杨春燕. 制革废水处理过程中磺胺类抗生素和抗性细菌的分布特征 [J]. *环境科学*, 2018, **39**(9): 4229-4235.
- Hua L, Li L, Yang C Y. Distribution characteristics of sulfonamides and sulfamethoxazole-resistant bacteria in tannery wastewater treatment processes [J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(9): 4229-4235.
- [8] Tahrani L, Soufi L, Mehri I, *et al.* Isolation and characterization of antibiotic-resistant bacteria from pharmaceutical industrial wastewaters [J]. *Microbial Pathogenesis*, 2015, **89**: 54-61.
- [9] Ben W W, Wang J, Cao R K, *et al.* Distribution of antibiotic resistance in the effluents of ten municipal wastewater treatment plants in China and the effect of treatment processes [J]. *Chemosphere*, 2017, **172**: 392-398.
- [10] Bengtsson-Palme J, Milakovic M, Švecová H, *et al.* Industrial wastewater treatment plant enriches antibiotic resistance genes and alters the structure of microbial communities [J]. *Water Research*, 2019, **162**: 437-445.
- [11] Ding H J, Qiao M, Zhong J Y, *et al.* Characterization of antibiotic resistance genes and bacterial community in selected municipal and industrial sewage treatment plants beside Poyang Lake [J]. *Water Research*, 2020, **174**, doi: 10.1016/j.watres.2020.115603.
- [12] Hu J T, Fu W Y, Ni F, *et al.* An integrated process for the advanced treatment of hypersaline petrochemical wastewater; a pilot study [J]. *Water Research*, 2020, **182**, doi: 10.1016/j.watres.2020.116019.
- [13] Wang J, Wang J, Zhao Z L, *et al.* PAHs accelerate the propagation of antibiotic resistance genes in coastal water microbial community [J]. *Environmental Pollution*, 2017, **231**: 1145-1152.
- [14] Shou W J, Kang F X, Huang S H, *et al.* Substituted aromatic-facilitated dissemination of mobile antibiotic resistance genes via an antihydrolysis mechanism across an extracellular polymeric substance permeable barrier [J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, **53**(2): 604-613.
- [15] Liu M T, Li Q L, Sun H H, *et al.* Impact of salinity on antibiotic resistance genes in wastewater treatment bioreactors [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, **338**: 557-563.
- [16] Guo N, Wang Y K, Tong T Z, *et al.* The fate of antibiotic resistance genes and their potential hosts during bio-electrochemical treatment of high-salinity pharmaceutical wastewater [J]. *Water Research*, 2018, **133**: 79-86.
- [17] Tan L, Wang F, Liang M M, *et al.* Antibiotic resistance genes attenuated with salt accumulation in saline soil [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, **374**: 35-42.
- [18] Poole K. At the nexus of antibiotics and metals; the impact of Cu and Zn on antibiotic activity and resistance [J]. *Trends in Microbiology*, 2017, **25**(10): 820-832.
- [19] Di Cesare A, Eckert E, Corno G. Co-selection of antibiotic and heavy metal resistance in freshwater bacteria [J]. *Journal of Limnology*, 2016, **75**(S2): 59-66.
- [20] Zhou S, Zhu Y J, Yan Y, *et al.* Deciphering extracellular antibiotic resistance genes (eARGs) in activated sludge by metagenome [J]. *Water Research*, 2019, **161**: 610-620.
- [21] Dominiak D M, Nielsen J L, Nielsen P H. Extracellular DNA is abundant and important for microcolony strength in mixed microbial biofilms [J]. *Environmental Microbiology*, 2011, **13**(3): 710-721.
- [22] Mao D Q, Luo Y, Mathieu J, *et al.* Persistence of extracellular DNA in river sediment facilitates antibiotic resistance gene propagation [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, **48**(1): 71-78.
- [23] Breazael 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.
- [24] Zhang Y, Li A L, Dai T J, *et al.* Cell-free DNA: a neglected source for antibiotic resistance genes spreading from WWTPs [J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, **52**(1): 248-257.
- [25] Wang S, Ma X X, Liu Y L, *et al.* Fate of antibiotics, antibiotic-resistant bacteria, and cell-free antibiotic-resistant genes in full-scale membrane bioreactor wastewater treatment plants [J]. *Bioresour. Technology*, 2020, **302**, doi: 10.1016/j.biortech.2020.122825.
- [26] Quach-Cú J, Herrera-Lynch B, Marciniak C, *et al.* The effect of primary, secondary, and tertiary wastewater treatment processes on antibiotic resistance gene (ARG) concentrations in solid and dissolved wastewater fractions [J]. *Water*, 2018, **10**(1), doi: 10.3390/w10010037.
- [27] Yoon Y, Chung H J, Di D Y W, *et al.* Inactivation efficiency of plasmid-encoded antibiotic resistance genes during water treatment with chlorine, UV, and UV/H₂O₂ [J]. *Water Research*, 2017, **123**: 783-793.
- [28] Slipko K, Reif D, Wögerbauer M, *et al.* Removal of extracellular free DNA and antibiotic resistance genes from water and wastewater by membranes ranging from microfiltration to reverse osmosis [J]. *Water Research*, 2019, **164**, doi: 10.1016/j.watres.2019.114916.
- [29] 刘亚兰, 李冰, 邱勇, 等. 无锡市污水处理厂抗生素抗性菌分布与去除特性研究 [J]. *环境科学学报*, 2017, **37**(6): 2114-2121.
- Liu Y L, Li B, Qiu Y, *et al.* Distribution and removal characteristics of antibiotic resistant bacteria in wastewater treatment plants at Wuxi [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2017, **37**(6): 2114-2121.
- [30] Guo C S, Wang K, Hou S, *et al.* H₂O₂ and/or TiO₂ photocatalysis under UV irradiation for the removal of antibiotic resistant bacteria and their antibiotic resistance genes [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, **323**: 710-718.
- [31] Yuan Q B, Huang Y M, Wu W B, *et al.* Redistribution of intracellular and extracellular free & adsorbed antibiotic resistance genes through a wastewater treatment plant by an enhanced extracellular DNA extraction method with magnetic beads [J]. *Environment International*, 2019, **131**, doi: 10.1016/j.envint.2019.104986.

- [32] Clinical and Laboratory Standards Institute. Performance standards for antimicrobial susceptibility testing [Z]. Wayne, Pennsylvania: Clinical and Laboratory Standards Institute, 2017.
- [33] Palmgren R, Nielsen P H. Accumulation of DNA in the exopolymeric matrix of activated sludge and bacterial cultures [J]. *Water Science & Technology*, 1996, **34**(5-6): 233-240.
- [34] Zhou J, Bruns M A, Tiedje J M. DNA recovery from soils of diverse composition [J]. *Applied Environmental Microbiology*, 1996, **62**(2): 316-322.
- [35] Corinaldesi C, Danovaro R, Dell'Anno A. Simultaneous recovery of extracellular and intracellular DNA suitable for molecular studies from marine sediments [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, **71**(1): 46-50.
- [36] 萨姆布鲁克 J, 拉塞尔 D W. 分子克隆实验指南上册 [M]. 黄培堂, 译. (第三版). 北京: 科学出版社, 2002.
- [37] 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.
- [38] Ng L K, Martin I, Alfa M, *et al.* Multiplex PCR for the detection of tetracycline resistant genes [J]. *Molecular and Cellular Probes*, 2001, **15**(4): 209-215.
- [39] Aminov R I, Garrigues-Jeanjean N, Mackie R I. Molecular ecology of tetracycline resistance: development and validation of primers for detection of tetracycline resistance genes encoding ribosomal protection proteins [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2001, **67**(1): 22-32.
- [40] 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.
- [41] Fierer N, Jackson J A, Vilgalys R, *et al.* Assessment of soil microbial community structure by use of taxon-specific quantitative PCR assays [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2005, **71**(7): 4117-4120.
- [42] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法 [M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [43] HJ 810-2016, 水质 挥发性有机物的测定 顶空/气相色谱-质谱法 [S].
- [44] 刘亚兰, 马岑鑫, 丁河舟, 等. 污水处理厂消毒技术对抗生素抗性菌的强化去除 [J]. *环境科学*, 2017, **38**(10): 4286-4292.
- [45] Liu Y L, Ma C X, Ding H Z, *et al.* Enhanced antibiotic resistant bacteria removal from wastewater treatment plant by different disinfection technologies [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(10): 4286-4292.
- [46] Lupan I, Carpa R, Oltean A, *et al.* Release of antibiotic resistant bacteria by a waste treatment plant from Romania [J]. *Microbes and Environments*, 2017, **32**(3): 219-225.
- [47] Zhang Y L, Marrs C F, Simon C, *et al.* Wastewater treatment contributes to selective increase of antibiotic resistance among *Acinetobacter* spp [J]. *Science of the Total Environment*, 2009, **407**(12): 3702-3706.
- [48] 徐维海, 张干, 邹世春, 等. 典型抗生素类药物在城市污水处理厂中的含量水平及其行为特征 [J]. *环境科学*, 2007, **28**(8): 1779-1783.
- [49] Xu W H, Zhang G, Zou S C, *et al.* Occurrence, distribution and fate of antibiotics in sewage treatment plants [J]. *Environmental Science*, 2007, **28**(8): 1779-1783.
- [50] Hiller C X, Hübner U, Fajnorova S, *et al.* Antibiotic microbial resistance (AMR) removal efficiencies by conventional and advanced wastewater treatment processes: a review [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **685**: 596-608.
- [51] Tong J, Tang A P, Wang H Y, *et al.* Microbial community evolution and fate of antibiotic resistance genes along six different full-scale municipal wastewater treatment processes [J]. *Bioresource Technology*, 2019, **272**: 489-500.
- [52] Dong P Y, Wang H, Wang T T, *et al.* Assessment of extracellular antibiotic resistance genes (eARGs) in typical environmental samples and the transforming ability of eARG [J]. *Environment International*, 2019, **125**: 90-96.
- [53] He P J, Zhou Y Z, Shao L M, *et al.* The discrepant mobility of antibiotic resistant genes: evidence from their spatial distribution in sewage sludge flocs [J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **697**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134176.
- [54] Tian Z, Zhang Y, Yu B, *et al.* Changes of resistome, mobilome and potential hosts of antibiotic resistance genes during the transformation of anaerobic digestion from mesophilic to thermophilic [J]. *Water Research*, 2016, **98**: 261-269.
- [55] Li N, Sheng G P, Lu Y Z, *et al.* Removal of antibiotic resistance genes from wastewater treatment plant effluent by coagulation [J]. *Water Research*, 2017, **111**: 204-212.
- [56] 姚鹏城, 陈嘉瑜, 张永明, 等. 废水处理系统中抗生素抗性基因分布特征 [J]. *环境科学*, 2019, **40**(11): 5024-5031.
- [57] Yao P C, Chen J Y, Zhang Y M, *et al.* Distribution characteristics of antibiotic resistance genes in wastewater treatment plants [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(11): 5024-5031.
- [58] 张衍, 陈昌军, 谢辉, 等. 两座污水处理系统中细胞态和游离态抗生素抗性基因的丰度特征 [J]. *环境科学*, 2017, **38**(9): 3823-3830.
- [59] Zhang Y, Chen L J, Xie H, *et al.* Abundance of cell-associated and cell-free antibiotic resistance genes in two wastewater treatment systems [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(9): 3823-3830.
- [60] Liu M M, Hata A, Katayama H, *et al.* Consecutive ultrafiltration and silica adsorption for recovery of extracellular antibiotic resistance genes from an urban river [J]. *Environmental Pollution*, 2020, **260**, doi: 10.1016/j.envpol.2020.114062.
- [61] Jin M, Liu L, Wang D N, *et al.* Chlorine disinfection promotes the exchange of antibiotic resistance genes across bacterial genera by natural transformation [J]. *The ISME Journal*, 2020, **14**(7): 1847-1856.
- [62] Zhuang Y, Ren H Q, Geng J J, *et al.* Inactivation of antibiotic resistance genes in municipal wastewater by chlorination, ultraviolet, and ozonation disinfection [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2015, **22**(9): 7037-7044.
- [63] Sui Q W, Chen Y L, Yu D W, *et al.* Fates of intracellular and extracellular antibiotic resistance genes and microbial community structures in typical swine wastewater treatment processes [J]. *Environment International*, 2019, **133**, doi: 10.1016/j.envint.2019.105183.
- [64] Hao H, Shi D Y, Yang D, *et al.* Profiling of intracellular and extracellular antibiotic resistance genes in tap water [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, **365**: 340-345.
- [65] Guo X P, Yang Y, Lu D P, *et al.* Biofilms as a sink for antibiotic resistance genes (ARGs) in the Yangtze Estuary [J]. *Water Research*, 2018, **129**: 277-286.
- [66] 黄福义, 朱永官, 苏建强. 尾矿库水体环境抗生素抗性基因分布特征 [J]. *环境科学*, 2021, **42**(2): 761-765.
- [67] Huang F Y, Zhu Y G, Su J Q. Diversity and abundance of antibiotic resistance genes in tailings ponds [J]. *Environmental Science*, 2021, **42**(2): 761-765.

CONTENTS

Transmission of Coronavirus via Aerosols and Influence of Environmental Conditions on Its Transmission	LI Xue, JIANG Jing-kun, WANG Dong-bin, <i>et al.</i> (3091)
Impacts of Meteorology and Emission Variations on PM _{2.5} Concentration Throughout the Country During the 2020 Epidemic Period	LU Shi-ze, SHI Xu-rong, XUE Wen-bo, <i>et al.</i> (3099)
Factors and Their Interaction Effects on the Distribution of PM _{2.5} in the Yangtze River Delta Based on Grids	HUANG Xiao-gang, ZHAO Jing-bo, XIN Wei-dong (3107)
Application of ARIMA Model for Mid- and Long-term Forecasting of Ozone Concentration	LI Ying-ruo, HAN Ting-ting, WANG Jun-xia, <i>et al.</i> (3118)
Pollution Characteristics and Sources of Wintertime Atmospheric Brown Carbon at a Background Site of the Yangtze River Delta Region in China	ZHAO Yu, WU Can, WANG Yi-qian, <i>et al.</i> (3127)
Spatio-temporal Variation Characteristics Monitored by Remotely Sensed Technique of PM _{2.5} Concentration and Its Influencing Factor Analysis in Sichuan Basin, China	LI Meng-zhen, ZHANG Ting-bin, YI Gui-hua, <i>et al.</i> (3136)
Construction of Continuous Dynamic Model for River Networks and Its Application in Simulation of Spatiotemporal Migration of Typical Biocides	XING Cheng, ZHANG Qian-qian, CAI Ya-ya, <i>et al.</i> (3147)
Response of Riverine Nitrogen Exports to Land Use Pattern and Hydrological Regime in the Jiulong River Watershed	HUANG Ya-ling, HUANG Jin-liang (3156)
Correlation Between Microplastics Pollution and Eutrophication in the Near Shore Waters of Dianchi Lake	YUAN Hai-ying, HOU Lei, LIANG Qi-bin, <i>et al.</i> (3166)
Analysis of Water Quality and Exchange Flux of Interstitial Water-Overlying Water in Sediments of Baiyangdian Entrance Area in Summer	ZHANG Tian-na, ZHOU Shi-lei, CHEN Zhao-ying, <i>et al.</i> (3176)
Distribution Characteristics and Pollution Evaluation of Nitrogen and Organic Matter in Overlying Water and Sediment of Guyun River and Jinshan Lake in Zhenjiang City	YUAN Lu-bin, XING Shu-yu, LIU Xin, <i>et al.</i> (3186)
Spatial Distribution Characteristics of Phosphorus Fractions and Release Risk in Sediments of Honghu International Importance Wetland	LIU Yong-jiu, HUANG Su-zhen, ZHANG Lu, <i>et al.</i> (3198)
Pollution Distribution and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in River Sediments from the Ancient Town of Suzhou	BAI Dong-rui, ZHANG Tao, BAO Jun-song, <i>et al.</i> (3206)
Spatio-temporal Distribution Characteristic and Risk Assessment of Heavy Metals in Soils Around Centralized Drinking Water Sources in Wuhan	ZHU Jing, HOU Yao-zong, ZOU Shu-cheng, <i>et al.</i> (3215)
Hydro-chemical Characteristics and Ion Origin Analysis of Surface Groundwater at the Shengjin Lake and Yangtze River Interface	CUI Yu-huan, WANG Jie, LIU You-cun, <i>et al.</i> (3223)
Identifying the Sources of Groundwater NO ₃ ⁻ -N in Agricultural Region of Qingdao	KOU Xin-yue, DING Jun-jun, LI Yu-zhong, <i>et al.</i> (3232)
Analysis of Phytoplankton Community Stability and Influencing Factors in a Tributary of the Three Gorges Reservoir	HE Shu-han, OUYANG Tian, ZHAO Lu, <i>et al.</i> (3242)
Distribution Characteristics and Influencing Factors of Phytoplankton Community in Harbin Urban River Network During Wet Season	LU Feng, LI Lei, QI Qing-song, <i>et al.</i> (3253)
Response of Microbial Community to Natural Organic Matter Input in Lake Sediments	JU Qi, ZHANG Qi, CAO Chi-cheng, <i>et al.</i> (3263)
Effects of Water Supply Quality and Social Activity on the Microbial Community in Baiyangdian Wetland	ZHAO Zhi-rui, WU Hui-qing, BI Yu-fang, <i>et al.</i> (3272)
Characteristics of Dissolved Organic Matter in Overlying Water During Algal Bloom Decay	LI Xiang, LI Zhi-chun, WANG Xuan, <i>et al.</i> (3281)
Water Pollution Characteristics and Source Apportionment in Rapid Urbanization Region of the Lower Yangtze River: Considering the Qinhuai River Catchment	MA Xiao-xue, GONG Chang, GUO Jia-xun, <i>et al.</i> (3291)
Contamination Characteristics of Surface Runoff in Densely Populated Areas in Downstream Yangtze River, China	GUO Wen-jing, ZHANG Zhi-yong, WEN Xue-zheng, <i>et al.</i> (3304)
Characteristics of Pollutant Dynamics Under Rainfall-Runoff Events in the Chaohe River Watershed	BAO Xin, JIANG Yan, HU Yu-cong (3316)
Influence of Impervious Surface Roughness on Accumulation and Erosion of Urban Non-Point Source Particles	SHAN Xi-huan, XIE Wen-xia, LIAO Yun-jie, <i>et al.</i> (3328)
Probabilistic Risk Assessment of Arsenic Exposure Through Drinking Water Intake in Chinese Residents	QIN Ning, LIU Yun-wei, HOU Rong, <i>et al.</i> (3338)
Removal Behavior of Protein-like Dissolved Organic Matter During Different Water Treatment Processes in Full-Scale Drinking Water Treatment Plants	LI Meng-ya, SONG Yu-ying, ZHANG Xiao-lan, <i>et al.</i> (3348)
Distribution of Heavy Metals and Their Corresponding Nanoparticles in Different Treatment Unit Processes in the Sewage Treatment Plant	WANG Du-jia, HE Shuai, ZHOU Xiao-xia (3358)
Metagenomic Analysis of Resistance Genes in Membrane Cleaning Sludge	DU Cai-li, LI Zhong-hong, LI Xiao-guang, <i>et al.</i> (3366)
Distribution and Removal of Antibiotic-Resistant Bacteria and Antibiotic Resistance Genes in Petrochemical Wastewater Treatment Plants	TANG Zhen-ping, XIAO Sha-sha, DUAN Yi, <i>et al.</i> (3375)
Treatment of Medium Ammonium Wastewater by Single-stage Partial Nitrification-ANAMMOX SMBBR	LÜ Kai, SHAO Xian-ming, WANG Kang-zhou, <i>et al.</i> (3385)
Two-Stage Denitrification Process Performance with Solid Slow-Release Carbon Source	TANG Yi, MA Yong-wen, WAN Jin-quan, <i>et al.</i> (3392)
Effect of Ozone Dosage on Sludge Settleability and Biological Nutrient Removal in SBR System	LÜ Yong-tao, ZHU Chuan-shou, ZHANG Xu-yang, <i>et al.</i> (3400)
First Extended Anaerobic Phase Enhanced Nitrogen and Phosphorus Removal by Aerobic Granular Sludge Under Intermittent Gradient Aeration	ZHANG Yu-jun, LI Dong, WANG Xin-xin, <i>et al.</i> (3405)
Effect of Rate of Salinity Increase on the Performance and Microbial Community Structure of Sequencing Batch Reactors	GU Bai-ming, JIN Chun-ji, WEN Chun, <i>et al.</i> (3413)
Effects of Cold Acclimation on the Activity of Autotrophic Nitrogen Removal in Granular Sludge and Its Bacterial Population Structure	QIAN Fei-yue, LIU Yu-xin, WANG Jian-fang, <i>et al.</i> (3422)
Stabilization of Heavy Metals in Municipal Sludge Using a Slag-Based Modifying Agent	ZHANG Fa-wen, DONG Ming-kun, CHEN Chen-hui, <i>et al.</i> (3430)
Role of Land Use Changes on Ammonia Emissions from Agricultural Ecosystems in the Yangtze River Delta Region from 2000 to 2018	WANG Wen-jin, WANG Qing, ZHU An-sheng, <i>et al.</i> (3442)
Effects of Wheat Straw Hydrochar and Its Modified Product on Rice Yield and Ammonia Volatilization from Paddy Fields	HAN Chen, HOU Peng-fu, XUE Li-hong, <i>et al.</i> (3451)
Effects of Water and Fertilization Management on CH ₄ and N ₂ O Emissions in Double-rice Paddy Fields in Tropical Regions	LI Jin-qiu, SHAO Xiao-hui, GOU Guang-lin, <i>et al.</i> (3458)
Community Characteristics of Methanogens and Methanogenic Pathways in Salt-tolerant Rice Soil	YANG Yu-hong, HE Hui, MI Tie-zhu, <i>et al.</i> (3472)
Effect of Ferric-carbon Micro-electrolysis on Greenhouse Gas Emissions from Constructed Wetlands	ZHAO Zhong-jing, HAO Qing-ju, TU Ting-ting, <i>et al.</i> (3482)
Screening and Evaluation of Methods for Determining Available Lead (Pb) and Cadmium (Cd) in Farmland Soil	CHEN Ying, LIU Han-yi, LIU Na, <i>et al.</i> (3494)
Spatial Distribution Trends and Influencing Factors of Typical Heavy Metals in Subtropical Alpine Forest Soils: A Case Study from Ailao Mountain in Yunnan Province	LIU Xu, WANG Xun, WANG Ding-yong (3507)
Environmental Background Values of Heavy Metals and Physicochemical Properties in Different Soils in Shenzhen	LIN Ting, ZHAO Shu-hua, XI Xiu-ping, <i>et al.</i> (3518)
Screening of Amendments for Simultaneous Cd and As Immobilization in Soil	ZHOU Si-jiang, LIU Zhen-yan, XIONG Shuang-lian, <i>et al.</i> (3527)
Simultaneous Immobilization of Arsenic, Lead, and Cadmium in Paddy Soils Using Two Iron-based Materials	YUAN Feng, TANG Xian-jin, WU Ji-zi, <i>et al.</i> (3535)
Pollution Characteristics of Organophosphate Esters in Frozen Soil on the Eastern Edge of Qinghai-Tibet Plateau	LIU Li-ya, YIN Hong-ling, JIAN Lin-jie, <i>et al.</i> (3549)
Analysis of Spatial Distribution and Influencing Factors of Nitrogen and Phosphorus Fertilizer Application Intensity in Chengdu Plain	LIU Qi-xin, WANG Chang-quan, LI Bing, <i>et al.</i> (3555)
Different Responses of Soil Dissolved Organic Matter to Different Types of Compost	XI Bei-dou, WANG Yan, TAN Wen-bing, <i>et al.</i> (3565)