

方知库  
Eco-Environmental  
Knowledge Web

# 环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV  
HUANJING KEXUE

环境DNA宏条形码监测湖泊真核浮游植物的精准性

张丽娟, 徐杉, 赵峥, 周小华, 冯庆, 杨江华, 李飞龙, 王志浩, 张效伟



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年2月

第42卷 第2期  
Vol.42 No.2

目次

2013~2017年中国PM<sub>2.5</sub>污染防治的健康效益评估 ..... 张梦娇, 苏方成, 徐起翔, 张瑞芹, 魏煜, 谢刘震(513)

区域气象条件和减排对空气质量改善的贡献评估 ..... 武文琪, 张凯山(523)

2016年1月京津冀地区大气污染特征与多尺度传输量化评估 ..... 姚森, 张晗宇, 王晓琦, 杨书申(534)

广州市2020年春节烟花爆竹燃放对空气质量的影响 ..... 裴成磊, 王宇骏, 毕燕茹, 廉秀峰, 周倩妮, 王在华, 马理, 李梅(546)

长三角地区一次区域污染过程中细颗粒物的来源解析及其光学特性 ..... 夏丽, 朱彬, 王红磊, 康汉青(556)

南京市不同天气过程下颗粒物中水溶性离子分布特征及其来源解析 ..... 张杨, 王红磊, 刘安康, 陈魁, 张艺馨, 刘思晗(564)

天津市冬季气溶胶吸湿因子的粒径分布特征 ..... 丁净, 张裕芬, 郑乃源, 张会涛, 余卓君, 李立伟, 元洁, 唐森, 冯银厂(574)

输送、滞留叠加海上回流的长时间沙尘天气影响判断及贡献分析 ..... 张哲, 乔利平, 周敏, 黄丹丹, 安静宇, 郭会琴, 王红丽, 黄成, 董赵鑫, 王书肖(584)

洛阳市秋冬季PM<sub>2.5</sub>中多环芳烃的污染特征、来源解析及健康风险评价 ..... 齐静文, 张瑞芹, 姜楠, 李利萍, 苗青青(595)

郑州市臭氧污染变化特征、气象影响及输送源分析 ..... 王旭东, 尹沙沙, 杨健, 袁明浩, 张瑞芹, 李亚松, 卢轩(604)

基于正交试验的臭氧及其前体物的非线性响应及控制方案 ..... 李光耀, 陈强, 郭文凯, 张瑞欣, 夏佳琦(616)

汽车工业区大气挥发性有机物(VOCs)变化特征及来源解析 ..... 叶露, 邵菁菁, 俞华明(624)

兰州市高分辨率人为源排放清单建立及在WRF-Chem中应用评估 ..... 郭文凯, 李光耀, 陈冰, 夏佳琦, 张瑞欣, 刘晓, 朱玉凡, 陈强(634)

2010~2017年四川省机动车污染物排放趋势分析 ..... 李媛, 石嘉诚, 陈军辉, 潘玉瑾, 周虹辉, 范武波, 叶宏, 钱骏, 刘政(643)

珠江三角洲海陆交互沉积物中镉生物有效性及生态风险评价 ..... 王芳婷, 包科, 陈植华, 黄长生, 张彩香, 赵信文, 刘学浩(653)

乌梁素海流域地表水中全氟化合物分布、来源及其生态风险 ..... 史锐, 毛若愚, 张梦, 吕永龙, 宋帅, 赵纪新(663)

乌梁素海冰盖中微塑料的分布特征及其与盐度、叶绿素a的响应关系 ..... 王志超, 杨建林, 杨帆, 杨文焕, 李卫平, 李兴(673)

张家口清水河拦沙坝对磷输移、滞留的影响 ..... 王维, 李叙勇(681)

三峡水库典型支流磷素赋存形态特征及其成因 ..... 杨凡, 王丽婧, 纪道斌, 李虹, 李莹杰, 李鑫, 许杨, 田盼, 吴雅婷(688)

巢湖沉积物氮磷分布及污染评价 ..... 王艳平, 徐伟伟, 韩超, 胡维平(699)

巢湖南淝河口底泥污染特征及疏浚决策 ..... 杨盼, 杨春晖, 马鑫雨, 尹洪斌(712)

氧化强化对氢氧化钙原位固磷效果的影响 ..... 徐楚天, 李大鹏, 岳薇, 吴宇涵, 孙培荣, 汤尧禹, 黄勇(723)

降雨径流事件对三峡水库香溪河库湾甲烷释放的影响 ..... 陈敏, 许浩霆, 王雪竹, 肖尚斌(732)

典型喀斯特河流气-水界面二氧化碳交换特性及其营养调控因素 ..... 刘睿, 张静, 陈祖胜, 倪茂飞, 刘文胜(740)

江苏省代表性水源地抗生素及抗性基因赋存现状 ..... 王龙飞, 程逸群, 胡晓东, 朱金鑫, 李轶(749)

尾矿库水体环境抗生素抗性基因的分布特征 ..... 黄福义, 朱永官, 苏建强(761)

涡河流域中部地区地下水化学特征及其成因分析 ..... 郑涛, 焦团理, 胡波, 龚建师, 侯香梦, 王赫生(766)

天津七里海湿地水化学组成及主要离子来源分析 ..... 何明霞, 张兵, 夏文雪, 崔旭, 王中良(776)

秸秆覆盖与氮减施对土壤氮分布及地下水氮污染影响 ..... 张万锋, 杨树青, 孙多强, 靳亚红, 姜帅, 刘鹏(786)

环境DNA宏条形码监测湖泊真核浮游植物的精准性 ..... 张丽娟, 徐杉, 赵峥, 周小华, 冯庆, 杨江华, 李飞龙, 王志浩, 张效伟(796)

浮游植物群落及粒径结构对光吸收特性的影响 ..... 黄新, 施坤, 张运林, 朱广伟, 周永强(808)

松花江干流2014~2019年夏季着生藻类群落结构特征及其对环境因子的响应 ..... 于宗良, 陈威, 赵然, 李中宇, 董英莉, 张蕊, 王业耀, 金小伟(819)

汛期前后老鹳河干流人类干扰下浮游细菌多样性及功能预测 ..... 韩雪梅, 龚子乐, 杨晓明, 李玉英, 陈兆进, 朱会会, 王凡梅(831)

两种典型PPCPs在潜流人工湿地中的季节性去除效果及降解产物 ..... 李超予, 杨怡潇, 张宁, 谢惠君, 胡振, 张建(842)

人工生态系统对城市河流中抗生素和ARGs的去除 ..... 周海东, 黄丽萍, 陈晓萌, 李丹妍, 李昕, 崔锦裕(850)

紫外氯胺组合消毒供水系统中病毒微生物的分布特征 ..... 韩雪, 孙坚伟, 张力, 王哲明, 白晓慧(860)

高炉水渣负载硫化纳米零价铁对水中土霉素的去除 ..... 孙秋楠, 张荣斌, 邓曼君, 李远, 王学江(867)

胺硫改性生物炭对水溶液中不同重金属离子的吸附特性及吸附稳定性 ..... 汪存石, 何敏霞, 周峰, 陈靓, 祝建中(874)

电凝聚臭氧氧化耦合工艺的有机物处理特性及去除机制解析 ..... 谢新月, 许建军, 张少华, 刘雨果, 金鑫, 金鹏康(883)

微米零价铁对剩余活性污泥和餐厨垃圾厌氧联合消化的加强效果及机制 ..... 陈圣杰, 姚福兵, 皮洲洁, 侯坤杰, 何丽, 李小明, 王东波, 杨麒(891)

河南省典型工业区周边农田土壤重金属分布特征及风险评价 ..... 孟晓飞, 郭俊梅, 杨俊兴, 杨军, 郑国砥, 乔鹏炜, 卞建林, 陈同斌(900)

南京市绿地土壤重金属分布特征及其污染评价 ..... 陈佳林, 李仁英, 谢晓金, 王红, 徐静, 邵京, 简静, 阿克居里·乌尔曼, 沈嘉, 央宗(909)

复合改良剂FZB对砷污染土壤的修复效果 ..... 丁萍, 贺玉龙, 何欢, 余江(917)

石灰配施有机物料修复酸性Cd污染稻田 ..... 李光辉, 成晴, 陈宏(925)

叶面喷施纳米MnO<sub>2</sub>对水稻富集镉的影响机制 ..... 周一敏, 黄雅媛, 刘晓月, 李冰玉, 刘羽翼, 李卓晴, 王薪琪, 雷鸣(932)

典型喀斯特地区土壤-作物系统镉的富集特征与污染评价 ..... 王锐, 邓海, 贾中民, 严明书, 周蛟, 董金秀, 王佳彬, 余飞(941)

辣椒果实高中低镉积型对镉的富集、转运特性及在亚细胞分布特点比较 ..... 邵晓庆, 贺章味, 徐卫红(952)

4种草本植物对镉的富集特征 ..... 陈迪, 李伯群, 杨永平, 和兆荣, 李雄(960)

不同施肥条件下紫色土旱坡地可溶性有机碳流失特征 ..... 熊子怡, 郑杰炳, 王丹, 王富华, 王莹燕, 王子芳, 高明(967)

降雨变化对荒漠草原植物群落多样性与土壤C:N:P生态化学计量特征的影响 ..... 高江平, 赵锐锋, 张丽华, 王军锋, 谢忠奎(977)

水分管理对水稻生长与根际激发效应的影响特征 ..... 林森, 肖谋良, 江家彬, 魏亮, 李科林, 刘守龙, 祝贞科, 葛体达, 吴金水(988)

铜胁迫对小麦根系微域微生物群落的影响 ..... 葛艺, 徐国民, 徐绍辉, 徐艳(996)

臭氧污染、氮沉降和干旱胁迫交互作用对杨树叶和细根非结构性碳水化合物化合物的影响 ..... 李品, 周慧敏, 冯兆忠(1004)

颗粒物有机源示踪物的筛选与应用综述 ..... 李源速, 吴爱华, 童梦雪, 栾胜基, 李鸷(1013)

《环境科学》征订启事(522) 《环境科学》征稿简则(722) 信息(748, 899, 924)

# 人工生态系统对城市河流中抗生素和 ARGs 的去除

周海东, 黄丽萍, 陈晓萌, 李丹妍, 李昕, 崔锦裕

(上海理工大学环境与建筑学院, 上海 200093)

**摘要:** 通过室内模拟河道系统,以阿奇霉素(AZM)、磺胺甲噁唑(SMZ)、环丙沙星(CIP)和四环素(TCY)这4种抗生素和抗性基因(ARGs):磺胺类(*sul1*和*sul2*)、四环素类(*tetX*和*tetM*)、喹诺酮类(*qnrS*和*qnrD*)、大环内酯类(*ermB*)和16S rDNA为目标物,研究2种挺水植物和铜绿微囊藻组合(菖蒲+灯芯草、藻+灯芯草、藻+菖蒲和藻+菖蒲+灯芯草)的人工生态系统不同介质(水相、泥相和植物)中抗生素的变化特性、对常规污染物(COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TP和TN)的去除效果以及在水相和泥相中ARGs的分布和去除效果.并通过物料衡算计算目标物的实际去除率,以及分析水相和泥相中ARGs丰度与环境因子之间的相关性.结果表明,所形成的人工生态系统对COD、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TP和TN去除率范围分别为60.2%~74.8%、63.4%~77.4%、64.0%~73.2%和46.8%~54.8%;对水相中抗生素有明显的去除效果,藻+菖蒲+灯芯草组合的人工生态系统对4种抗生素去除率最好;对泥相中抗生素去除率依次为TCY>CIP>AZM>SMZ,其中藻+菖蒲+灯芯草组合对TCY去除率达到53.5%;对抗生素的实际总去除率大小依次为藻+菖蒲+灯芯草>藻+灯芯草>藻+菖蒲>菖蒲+灯芯草.4类ARGs去除效果较明显,水相中的去除率要高于泥相;ARGs与常规污染物以及抗生素之间存在不同的相关性,其中水相中*tetX*与环境因子、泥相中AZM与之对应ARGs的相关性不显著,说明ARGs既可以在对应抗生素压力下选择,也可以在其他类型环境压力下选择,抗生素含量并不是直接影响ARGs的传播.本研究表明挺水植物和铜绿微囊藻组合的人工生态系统可作为净化水质和改善城市河流中抗生素环境风险的有效手段.

**关键词:**挺水植物;抗生素;抗生素抗性基因;铜绿微囊藻;冗余分析;城市河流

中图分类号:X522 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2021)02-0850-10 DOI:10.13227/j.hjkk.202007048

## Removal of Antibiotics and Antibiotic Resistance Genes from Urban Rivers Using Artificial Ecosystems

ZHOU Hai-dong, HUANG Li-ping, CHEN Xiao-meng, LI Dan-yan, LI Xin, CUI Jin-yu

(School of Environment and Architecture, University of Shanghai for Science and Technology, Shanghai 200093, China)

**Abstract:** Four antibiotics [azithromycin (AZM), sulfamethoxazole (SMZ), ciprofloxacin (CIP), and tetracycline (TCY)], and the antibiotic resistance genes (ARGs) [sulfonamides (*sul1* and *sul2*), tetracyclines (*tetX* and *tetM*), quinolones (*qnrS* and *qnrD*), macrolides (*ermB*), and 16S rDNA] were selected as target compounds. Artificial ecosystems were constructed with combinations of two emergent plants and *Microcystis aeruginosa* (*Acorus calamus* + *Cordyceps*, algae + *Cordyceps*, algae + *Acorus calamus*, and algae + *Acorus calamus* + *Cordyceps*) in an indoor-simulated river system. Throughout the artificial ecosystems, changes in antibiotic concentrations and other pollution indicators (i. e., COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, TP, and TN) were monitored in different media (the aqueous phase, sediment phase, and in plants), and the distribution and removal of ARGs in aqueous and sediment phases were explored. Removal of the target compounds was calculated based on mass balance, and the correlation between ARG abundance and environmental factors in the aqueous and sediment phases was analyzed. The results showed that the constructed artificial ecosystem achieved removal rates of COD, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, TP, and TN ranging from 60.2% to 74.8%, 63.4% to 77.4%, 64.0% to 73.2%, and 46.8% to 54.8%, respectively. The antibiotics in the aqueous phase were notably removed and the artificial ecosystem 'algae + *Acorus calamus* + *Cordyceps*' achieved the best removal efficiency for the four antibiotics. Removal rates of the antibiotics in the sediment phase were ranked in the order TCY > CIP > AZM > SMZ; the removal efficiency of TCY in the 'algae + *Acorus calamus* + *Cordyceps*' system reached up to 53.5%. The total removal rates of antibiotics obtained by the ecosystems were ranked in the following order: algae + *Acorus calamus* + *Cordyceps* > algae + *Cordyceps* > algae + *Acorus calamus* > *Acorus calamus* + *Cordyceps*. Removal of the four ARGs was very efficient and was higher in the aqueous phase than in the sediment phase. Correlations between the ARGs, the other pollution indicators, and the antibiotics were variable; *tetX* and environmental factors were correlated in the aqueous phase, while AZM and its corresponding ARGs were not significantly correlated in the sediment phase. The results showed that ARGs can be targeted under corresponding antibiotic pressure and other types of environmental pressure. In the study system, the concentrations of antibiotics did not directly affect the transmission of ARGs. Overall, this study shows that artificial ecosystems constructed with emergent plants and *Microcystis aeruginosa* can be effective at purifying water and reducing the environmental risks of antibiotics in urban rivers.

**Key words:** emergent plant; antibiotics; antibiotic resistance genes; *Microcystis aeruginosa*; redundancy analysis; urban rivers

抗生素是一类具有抗病原体且能影响其他细胞生长发育的天然、半合成或人工合成的化合物,水环境中抗生素主要来源于医疗、畜禽和水产养殖用药<sup>[1,2]</sup>.虽然其残留含量不高且半衰期短,但由于抗

收稿日期:2020-07-05;修订日期:2020-07-31

基金项目:上海市自然科学基金项目(18ZR1426100);上海理工大学科技发展项目(2018KJFZ117)

作者简介:周海东(1971~),男,博士,副教授,主要研究方向为水环境修复与污水资源化,E-mail:zhouhaidong@usst.edu.cn

生素的滥用,使得抗生素在水体中表现出“假持续”的现象,在不同物种、介质和区域中传播和迁移<sup>[3]</sup>,诱导环境中耐药菌及抗性基因( ARGs)的出现,对人体健康和整个水生生态系统构成长期的潜在威胁<sup>[4-6]</sup>,严重的有致癌、致畸和致突变作用,干扰人体各系统生理功能<sup>[7]</sup>还可能引起水体里的微生物等慢性中毒<sup>[8]</sup>.

目前,在全球各地地表水和地下水都有检测到不同含量的抗生素和 ARGs<sup>[9]</sup>.人工生态系统是一种由水生植物搭建的漂浮结构,利用水生植物及微生物净化水体的一种无污染、投资少和见效快的原位生态修复技术<sup>[10-13]</sup>.有研究表明藻类对抗生素的去除有一定的影响<sup>[12]</sup>.因此,水生植物和藻的组合对抗生素的去除需进一步探究,本文以阿奇霉素(AZM)、磺胺甲噁唑(SMZ)、环丙沙星(CIP)、四环素(TCY)和磺胺类 ARGs(*sul1* 和 *sul2*),四环素类 ARGs(*tetX* 和 *tetM*)、喹诺酮 ARGs(*qnrS* 和 *qnrD*)、大环内酯类 ARGs(*ermB*)以及 16S rDNA 为目标物,研究 2 种挺水植物和铜绿微囊藻组合(菖蒲+灯芯草、藻+灯芯草、藻+菖蒲和藻+菖蒲+灯芯草)的人工生态系统中抗生素含量(水相、泥相、水生植物)和 ARGs(水相、泥相)的变化特性,以期验证利用藻和水生植物组合的人工生态系统改善城市河流水质及降低抗生素和 ARGs 风险的可行性,也为后续深入研究城市地表水中抗生素环境风险提供理论依据及技术支持.

## 1 材料与方法

### 1.1 试剂与材料

4 种抗生素标准品、内标物磺胺甲噁唑-D<sub>4</sub> 标准品,均购自德国 Dr. Ehrenstorfer, Augsburg, 纯度高于 95.0%;所有目标抗生素 1 g·L<sup>-1</sup>和 10 mg·L<sup>-1</sup>的内标物的储备液均在甲醇中制备,储存于棕色玻璃瓶中,并在 -20℃ 的黑暗环境中保存.甲醇、丙酮、甲酸、二氯甲烷以及乙腈为 HPLC 级,酒石酸钾钠、过硫酸钾、抗坏血酸、钼酸铵、盐酸、氢氧化钠和硫酸均为分析纯;以上试剂、0.45 μm 玻璃纤维滤膜(GF/B)及 0.45 μm 和 0.22 μm 针式过滤滤头(聚醚砜材料)都购自国药集团.水生植物:灯芯草选取高 80 cm 健康挺拔的植株,菖蒲选取高 90 cm 完整健康的植株.铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)(购于中科院武汉水生生物研究所).

固相萃取柱选用 Poly-Sery HLB SPE Cartridge (ANPEL, 美国).超纯水由 EPED 的超纯水机制造.氮吹浓缩装置购自 Tianjin Autoscience Instrument Co. Ltd.;非接触式超声波细胞破碎仪(BILON-

R1200)购自上海比朗仪器有限公司;紫外可见分光光度计(723N)购自上海欣茂仪器有限公司;TN/TOC 测定仪(multiN/C3100)购自德国耶拿;哈希 COD 消解仪、测定仪(DRB200)购自中国珂淮仪器有限公司.抗生素检测采用超高效液相色谱-串联质谱联用仪(UHPLC-MS/MS, ThermoFisher, 美国).

### 1.2 实验方法

采用自主设计的大型循环流动水槽,模拟城市河流环境,水槽内放置 2 个多功能人工生态系统,固着挺水植物,覆盖率为 50%.实验中所用的河水与沉积物均取自上海市杨浦区的复兴岛河流.河水采集并运往实验室后静置 1~2 d,待沉积物完全沉淀后开始后续实验.同时,从铜绿微囊藻培养液中分别移取 100 mL 藻液,倒入 2 个藻类承载装置中.移取时注意做好消毒工作防止母液被污染.

本研究进行菖蒲+灯芯草、藻+灯芯草、藻+菖蒲和藻+菖蒲+灯芯草这 4 个实验组和空白组,共计 5 组实验.每组实验开始,将 4 种抗生素混合标准溶液均匀加入河流模拟装置中,使得药物初始浓度为 10 μg·L<sup>-1</sup>.装置内水温控制在(20±2)℃,每天光照时间为 08:00~18:00,每隔 12 h 用手机远程控制或实验室手动控制移动生态浮岛一次,使其到达未净化区域.实验周期为 15 d,在 0、0.5、1、2、5、10 和 15 d 的时间节点采集水相和泥相进行药物浓度的测定和常规水质指标的检测,每次取 100 mL.在第 5、10、15 d 时取植物相进行药物检测,沉积物每次取 10 mL,植物每次在 2 个生态浮岛上各取 1 株,在第 0 和第 15 d 采集水样和沉积相用于 ARGs 的检测.在每组实验结束后,将模拟装置中之前的实验用水和底泥排放干净并清洗模拟装置,然后再开始下一组的实验.通过检测分析目标抗生素在水相、泥相和植物中浓度变化,物料衡算整个人工生态系统对抗生素实际去除率以及目标 ARGs 在水相和泥相中的分布情况,从而得到 2 种挺水植物和 1 种藻混合组合的人工生态系统对城市河流中抗生素和 ARGs 降解特性.

### 1.3 样品的预处理及分析方法

#### 1.3.1 水相抗生素样品的预处理

取 100~200 mL 的水样,加入 1 mL 浓度为 1 g·L<sup>-1</sup> Na<sub>2</sub>EDTA 的样品,经 0.45 μm 玻璃纤维滤膜(GF/B)过滤以去除样品中粒径较大的颗粒物.取过滤液 100 mL,用 1 mol·L<sup>-1</sup>的 NaOH 调节 pH 至 7.0,使用固相萃取装置对目标物进行富集提取.固相萃取前,用 15 mL 甲醇和 15 mL 超纯水淋洗固相萃取柱,使其活化.萃取时流速为 2~3 mL·min<sup>-1</sup>.结束后用 15 mL 超纯水清洗固相萃取柱,抽干 30 min 后

用 2 mL 甲醇/二氯甲烷/丙酮(40:40:20)混合液洗脱 3 次,收集洗脱液.将洗脱液放置氮吹仪下吹至干燥,加入 1 mL 甲醇使目标物复溶,再加 10  $\mu\text{L}$  内标物 SMZ-D<sub>4</sub>,最后将目标物经 0.22  $\mu\text{m}$  的针式滤头过滤后放入进样瓶用于 UHPLC-MS/MS 分析.

### 1.3.2 泥相及植物相抗生素样品的预处理

泥相样品取自装置底泥表层.植物相样品处理前用超纯水洗净,用剪刀将茎叶和根部分离开,泥相及植物相样品置于烘箱(60~70 $^{\circ}\text{C}$ )内烘干,烘干后样品研磨过 100 目筛网.称取 20 mg 泥相和植物相样品于小型离心管,用 2 mL 甲醇平衡 12 h,平衡后进行超声溶剂萃取.离心管放入反应室超声 1 h 后加入超纯水定容至 100 mL,此后处理步骤与水相样品一致.

### 1.3.3 ARGs 的预处理

水相:取 200 mL 水样经 0.22  $\mu\text{m}$  的针式滤头过滤,将滤膜放入密封袋且置于低温中;泥相:取 10 mL 沉积物于离心管,置于 -40 $^{\circ}\text{C}$  冰箱内保存;再送至上海启因生物科技有限公司进行 ARGs 的 qPCR 检测. qPCR 反应条件为:95 $^{\circ}\text{C}$  时 30 s, 95 $^{\circ}\text{C}$  时 5 s, 60 $^{\circ}\text{C}$  时 30 s,重复上述 3 步, 40 个循环.在进行 qPCR 实验过程中,要求标准曲线  $R^2 > 0.980$ .将空白组、菖蒲+灯芯草、藻+灯芯草和藻+菖蒲和藻+菖蒲+灯芯草这 5 组实验分别记为 A、B、C、D 和 E,为了便于统计数据,将 5 组实验的 0 d 数据取平均

值,作为 5 组实验组的对照组数据.为降低分析测定过程中所产生的误差风险,进行 ARGs 数据分析之前,将其转换成  $\lg(\text{含量})$ .

### 1.3.4 藻液样品的预处理

铜绿微囊藻先在培养基中进行培养,使藻液达到目标浓度( $> 8 \times 10^7 \text{ cells} \cdot \text{mL}^{-1}$ ).藻种培养基采用 BG11 作为培养基,每天摇动两次,避免其沉淀、附壁生长.在每组实验节点,通过血球计数板计算藻细胞个数.

### 1.3.5 样品的分析检测方法

水样中 COD 使用哈希 COD 消解仪、测定仪检测,氨氮( $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ )和总磷(TP)采用中国国家标准法进行检测,总氮(TN)用 TN/TOC 测定仪来测定;抗生素采用 UHPLC-MS/MS 来分析检测,具体操作见参考文献[14];ARGs 的测量委托上海启因生物科技有限公司进行,通过 qPCR 检测测定.

## 2 结果与讨论

### 2.1 水体中常规污染物的浓度变化

植物与藻组合的人工生态系统水体中常规污染物浓度变化如图 1 所示,实验组中  $\rho(\text{TN})$ 、 $\rho(\text{TP})$ 、 $\rho(\text{COD})$  和  $\rho(\text{NH}_4^+ - \text{N})$  明显呈持续下降的趋势,4 种污染物 15 d 平均去除率为 50.2%、68.1%、66.8% 和 69.6%,空白组去除率仅有 12.5%、24.2%、35.2% 和 23.4%,实验组大大提升了对目标物的去

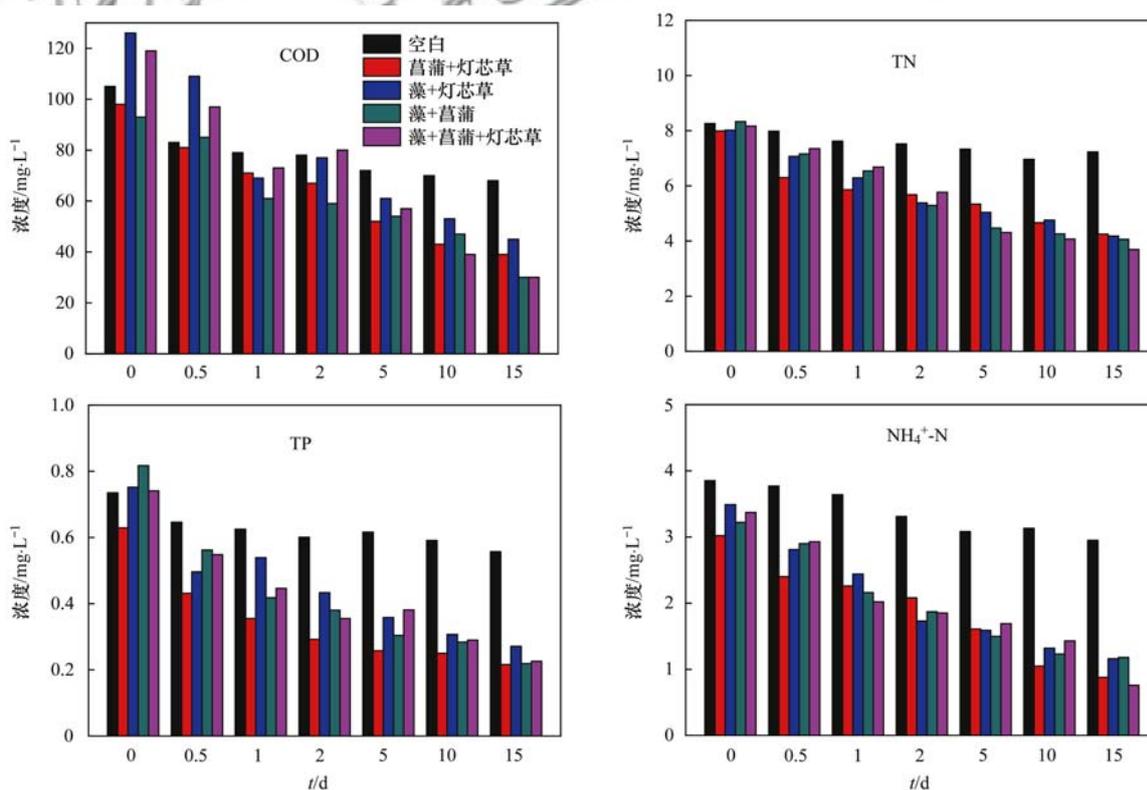


图 1 不同种植环境下 4 种常规污染物指标质量浓度变化

Fig. 1 Mass concentration changes of four conventional pollution indicators in different planting environments

除率, 实验组水生植物和藻的加入, 根系微生物不仅参与氨化、硝化、反硝化作用去除氮和 COD, 还能富集水中的磷, 从而达到除磷的目的. 植物根系泌氧量与常规污染物的去除效率密切相关, 泌氧量越高, 去除率越高, 有研究表明植物分泌物和根系微生物的相互作用对净化水质效果扮演着重要角色<sup>[15,16]</sup>, 同时藻以  $\text{CO}_2$  或  $\text{CO}_3^{2-}$  为碳源, 吸收水中的氮盐和磷盐, 转化藻细胞自身生长物质, 从而去除水中的氮磷等污染物<sup>[17]</sup>, 所以实验组能大幅度降低污染物浓度. 4 个实验组中对 4 种常规污染物平均去除率为藻 + 菖蒲 + 灯芯草 (69.1%) > 藻 + 菖蒲 (63.9%) > 菖蒲 + 灯芯草 (60.9%) > 藻 + 灯芯草 (60.7%). 藻 + 菖蒲 + 灯芯草组合效果最佳, 其中对  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  去除率最高达到 77.4%, 刘春常等<sup>[18]</sup> 的研究也表明, 多层次和多植物配置的植物床对污水处理效果更好.

## 2.2 抗生素在水相和泥相中的变化

表 1 所示的是在不同种植环境下水相中抗生素在 15 d 的含量变化. 空白组对 4 种抗生素有一定的

去除率, 其中对 AZM 的去除率达到 78.1%, 可能是抗生素自身能通过生物降解、光降解等作用降低抗生素含量; 另外作为大环内酯型抗生素, 其含有一 OH 和一 COOH 等亲水基, 在水中容易水解<sup>[19]</sup>. 实验组中对 AZM、SMZ、CIP 和 TCY 的去除率分别是 85.8% ~ 88.5%、68.9% ~ 76.2%、73.5% ~ 79.1% 和 68.7% ~ 77.9%, 主要是通过植物根系吸附. 吸收水体中抗生素, 并且根系分泌物也可以降解抗生素<sup>[20]</sup> 经过 15 d 的降解, 藻 + 菖蒲 + 灯芯草组合水中 AZM、SMZ、CIP 和 TCY 去除率分别提升 11.7%、19.3%、30.3% 和 39.1%. 有研究表明人工湿地系统中, 有植物种植的人工湿地对抗生素的去除能力显著高于无植物种植的人工湿地<sup>[21]</sup>. 由于 TCY 和 CIP 属于光敏物质, 容易发生光降解反应, 且 TCY 吸附能力强, 容易吸附到水生植物根系或沉积相中, 这导致水中 TCY 和 CIP 的去除率高于 AZM 和 SMZ. 4 个实验组对 4 种抗生素的平均去除率顺序依次: 藻 + 菖蒲 + 灯芯草 (81.0%) > 藻 + 菖蒲 (76.8%) > 藻 + 灯芯草 (76.0%) > 菖蒲 + 灯芯草 (75.2%).

表 1 抗生素在水相中的变化

Table 1 Changes in antibiotic concentrations in the aqueous phase

抗生素种类	种植环境	$\omega(\text{抗生素})/\%$						
		0 d	0.5 d	1 d	2 d	5 d	10 d	15 d
AZM	空白	100.0	34.5 ± 2.4	25.4 ± 1.7	19.7 ± 1.0	17.7 ± 1.3	23.4 ± 1.0	21.9 ± 1.5
	菖蒲 + 灯芯草	100.0	27.6 ± 1.9	22.4 ± 1.4	20.1 ± 1.1	18.5 ± 0.8	19.3 ± 0.9	12.2 ± 0.4
	藻 + 灯芯草	100.0	30.1 ± 2.2	25.9 ± 1.9	22.0 ± 0.9	18.4 ± 0.7	15.2 ± 1.0	12.8 ± 0.5
	藻 + 菖蒲	100.0	32.7 ± 2.0	28.5 ± 1.3	20.9 ± 1.0	15.5 ± 0.9	17.6 ± 0.7	14.2 ± 0.6
	藻 + 菖蒲 + 灯芯草	100.0	26.8 ± 0.9	21.1 ± 0.8	22.7 ± 0.6	18.5 ± 0.8	13.9 ± 0.4	11.5 ± 0.4
SMZ	空白	100.0	89.8 ± 3.1	82.3 ± 2.8	73.9 ± 2.0	59.3 ± 1.5	48.6 ± 1.0	38.6 ± 0.6
	菖蒲 + 灯芯草	100.0	106.6 ± 3.9	79.5 ± 3.1	45.4 ± 2.3	57.4 ± 1.7	40.9 ± 2.0	31.2 ± 1.3
	藻 + 灯芯草	100.0	94.5 ± 2.6	88.17 ± 3.1	55.2 ± 1.9	43.6 ± 1.3	30.6 ± 1.0	28.8 ± 1.7
	藻 + 菖蒲	100.0	97.9 ± 4.0	80.3 ± 3.1	62.9 ± 2.9	47.6 ± 3.2	32.2 ± 1.8	29.9 ± 1.4
	藻 + 菖蒲 + 灯芯草	100.0	103.2 ± 3.8	94.8 ± 2.9	52.3 ± 2.3	48.5 ± 1.8	37.8 ± 1.0	23.8 ± 0.8
DIP	空白	100.0	78.2 ± 1.7	48.8 ± 1.3	45.6 ± 1.0	43.2 ± 0.9	40.0 ± 0.8	43.2 ± 0.9
	菖蒲 + 灯芯草	100.0	65.5 ± 2.7	42.8 ± 2.4	30.55 ± 3.2	37.4 ± 1.4	31.5 ± 1.7	26.0 ± 1.0
	藻 + 灯芯草	100.0	55.4 ± 3.1	39.4 ± 2.1	32.3 ± 1.7	24.8 ± 0.9	25.44 ± 0.4	23.1 ± 0.8
	藻 + 菖蒲	100.0	59.8 ± 2.1	44.2 ± 2.9	36.9 ± 1.6	29.8 ± 1.6	27.1 ± 0.9	20.9 ± 0.9
	藻 + 菖蒲 + 灯芯草	100.0	68.8 ± 2.9	50.5 ± 2.2	42.1 ± 2.0	30.7 ± 1.8	28.2 ± 1.4	20.5 ± 0.6
TCY	空白	100.0	89.3 ± 4.0	66.7 ± 2.7	58.2 ± 2.1	44.0 ± 1.3	48.1 ± 1.0	52.6 ± 1.5
	菖蒲 + 灯芯草	100.0	68.5 ± 4.1	51.2 ± 3.9	46.3 ± 2.2	40.2 ± 2.2	38.5 ± 2.8	29.9 ± 1.2
	藻 + 灯芯草	100.0	61.0 ± 2.7	54.9 ± 1.8	48.3 ± 1.2	42.6 ± 1.6	34.4 ± 0.7	31.3 ± 0.4
	藻 + 菖蒲	100.0	68.8 ± 3.6	55.2 ± 3.0	42.3 ± 2.9	36.8 ± 1.0	39.1 ± 0.8	27.9 ± 0.3
	藻 + 菖蒲 + 灯芯草	100.0	77.5 ± 3.0	52.9 ± 2.1	41.4 ± 1.9	39.1 ± 1.5	30.1 ± 0.7	22.1 ± 0.6

表 2 所示的是抗生素在泥相中的含量变化. 泥相中 CIP 和 TCY 的含量较高, 这跟 CIP 性质稳定, 不易发生水解反应有关<sup>[22]</sup>; 由于 TCs 抗生素的分子结构及其特殊理化性质, 泥相对四环素的吸附能力较强. 有研究表明, 四环素与土壤中的金属离子易形成螯合物, 在水体沉积物中吸附累积, 因此这两种抗生素在泥相中含量一直较高<sup>[23]</sup>. 泥相中的

SMZ 和 AZM 含量较低, 这是因为 SMZ 和 AZM 有强烈的亲水性, 且在固态中的吸附性较弱. 如表 2 所示, 随着实验时间的推移, 在 5 d 或者 10 d 含量达到峰值, 之后含量随之降低, 这可能由于沉积相对水相中的抗生素的吸附作用达到饱和, 之后由于微生物降解抗生素<sup>[24]</sup>, 因此抗生素含量先增高后又降低. 空白组泥相对 4 种抗生素的平均去除

率(39.3%)高于实验组(28.5%~31.7%),可能由于无植物系统中抗生素吸收的光能更多,提升降解速率,表明光照对抗生素的去除有着重要的作用. 4个实验组对AZM、SMZ、CIP、TCY的平均去除率为25.1%、14.5%、35.8%和47.8%,TCY的平均去除效率最高,这可能由于四环素类抗生

素在泥相中暴露量大,吸附能力强、迁移能力弱,植物、微生物、光照等都会影响其在环境中的稳定性. 藻+菖蒲+灯芯藻组合对TCY的去除率达到53.5%,其次是藻+菖蒲组合(50.8%)和菖蒲+灯芯草组合(47.8%),去除率最低是藻+灯芯藻组合(38.9%).

表2 抗生素在泥相中的变化

Table 2 Changes in antibiotics in the sediment phase

抗生素种类	种植环境	$\rho(\text{抗生素})/\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$					
		0.5 d	1 d	2 d	5 d	10 d	15 d
AZM	空白	816 ± 47	1 056 ± 85	1 487 ± 94	1 132 ± 67	1 372 ± 88	1 068 ± 59
	菖蒲+灯芯草	523 ± 32	868 ± 107	1 085 ± 94	1 226 ± 68	1 084 ± 38	859 ± 42
	藻+灯芯草	669 ± 52	804 ± 37	1 066 ± 61	1 248 ± 35	977 ± 40	620 ± 39
	藻+菖蒲	688 ± 35	911 ± 30	1 089 ± 22	1 332 ± 46	914 ± 34	795 ± 40
	藻+菖蒲+灯芯草	771 ± 64	942 ± 56	1 264 ± 29	1 186 ± 55	833 ± 46	660 ± 38
SMZ	空白	511 ± 36	703 ± 30	969 ± 58	1 076 ± 75	877 ± 51	713 ± 60
	菖蒲+灯芯草	642 ± 72	711 ± 32	574 ± 51	501 ± 26	477 ± 35	430 ± 18
	藻+灯芯草	722 ± 28	901 ± 30	1 042 ± 37	694 ± 24	466 ± 16	397 ± 21
	藻+菖蒲	774 ± 34	1 062 ± 54	1 132 ± 28	881 ± 20	477 ± 14	347 ± 37
	藻+菖蒲+灯芯草	681 ± 47	968 ± 33	1 185 ± 40	979 ± 27	504 ± 22	519 ± 19
CIP	空白	883 ± 91	1 067 ± 117	1 433 ± 125	1 132 ± 167	1 372 ± 98	1 280 ± 175
	菖蒲+灯芯草	1 198 ± 239	1 727 ± 327	2 658 ± 280	3 432 ± 402	1 734 ± 397	959 ± 196
	藻+灯芯草	1 320 ± 165	1 994 ± 252	2 442 ± 296	3 128 ± 122	2 546 ± 301	1 186 ± 194
	藻+菖蒲	1 105 ± 130	1 576 ± 143	2 208 ± 208	2911 ± 173	1 771 ± 186	1 082 ± 119
	藻+菖蒲+灯芯草	1 130 ± 108	1 602 ± 95	2 004 ± 83	2 558 ± 119	1 644 ± 95	963 ± 81
TCY	空白	816 ± 147	1 056 ± 185	1 487 ± 94	1 132 ± 167	1 372 ± 88	1 540 ± 159
	菖蒲+灯芯草	1 277 ± 329	1 992 ± 410	2 373 ± 257	3 012 ± 299	2 268 ± 196	1 401 ± 267
	藻+灯芯草	1 546 ± 162	2 035 ± 135	2 755 ± 92	3 263 ± 107	2 520 ± 89	1 139 ± 124
	藻+菖蒲	1 439 ± 180	1 907 ± 121	2 692 ± 174	3 380 ± 96	2 837 ± 83	1 487 ± 98
	藻+菖蒲+灯芯草	1 031 ± 287	1 847 ± 163	2 105 ± 197	2 701 ± 87	1 884 ± 93	1 566 ± 152

### 2.3 挺水植物体内抗生素的变化情况

图2所示两种植物的水下部分和水上部分对4种抗生素的富集情况,可以看出,植物水下和水上都对SMZ有着较好的富集效果,这可能是因为SMZ亲水性不容易被泥相吸附,更多的游离在水环境中<sup>[25]</sup>从而被植物富集. Boxall等<sup>[26]</sup>发现植物对磺胺类抗生素有良好的富集作用;植物体内AZM含

量最低,由于其易于生物降解,大部分在水相中发生水解,导致植物体内含量相对较低,这与水相中AZM含量变化规律一致. 植物水下部分抗生素含量高,高出植物水上部分2倍多,因为大部分抗生素无法从根部迁移到植物的上部分. 有研究<sup>[27]</sup>指出,植物主要通过根茎直接吸收抗生素,其中根的吸附量最多,植物根系能输送氧气,促进有降解抗生素能力的

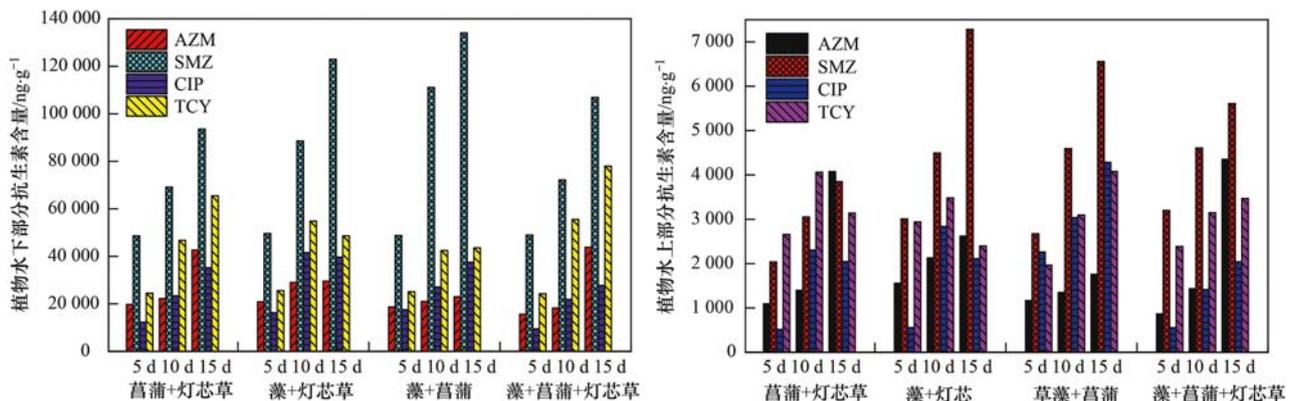


图2 挺水植物体内水上部分和水上部分抗生素含量的变化

Fig. 2 Changes in antibiotic concentrations in the above-water and submerged parts of emergent plants

微生物生长繁殖,从而间接增强微生物对抗生素的降解. 根部吸收后,在植物蒸腾拉力的带动下再进入茎和叶,最终在植物细胞酶或酶辅助因子的作用下被降解或破坏<sup>[28]</sup>,抗生素在植物体内得到一定的去除,所以植物水上部分抗生素含量较低. 藻+菖蒲和藻+灯芯草组合系统对 SMZ(7.9%~8.6%)和 CIP(2.6%)的去除效果较好;菖蒲+灯芯草和藻+菖蒲+灯芯草组合系统对 AZM(2.8%~2.9%)和 TCY(4.2%~5.0%)的富集效果较好,表明不同的植物对不同抗生素的富集能力是不一样的.

#### 2.4 抗生素的实际去除率

通过物料衡算可得 5 组实验的人工生态系统对抗生素的实际去除率,如图 3 所示. 实验组对 4 种抗生素的平均去除率为 43.1%,较空白组 25.7% 的去除率提升了 40.4%,表明植物和藻组合的人工生态系统能有效地促进抗生素的去除,其中藻+菖蒲+灯芯草组合的人工生态系统对 4 种抗生素去除率高于其他 3 个实验组. 整个实验组对 AZM、SMZ 的去除率高于 58.0%,表明大环内酯类、磺胺类抗生素易于水解或生物降解<sup>[21]</sup>. 实验组对 CIP 去除率较空白组提升 67.0%,由于喹诺酮类抗生素有两个六元环拼合的双环结构,易光解但难水解<sup>[29]</sup>;对 TCY 去除率相对较低,藻与水生植物组合(藻+灯芯草:43.6%、藻+菖蒲:41.2%)比单一植物组合(菖蒲+灯芯草:38.2%)的平均去除率高,表明铜绿微囊藻的加入与水生植物有着协同作用,促进整个生态系统对抗生素的去除效率<sup>[30]</sup>. 由于此前开展的单独藻细胞对抗生素的去除实验中,在藻细胞里未检测到抗生素,故不考虑铜绿微囊藻在人工生态系统中对 4 种抗生素的去除过程中的直接贡献,但藻类的加入明显提高对抗生素的去除效率,可能由于藻细胞吸收了抗生素后很快被代谢或降解而转化为其

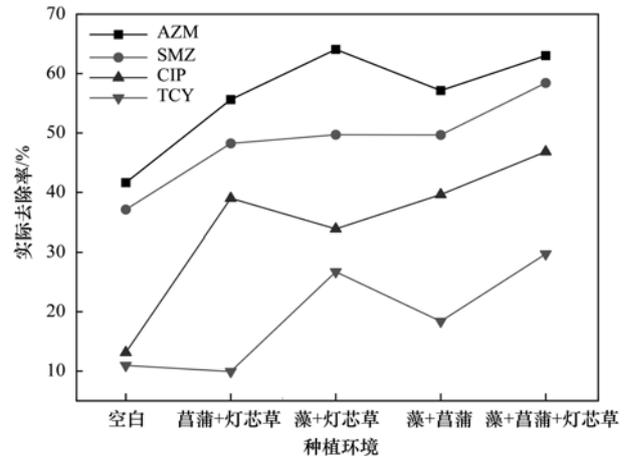


图 3 不同种植环境对 4 种抗生素的总去除率

Fig. 3 Total removal rates of four antibiotics in different planting environments

他物质.

#### 2.5 ARGs 在水相和泥相的分布情况

5 组实验下 8 种抗性基因在水相和泥相中的含量分布如图 4 所示,泥相中抗生素抗性基因的绝对丰度高于水相,这可能与沉积相对携带 ARGs 的微生物有着一定的吸附作用,从而导致抗性基因的丰度高于水相<sup>[31]</sup>;水相和泥相中的 16S rDNA 的绝对丰度远高于其他 ARGs,因为环境中的 16S rDNA 表达相对稳定,常用来表征环境中细菌的总数,故其含量相对较高<sup>[30]</sup>. 其他 7 种 ARGs 中,水相和泥相中 *sul1* 和 *sul2* 是优势基因. 对比 A(空白组),经过 4 组不同种植环境的处理, *sul1* 和 *sul2* 有着一定的去除效果, 15 d 以后 B 组和 E 组对 *sul1* 和 *sul2* 去除效率相对高于 C 和 D 实验组;其次是喹诺酮类 *qnrS*,绝对丰度仅次于 *sul2*, B 组含量相对 C 和 D 组较低, E 组 15 d 未检测到该基因,说明不同种植环境对 ARGs 的去除有着一定的差异. *tetX*、*tetM* 以及

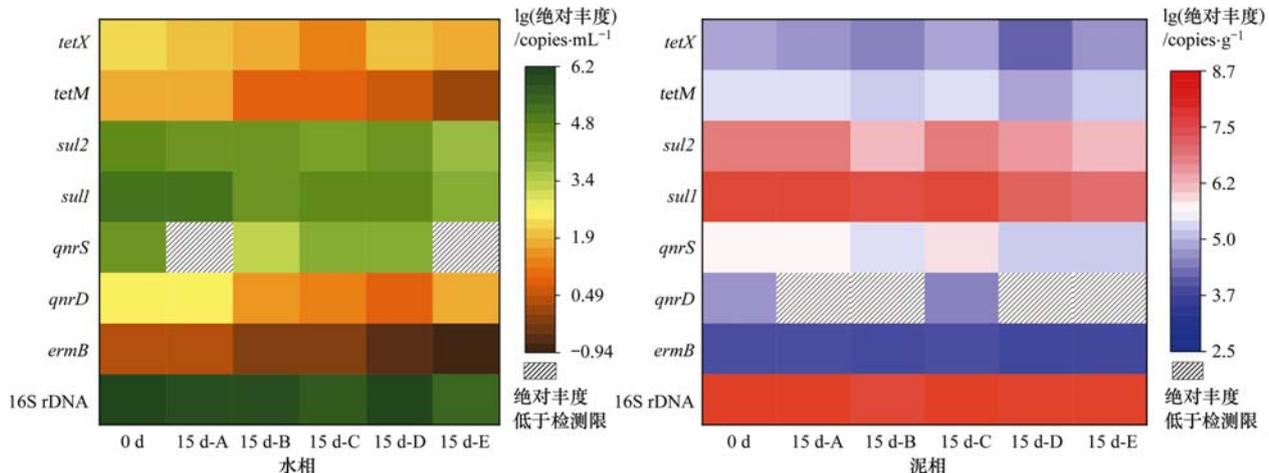


图 4 水相和泥相中抗性基因分布

Fig. 4 Distribution of antibiotic resistance genes in aqueous and sediment phases

*qnrD* 在水相含量相对低一些,在 15 d 的绝对丰度相比 0 d 均降低一个数量级,其中 E 组中 *tetM* 去除效果最好,*ermB* 在水相中丰度最低。

泥相中 *sul1* 和 *sul2* 绝对丰度最高,为优势基因,且均高于水相中的含量,其次是喹诺酮和四环素类 ARGs, *ermB* 丰度最低。相对于空白组,实验组对 3 种较高含量的 *sul1*、*sul2* 和 *qnrS* 有较好的去除效果, D 组对这 3 种 ARGs 的平均去除率最高,为 75.5%, E 组 66.0%, B 组 64.7%, C 组去除率为负值; 4 个实验组对 *tetX*、*tetM* 平均去除率为 52.6%, 对 *ermB* 平均去除率为 39.9%, *qnrD* 仅在 C 组检测到,泥相中 *qnrD* 含量较低。总体来看泥相中 ARGs 丰度相对水相增加 2~4 个数量级。

## 2.6 ARGs 在泥相和水相中的去除效果

图 5 所示的是对 ARGs 的去除效果,泥相中不同种植环境中 4 类 ARGs 的去除率有一定的规律性, B、D 和 E 组对 ARGs 的去除效率相对较高。由图 4 可知,泥相中 *sul1* 和 *sul2* 为优势基因, D 组对其去除率最高,均高于 61.0%, B 组 E 组对 *sul1* 和 *sul2* 的去除率均高于 41.0%, C 组对两者去除率不到 21.0%,甚至丰度增加,其原因可能是沉积相中低含量的抗生素、重金属等对抗性菌产生了选择压力,促进了抗性基因的传播<sup>[32]</sup>; 同时表明菖蒲存在的种植系统中,更有利于抗性基因的去除,藻的加入对去除效果起着促进作用。空白组对 *qnrD* 去除率达到了 100%,这可能是因为原河水中 *qnrD* 的含量较低,通过自然界中光照、温度影响、含氧量与微生物菌群的不同等作用,可以完全去除抗性基因。沉积相中 *tetX* 和 *tetM* 经过 5 种生态系统处理后,均有一定的降解, D 组处理后丰度降低了 2 个数量级。 B 组和 E 组的去除率超过 45.0%,有研究<sup>[33]</sup>表明 ARG 丰度与特定的微生物种群密切相关。泥相中 *ermB* 绝对

丰度最低( $1.53 \times 10^3 \text{ copies} \cdot \text{g}^{-1}$ ), D 组对其去除率最高,表明有菖蒲的生态系统对 ARGs 的去除率最好。 5 种生态环境泥相中 ARGs 去除率依次为 D > E > B > A > C,表明灯芯草易于将 ARGs 富集到沉积相,而菖蒲和藻能促进沉积相对微生物的吸附作用<sup>[30]</sup>,进而加速 ARGs 的去除。四类 ARGs 的平均去除率依次为喹诺酮类 ARGs(49.5%) > 四环素类 ARGs(48.9%) > 磺胺类 ARGs(45.7%) > 大环内酯类 ARGs(27.2%),对大环内酯类 ARGs 因去除率较低,有研究<sup>[33]</sup>表明温度可能是影响大环内酯类 ARGs 变化的重要因素。

5 种生态环境水相中 4 类 ARGs 的去除率规律性不明显,但相对空白组, 4 个实验组对 ARGs 去除率明显提升, *sul1* 和 *sul2* 平均提升了 69.3%, *tetX* 和 *tetM* 48.6%, *qnrD* 和 *qnrS* 17.4%, *ermB* 174.5%。 ARGs 的绝对丰度降了 1~2 个数量级,说明有水生植物和藻混合的生态系统,能够大幅度降低水中 ARGs 丰度,因为植物根系表面生物膜吸附携带 ARGs 的细菌,随着生物膜的脱落,水中 ARGs 含量随之降低。有研究<sup>[34]</sup>表明,植物的根系易形成生物膜,从而形成好氧/缺氧的微环境,厌氧环境有利于 ARGs 的去除。水相对 ARGs 的去除率远高于泥相,表明水生植物和藻的加入,是去除河流中 ARGs 的关键。 B、C、D 和 E 组对 ARGs 的平均去除率为 71.5%、72.1%、57.8% 和 86.0%, E 组去除率最高。菖蒲 + 灯芯草 + 藻组合形成更完整的生态系统,有更高的物种丰富度,这对 ARGs 的去除有一定的影响,先前的研究<sup>[32]</sup>表明, ARGs 在供体与受体细菌之间的结合效率也影响去除率。总体来说,水相的 ARGs 去除率高于泥相,这跟泥相中 ARGs 的含量高有关, 4 个实验组对 ARGs 的平均去除率顺序依次是: E (43.3%) > C (36.1%) > B (36.0%) > D

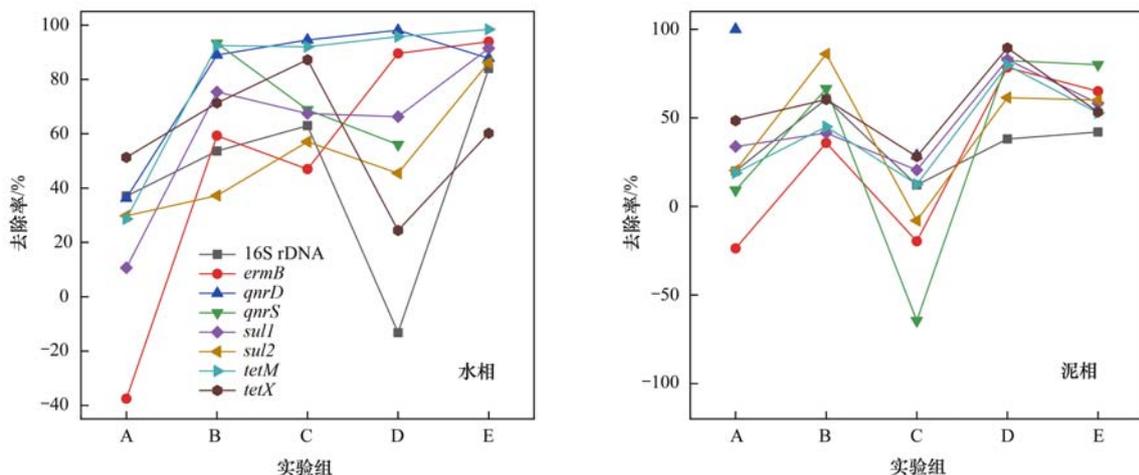


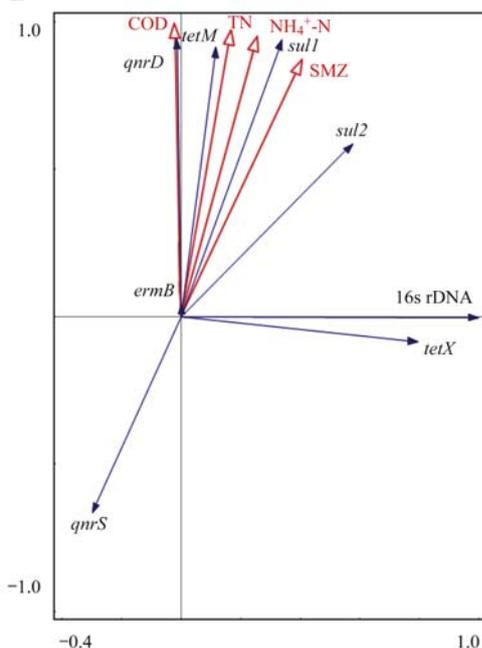
图 5 水相和泥相对抗性基因的去除率

Fig. 5 Removal rates of antibiotic resistance genes in the aqueous and sediment phases

(29.3%)。研究表明一些环境因素可能会影响 ARGs 的传播,比如常规污染物的含量、抗生素含量和微生物菌群等<sup>[35]</sup>。

### 2.7 ARGs 与环境因子的相关性分析

图 6 为水相中 ARGs 丰度与抗生素和常规污染物浓度的冗余分析(RDA),水相 RDA 图中,轴 1 解释率为 0.994 1,轴 2 解释率为 0.005 7,轴 3 解释率为 0.000 3,轴 4 解释率为 0,水相中常规污染物和抗生素及 *sul1*、*qnrD*、*tetM* 和 *ermB* 之间均为锐角,表明常规污染物、抗生素和 4 种 ARGs 彼此之间存在显著正相关性。有研究表明微生物群落结构会影响 ARGs 的丰度,氮磷等污染物是微生物生长繁殖必需的营养元素<sup>[36]</sup>,其含量的变化可能引起微生物群落的变化,从而影响 ARGs 丰度的变化,同时地表水的抗生素在 ARGs 的发生和扩散中起重要作用<sup>[37]</sup>。*qnrS* 与常规污染物和抗生素的夹角为钝角,说明 *qnrS* 与常规污染物和抗生素呈现负相关性;*tetX* 与 4 种常规污染物和 4 种抗生素显著性不强,夹角接近直角,可能是由于多种抗生素在环境中的叠加影响,使得这几种 ARGs 与抗生素之间相关性较弱,不易受到抗生素浓度的影响,并且在环境中的抗生素浓度较低,比较容易被去除<sup>[38]</sup>。*sul2* 与 SMZ 之间呈现显著正相关性,符合 ARGs 在其对应抗生素的压力下进行选择的特征。图 6 显示,常规污染物在水相中能够影响 ARGs 的传播,ARGs 不仅可以在其对应抗生素的压力下进行选择,还可以在其他类型的



红线表示环境变量,蓝线表示生物因子,下同

图 6 水相中 ARGs 丰度与抗生素和常规污染物的 RDA 分析

Fig. 6 RDA analysis of ARG abundance, antibiotics, and other pollution indicators in the aqueous phase

环境压力下进行选择,抗生素的浓度与相应的 ARGs 没有直接关系。

图 7 是泥相中 ARGs 丰度和抗生素含量的 RDA,泥相 RDA 图中,轴 1 解释率为 0.860 8,轴 2 解释率为 0.139 2,轴 3 解释率为 0,泥相中抗生素与 ARGs 之间呈现显著相关性,除 TCY 以外,其余抗生素与对应 ARGs 之间呈正相关性,TCY 与对应 *tetM* 和 *tetX* 有着显著负相关性。阮晓慧等<sup>[39]</sup>的研究表明,TC 并非是影响 TC-ARGs 基因丰度变化的决定性因素,其中 TC 含量与 *tetC* 和 *tetM* 基因丰度显著负相关。16S rDNA 与 7 种 ARGs 之间均存在显著正相关性;AZM 与对应 *ermB* 之间相关性不强,甚至没有相关性,与 Li 等<sup>[40]</sup>的研究结果一致,这是由于它们在固相介质中的良好水溶性和低吸附系数所致<sup>[41]</sup>。从图 7 可以看出,泥相中 ARGs 同样是不仅可以在其对应抗生素的压力下进行选择,也可以在其他类型的环境压力下进行选择。

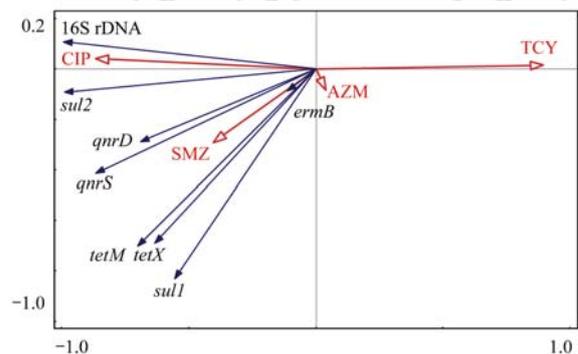


图 7 泥相中 ARGs 丰度与抗生素的 RDA 分析

Fig. 7 RDA analysis of ARGs abundance and antibiotics in the sediment phase

### 3 结论

(1)挺水植物和藻组合的人工生态系统中, $\rho(\text{COD})$ 、 $\rho(\text{NH}_4^+-\text{N})$ 、 $\rho(\text{TN})$ 以及 $\rho(\text{TP})$ 明显地下降,藻+菖蒲+灯芯草组合的人工生态系统对常规污染物的去除效果较好。

(2)挺水植物和藻组合的人工生态系统对水中抗生素有着较好的去除效果,藻+菖蒲+灯芯草组合去除效率最好,其中 AZM 的去除率最高;对泥相中抗生素的去除效果无明显改善,泥相中抗生素的去除效率依次  $\text{TCY} > \text{CIP} > \text{AZM} > \text{SMZ}$ 。

(3)不同植物对不同抗生素的富集效率不同,磺胺类抗生素易于富集在植物体内,植物的水下部分比水上部分对抗生素的富集效果好。

(4)植物和藻组合的人工生态系统能较好地提升抗生素实际去除率,依次为藻+菖蒲+灯芯草>藻+灯芯草>藻+菖蒲>菖蒲+灯芯草>空白。

(5)水相和泥相中磺胺类 ARGs 为优势基因,植物和藻组合的人工生态系统对磺胺类、四环素类以及喹诺酮类 ARGs 去除效果较好,对大环内酯类去除率较低,其中水相中藻 + 菖蒲 + 灯芯草组合效果最佳,泥相中藻 + 菖蒲组合效果最佳。

(6)水相中常规污染物和抗生素与 ARGs 存在显著相关性,但 *tetX* 与抗生素和常规污染物相关性不强;泥相中除 AZM 与对应 ARGs 无相关性以外,其余抗生素与对应 ARGs 都存在显著相关性,总的来说,ARGs 既可以在对应抗生素的压力下进行选择,还可以在其他类型的环境压力下进行选择,并且抗生素的含量不能直接影响 ARGs 的传播。

#### 参考文献:

- [ 1 ] 刘昔,王智,王学雷,等. 我国典型区域地表水环境中抗生素污染现状及其生态风险评价[J]. 环境科学, 2019, **40** (5): 2094-2100.  
Liu X, Wang Z, Wang X L, *et al.* Status of antibiotic contamination and ecological risks assessment of several typical Chinese surface-water environments[J]. Environmental Science, 2019, **40** (5): 2094-2100.
- [ 2 ] 张国栋,董文平,刘晓晖,等. 我国水环境中抗生素赋存、归趋及风险评估研究进展[J]. 环境化学, 2018, **37**(7): 1491-1500.  
Zhang G D, Dong W P, Liu X H, *et al.* Occurrence, fate and risk assessment of antibiotics in water environment of China[J]. Environmental Chemistry, 2018, **37**(7): 1491-1500.
- [ 3 ] 张海丰,史明明,孙艳梅,等. 磺胺甲噁唑污染土壤中微生物群落结构与抗生素抗性基因的分布特征[J]. 环境科学, 2019, **40**(10): 4678-4684.  
Zhang H F, Shi M M, Sun Y M, *et al.* Microbial Community Structure and the Distribution of Antibiotic Resistance Genes in Soil Contaminated by Sulfamethoxazole [J]. Environmental Science, 2019, **40**(10): 4678-4684.
- [ 4 ] Trombini C, Hampel M, Blasco J. Evaluation of acute effects of four pharmaceuticals and their mixtures on the copepod *Tisbe battagliai*[J]. Chemosphere, 2016, **155**: 319-328.
- [ 5 ] Nieto E, Hampel M, González-Ortegón E, *et al.* Influence of temperature on toxicity of single pharmaceuticals and mixtures, in the crustacean *A. desmarestii* [J]. Journal of Hazardous Materials, 2016, **313**: 159-169.
- [ 6 ] 王作铭,陈军,陈静,等. 地表水中抗生素复合残留对水生生物的毒性及其生态风险评价[J]. 生态毒理学报, 2018, **13**(4): 149-160.  
Wang Z M, Chen J, Chen J, *et al.* Toxicity to aquatic organisms and ecological risk assessment of anti-biotic compound residues in the surface water[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2018, **13** (4): 149-160.
- [ 7 ] 杨钊,李江,向福亮,等. 贵州某规模化养猪场废水中抗生素的污染特征及去除效果[J]. 环境科学, 2020, **41**(5): 2320-2328.  
Yang Z, Li J, Xiang F L, *et al.* Pollution characteristics and removal effects of antibiotics in wastewater from large-scale pig farms in Guizhou[J]. Environmental Science, 2020, **41** (5): 2320-2328.
- [ 8 ] 周海东,刘晓静,陈晓萌,等. 挺水植物对城市河流中典型污水印记药物的去除[J]. 环境科学研究, 2019, **32**(12): 2108-2116.  
Zhou H D, Liu X J, Chen X M, *et al.* Removal of typical wastewater-marking pharmaceuticals with emergent aquatic plants in urban rivers[J]. Research of Environmental Sciences, 2019, **32**(12): 2108-2116.
- [ 9 ] 崔晓波,曲文彦,高文秀. 水体抗生素污染现状及藻类生态风险评价[J]. 山西农业科学, 2017, **45**(12): 2056-2062.  
Cui X B, Qu W Y, Gao W X. Pollution status of antibiotic in water and ecological risk assessment of algae [J]. Journal of Shanxi Agricultural Sciences, 2017, **45**(12): 2056-2062.
- [ 10 ] 江华锋. 城市河道综合整治工程及生态修复设计策略[J]. 中国资源综合利用, 2019, **37**(8): 155-157.  
Jiang H F. Design strategy of urban river comprehensive regulation project and ecological restoration[J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2019, **37**(8): 155-157.
- [ 11 ] 吴芳,王晟. 富营养化湖泊原位生物治理技术研究进展[J]. 环境科学导刊, 2010, **29**(1): 49-52.  
Wu F, Wang S. Advance on in-site biologic remediation technology in eutrophic water [J]. Environmental Science Survey, 2010, **29**(1): 49-52.
- [ 12 ] 农琼媛,覃礼堂,莫凌云,等. 抗生素与三唑类杀菌剂混合物对羊角月牙藻的长期毒性相互作用研究[J]. 生态毒理学报, 2019, **14**(4): 140-149.  
Nong Q Y, Qin L T, Mo L Y, *et al.* The toxic interactions of long-term effects involving antibiotics and tri-azole fungicides on *selenastrum capricornutum*[J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2019, **14**(4): 140-149.
- [ 13 ] 周海东,王瑾雅丹,应天骢,等. 城市河流中 WWMPs 的迁移转化试验[J]. 环境科学研究, 2017, **30**(11): 1697-1705.  
Zhou H D, Wangjin Y D, Ying T Q, *et al.* Experimental studies on transfer and transformation of wastewater-marking pharmaceuticals in urban rivers[J]. Research of Environmental Sciences, 2017, **30**(11): 1697-1705.
- [ 14 ] Zhou H D, Liu X J, Chen X M, *et al.* Characteristics of removal of waste-water marking pharmaceuticals with typical hydrophytes in the urban rivers[J]. Science of the Total Environment, 2018, **636**: 1291-1302.
- [ 15 ] 常会庆,丁学峰,蔡景波. 水生植物分泌物对微生物影响的研究[J]. 水土保持研究, 2007, **14**(4): 57-60.  
Chang H Q, Ding X F, Cai J B. Effects of crude exudates of aquatic macrophytes on bacteria[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2007, **14**(4): 57-60.
- [ 16 ] 王玮,侯宁宁,杨钙仁,等. 不同水生植物的污染物净化功能及其泌氧量研究[J]. 西南农业学报, 2019, **32**(8): 1924-1931.  
Wang W, Hou N N, Yang G R, *et al.* Pollutant purification function and radial oxygen loss of different aquatic plants[J]. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2019, **32**(8): 1924-1931.
- [ 17 ] Susarla S, Medina V F, McCutcheon S C. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination [J]. Ecological Engineering, 2002, **18**(5): 647-658.
- [ 18 ] 刘春常,夏汉平,简曙光,等. 多层次多物种配置人工湿地处理生活污水研究[J]. 生态环境, 2006, **15**(2): 229-233.  
Liu C C, Xia H P, Jian S G, *et al.* Sewage treatment in constructed wetland of multiplayer plants configuration [J]. Ecology and Environment, 2006, **15**(2): 229-233.
- [ 19 ] Paul T, Miller P L, Strathmann T J. Visible-Light-Mediated TiO<sub>2</sub> photocatalysis of fluoroquinolone antibacterial agents [J]. Environmental Science & Technology, 2007, **41**(13): 4720-4727.
- [ 20 ] 周显勇,刘鸿雁,刘艳萍,等. 植物修复重金属和抗生素复合污染土壤微生物数量和酶活性的变化[J]. 农业环境科学学报, 2019, **38**(6): 1248-1255.

- Zhou X Y, Liu H Y, Liu Y P, *et al.* Changes in microbial populations and enzyme activity under phytoremediation in soil co-contaminated with heavy metals and antibiotics[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, **38**(6): 1248-1255.
- [21] 周品成, 刘希强, 康兴生, 等. 4 种水生植物对兽用抗生素去除效果比较[J]. *华南农业大学学报*, 2019, **40**(6): 67-73.
- Zhou P C, Liu X Q, Kang X S, *et al.* Removal effects of four aquatic plants on veterinary antibiotics [J]. *Journal of South China Agricultural University*, 2019, **40**(6): 67-73.
- [22] 赵涛, 丘锦荣, 蒋成爱, 等. 水环境中磺胺类抗生素的污染现状与处理技术研究进展[J]. *环境污染与防治*, 2017, **39**(10): 1147-1152.
- Zhao T, Qiu J R, Jiang C A, *et al.* Research progress in pollution status and treatment technologies of sulfonamides in aquatic environment[J]. *Environmental Pollution and Control*, 2017, **39**(10): 1147-1152.
- [23] 徐向月, 马文瑾, 安博宇, 等. 四环素类抗生素在环境中的风险评估研究进展[J]. *中国畜牧兽医*, 2020, **47**(3): 948-957.
- Xu X Y, Ma W J, An B Y, *et al.* Advances on risk assessment of tetracycline antibiotics in the environment[J]. *China Animal Husbandry & Veterinary Medicine*, 2020, **47**(3): 948-957.
- [24] 景瑞琪, 杨扬, 戴玉女, 等. 布洛芬和双氯芬酸在不同构型人工湿地中的去除行为研究[J]. *环境科学*, 2016, **37**(7): 2577-2585.
- Jing R Y, Yang Y, Dai Y N, *et al.* Removal behavior of ibuprofen and diclofenac in different constructed wetlands[J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(7): 2577-2585.
- [25] 黄福义, 李虎, 安新丽, 等. 城市生活污水和生活垃圾渗滤液抗生素抗性基因污染的比较研究[J]. *环境科学*, 2016, **37**(10): 3949-3954.
- Huang F Y, Li H, An X L, *et al.* Comparative investigation of antibiotic resistance genes between wastewater and landfill leachate[J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(10): 3949-3954.
- [26] Boxall A B A, Johnson P, Smith E J, *et al.* Uptake of veterinary medicines from soils into plants[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2006, **54**(6): 2288-2297.
- [27] 刘佳, 易乃康, 熊永娇, 等. 人工湿地构型对水产养殖废水含氮污染物和抗生素去除影响[J]. *环境科学*, 2016, **37**(9): 3430-3437.
- Liu J, Yi N K, Xiong Y J, *et al.* Effect of constructed wetland configuration on the removal of nitrogen pollutants and antibiotics in aquaculture wastewater[J]. *Environmental Science*, 2016, **37**(9): 3430-3437.
- [28] 赵英姿, 徐振, 颜冬云, 等. 大环内酯类抗生素在土壤中的迁移转化与毒性效应分析[J]. *土壤*, 2014, **46**(1): 23-28.
- Zhao Y Z, Xu Z, Yan D Y, *et al.* Analysis of migration, transformation and toxic effects of macrolides antibiotics in soils [J]. *Soils*, 2014, **46**(1): 23-28.
- [29] 张杏艳, 陈中华, 邓海明, 等. 水环境中四环素类抗生素降解及去除研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2016, **11**(6): 44-52.
- Zhang X Y, Chen Z H, Deng H M, *et al.* A review on degradation and elimination of tetracycline antibiotics in water environment[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2016, **11**(6): 44-52.
- [30] 杨钊, 李江, 张圣虎, 等. 贵阳市污水处理厂中典型抗生素的污染水平及生态风险[J]. *环境科学*, 2019, **40**(7): 3249-3256.
- Yang Z, Li J, Zhang S H, *et al.* Pollution level and ecological risk of typical antibiotics in Guiyang wastewater treatment plants [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(7): 3249-3256.
- [31] 张子扬, 刘舒巍, 张璐. 人工湿地去除畜禽养殖废水中磺胺类抗生素抗性基因研究[J]. *环境科学与管理*, 2016, **41**(5): 89-92.
- Zhang Z Y, Liu S W, Zhang L. Removal of sulfonamide resistance genes in livestock farms with constructed wetland[J]. *Environmental Science and Management*, 2016, **41**(5): 89-92.
- [32] 张汝凤, 宋渊, 高浩泽, 等. 北京蔬菜地土壤中抗生素抗性基因与可移动元件的分布特征[J]. *环境科学*, 2020, **41**(1): 385-393.
- Zhang R F, Song Y, Gao H Z, *et al.* Distribution characteristics of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements in Beijing vegetable base soils[J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(1): 385-393.
- [33] Lopes B C, Machado E C, Rodrigues H F, *et al.* Effect of alkaline treatment on pathogens, bacterial community and antibiotic resistance genes in different sewage sludges for potential agriculture use[J]. *Environmental Technology*, 2020, **41**(4): 529-538.
- [34] 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.
- [35] 彭晶, 王科, 谷月, 等. 牛粪堆肥系统环境因子对抗性基因的影响[J]. *环境科学*, 2019, **40**(3): 1439-1445.
- Peng J, Wang K, Gu Y, *et al.* Effects of environmental factors on tetracycline and macrolides resistance genes in cattle manure composting systems[J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(3): 1439-1445.
- [36] 沈怡雯, 黄智婷, 谢冰. 抗生素及其抗性基因在环境中的污染、降解和去除研究进展[J]. *应用与环境生物学报*, 2015, **21**(2): 181-187.
- Shen Y W, Huang Z T, Xie B. Advances in research of pollution, degradation and removal of antibiotics and antibiotic resistance genes in the environment [J]. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 2015, **21**(2): 181-187.
- [37] Christou A, Aguera A, Bayona J M, *et al.* The potential implications of reclaimed wastewater reuse for irrigation on the agricultural environment: the knowns and unknowns of the fate of antibiotics and antibiotic resistant bacteria and resistance genes - A review[J]. *Water Research*, 2017, **123**: 448-467.
- [38] Liang X M, Guan F L, Chen B W, *et al.* Spatial and seasonal variations of antibiotic resistance genes and antibiotics in the surface waters of Poyang Lake in China[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, **196**: 110543.
- [39] 阮晓慧, 钱雅洁, 薛罡, 等. 四环素抗生素对污泥中四环素抗性基因丰度和表达水平的作用影响[J]. *环境科学*, 2020, **41**(2): 823-830.
- Ruan X H, Qian Y J, Xue G, *et al.* Effect of tetracycline antibiotic on abundance and transcriptional expression level of tetracycline resistance genes in activated sludge [J]. *Environmental Science*, 2020, **41**(2): 823-830.
- [40] Li S, Zhang R J, Hu J R, *et al.* Occurrence and removal of antibiotics and antibiotic resistance genes in natural and constructed riverine wetlands in Beijing, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, **664**: 546-553.
- [41] 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.

## CONTENTS

Health Impact Attributable to the Control of PM <sub>2.5</sub> Pollution in China During 2013-2017 .....	ZHANG Meng-jiao, SU Fang-cheng, XU Qi-xiang, <i>et al.</i> ( 513 )
Contributions of Emissions Reduction and Regional Meteorological Conditions to Air Quality Improvement .....	WU Wen-qi, ZHANG Kai-shan ( 523 )
Air Pollution Characteristics and Quantitative Evaluation of Multi-scale Transport in the Beijing-Tianjin-Hebei Region in January, 2016 .....	YAO Sen, ZHANG Han-yu, WANG Xiao-qi, <i>et al.</i> ( 534 )
Influence of Burning Fireworks on the Atmosphere During the Spring Festival in Guangzhou in 2020 .....	PEI Cheng-lei, WANG Yu-jun, BI Yan-ru, <i>et al.</i> ( 546 )
Source Apportionment and Optical Properties of Fine Particles Associated with Regional Pollution in the Yangtze River Delta .....	XIA Li, ZHU Bin, WANG Hong-lei, <i>et al.</i> ( 556 )
Distribution Characteristics and Source Analysis of Water-soluble Ions in Particulate Matter Under Different Weather Processes in Nanjing .....	ZHANG Yang, WANG Hong-lei, LIU An-kang, <i>et al.</i> ( 564 )
Size Distribution of Aerosol Hygroscopic Growth Factors in Winter in Tianjin .....	DING Jing, ZHANG Yu-fen, ZHENG Nai-yuan, <i>et al.</i> ( 574 )
Time-Determination and Contribution Analysis of Transport, Retention, and Offshore Backflow to Long-Term Sand-Dust Coupling .....	ZHANG Zhe, QIAO Li-ping, ZHOU Min, <i>et al.</i> ( 584 )
Characterization, Sources, and Health Risks of PM <sub>2.5</sub> -bound PAHs During Autumn and Winter in Luoyang City .....	QI Jing-wen, ZHANG Rui-qin, JIANG Nan, <i>et al.</i> ( 595 )
Characteristics, Meteorological Influences, and Transport Source of Ozone Pollution in Zhengzhou City .....	WANG Xu-dong, YIN Sha-sha, WANG Jian, <i>et al.</i> ( 604 )
Nonlinear Response Characteristics and Control Scheme for Ozone and Its Precursors Based on Orthogonal Experimental Methods .....	LI Guang-yao, CHEN Qiang, GUO Wen-kai, <i>et al.</i> ( 616 )
Characteristics and Source Apportionment of Volatile Organic Compounds (VOCs) in the Automobile Industrial Park of Shanghai .....	YE Lu, TAI Qing-qing, YU Hua-ming ( 624 )
Establishment of a High-resolution Anthropogenic Emission Inventory and Its Evaluation Using the WRF-Chem Model for Lanzhou .....	GUO Wen-kai, LI Guang-yao, CHEN Bing, <i>et al.</i> ( 634 )
Trends in Vehicle Emissions in Sichuan Province, 2010-2017 .....	LI Yuan, SHI Jia-cheng, CHEN Jun-hui, <i>et al.</i> ( 643 )
Bioavailability and Ecological Risk Assessment of Cadmium in the Sea-Land Interaction Sediments of the Pearl River Delta .....	WANG Fang-ting, BAO Ke, CHEN Zhi-hua, <i>et al.</i> ( 653 )
Distribution, Sources, and Ecological Risks of Polyfluoroalkyl Substances in the Surface Water of the Wuliangshui Watershed .....	SHI Rui, MAO Ruo-yu, ZHANG Meng, <i>et al.</i> ( 663 )
Distribution Characteristics of Microplastics in Ice Sheets and Its Response to Salinity and Chlorophyll a in the Lake Wuliangshui .....	WANG Zhi-chao, YANG Jian-lin, YANG Fan, <i>et al.</i> ( 673 )
Effect of Check Dam on Phosphorus Transport and Retention in the Qingshui River, in Zhangjiakou City .....	WANG Wei, LI Xu-yong ( 681 )
Characteristics of Phosphorus Speciation and Genesis in Typical Tributaries of the Three Gorges Reservoir .....	YANG Fan, WANG Li-jing, JI Dao-bin, <i>et al.</i> ( 688 )
Distribution of Nitrogen and Phosphorus in Lake Chaohu Sediments and Pollution Evaluation .....	WANG Yan-ping, XU Wei-wei, HAN Chao, <i>et al.</i> ( 699 )
Sediment Pollution Characteristics and Dredging in the Nanfei River Estuary, Chaohu Lake .....	YANG Pan, YANG Chun-hui, MA Xin-yu, <i>et al.</i> ( 712 )
Effect of Oxidation Strengthening on In-situ Phosphorus Immobilization of Calcium Hydroxide .....	XU Chu-tian, LI Da-peng, YUE Wei, <i>et al.</i> ( 723 )
Impact of Rainfall-Runoff Events on Methane Emission from Xiangxi Bay of the Three Gorges Reservoir .....	CHEN Min, XU Hao-ting, WANG Xue-zhu, <i>et al.</i> ( 732 )
Water-air Carbon Dioxide Exchange and Nutritional Controls in a Typical Karst River .....	LIU Rui, ZHANG Jin, CHEN Zu-sheng, <i>et al.</i> ( 740 )
Occurrence of Antibiotics and Antibiotic Resistance Genes in Representative Drinking Water Resources in Jiangsu Province .....	WANG Long-fei, CHENG Yi-qun, HU Xiao-dong, <i>et al.</i> ( 749 )
Diversity and Abundance of Antibiotic Resistance Genes in Tailings Ponds .....	HUANG Fu-yi, ZHU Yong-guan, SU Jian-qiang ( 761 )
Hydrochemical Characteristics and Origin of Groundwater in the Central Guohe River Basin .....	ZHENG Tao, JIAO Tuan-li, HU Bo, <i>et al.</i> ( 766 )
Hydrochemical Characteristics and Analysis of the Qilihai Wetland, Tianjin .....	HE Ming-xia, ZHANG Bing, XIA Wen-xue, <i>et al.</i> ( 776 )
Effects of Straw Mulching and Nitrogen Reduction on the Distribution of Soil Nitrogen and Groundwater Nitrogen Pollution .....	ZHANG Wan-feng, YANG Shu-qing, SUN Duo-qiang, <i>et al.</i> ( 786 )
Precision of eDNA Metabarcoding Technology for Biodiversity Monitoring of Eukaryotic Phytoplankton in Lakes .....	ZHANG Li-juan, XU Shan, ZHAO Zheng, <i>et al.</i> ( 796 )
Effect of Phytoplankton Community Composition and Size Structure on Light Absorption Properties .....	HUANG Xin, SHI Kun, ZHANG Yun-lin, <i>et al.</i> ( 808 )
Periphytic Algae Community Structure and Its Relation to Environment Factors in the Main Stream of the Songhua River from 2014 to 2019 .....	YU Zong-ling, CHEN Wei, ZHAO Ran, <i>et al.</i> ( 819 )
Diversity and Function Prediction of Bacterioplankton Under Human Disturbance in the Main Stream of the Laoguan River Before and After the Flood Season .....	HAN Xue-mei, GONG Zi-le, YANG Xiao-ming, <i>et al.</i> ( 831 )
Seasonal Removal Efficiency and Degradation Products of Two Typical PPCPs in Subsurface Flow Constructed Wetlands .....	LI Chao-yu, YANG Yi-xiao, ZHANG Ning, <i>et al.</i> ( 842 )
Removal of Antibiotics and Antibiotic Resistance Genes from Urban Rivers Using Artificial Ecosystems .....	ZHOU Hai-dong, HUANG Li-ping, CHEN Xiao-meng, <i>et al.</i> ( 850 )
Distribution Characteristics of Viruses Microorganisms in a Water Supply System with Combined Ultraviolet Chloramine Disinfection .....	HAN Xue, SUN Jian-wei, ZHANG Li, <i>et al.</i> ( 860 )
Removal of Oxytetracycline from Water Using Blast Furnace Slag Loaded Sulfide Nanoscale Zero-valent Iron .....	SUN Qiu-nan, ZHANG Rong-bin, DENG Man-jun, <i>et al.</i> ( 867 )
Heavy Metal Ion Adsorption Properties and Stability of Amine-sulfur Modified Biochar in Aqueous Solution .....	WANG Cun-shi, HE Min-xia, ZHOU Feng, <i>et al.</i> ( 874 )
Characteristics and Removal Mechanism of an Electro-Hybrid Ozonation-Coagulation System in the Treatment of Organic Matters .....	XIE Xin-yue, XU Jian-jun, ZHANG Shao-hua, <i>et al.</i> ( 883 )
Enhancement Effects and Mechanisms of Microscale Zero Valent Iron on the Performance of Anaerobic Co-digestion of Waste Activated Sludge and Food Waste .....	CHEN Sheng-jie, YAO Fu-bing, PI Zhou-jie, <i>et al.</i> ( 891 )
Spatial Distribution and Risk Assessment of Heavy Metal Pollution in Farmland Soils Surrounding a Typical Industrial Area of Henan Province .....	MENG Xiao-fei, GUO Jun-mei, YANG Jun-xing, <i>et al.</i> ( 900 )
Distribution Characteristics and Pollution Evaluation of Heavy Metals in Greenbelt Soils of Nanjing City .....	CHEN Jia-lin, LI Ren-ying, XIE Xiao-jin, <i>et al.</i> ( 909 )
Remediation Effect of Compound Modifier FZB on Arsenic and Cadmium Contaminated Soil .....	DING Ping, HE Yu-long, HE Huan, <i>et al.</i> ( 917 )
Remediation of Cd Contaminated Acidic Rice Fields Using the Combined Application of Lime and Organic Matter .....	LI Guang-hui, CHENG Qing, CHEN Hong ( 925 )
Effect and Mechanism of Foliar Application Nano-MnO <sub>2</sub> on Cadmium Enrichment of Rice .....	ZHOU Yi-min, HUANG Ya-yuan, LIU Xiao-yue, <i>et al.</i> ( 932 )
Characteristics of Cadmium Enrichment and Pollution Evaluation of a Soil-Crop System in a Typical Karst Area .....	WANG Rui, DENG Hai, JIA Zhong-min, <i>et al.</i> ( 941 )
Comparison of Enrichment and Transport of Cadmium in the Fruit of High and Low Enrichment Pepper Varieties and Its Distribution in Subcells .....	SHAO Xiao-qing, HE Zhang-mi, XU Wei-hong ( 952 )
Cadmium Accumulation Characteristics of Four Herbs .....	CHEN Di, LI Bo-qun, YANG Yong-ping, <i>et al.</i> ( 960 )
Characteristics of Dissolved Organic Carbon Loss in Purple Soil Sloping Fields with Different Fertilization Treatments .....	XIONG Zi-yi, ZHENG Jie-bing, WANG Dan, <i>et al.</i> ( 967 )
Effects of Precipitation Changes on Plant Community Diversity and Soil C:N:P Ecological Stoichiometric Characteristics in a Desert Steppe of China .....	GAO Jiang-ping, ZHAO Rui-feng, ZHANG Li-hua, <i>et al.</i> ( 977 )
Effect of Water Management on Rice Growth and Rhizosphere Priming Effect in Paddy Soils .....	LIN Sen, XIAO Mou-liang, JIANG Jia-bin, <i>et al.</i> ( 988 )
Effects of Copper Pollution on Microbial Communities in Wheat Root Systems .....	GE Yi, XU Min-min, XU Shao-hui, <i>et al.</i> ( 996 )
Ozone Pollution, Nitrogen Addition, and Drought Stress Interact to Affect Non-structural Carbohydrates in the Leaves and Fine Roots of Poplar .....	LI Pin, ZHOU Hui-min, FENG Zhao-zhong ( 1004 )
Review of Screening and Applications of Organic Tracers in Fine Particulate Matter .....	LI Yuan-ju, WU Ai-hua, TONG Meng-xue, <i>et al.</i> ( 1013 )