

方知库
Eco-Environmental
Knowledge Web

环境科学

ENVIRONMENTAL SCIENCE

ISSN 0250-3301 CODEN HCKHDV
HUANJING KEXUE

基于高分影像的城市水体遥感综合分级方法

杨子谦, 刘怀庆, 吕恒, 李云梅, 朱利, 周亚明, 李玲玲, 毕顺



■ 主办 中国科学院生态环境研究中心

■ 出版 科学出版社



2021年5月

第42卷 第5期
Vol.42 No.5

目次

北京冬季 PM_{2.5} 中有机气溶胶的化学特征和来源解析 徐楠, 王甜甜, 李晓, 唐荣志, 郭松, 胡敏 (2101)

北京地区 2019 年 2~3 月供暖结束后两次污染过程特征分析 尹晓梅, 蒲维维, 王继康, 刘湘雪, 乔林 (2110)

北京 2019 年冬季一次典型霾污染特征与成因分析 廉涵阳, 杨欣, 张普, 陈义珍, 杨小阳, 赵好希, 何友江, 赵丹婷 (2121)

青岛沿海地区夏季和冬季新粒子生成特征对比 孙悦, 朱玉姣, 孟赫, 刘兵, 刘玉虹, 董灿, 姚小红, 王文兴, 薛丽坤 (2133)

太原市城乡居民采暖季室内灰尘中重金属的污染特征及其生态风险评价 黄浩, 徐子琪, 严俊霞, 赵秀阁, 王丹璐 (2143)

西安市新装修公共场所空气污染物浓度分析及健康风险评价 范洁, 樊灏, 沈振兴, 党文鹏, 郑伟, 王志华, 付毅 (2153)

超低排放典型燃烧源颗粒物及水溶性离子排放水平与特征 胡月琪, 王铮, 郭建辉, 冯亚君, 丁萌萌, 颜旭 (2159)

合肥市夏季大气颗粒物中微生物群落的高通量测序分析 姜少毅, 孙博文, 代海涛, 王润芳, 马大卫, 朱仁斌 (2169)

郑州市细颗粒物时空差异及管控措施影响 董喆, 袁明浩, 苏方成, 张剑飞, 孙佳侯, 张瑞芹 (2179)

2016~2019 年江西省臭氧污染特征与气象因子影响分析 钱悦, 许彬, 夏玲君, 陈燕玲, 邓力琛, 王欢, 张根 (2190)

天山北坡城市群气溶胶光学特性时空分布特征 张喆, 丁建丽, 王瑾杰, 陈香月, 刘兴涛, 阿提干·吾斯曼 (2202)

基于高分影像的城市水体遥感综合分级方法 杨子谦, 刘怀庆, 吕恒, 李云梅, 朱利, 周亚明, 李玲玲, 毕顺 (2213)

太湖水体 Chl-a 预测模型 ARIMA 的构建及应用优化 李娜, 李勇, 冯家成, 单雅洁, 钱佳宁 (2223)

松花湖水水质空间差异及富营养化空间自相关分析 丁洋, 赵进勇, 张晶, 付意成, 彭文启, 陈渠昌, 李艳艳 (2232)

会仙岩溶湿地丰平枯水期地表水污染及灌溉适用性评价 朱丹尼, 邹胜章, 李军, 樊连杰, 赵一, 谢浩, 朱天龙, 潘民强, 徐利 (2240)

京杭大运河中下游段天然水化学变化特征及驱动因素 程中华, 邓义祥, 卓小可, 代丹, 于涛 (2251)

次降雨过程中不同土地利用配置对径流中氮流失的影响 罗义峰, 陈方鑫, 周豪, 龙翼, 严冬春, 谭文浩, 李丹丹, 陈晓燕 (2260)

碳氮同位素解析典型岩溶流域地下水中硝酸盐来源与归趋 任坤, 潘晓东, 梁嘉鹏, 彭聪, 曾洁 (2268)

冰封状态下达里湖冰-水中浮游细菌群落结构差异 李文宝, 杨旭, 田雅楠, 杜蕾 (2276)

城市再生水河道沉积物细菌群落空间变化分析:以京津冀北运河为例 邱莹, 靳燕, 苏振华, 邱琰若, 赵栋梁, 郭道宇 (2287)

太湖春夏两季反硝化与厌氧氨氧化速率的空间差异及其影响因素 赵锋, 许海, 詹旭, 朱广伟, 郭宇龙, 康丽娟, 朱梦圆 (2296)

三峡库区典型支流水库浮游动植物群落结构特征及其与环境因子的关系 陈莎, 谢青, 付梅, 江韬, 王永敏, 王定勇 (2303)

铁硫改性生物炭去除水中的磷 桑倩倩, 王芳君, 赵元添, 周强, 蔡雨麒, 邓颖, 田文清, 陈永志, 马娟 (2313)

钢渣对水体中磷的去除性能及机制解析 罗晓, 张峻搏, 何磊, 杨雪晶, 吕鹏翼 (2324)

BS-18 两性修饰膨润土对四环素和诺氟沙星复合污染的吸附 王新欣, 孟昭福, 刘欣, 王腾, 胡啸龙, 孙秀贤 (2334)

Ag₃PO₄/g-C₃N₄ 复合光催化剂的制备及其可见光催化性能 高闯闯, 刘海成, 孟无霜, 郝双玲, 薛婷婷, 陈国栋, Joseph Acquah (2343)

可见光驱动下罗丹明 B 自活化过硫酸盐降解双酚 A 张怡晨, 白雪, 石娟, 金鹏康 (2353)

铁钛共掺杂氧化铝诱发表面双反应中心催化臭氧氧化去除水中污染物 张帆, 宋阳, 胡春, 吕来 (2360)

硫化铁铜双金属复合材料的制备及除铬机制 屈敏, 王源, 陈辉霞, 王兴润, 徐红彬 (2370)

电催化-生物电化学耦合系统处理青霉素废水的机制 曲有鹏, 吕江维, 董跃, 冯玉杰, 张杰 (2378)

缺氧/好氧交替连续流的生活污水好氧颗粒污泥运行及污染物去除机制 李冬, 杨敬畏, 李悦, 李帅, 张诗睿, 王文强, 张杰 (2385)

反硝化除磷污泥聚集体内原位除磷活性及有机物浓度的影响 吕永涛, 姜晓童, 徒彦, 王旭东, 潘永宝, 刘爽, 崔双科, 王磊 (2396)

基于臭氧旁路处理的污泥原位减量技术工艺 薛冰, 刘宾寒, 韦婷婷, 王先恺, 陈思思, 董滨 (2402)

活性炭对城市有机固废厌氧消化过程抗生素抗性基因行为特征的影响 马佳莹, 王盼亮, 汪冰寒, 苏应龙, 谢冰 (2413)

6 种农业废弃物初期碳源及溶解性有机物释放机制 凌宇, 闫国凯, 王海燕, 董伟羊, 王欢, 常洋, 李丛宇 (2422)

中国典型农田土壤有机碳密度的空间分异及影响因素 李成, 王让会, 李兆哲, 徐扬 (2432)

不同水分条件和微生物生物量水平下水稻土有机碳矿化及其影响因子特征 刘琪, 李宇虹, 李哲, 魏晓梦, 祝贞科, 吴金水, 葛体达 (2440)

青藏高原林地土壤的氮转化特征及其影响因素分析:以祁连山和藏东南地区为例 何芳, 张丽梅, 申聪聪, 陈金全, 刘四义 (2449)

基于物元可拓模型的兰州市主城区公园表土重金属污染评价 胡梦瑶, 李春艳, 李娜娜, 吉天琪, 郑登友 (2457)

长期施用化肥和有有机肥对稻田土壤重金属及其有效性的影响 夏文建, 张丽芳, 刘增兵, 张文学, 蓝贤瑾, 刘秀梅, 刘佳, 刘光荣, 李祖章, 王萍 (2469)

川南山区土壤与农作物重金属特征及成因 韩伟, 王成文, 彭敏, 王乔林, 杨帆, 徐仁廷 (2480)

宁东能源化工基地核心区表层土壤中多环芳烃的空间分布特征、源解析及风险评价 杨帆, 罗红雪, 钟艳霞, 王幼奇, 白一茹 (2490)

重金属钝化剂阻控生菜 Cd 吸收的功能稳定性和适用性 鹿发虎, 吴雪姣, 孔雪菲, 曾亮, 王晓宇, 陈兆进, 姚伦广, 韩辉 (2502)

典型污染稻田水分管理对水稻镉累积的影响 张雨婷, 田应兵, 黄道友, 张泉, 许超, 朱挥华, 朱奇宏 (2512)

油茶果壳改性生物炭吸附性能及其耦合淹水对土壤 Cd 形态影响 蔡彤, 杜辉辉, 刘孝利, 铁柏清, 杨宇 (2522)

土地利用变化对松花江下游湿地土壤真菌群落结构及功能的影响 徐飞, 张拓, 怀宝东, 隋文志, 杨雪 (2531)

渔业复垦塌陷地抗生素抗性基因与微生物群落 程森, 路平, 冯启言 (2541)

3 种常用除草剂对细菌抗生素耐药性的影响 李曦, 廖汉鹏, 崔鹏, 白玉丹, 刘晨, 刘畅, 周顺桂 (2550)

污水再生利用微生物控制标准及其制定方法探讨 陈卓, 崔琦, 曹可凡, 陆韻, 巫寅虎, 胡洪营 (2558)

《环境科学》征订启事 (2439) 《环境科学》征稿简则 (2479) 信息 (2152, 2231, 2286)

电催化-生物电化学耦合系统处理青霉素废水的机制

曲有鹏^{1,2}, 吕江维³, 董跃¹, 冯玉杰^{1*}, 张杰¹

(1. 哈尔滨工业大学环境学院, 城市水资源与水环境国家重点实验室, 哈尔滨 150090; 2. 哈尔滨工业大学生命科学与技术学院, 哈尔滨 150080; 3. 哈尔滨商业大学药学院, 哈尔滨 150076)

摘要: 抗生素生产过程中产生大量含有残存抗生素的生产废水, 传统的污水生物处理技术难以有效地处理此类高浓度抗生素废水. 针对此问题, 采用电催化-生物电化学耦合系统来处理含有典型的 β -内酰胺类抗生素青霉素的废水, 利用硼掺杂金刚石(boron-doped diamond, BDD)电催化电极对青霉素废水进行预处理, 其出水进入生物电化学系统(bioelectrochemical system, BES)进行后处理. 研究发现, 经电催化系统预处理后青霉素的去除率为89%, 出水进入 BES 后可以稳定运行, 该出水中又有79%的青霉素被 BES 去除, 获得最大功率密度为 $(1\ 124 \pm 28)\text{ mW}\cdot\text{m}^{-2}$, 与直接进青霉素原始废水的 BES 反应器相比提高了473%. 经过电催化-生物电化学两级耦合系统处理后青霉素的总去除率达到98%. 对 BES 反应器阳极生物量和生物相分析结果表明, 青霉素对阳极混合菌群生物量和变形菌门微生物(主要产电菌)有一定的抑制作用, 且会降低形成阳极生物膜的主要微生物不动杆菌属 *Acinetobacter* 和具有产电功能芽孢杆菌属 *Bacillus* 在反应器中含量, 这是影响反应器产电性能和处理效果的主要原因. 青霉素废水经电催化降解后, 浓度明显降低, 有效缓解了青霉素对 BES 的抑制作用, 提高废水的可生化性, 因此电催化-生物电化学耦合系统是一种高效低能耗处理抗生素废水的新工艺.

关键词: 电催化; 生物电化学系统(BES); 硼掺杂金刚石(BDD); 微生物燃料电池(MFC); 青霉素

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)05-2378-07 DOI: 10.13227/j.hjkk.202007300

Mechanisms of Penicillin Wastewater Treatment by Coupled Electrocatalytic and Bioelectrochemical Systems

QU You-peng^{1,2}, LÜ Jiang-wei³, DONG Yue¹, FENG Yu-jie^{1*}, ZHANG Jie¹

(1. State Key Laboratory of Urban Water Resource and Environment, School of Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China; 2. School of Life Science and Technology, Harbin Institute of Technology, Harbin 150080, China; 3. School of Pharmacy, Harbin University of Commerce, Harbin 150076, China)

Abstract: Large amounts of wastewater containing residual antibiotics are produced in antibiotics production, but it is difficult for traditional biological wastewater treatment to efficiently treat this high concentration antibiotic wastewater. Coupled electrocatalytic and bioelectrochemical systems were proposed to treat typical β -lactam antibiotics (penicillin) wastewater. The penicillin wastewater was oxidized by a boron-doped diamond (BDD) electrocatalytic electrode and then steadily treated by a bioelectrochemical system (BES). The penicillin removal rate of the electrocatalytic system was 89%, and 79% of the residual penicillin was further removed by the BES. The maximum power density of the BES with pretreated penicillin of $(1\ 124 \pm 28)\text{ mW}\cdot\text{m}^{-2}$ was increased by 473% compared with that of the BES with raw penicillin. The total penicillin removal rate was 98% in the electrocatalytic and bioelectrochemical system. The results of the BES anode biomass and biofacies showed that *Acinetobacter* was the dominant bacterial group on the anode before penicillin addition, and it was the main microorganism in the formation of the anode biofilm. *Bacillus* is an electricity-producing bacterium with a power generation function. Penicillin inhibited the biomass of the mixed anode bacteria and the biological activity of *Proteus* microorganisms, which were the main electricity-producing bacteria, and reduced the biomass of *Acinetobacter* and *Bacillus*. This was the main factor affecting the power generation performance and reactor treatment effect. The pretreatment of penicillin wastewater by electrocatalytic degradation can significantly decrease its concentration, efficiently alleviate the inhibition of the BES by penicillin, and improve the biodegradability of wastewater. The coupled electrocatalytic and bioelectrochemical system is a new technology for antibiotic wastewater treatment with a high efficiency and low energy consumption.

Key words: electrocatalysis; bioelectrochemical system (BES); boron-doped diamond (BDD); microbial fuel cell (MFC); penicillin

制药废水是最难降解的工业废水之一, 特别是含有抗生素的制药废水, 由于废水中残留的抗生素和高浓度有机物导致传统好氧生物处理法不能达到预期的处理效果; 而厌氧生物法处理高浓度的有机物又难以满足出水达标^[1,2]. 因此研究适宜的工艺来处理此类难降解废水势在必行. 电催化法借助具有电催化活性的阳极材料[如硼掺杂金刚石(boron-doped diamond, BDD)薄膜电极等]^[3,4], 既可以破

坏或降低抗生素本身的活性, 又可以将抗生素分解并转化为无毒性的可生化降解物质^[5,6], 但由于电能消耗大、处理成本高和难以工程化的问题, 应用于

收稿日期: 2020-07-30; 修订日期: 2020-11-15

基金项目: 中国博士后科学基金项目(2016M591534); 黑龙江省政府博士后项目(LBH-Z16088); 国家自然科学基金项目(51308171)

作者简介: 曲有鹏(1981~), 男, 博士, 高级工程师, 主要研究方向为生物电化学, E-mail: qyp1000@163.com

* 通信作者, E-mail: yujief@hit.edu.cn

抗生素废水处理时需要与经济有效的生化处理技术相结合^[7]. 生物电化学系统 (bioelectrochemical system, BES) 是一种新兴的废水处理资源化的方法, 主要包括微生物燃料电池 (microbial fuel cell, MFC) 及其衍生的反应器系统等. 它利用细菌作为催化剂氧化去除有机物污染物同时产生电能, 是一种集污染物去除和能源输出为一体的生化污水处理新工艺^[8]. 2004 年, 宾夕法尼亚州立大学的 Logan 团队开始利用 BES 对生活污水进行处理^[9], 很多工业废水如纺织废水^[10]、啤酒废水^[11]和猪粪废水^[12]等都可以在 BES 中处理并回收电能, 一些有毒有害物质如氧四环素^[13]、苯二甲酸^[14]和重金属^[15]等也能在 BES 中有效去除. BES 在产电过程中废物中的生物化学能可以直接被转化为电能, 具有较高的理论能量转化效率及广阔的市场应用前景^[16].

因此, 本研究构建了电催化-生物电化学耦合系统来处理抗生素废水, 选取典型的 β -内酰胺类抗生素青霉素为目标污染物, 分析青霉素的电催化降解和生物电化学代谢及同步产能的性能, 以期开发高效低能耗的抗生素废水处理新工艺积累基础研究数据, 并为实际应用奠定基础.

1 材料与方法

1.1 试剂与仪器

青霉素 G 钠 ($1\ 650\ \text{U}\cdot\text{mg}^{-1}$, 以下记为 PENG), 上海阿拉丁生化科技股份有限公司; Na_2SO_4 , 分析纯, 广东汕头西陇化工厂; 乙腈和甲酸, 均为色谱纯, 上海阿拉丁生化科技股份有限公司. 无水 NaAc, 分析纯, 天津科密欧试剂; 异丙醇, 分析纯, 天津凯通化学试剂; 无水乙醇, 99.5%, VWR 化学试剂; 聚四氟乙烯乳液, 质量分数 60%, 西格玛公司; 炭黑, BP-2000, 上海河森; 电容碳粉, TF-B520, 上海汇合达公司.

Ti 板 (宝鸡宝冶钛镍制造公司); PISO-813 数据采集卡 (泓格科技); Ag/AgCl (+197 mV 相对标准氢电极) 参比电极 (上海雷磁); Waters 515 液相色谱仪 (Waters); DR3900 型 COD 快速测定仪 (美国 HACH); PXR-9 型马弗炉 (洛阳博莱曼特).

1.2 实验方法

1.2.1 电催化系统及青霉素的降解

电催化系统采用 BDD 电极作为电催化阳极, BDD 电极的制备采用直流等离子体化学气相沉积装置, 制备装置及具体制备方法见文献^[17]. 将 BDD 电极 (有效面积为 $4\ \text{cm}^2$) 固定在自制的电催化反应器上, 直流稳流电源供电, 阳极为 BDD 电极, 阴极为 Ti 板, 两极间距 2 cm, 磁力搅拌器进行搅拌, 装

置见文献^[18]. 配置质量浓度为 $500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的青霉素模拟废水 (含 $0.1\ \text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 Na_2SO_4 作为支持电解质), 降解 4 h 后的溶液作为后续 BES 的进水进一步处理.

1.2.2 单室空气阴极立方体 MFC 反应器及启动

选用辊压阴极作为反应器的阴极^[19], 该阴极的扩散层和催化层为碳粉, 使用聚四氟乙烯作为粘结剂. 首先将无水乙醇和导电的炭黑均匀混合, 加入一定量的聚四氟乙烯, 在超声波清洗仪中恒温 $30\ ^\circ\text{C}$ 搅拌 30 min, 使炭黑和聚四氟乙烯充分混合, 再经乙醇干燥, 并用手揉搓使其混合更加均匀, 使用辊压机将混合物辊压至 0.4 mm 的厚度, 最后与不锈钢网牢固地结合. 将制作好的辊压片状物放入马弗炉中 $240\ ^\circ\text{C}$ 煅烧 20 min, 形成具有多孔扩散层. 催化层同扩散层的制备方法基本相同, 使用的碳粉更换为电容碳粉, 不需经过最后煅烧过程. 最后将扩散层和催化层一起放入辊压机压在一起, 辊压至厚度约为 0.70 mm.

单室空气阴极立方体 MFC 反应器为有机玻璃材料加工而成, 在一块边长为 4 cm 的有机玻璃立方体块上, 从一侧开孔加工出一个直径为 3 cm 的圆洞作为反应器的电极室, 并在与圆洞垂直的一侧开两个直径为 1 cm 的小孔, 便于取样和更换溶液, 反应器阴阳两电极间距 4 cm, 理论容积为 28 mL, 阴阳极靠垫片和法兰固定, 阳极直径和长度均为 3 cm 的碳刷, 阴极为不锈钢滚压阴极.

使用 $1\ \text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NaAc ($50\ \text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ PBS 缓冲液), 启动空气阴极 MFC 反应器, 启动初期按 50% 比例接种已经运行良好的其他反应器出水, 以便加速启动, 反应器输出电压低于 50 mV 时开始更换进水. 启动 100 h 以后, 反应器的电压都开始升高并趋于稳定, 350 h 后反应器的输出电压达到最高阶段并进入稳定期, 稳定期的最高电压为 500 mV 左右 ($1\ 000\ \Omega$ 外电阻), 反应器启动完成.

1.2.3 测定方法

采用高效液相色谱法测定青霉素的质量浓度, 色谱仪为 Waters 515, 色谱柱为 XB-C18. 紫外检测器, 检测波长 225 nm, 流动相为 0.1% 的甲酸和乙腈溶液, $V_{\text{甲酸}}:V_{\text{乙腈}} = 60:40$, 流速 $1\ \text{mL}\cdot\text{min}^{-1}$, 进样量 $20\ \mu\text{L}$.

采用美国 HACH 的 DR3900 型 COD 快速测定仪来测定溶液的 COD, 消解管中样品量为 2 mL, 加入 1 mL 重铬酸钾-硫酸汞溶液和 4 mL 硫酸银-硫酸溶液, 混合均匀后, 于 $165\ ^\circ\text{C}$ 消解 15 min 进行测定.

阳极碳刷负载生物量的测定参考 Bond 等^[20]使用二喹啉甲酸法 (bicinchoninic acid method, BCA)

测定阳极微生物蛋白质含量来表征电极表面的生物量。

采用改变 MFC 反应器外接负载电阻的方法测定功率密度曲线,测量前保持反应器开路 1~2 h,当开路电压稳定后记录开路电压,然后更换为 5000 Ω 的负载电阻,稳定 30 min 后记录电压值,依此类推分别测定负载为 1 000、500、300、200、100 和 50 Ω 各阻值下稳定 30 min 后的反应器电压.随着负载阻值的不断降低,得到一组电压值,根据欧姆定律可以计算出相应的一组电流值.然后根据功率密度公式 $P = IV/S$ (S 表示阴极面积)计算功率密度.

2 结果与讨论

2.1 空气阴极 MFC 的产电特性

运行了 4 个空气阴极 MFC 反应器,前 3 个周期进水均为 1 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NaAc,4 个反应器的输出电压比较一致.从第 4 个周期后,其中 2 个反应器的底物更换为 1 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NaAc 外加 500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的青霉素经 BDD 电极降解 4 h 后的混合溶液 (NaAc-PENG-BDD),另外 2 个反应器底物更换为 1 $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 NaAc 外加 250 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的青霉素溶液 (NaAc-PENG),作为对比反应器.

课题组前期对 BDD 电极电催化系统降解青霉素废水进行了系统研究,500 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的青霉素经 BDD 电极降解 4 h 后,出水的青霉素质量浓度为 $(57 \pm 19) \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,COD 为 $(356 \pm 33) \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,青霉素及 COD 的去除率分别为 $89\% \pm 4\%$ 和 $59\% \pm 4\%$ ^[21].选择该条件的出水作为 BES 系统进水的原因是大部分青霉素已经被去除,而废水中还有未被完全矿化的青霉素的降解产物需要进一步处理,此时的电流效率已经降低至 90%,而这部分 COD 若用电催化系统继续处理至达到 93% 以上的去除率,则需要 10 h 以上,电解的电能耗较大.因此适于后续利用 BES 系统进一步处理.

从输出电压可见 (图 1),两个平行反应器 NaAc-PENG-BDD1 和 NaAc-PENG-BDD2 每个周期更换进水后输出电压平台期均稳定在 500 mV 左右,反应器运行 300 h 后输出电压仅有小幅降低,说明青霉素的 BDD 降解产物对 MFC 反应器的输出电压影响很小,BDD 电极降解 4 h 有效去除了青霉素对微生物的毒性作用.而平行反应器 NaAc-PENG1 和 NaAc-PENG2 更换底物后,反应器的输出电压开始降低,且每一个换水周期后的输出电压均比上一个周期输出电压有较大幅度降低.运行 300 h 以后,NaAc-PENG1 和 NaAc-PENG2 反应器输出电压开始迅速降低,并最终降低到 50 mV 以下,换水后反应

器的输出电压不能再次恢复,一直维持在较低的输出电压状态,基本处于崩溃状态.这是因为青霉素的加入,抑制了阳极某些微生物尤其是革兰氏阳性菌的细胞壁合成,青霉素不会立刻杀死这些微生物,只是抑制了其繁殖和代谢^[22],表现为青霉素刚投加的几个周期反应器仍旧有一定量的电压输出,几个周期后由于青霉素的抑制作用,反应器混合菌群和某些产电菌的生物量及比例开始降低,导致反应器输出电压大幅降低,并最终崩溃.

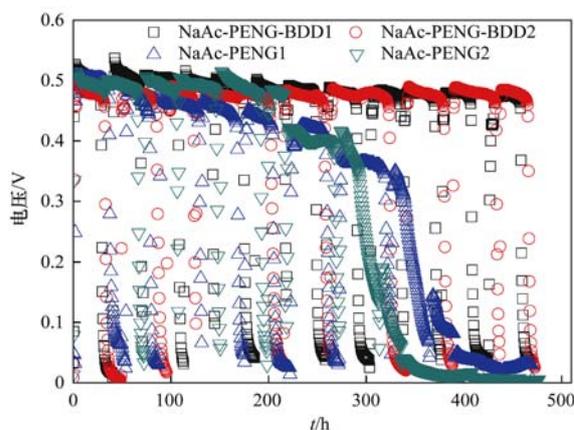


图 1 MFC 反应器投加青霉素和青霉素经 BDD 电极降解后的出水输出电压

Fig. 1 Voltage outputs of MFC reactor after adding PENG and the degradation products of PENG produced by BDD electrode

反应器稳定运行后采用手动更换外电阻阻值的方法^[23]对反应器的功率密度曲线进行测定,使反应器的外接电阻在 5 000 ~ 50 Ω 之间由大到小逐步改变,记录输出电压值,计算并绘制反应器的功率密度曲线,如图 2 所示.3 种底物条件下,NaAc 为底物的反应器的最大功率密度最高为 $(1387 \pm 94) \text{mW}\cdot\text{m}^{-2}$,NaAc 和青霉素降解产物混合底物 NaAc-PENG-BDD 的最大功率密度次之,为 $(1124 \pm 28) \text{mW}\cdot\text{m}^{-2}$,而 NaAc 和青霉素为混合底物 NaAc-PENG 的最大功率密度最低,只有 $(196 \pm 1) \text{mW}\cdot\text{m}^{-2}$,对应的输出电压也是呈现相同的趋势.对比发现 NaAc-PENG-BDD 反应器的最大功率密度比 NaAc 反应器低了 20%,却远远高于 NaAc-PENG 反应器,最大功率密度高了 473%.可见青霉素对 MFC 反应器的输出电压和功率密度有重要的影响,主要是通过抑制阳极微生物的代谢繁殖,影响反应器的性能.而 BDD 电极预处理青霉素后,出水对反应器的影响大幅减小,有效地降低了青霉素对反应器内微生物的毒害作用.

为进一步研究青霉素对反应器性能的影响,对反应器测定功率密度曲线过程中的阴阳极电位变化情况进行了监测.电极电位采用 Ag/AgCl (197 mV

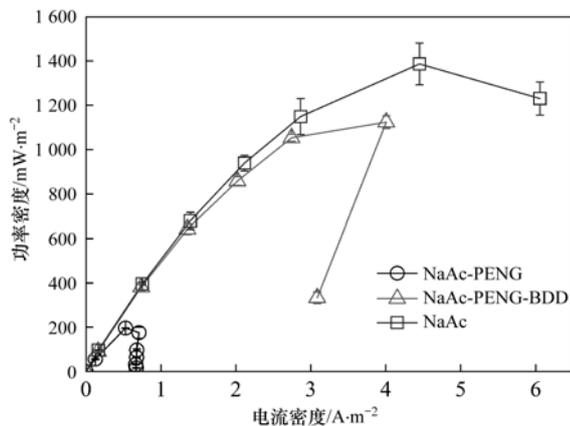


图2 3种底物条件下MFC反应器的功率密度曲线

Fig. 2 Power density of the MFC reactor under three substrates conditions

相对标准氢电极)为参比电极进行测量,结果如图3所示.对比3种不同底物条件下反应器的阴阳极电位发现,以NaAc为底物的NaAc反应器,阴极电位降低是其反应器性能影响的最大因素,阴极电位从 (338 ± 4) mV降低到 (37 ± 11) mV,阳极电位从 (-256 ± 2) mV升高到 (-171 ± 4) mV.以NaAc和青霉素降解产物混合为底物的NaAc-PENG-BDD反应器在电极电位出现回折以前,阴极是其影响反应器性能的主要原因,阴极电位降低的幅度高于阳极升高的幅度,随着电流密度提高阴阳极电位出现回折,阳极电位回折幅度大于阴极电位.前期研究结果表明回折现象主要是阳极极化造成的^[24],虽然BDD电极降解4 h后大部分的青霉素都被降解掉,但还残存少量青霉素,可能对阳极微生物产生微弱的抑制作用,低电流密度下抑制作用不是非常明显,而在高电流密度下阳极出现极化,使反应器功率密度出现回折现象. NaAc和青霉素为混合底物的NaAc-PENG反应器,外接负载电阻为 $5\ 000 \sim 50\ \Omega$ 由大到小逐步改变,电流密度呈现逐渐增加的趋势,随着电流密度的提高,阳极电位开始迅速升高,从 (-177 ± 8) mV升高到 (206 ± 6) mV,阴极电位从 (292 ± 16) mV小幅降低到 (229 ± 6) mV,阳极电位变化幅度远大于阴极电位变化幅度,阳极性能降低是反应器性能降低的主要原因.微生物燃料电池的电压产生,需要微生物生长在阳极表面,并产生酶或是一些结构来完成电子在细胞外的传递,青霉素抑制了阳极混合菌群和产电菌的代谢和活性,可能是NaAc-PENG反应器的性能大幅降低的主要原因^[25].

图4所示为不同底物条件下MFC反应器进出水中青霉素的质量浓度. NaAc-PENG反应器进水的青霉素质量浓度为 $250\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出水中青霉素的质量浓度为 $(231 \pm 12)\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,只有少量的青霉素被

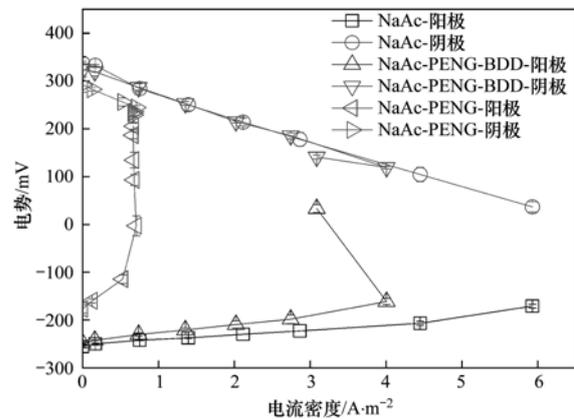
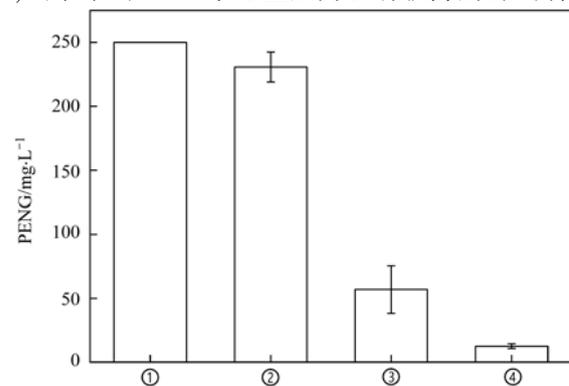


图3 3种底物条件下MFC反应器的阴阳极电极电位

Fig. 3 Anode and cathode potential of the MFC reactor under three substrates conditions

反应器去除,去除率为 $8\% \pm 5\%$,说明MFC对高浓度青霉素废水去除效率很低,这是青霉素对阳极微生物和产电菌有抑制作用造成的. $500\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的青霉素溶液经过BDD电极4 h降解后,89%的青霉素均被降解,高浓度的抗生素废水经由BDD电极处理后变成含有低浓度抗生素的废水,文献显示MFC可以耐受低浓度的抗生素废水^[26]. BDD电解后的出水进入MFC反应器后,该出水中79%青霉素又被MFC反应器去除,经过BDD电极和MFC两级处理后青霉素的总去除率达到98%,可见该组合模式可以很好地协调运行,高效处理含青霉素废水.图5为3组不同反应器进出水的COD质量浓度,其出水COD质量浓度分别为 (82 ± 10) (NaAc)、 (173 ± 16) (NaAc-PENG-BDD)和 $(557 \pm 25)\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (NaAc-PENG),其COD的去除率分别为 $(89 \pm 2)\%$ (NaAc)、 $(85 \pm 2)\%$ (NaAc-PENG-BDD)和 $(54 \pm 3)\%$ (NaAc-PENG). NaAc-PENG反应器的出水COD质量浓度最高,对比其出水中青霉素的含量可知,出水中的COD来源主要为没有被降解掉的青霉

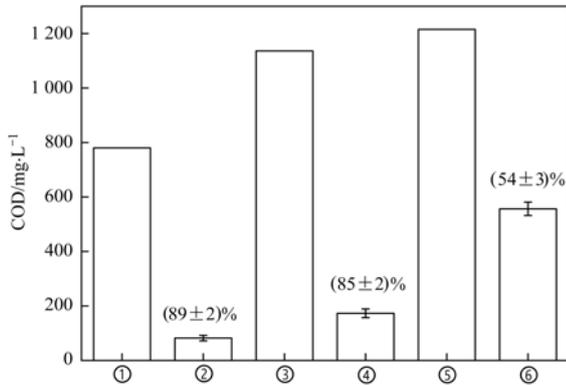


①NaAc-PENG 进水; ②NaAc-PENG 出水; ③NaAc-PENG-BDD 进水(BDD电催化降解出水); ④NaAc-PENG-BDD 出水

图4 MFC反应器进出水中青霉素质量浓度

Fig. 4 PENG concentrations in the inlet and outlet water of the MFC reactor

素. NaAc-PENG-BDD 反应器的进水含有少量的未被 BDD 电极降解的青霉素和大量的青霉素降解后的产物,对阳极微生物的毒性大大降低,促进了底物的降解.



①NaAc 进水; ②NaAc 出水; ③NaAc-PENG-BDD 进水; ④NaAc-PENG-BDD 出水; ⑤NaAc-PENG 进水; ⑥NaAc-PENG 出水

图 5 3 组不同反应器进出水 COD 质量浓度

Fig. 5 COD concentration in the inlet and outlet water of three different MFC reactors

2.2 阳极生物量和微生物群落结构分析

阳极为碳纤维刷子,微生物附着在碳纤维表面利用底物产生电子,通过胞外电子传递到达阳极.阳极碳刷结构无法通过细菌计数来精确测量阳极微生物总量, Bond 等^[20]利用阳极微生物蛋白质含量来表征电极表面的生物量.如图 6 所示,3 种运行条件下反应器内的生物量差异较大,总蛋白含量分别为 $(4\ 776 \pm 754, \text{NaAc})$ 、 $(4\ 142 \pm 318, \text{NaAc-PENG-BDD})$ 和 $(1\ 312 \pm 324, \text{NaAc-PENG}) \mu\text{g}$. NaAc-PENG 反应器阳极生物量远低于 NaAc 和 NaAc-PENG-BDD 反应器,主要是青霉素抑制了 NaAc-PENG 反应器内部分微生物的代谢和繁殖,导致其阳极生物量最低. BDD 电极处理青霉素废水,89% 的青霉素均被降解,降低了青霉素对阳极微生物的抑制作用,因此 NaAc-PENG-BDD 反应器生物量略低于 NaAc 反应器,却远高于 NaAc-PENG 反应器.

对不同反应器的阳极微生物群落结构进行分析,从图 7(a)可以看出,在门水平上,3 个反应器阳极生物相结果非常相近,其中最优势菌均为变形菌门,所占比例分别为 51.7% (NaAc)、51.9% (NaAc-PENG-BDD) 和 48.2% (NaAc-PENG),投加青霉素的 NaAc-PENG 反应器中变形菌门的细菌百分比含量最少.利用阳极微生物蛋白含量和变形菌门的细菌百分比含量计算得知,阳极中变形菌门生物量分别约为 2469 (NaAc)、2150 (NaAc-PENG-BDD) 和 632 μg (NaAc-PENG),NaAc-PENG 反应器中变形菌门的细菌总量最少.前期研究结果表明,产电菌绝大

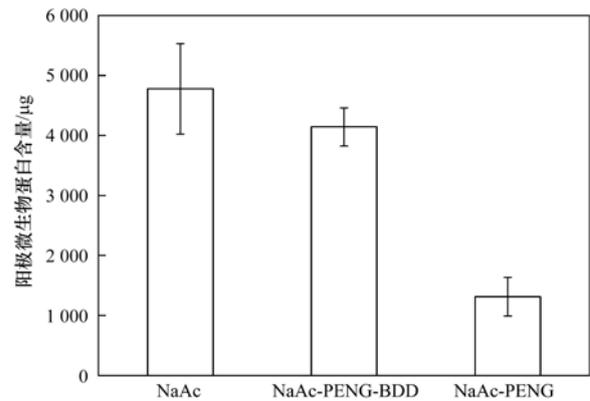
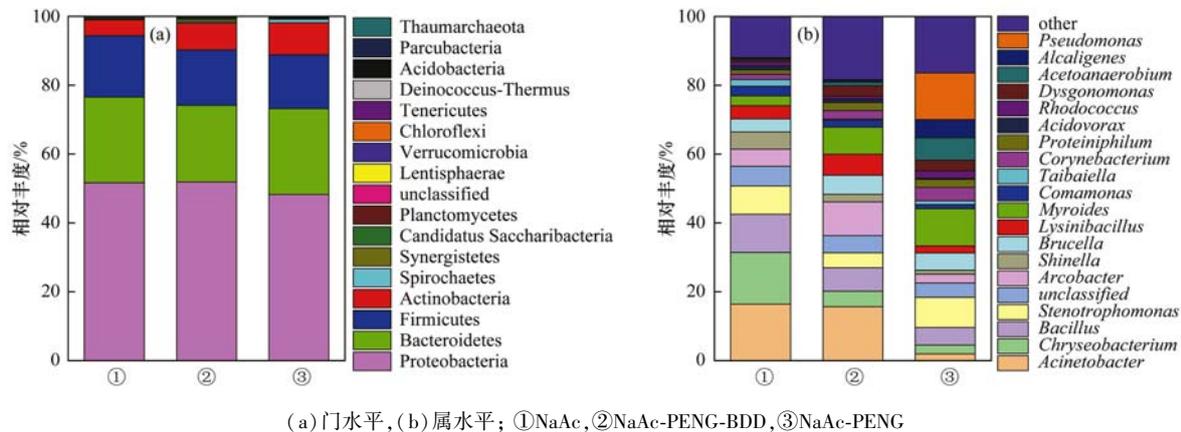


图 6 基于微生物蛋白含量对阳极生物量的分析

Fig. 6 Analysis of the microbial protein content of the anode biomass

多数属于变形菌门^[27,28],为革兰氏阴性菌,可能是青霉素对阳极混合菌群的抑制作用导致 NaAc-PENG 阳极生物膜崩溃,阳极生物量大幅降低,反应器中的产电菌含量相应降低,从而影响了反应器的产电能力. NaAc-PENG 的产电能力均低于 NaAc 和 NaAc-PENG-BDD 反应器,门水平生物相的结果与 3 组反应器的性能相一致. NaAc 和 NaAc-PENG-BDD 反应器中变形菌门生物量相差较小,说明由于 BDD 电极对青霉素的降解作用,使青霉素的抗菌作用失效,消除了抑制作用,因此电催化法可以很好地应用于青霉素废水的预处理,消除青霉素抑制作用,提升废水的可生化性.在属水平上[图 7(b)],3 个反应器阳极生物相结果差异较大. *Acinetobacter* 是 NaAc 和 NaAc-PENG-BDD 反应器中的主要优势菌群,为不动杆菌属,典型的生物膜形成细菌,早期研究中多个 BES 中发现过该菌,主要功能是辅助形成生物膜^[29],是否具有产电功能尚不清楚,在 3 个反应器中的比例分别为 16.4% (NaAc)、15.7% (NaAc-PENG-BDD) 和 2.0% (NaAc-PENG),其生物量分别约为 783 (NaAc)、650 (NaAc-PENG-BDD) 和 26 μg (NaAc-PENG).与 NaAc 和 NaAc-PENG-BDD 反应器相比,在 NaAc-PENG 反应器中 *Acinetobacter* 生物量剧烈下降说明阳极生物膜已经崩溃,这是由于青霉素的加入抑制了阳极混合菌群的代谢和繁殖,从而抑制生物膜的活性导致阳极崩溃,产电性能剧烈下降. *Bacillus* 是芽孢杆菌属,已有研究表明该属的某些种具有产电功能^[30],可能为反应器中的主要产电菌,其在 3 个反应器中的比例分别为 11.1% (NaAc)、6.8% (NaAc-PENG-BDD) 和 5.1% (NaAc-PENG). *Bacillus* 是革兰氏阳性菌,对青霉素较为敏感,NaAc-PENG 反应器中比例最低主要是青霉素的抑制作用,NaAc-PENG-BDD 反应器中比例介于 NaAc 和 NaAc-PENG 反应器之间, BDD 电极降解 4 h 的出水中尚存少量的青霉素,可能对 *Bacillus* 具有



(a) 门水平, (b) 属水平; ①NaAc, ②NaAc-PENG-BDD, ③NaAc-PENG

图 7 基于门水平和属水平的阳极微生物群落结果

Fig. 7 Microbial community analysis at the phylum level and genus level

一定抑制作用, 导致其含量低于 NaAc 反应器. *Bacillus* 在 3 个反应器中的比例分布与 3 个反应器的产电能力和最高功率密度成正相关. *Pseudomonas* 和 *Myroides* 两种菌在 NaAc-PENG 反应器中比例分别为 13.5% 和 10.8%, 均高于其在 NaAc 和 NaAc-PENG-BDD 两种反应器中的比例, 有报道表明这两种菌具有较强的抗药性, 某些菌株青霉素对其无效, 这两种菌可能带有某些可以利用青霉素的基因^[31], 以青霉素或其降解产物为底物, 因此在 NaAc-PENG 反应器中比例较高. *Chryseobacterium* 为金黄杆菌, 是革兰氏阴性菌^[32], 对青霉素作用不敏感, 在 3 组反应器中所占比例呈现下降趋势, 分别为 15.1% (NaAc)、4.5% (NaAc-PENG-BDD) 和 2.6% (NaAc-PENG), *Chryseobacterium* 在 NaAc-PENG-BDD 和 NaAc-PENG 比例下降推测原因可能是青霉素的某些降解产物或代谢产物对其有抑制作用.

3 结论

(1) 利用 BDD 电极预处理青霉素废水, 经过 4 h 降解后可以去除 89% 的青霉素, 电解后的出水进入 BES 反应器处理并产电, 青霉素总的去除率达到 98%. BES 反应器最大功率密度为 $(1124 \pm 28) \text{ mW} \cdot \text{m}^{-2}$, 比直接进青霉素废水 BES 反应器提高了 473%.

(2) 对比不同进水 BES 反应器的阴阳极电位可以发现, 阳极是影响反应器性能的主要原因, BES 阳极生物量和生物相分析结果表明, 投加青霉素的 BES 反应器中总生物量和变形菌门生物量都为最低, 青霉素对阳极混合菌群和产电菌都起了抑制作用. *Acinetobacter* 是投加青霉素前阳极最优势菌群, 典型的生物膜形成细菌, 主要功能是辅助形成阳极生物膜. 青霉素抑制了该菌的生长繁殖, 在阳极生物膜中含量大幅降低, 从而导致反应器崩溃, 迅速丧失

产电能力, 而经 BDD 电极预处理后的青霉素废水消除了该影响.

(3) BDD 电极对青霉素废水预处理可以缓解青霉素的抑制作用, 提高可生化性, 从而使后续 BES 反应器高效运行, 并产生电能, 电催化-生物电化学耦合系统是一种高效低能耗的抗生素废水处理新工艺.

参考文献:

- [1] Zwiener C, Frimmel F H. Oxidative treatment of pharmaceuticals in water[J]. Water Research, 2000, 34(6): 1881-1885.
- [2] 张昱, 冯皓迪, 唐妹, 等. β -内酰胺类抗生素的环境行为与制药行业源头控制技术的研究进展[J]. 环境工程学报, 2020, 14(8): 1993-2010.
Zhang Y, Feng H D, Tang M, et al. Research progress of environmental behavior and source control technology in the pharmaceutical industry of β -lactam antibiotics [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(8): 1993-2010.
- [3] Lan Y D, Coetsier C, Causserand C, et al. On the role of salts for the treatment of wastewaters containing pharmaceuticals by electrochemical oxidation using a boron doped diamond anode [J]. Electrochimica Acta, 2017, 231: 309-318.
- [4] Ganiyu S O, Martínez-Huitle C A. Nature, mechanisms and reactivity of electrogenerated reactive species at thin-film boron-doped diamond (BDD) electrodes during electrochemical wastewater treatment [J]. ChemElectroChem, 2019, 6(9): 2379-2392.
- [5] Jara C C, Fino D, Specchia V, et al. Electrochemical removal of antibiotics from wastewaters [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2007, 70(1-4): 479-487.
- [6] Haidar M, Dirany A, Sirés I, et al. Electrochemical degradation of the antibiotic sulfachloropyridazine by hydroxyl radicals generated at a BDD anode [J]. Chemosphere, 2013, 91(9): 1304-1319.
- [7] Chen G H. Electrochemical technologies in wastewater treatment [J]. Separation and Purification Technology, 2004, 38(1): 11-41.
- [8] You S J, Zhao Q L, Zhang J N, et al. A microbial fuel cell using permanganate as the cathodic electron acceptor [J]. Journal of Power Sources, 2006, 162(2): 1409-1415.
- [9] Liu H, Ramnarayanan R, Logan B E. Production of electricity

- during wastewater treatment using a single chamber microbial fuel cell[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, **38**(7): 2281-2285.
- [10] Wu L C, Chen C Y, Lin T K, *et al.* Highly efficient removal of victoria blue R and bioelectricity generation from textile wastewater using a novel combined dual microbial fuel cell system [J]. *Chemosphere*, 2020, **258**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127326.
- [11] Lu M Q, Chen S, Babanova S, *et al.* Long-term performance of a 20-L continuous flow microbial fuel cell for treatment of brewery wastewater[J]. *Journal of Power Sources*, 2017, **356**: 274-287.
- [12] Cheng D, Ngo H H, Guo W S, *et al.* Performance of microbial fuel cell for treating swine wastewater containing sulfonamide antibiotics [J]. *Bioresource Technology*, 2020, **311**, doi: 10.1016/j.biortech.2020.123588.
- [13] 严伟富, 肖勇, 王淑华, 等. 氧四环素的微生物燃料电池处理及微生物群落[J]. *环境科学*, 2018, **39**(3): 1379-1385.
Yan W F, Xiao Y, Wang S H, *et al.* Oxytetracycline wastewater treatment in microbial fuel cells and the analysis of microbial communities[J]. *Environmental Science*, 2018, **39**(3): 1379-1385.
- [14] 孙靖云, 范梦婕, 陈英文, 等. 微生物燃料电池改性阳极处理 PTA 废水[J]. *环境科学*, 2017, **38**(7): 2893-2900.
Sun J Y, Fan M J, Chen Y W, *et al.* Treatment of PTA wastewater by modified anode microbial fuel cell [J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(7): 2893-2900.
- [15] 熊晓敏, 吴夏莹, 贾红华, 等. 利用含 Cu(II) 废水强化微生物燃料电池处理含 Cr(VI) 废水[J]. *环境科学*, 2017, **38**(10): 4262-4270.
Xiong X M, Wu X Y, Jia H H, *et al.* Utilization of copper (II) wastewater for enhancing the treatment of Chromium (VI) wastewater in microbial fuel cells[J]. *Environmental Science*, 2017, **38**(10): 4262-4270.
- [16] 冯玉杰, 王鑫, 李贺, 等. 基于微生物燃料电池技术的多元生物质生物产电研究进展[J]. *环境科学*, 2010, **31**(10): 2525-2531.
Feng Y J, Wang X, Li H, *et al.* Progress in electricity generation from biomass using microbial fuel cell (MFC) [J]. *Environmental Science*, 2010, **31**(10): 2525-2531.
- [17] Feng Y J, Lv J W, Liu J F, *et al.* Influence of boron concentration on growth characteristic and electro-catalytic performance of boron-doped diamond electrodes prepared by direct current plasma chemical vapor deposition [J]. *Applied Surface Science*, 2011, **257**(8): 3433-3439.
- [18] 吕江维, 曲有鹏, 王立, 等. BDD 电极电催化生成羟基自由基的检测[J]. *分析试验室*, 2015, **34**(4): 379-382.
Lü J W, Qu Y P, Wang L, *et al.* Detection of hydroxyl radicals during electrocatalysis with boron-doped diamond electrodes[J]. *Chinese Journal of Analysis Laboratory*, 2015, **34**(4): 379-382.
- [19] Dong H, Yu H B, Wang X, *et al.* A novel structure of scalable air-cathode without Nafion and Pt by rolling activated carbon and PTFE as catalyst layer in microbial fuel cells [J]. *Water Research*, 2012, **46**(17): 5777-5787.
- [20] Bond D R, Lovley D R. Electricity production by *Geobacter sulfurreducens* attached to electrodes [J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2003, **69**(3): 1548-1555.
- [21] 曲有鹏, 吕江维, 冯玉杰, 等. 硼掺杂金刚石薄膜电极降解青霉素 G 钠废水机制[J]. *哈尔滨工业大学学报*, 2020, **52**(6): 119-125.
Qu Y P, Lü J W, Feng Y J, *et al.* Degradation mechanism of penicillin G sodium wastewater at boron-doped diamond electrodes[J]. *Journal of Harbin Institute of Technology*, 2020, **52**(6): 119-125.
- [22] Tipper D J, Strominger J L. Mechanism of action of penicillins: a proposal based on their structural similarity to acyl-D-alanyl-D-alanine [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1965, **54**(4): 1133-1141.
- [23] Logan B E, Hamelers B, Rozendal R, *et al.* Microbial fuel cells; methodology and technology[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, **40**(17): 5181-5192.
- [24] Watson V J, Logan B E. Analysis of polarization methods for elimination of power overshoot in microbial fuel cells [J]. *Electrochemistry Communications*, 2011, **13**(1): 54-56.
- [25] Logan B E. *Microbial Fuel Cells* [M]. Hoboken, N. J.: Wiley-Interscience, 2008.
- [26] Wen Q, Kong F Y, Zheng H T, *et al.* Electricity generation from synthetic penicillin wastewater in an air-cathode single chamber microbial fuel cell [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2011, **168**(2): 572-576.
- [27] Logan B E, Regan J M. Electricity-producing bacterial communities in microbial fuel cells[J]. *Trends in Microbiology*, 2006, **14**(12): 512-518.
- [28] Wang J F, Song X S, Li Q S, *et al.* Bioenergy generation and degradation pathway of phenanthrene and anthracene in a constructed wetland-microbial fuel cell with an anode amended with nZVI[J]. *Water Research*, 2019, **150**: 340-348.
- [29] Gao C Y, Wang A J, Wu W M, *et al.* Enrichment of anodic biofilm inoculated with anaerobic or aerobic sludge in single chambered air-cathode microbial fuel cells [J]. *Bioresource Technology*, 2014, **167**: 124-132.
- [30] Li X J, Zhao Q, Wang X, *et al.* Surfactants selectively reallocated the bacterial distribution in soil bioelectrochemical remediation of petroleum hydrocarbons[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, **344**: 23-32.
- [31] Farra A, Islam S, Strålfors A, *et al.* Role of outer membrane protein OprD and penicillin-binding proteins in resistance of *Pseudomonas aeruginosa* to imipenem and meropenem [J]. *International Journal of Antimicrobial Agents*, 2008, **31**(5): 427-433.
- [32] Kikuchi Y, Itaya H, Date M, *et al.* Production of *Chryseobacterium proteolyticum* protein-glutaminase using the twin-arginine translocation pathway in *Corynebacterium glutamicum*[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2008, **78**(1): 67-74.

CONTENTS

Chemical Characteristics and Source Apportionment of Organic Aerosols in Atmospheric PM _{2.5} in Winter in Beijing	XU Nan, WANG Tian-tian, LI Xiao, <i>et al.</i> (2101)
Characteristics of Two Pollution Episodes Before and After City Heating in Beijing from February to March of 2019	YIN Xiao-mei, PU Wei-wei, WANG Ji-kang, <i>et al.</i> (2110)
Analysis of Characteristics and Causes of a Typical Haze Pollution in Beijing in the Winter of 2019	LIAN Han-yang, YANG Xin, ZHANG Pu, <i>et al.</i> (2121)
New Particle Formation Events in Summer and Winter in the Coastal Atmosphere in Qingdao, China	SUN Yue, ZHU Yu-jiao, MENG He, <i>et al.</i> (2133)
Characteristics of Heavy Metal Pollution and Ecological Risk Evaluation of Indoor Dust from Urban and Rural Areas in Taiyuan City During the Heating Season	HUANG Hao, XU Zi-qi, YAN Jun-xia, <i>et al.</i> (2143)
Concentration Analysis and Health Risk Assessment of Air Pollutants in Newly Decorated Public Places in Xi'an	FAN Jie, FAN Hao, SHEN Zhen-xing, <i>et al.</i> (2153)
Emission Concentration and Characteristics of Particulate Matter and Water-Soluble Ions in Exhaust Gas of Typical Combustion Sources with Ultra-Low Emission	HU Yue-qi, WANG Zheng, GUO Jian-hui, <i>et al.</i> (2159)
High-Throughput Sequencing Analysis of Microbial Communities in Summertime Atmospheric Particulate Matter in Hefei City	JIANG Shao-yi, SUN Bo-wen, DAI Hai-tao, <i>et al.</i> (2169)
Spatiotemporal Variations in Fine Particulate Matter and the Impact of Air Quality Control in Zhengzhou	DONG Zhe, YUAN Ming-hao, SU Fang-cheng, <i>et al.</i> (2179)
Characteristics of Ozone Pollution and Relationships with Meteorological Factors in Jiangxi Province	QIAN Yue, XU Bin, XIA Ling-jun, <i>et al.</i> (2190)
Temporal and Spatial Distribution Characteristics of Aerosol Optical Properties in Urban Agglomerations on the North Slope of the Tianshan Mountains	ZHANG Zhe, DING Jian-li, WANG Jin-jie, <i>et al.</i> (2202)
Comprehensive Classification Method of Urban Water by Remote Sensing Based on High-Resolution Images	YANG Zi-qian, LIU Huai-qing, LÜ Heng, <i>et al.</i> (2213)
Construction and Application Optimization of the Chl-a Forecast Model ARIMA for Lake Taihu	LI Na, LI Yong, FENG Jia-cheng, <i>et al.</i> (2223)
Spatial Differences in Water Quality and Spatial Autocorrelation Analysis of Eutrophication in Songhua Lake	DING Yang, ZHAO Jin-yong, ZHANG Jing, <i>et al.</i> (2232)
Pollution and Irrigation Applicability of Surface Water from Wet, Normal, and Dry Periods in the Huixian Karst Wetland, China	ZHU Dan-ni, ZOU Sheng-zhang, LI Jun, <i>et al.</i> (2240)
Changes in Water Chemistry and Driving Factors in the Middle and Lower Reaches of the Beijing-Hangzhou Grand Canal	CHENG Zhong-hua, DENG Yi-xiang, ZHUO Xiao-ke, <i>et al.</i> (2251)
Effects of Different Land Use Practices on Nitrogen Loss from Runoff During Rainfall Events	LUO Yi-feng, CHEN Fang-xin, ZHOU Hao, <i>et al.</i> (2260)
Sources and Fate of Nitrate in Groundwater in a Typical Karst Basin: Insights from Carbon, Nitrogen, and Oxygen Isotopes	REN Kun, PAN Xiao-dong, LIANG Jia-peng, <i>et al.</i> (2268)
Changes in the Bacterioplankton Community Between "Ice" and "Water" in the Frozen Dali Lake	LI Wen-bao, YANG Xu, TIAN Ya-nan, <i>et al.</i> (2276)
Analysis of the Spatial Changes in Bacterial Communities in Urban Reclaimed Water Channel Sediments; A Case Study of the North Canal River	QIU Ying, JIN Yan, SU Zhen-hua, <i>et al.</i> (2287)
Spatial Differences and Influencing Factors of Denitrification and ANAMMOX Rates in Spring and Summer in Lake Taihu	ZHAO Feng, XU Hai, ZHAN Xu, <i>et al.</i> (2296)
Structural Characteristics of Zooplankton and Phytoplankton Communities and Its Relationship with Environmental Factors in a Typical Tributary Reservoir in the Three Gorges Reservoir Region	CHEN Sha, XIE Qing, FU Mei, <i>et al.</i> (2303)
Application of Iron and Sulfate-Modified Biochar in Phosphorus Removal from Water	SANG Qian-qian, WANG Fang-jun, ZHAO Yuan-tian, <i>et al.</i> (2313)
Analysis of the Performance and Mechanism of Phosphorus Removal in Water by Steel Slag	LUO Xiao, ZHANG Jun-bo, HE Lei, <i>et al.</i> (2324)
Adsorption of BS-18 Amphoterically Modified Bentonite to Tetracycline and Norfloxacin Combined Pollutants	WANG Xin-xin, MENG Zhao-fu, LIU Xin, <i>et al.</i> (2334)
Preparation of Ag ₃ PO ₄ /g-C ₃ N ₄ Composite Photocatalysts and Their Visible Light Photocatalytic Performance	GAO Chuang-chuang, LIU Hai-cheng, MENG Wu-shuang, <i>et al.</i> (2343)
Activation of Permonosulfate by Rhodamine B for BPA Degradation Under Visible Light Irradiation	ZHANG Yi-chen, BAI Xue, SHI Juan, <i>et al.</i> (2353)
Fe-Ti Co-Doped Alumina-Induced Surface Dual Reaction Center for Catalytic Ozonation to Remove Pollutants from Water	ZHANG Fan, SONG Yang, HU Chun, <i>et al.</i> (2360)
Preparation of Sulfidated Copper-Iron Bimetallic Compositing Material and Its Mechanism for Chromium Removal	QU Min, WANG Yuan, CHEN Hui-xia, <i>et al.</i> (2370)
Mechanisms of Penicillin Wastewater Treatment by Coupled Electrocatalytic and Bioelectrochemical Systems	QU You-peng, LÜ Jiang-wei, DONG Yue, <i>et al.</i> (2378)
Aerobic Granular Sludge Operation and Nutrient Removal Mechanism from Domestic Sewage in an Anaerobic/Aerobic Alternating Continuous Flow System	LI Dong, YANG Jing-wei, LI Yue, <i>et al.</i> (2385)
In-situ Phosphorus Removal Activity and Impact of the Organic Matter Concentration on Denitrifying Phosphorus Removal in Sludge Aggregates	LÜ Yong-tao, JIANG Xiao-tong, TU Yan, <i>et al.</i> (2396)
In-situ Sludge Reduction Technology Based on Ozonation	XUE Bing, LIU Bin-han, WEI Ting-ting, <i>et al.</i> (2402)
Effects of Activated Carbon on the Fate of Antibiotic Resistance Genes During Anaerobic Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste	MA Jia-ying, WANG Pan-liang, WANG Bing-han, <i>et al.</i> (2413)
Release Mechanisms of Carbon Source and Dissolved Organic Matter of Six Agricultural Wastes in the Initial Stage	LING Yu, YAN Guo-kai, WANG Hai-yan, <i>et al.</i> (2422)
Spatial Differentiation of Soil Organic Carbon Density and Influencing Factors in Typical Croplands of China	LI Cheng, WANG Rang-hui, LI Zhao-zhe, <i>et al.</i> (2432)
Characteristics of Paddy Soil Organic Carbon Mineralization and Influencing Factors Under Different Water Conditions and Microbial Biomass Levels	LIU Qi, LI Yu-hong, LI Zhe, <i>et al.</i> (2440)
Analysis of Nitrogen Transformation Characteristics and Influencing Factors of Forestland Soil in the Qinghai-Tibet Plateau; A Case Study of the Qilian Mountains and Southeast Tibet	HE Fang, ZHANG Li-mei, SHEN Cong-cong, <i>et al.</i> (2449)
Using the Matter-Element Extension Model to Assess Heavy Metal Pollution in Topsoil in Parks in the Main District Park of Lanzhou City	HU Meng-jun, LI Chun-yan, LI Na-na, <i>et al.</i> (2457)
Effects of Long-Term Application of Chemical Fertilizers and Organic Fertilizers on Heavy Metals and Their Availability in Reddish Paddy Soil	XIA Wen-jian, ZHANG Li-fang, LIU Zeng-bing, <i>et al.</i> (2469)
Characteristics and Origins of Heavy Metals in Soil and Crops in Mountain Area of Southern Sichuan	HAN Wei, WANG Cheng-wen, PNEG Min, <i>et al.</i> (2480)
Spatial Distribution Characteristics, Source Apportionment, and Risk Assessment of Topsoil PAHs in the Core Area of the Ningdong Energy and Chemical Industry Base	YANG Fan, LUO Hong-xue, ZHONG Yan-xia, <i>et al.</i> (2490)
Functional Stability and Applicability of Heavy Metal Passivators in Reducing Cd Uptake by Lettuce	PANG Fa-hu, WU Xue-jiao, KONG Xue-fei, <i>et al.</i> (2502)
Effects of Water Management on Cadmium Accumulation by Rice (<i>Oryza sativa</i> L.) Growing in Typical Paddy Soil	ZHANG Yu-ting, TIAN Ying-bing, HUANG Dao-you, <i>et al.</i> (2512)
Adsorption Properties of Oiltea Camellia Shell-Modified Biochar and Effects of Coupled Waterlogging on Soil Cd Morphology	CAI Tong, DU Hui-hui, LIU Xiao-li, <i>et al.</i> (2522)
Effects of Land Use Changes on Soil Fungal Community Structure and Function in the Riparian Wetland Along the Downstream of the Songhua River	XU Fei, ZHANG Tuo, HUAI Bao-dong, <i>et al.</i> (2531)
Distribution of Antibiotic Resistance Genes and Microbial Communities in a Fishery Reclamation Mining Subsidence Area	CHENG Sen, LU Ping, FENG Qi-yan (2541)
Effects of Three Commonly Used Herbicides on Bacterial Antibiotic Resistance	LI Xi, LIAO Han-peng, CUI Peng, <i>et al.</i> (2550)
Discussion of Microbial Control Standards of Water Reclamation and Formulation Methods	CHEN Zhuo, CUI Qi, CAO Ke-fan, <i>et al.</i> (2558)