

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, 孙佳葆, 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, 王建丽, 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, 邱琰茗, 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)
Ag ₃ PO ₄ /g-C ₃ N ₄ 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	胡梦琨, 李春艳, 李娜娜, 吉天琪, 郑登友 (2457)
长期施用化肥和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	庞发虎, 吴雪姣, 孔雪菲, 曾宪, 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, 朱捍华, 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, 文畅, 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)	

重金属钝化剂阻控生菜 Cd 吸收的功能稳定性和适用性

庞发虎¹, 吴雪姣¹, 孔雪菲¹, 曾宠¹, 王晓宇¹, 陈兆进¹, 姚伦广¹, 韩辉^{1,2*}

(1. 南阳师范学院生命科学与农业工程学院, 南水北调中线水源区水安全河南省协同创新中心, 南阳 473061; 2. 中国农业科学院农业环境与可持续发展研究所, 北京 100081)

摘要: 利用重金属钝化剂阻控蔬菜吸收重金属是治理中轻度重金属污染菜地和保障蔬菜安全生产的重要举措. 以重金属固定细菌 *Bacillus megaterium* N3 (N3)、稻壳生物炭 (BC)、羊粪有机肥 (SM)、菌株 N3 联合生物炭 (BC + N3) 和菌株 N3 联合羊粪有机肥 (SM + N3) 为重金属钝化剂, 采用盆栽试验连续种植生菜 3 次, 而只在种植第 1 次时施重金属钝化剂, 研究不同处理对生菜吸收 Cd 的影响及其功能稳定性, 并利用动态加权综合函数评估这几种钝化材料的综合适用性. 结果表明, 第 1 次种植生菜时, 与对照相比, 所有重金属钝化剂均能显著降低 (61.2%~81%) 生菜可食用部分 Cd 的含量. 而在第 3 次种植生菜中, 只有菌株 N3 联合羊粪有机肥的处理能显著降低生菜对 Cd 的吸收, 这表明菌株 N3 联合羊粪有机肥阻控生菜 Cd 吸收的功能稳定性最好. 利用动态加权综合函数, 从新鲜生菜可食用部分 Cd 含量、土壤有效态 Cd 含量、每亩产量和每亩修复成本等 4 个方面进行综合评价. 结果显示, 菌株 N3 联合羊粪有机肥的综合适用性最好, 其次是羊粪有机肥、菌株 N3 联合生物炭和生物炭, 而菌株 N3 的综合评价效果最差. 本研究结果为重金属污染菜地钝化修复提供理论依据和技术支撑.

关键词: 重金属; 钝化修复; 功能稳定性; 综合评价; 生菜

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2021)05-2502-10 DOI: 10.13227/j.hjks.202010080

Functional Stability and Applicability of Heavy Metal Passivators in Reducing Cd Uptake by Lettuce

PANG Fa-hu¹, WU Xue-jiao¹, KONG Xue-fei¹, ZENG Chong¹, WANG Xiao-yu¹, CHEN Zhao-jin¹, YAO Lun-guang¹, HAN Hui^{1,2*}

(1. Collaborative Innovation Center of Water Security for Water Source Region of Mid-route Project of South-North Water Diversion of Henan Province, College of Life Sciences and Agricultural Engineering, Nanyang Normal University, Nanyang 473061, China; 2. Institute of Environment and Sustainable Development in Agriculture, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: The use of heavy metal passivators to prevent vegetables from absorbing heavy metals is an important measure to control heavy metal-polluted vegetable fields and to ensure the safe production of vegetables. A pot experiment of planting three times in succession was conducted to study the effects of *Bacillus megaterium* N3 (N3), rice husk biochar (BC), sheep manure organic fertilizer (SM), strain N3 combined with biochar (BC + N3), and strain N3 combined with sheep manure (SM + N3) on Cd uptake and the functional stability of lettuce using a heavy metal passivator only at the first planting. The comprehensive applicability of the passivation materials was evaluated by the dynamic weighted comprehensive function. The results showed that when lettuce was planted for the first time, compared with the control, all the heavy metal passivators could significantly reduce (61.2%-81%) the Cd content in the edible part of the lettuce. However, in the third cultivation of lettuce, only SM + N3 could significantly reduce the Cd uptake by lettuce, which indicated that SM + N3 had the best functional stability. The dynamic weighted comprehensive function was used to evaluate the Cd content in the edible part of fresh lettuce, available Cd content in the soil, yield, and remediation cost. The results showed that the comprehensive applicability of SM + N3 was the best, followed by that of SM, BC + N3, and BC, and the comprehensive evaluation effect of strain N3 was the worst. The results of this study provide a theoretical basis and technical support for remediation of heavy metal-contaminated vegetable fields.

Key words: heavy metal; passivation remediation; functional stability; comprehensive evaluation; lettuce

菜地重金属含量超标等土壤污染问题越来越受到人们的关注^[1,2]. 菜地中的重金属如镉 (Cd) 会通过生菜等蔬菜食物链进入到人体, 严重损害人类的健康, 所以必须采取有效的方法治理土壤重金属污染和阻控蔬菜对重金属的吸收^[3,4]. 对于绝大部分中轻度重金属污染菜地而言, 农业生产仍然是其承担的主要功能, 因此既要控制重金属从土壤向食物链转移, 又要不影响农民的经济收入是该类型土壤治理有别于其他

重度污染土壤及场地污染治理的最主要特征^[5]. 重金属钝化修复由于能够实现边修复边生产的目而成为首选的治理方案. 常见的重金属钝化剂主要有化学钝化剂 (生物炭、磷灰石和沸石

收稿日期: 2020-10-16; 修订日期: 2020-10-26

基金项目: 国家自然科学基金项目 (41907143); 河南省教育厅高等学校重点科研项目 (20A180023, 19A180004)

作者简介: 庞发虎 (1975~), 男, 博士, 副教授, 主要研究方向为土壤重金属污染修复, E-mail: pangfahu@163.com

* 通信作者, E-mail: 17657311626@163.com

等)^[6], 主要依靠钝化剂本身吸附重金属和提高土壤 pH 值, 降低土壤有效态重金属含量, 从而阻控作物对重金属的吸收、生物有机肥(猪粪、鸡粪和骨粉等)^[7,8], 主要依靠钝化剂提供丰富的营养元素和有机质, 增强土壤颗粒对重金属的吸附和提高作物的抗逆性, 进而降低作物对重金属的吸收、微生物钝化剂(重金属固定细菌、植物促生细菌和真菌等)^[9~11], 主要依靠微生物对重金属的吸附、富集和氧化还原等, 以及分泌生长素、脱落酸和多胺等植物激素, 降低土壤有效态重金属的含量和促进作物生长, 最终降低作物对重金属的吸收和联合修复(生物炭联合菌剂和生物有机肥联合菌剂)^[12]. 虽然已有许多研究报道这些重金属钝化剂能够阻控蔬菜^[13]、水稻^[14]和小麦^[15]等作物对 Cd 的吸收. 但是, 这些研究往往都是单次试验, 而关于重金属钝化剂的功能稳定性的研究不多. 即在连续多次种植体系下, 只施加一次重金属钝化剂, 这些重金属钝化剂的阻控作用在土壤中能够持续保持多久? 需要进一步研究. 此外, 不同种类的重金属钝化剂对作物、土壤和环境造成的生态影响均不相同, 目前的技术评估指标单一^[16], 往往只关注作物中重金属的含量, 而忽略了其他因素, 因此建立以农产品质量与产量、土壤钝化效率和修复成本等为指标的评估体系, 对推进钝化修复技术的应用具有重要意义.

重金属固定细菌因其不仅能够吸附固定重金属, 阻控蔬菜对重金属的吸收, 还能够分泌促生物质(生长素和多胺)促进蔬菜生长和改善蔬菜品质而受到广泛的关注^[17]. 但是由于环境因素复杂多变, 功能菌剂在土壤中的定殖受到了极大的挑战. 有研究表明生物炭或者有机肥能够为菌剂提供生长的载体和环境, 为其的生长提供必要的营养元素, 进而具有更强的阻控作物吸收重金属的能力^[18]. 本文以实验室前期筛选得到的重金属固定 *Bacillus megaterium* N3 作为功能菌剂^[19], 同时选取前期研究具有阻控作用的稻壳生物炭^[20]和羊粪有机肥, 以及生物炭复合菌肥和羊粪复合菌肥施, 加到 Cd 污染菜地土壤中, 通过连续种植 3 次的盆栽试验, 研究其对生菜吸收 Cd 和土壤质量的影响, 评价不同重金属钝化剂的功能稳定性. 同时, 从新鲜生菜可食用部分 Cd 含量、土壤有效态 Cd 含量、每亩产量和每亩修复成本等 4 个方面进行考量, 引入动态加权综合函数建立综合评价模型, 评估几种重金属钝化剂的综合适用性, 以期重金属污染菜地钝化修复提供理论依据和技术支撑.

1 材料与方法

1.1 菌株、生物炭、羊粪有机肥和复合菌肥的制备

菌株 *Bacillus megaterium* N3 (MH715353) 分离自狗尾草根际土壤, 能够耐受高浓度的 Cd ($650 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 在 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 的溶液中, 对 Cd 的吸附去除率达到 92.6%^[19]. 此外, 菌株 N3 还能分泌生长素和铁载体, 能够耐受四环素 ($50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和庆大霉素 ($50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), 且具有促进蔬菜生长的能力, 因此是 1 株重金属固定植物促生细菌. 菌株 N3 菌悬液的制备(N3): 以 2% 的比例接种甘油管里的菌株 N3 到灭过菌的 LB 液体培养基中, 28°C 振荡培养 18 h, $5000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 10 min 收集菌体, 无菌去离子水洗 3 遍, 然后重悬于无菌去离子水中, 使其 D_{600} 为 1.0 ($10^8 \text{ CFU} \cdot \text{mL}^{-1}$). 稻壳生物炭(BC)采购自寿光禾能生物科技有限公司, 原料为稻壳, 采用马弗炉 500°C 下热解 30 min. 生物炭的粒径为 0.5 ~ 1 mm, pH 为 7.84 和有机质为 $29.5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 未检测到 Cd. 有研究发现此稻壳生物炭能够阻控萝卜对 Cd 和 Pb 的吸收^[20]. 羊粪有机肥(SM): 收集羊铺粪, 加水使含水量达到 40% ~ 50%, 然后堆成长垛. 2 d 后充分搅拌一次, 放置 3 d 进行升温发酵, 然后再充分搅拌, 放置 3 d, 然后再进行搅拌, 这样来回搅拌和放置进行 7 次, 最后把羊粪闷成大堆, 放置 30 d, 最后进行粉碎过筛, 晾晒, 即为羊粪有机肥. 复合菌肥: 分别取 10 mL 菌悬液均匀地喷洒到 10 g 生物炭或者羊粪中, 室温静置 1 d, 混合均匀制成生物炭复合菌肥或者羊粪复合菌肥. 此外, 复合菌肥中的含水量保持在 30% ~ 40%, 以保持功能菌株的活力.

1.2 功能菌株在生物炭或者羊粪中的存活率检测

制备若干生物炭复合菌肥(BC + N3)和羊粪有机肥复合菌肥(SM + N3), 室温条件下, 存放于密封袋中, 用牙签在袋子上扎上小孔, 同时保持含水量在 30% ~ 40%. 每隔一个月取 1 g 复合菌肥进行梯度稀释, 涂布到含有 Cd ($500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$)、四环素 ($50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 和庆大霉素 ($50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 的三抗 LB 固体平板上, 28°C 培养 3 d, 进行平板计数, 以确定功能菌株的存活情况. 以不接种菌株 N3 的生物炭和羊粪有机肥作为对照.

1.3 溶液条件下重金属钝化剂对 Cd 的吸附去除能力测定

配制 Cd (CdCl_2) 质量浓度为 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 LB 液体培养基, 121°C 灭菌 30 min, 分装到三角瓶中, 每瓶 100 mL 培养基. 以 2% 的比例接种菌株 N3, 另外, 分别取 5 g BC、SM、BC + N3 和 SM + N3 加入到三角瓶中, 然后 28°C 静置培养. 所有处理均设置 3 个重复,

以不加任何重金属钝化剂作为对照. 在第 0、1、5、10、15、20、25 和 30 d 时取 5 mL 发酵液, 8 000 $r \cdot \min^{-1}$ 离心 10 min, 用 pH 计测定上清液的 pH 值, 采用电感耦合等离子体发射光谱仪 (inductively coupled plasma atomic emission spectrometry, ICP-AES, SHIMADZ ICPE-9820) 测定上清液中 Cd 质量浓度.

1.4 生菜盆栽试验

从南阳市郊区采集 Cd 污染菜地土壤, 风干, 过筛. 土壤 pH 为 6.81, 有机质为 $24.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 总 N $1.88 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 有效磷 $0.254 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, 速效钾 $1.76 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$, $2.94 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ Cd. 本试验共设置 6 种处理: 不施加重金属钝化剂的对照组 (CK)、施加菌株 N3 组 (N3)、施加生物炭组 (BC)、施加羊粪有机肥组 (SM)、施加生物炭复合菌肥组 (BC + N3) 和施加羊粪复合菌肥组 (SM + N3), 每个处理 3 个重复. 所用盆钵高 15 cm, 内径为 15 cm, 每盆装土 5 kg, 种植前将土壤与各种重金属钝化剂混匀, 其中取 100 mL 菌株 N3 的菌悬液 ($10^8 \text{ CFU} \cdot \text{mL}^{-1}$) 用喷壶均匀地喷洒在土壤中, 其他固体钝化剂各取 25 g 与土壤混合均匀, 每个处理 3 个重复. 所有重金属钝化剂只添加 1 次, 每盆种植 3 颗生菜. 蔬菜分别于 2019 年 4 月 8 日、2019 年 7 月 20 日和 2019 年 10 月 25 日种植, 收获日期分别为 2019 年 6 月 22 日、2019 年 9 月 30 日和 2020 年 1 月 11 日. 第 1 次种植记为 F1, 第 2 次种植记为 F2, 第 3 次种植记为 F3. 盆栽试验在南阳师范学院农场温室中进行, 种植过程中不施加任何肥料, 不打农药, 保持土壤含水量在 15% ~ 25%.

1.5 植物和土壤样品收获处理

每次种植结束后用剪刀剪开生菜地上部和根部, 根部用自来水洗净后用 $0.01 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 EDTA-2Na 溶液浸泡 10 min 以去除根表面沾染的 Cd, 然后用去离子水清洗 3 遍, 然后进行烘干, 粉碎. 用电子秤测量所有样品的干重. 称取 1.00 g 植物样品进行微波消解, 然后采用 ICP-AES 测定消解液中 Cd 含量, 计算后得出小麦各组织中的 Cd 的含量. 采用国家标准参比物质 (土壤: GBW-07402, 植物: GBW-08501) 进行质量控制, 标样测定结果均在允许误差范围内. 植物收获处理时将小麦根系与土壤小心分离并收集距离根系 2 mm 以内的土壤, 称为根际土. 采用 Tessier 顺序提取五步法^[21]测定生菜根际土壤不同形态 Cd 含量, 按照提取的先后顺序将重金属形态分为: 可交换态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机物结合态以及残渣态. 取小麦根际土壤 1.0 g 以 1:2.5 的土水比例加

入无菌去离子水, 充分振荡 2 h, $12\,000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 离心 10 min, 取上清液用 pH 计测 pH 值. 采用重铬酸钾容量法测定不同处理小麦根际土壤中有机质的含量. 采用靛酚蓝比色法测定生菜根际土壤脲酶活性 [以 $\text{NH}_3\text{-N}/\text{soil}$ 计, $\text{mg} \cdot (\text{d} \cdot \text{g})^{-1}$], 采用 3,5-二硝基水杨酸比色法测定生菜根际土壤蔗糖酶的活性 [以 $\text{glucose}/\text{soil}$ 计, $\text{mg} \cdot (\text{d} \cdot \text{g})^{-1}$], 采用高锰酸钾滴定法测定生菜根际土壤过氧化氢酶的活性 [以 $\text{H}_2\text{O}_2/\text{soil}$ 计, $\text{mg} \cdot (30 \text{ min} \cdot \text{g})^{-1}$].

1.6 钝化效果适用性综合评估

采用动态加权综合评估法^[22,23]对不同钝化剂处理适用性进行评价. 从土壤有效态 Cd 含量、生菜生物量、新鲜生菜叶片 Cd 含量和修复成本等 4 个方面进行考量, 引入动态加权综合函数建立综合评价模型. 首先将每项评价指标量化, 将指标的权重与其评估值关联, 按照评估指标的特性进行一致化和标准化处理, 再根据指标和权重的变化确定权函数为偏大型正态分布, 即:

$$W_i(x) = \begin{cases} 0, & x_i < \alpha_i, \\ 1 - \exp\left(-\left(\frac{x_i - \alpha_i}{\sigma_i}\right)^2\right), & x_i \geq \alpha_i. \end{cases} \quad (1)$$

式中, $W_i(x)$ 为每个指标对应的权函数, x_i 为第 i 个评估指标的取值, α_i 取 x_i 的一类中间值; σ_i 由 $W_i(a_3^i) = 0.9$ ($i = 1, 2, 3, 4$) 确定, a_3^i 为第 i 个评估指标第 3 区间值 $[a_3, b_3]$. 最后根据标准化的评估指标值 x_i 及相对应的动态权函数 $W_i(x)$ 建立综合评价模型, 评价结果 X 为各指标的动态加权, 即:

$$X = \sum_{i=1}^4 W_i(x_i) x_i \quad (2)$$

根据《土壤环境质量农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018)^[24]将土壤中有有效态 Cd 含量划分为 4 个等级; 根据《食品安全国家标准食品中污染物限量》(GB 2762-2017)^[25]中叶菜 Cd 含量限值将新鲜生菜可食用部分 Cd 含量分为 4 个等级; 根据本试验中重金属钝化剂添加量, 1 km^2 的菜地施用菌株的成本为 2 831 元, 生物炭的成本为 283 元, 羊粪的成本为 424 元, 生物炭联合菌株的成本为 3 115 元, 羊粪联合菌株的成本为 3 256 元. 因此修复成本以 $3\,000 \text{ 元} \cdot \text{km}^{-2}$ 材料成本的 10% 和 50% 划分等级. 生菜产量按照每 $1\,000 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2}$ 为基准, 对产量的影响在 50% 以内划分等级; 各指标等级分类见表 1.

1.7 数据处理

采用 SPSS 17.0 软件进行数据统计分析, 用 Microsoft Excel 2010 软件绘图.

表 1 钝化效果评估指标分级

项目	优秀	良好	一般	较差
新鲜生菜可食用部分 Cd 含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0 ~ 0.32	0.32 ~ 0.56	0.56 ~ 0.87	> 0.87
土壤有效态 Cd 含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	0 ~ 0.44	0.44 ~ 0.71	0.70 ~ 0.99	> 0.99
产量/ $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$	> 915	690 ~ 915	467 ~ 690	0 ~ 467
修复成本/ $\text{元}\cdot\text{km}^{-2}$	0 ~ 300	300 ~ 1 500	1 500 ~ 3 000	> 3 000

2 结果与分析

2.1 复合菌肥中菌株 N3 的存活率检测

由图 1 可以看出,在前期,菌株 N3 能够很好地在生物炭或者羊粪有机肥中存活,有效活菌数达到 $10^7\text{CFU}\cdot\text{g}^{-1}$. 但是在存放 5 个月后,生物炭复合菌肥中的功能菌株有效活菌数开始显著下降,在第 7 个月时菌株 N3 的有效活菌数达到 $10^2\text{CFU}\cdot\text{g}^{-1}$. 而羊粪复合菌肥中的功能菌株有效活菌数在第 8 个月才开始显著下降,第 9 个月也下降到 $10^2\text{CFU}\cdot\text{g}^{-1}$. 以上结果表明羊粪复合菌肥的有效保存时间为 8 个月,而生物炭复合菌肥有效保存时间为 5 个月.

2.2 溶液条件下不同重金属钝化剂吸附 Cd 规律

随着培养时间的增加,对照组中 Cd 质量浓度无显著差异,保持在 $4.92\sim4.93\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 而处理组 N3、BC、SM、BC + N3 和 SM + N3 溶液中的 Cd 质量浓度逐渐降低(图 2),这说明这 5 种重金属钝化剂均能够吸附去除溶液中 Cd 离子. 其中,菌株 N3 对 Cd 的吸附率为 82.4%,生物炭对 Cd 的吸附率为

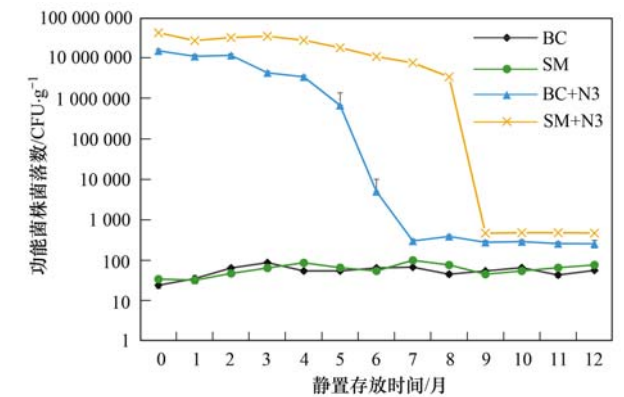


图 1 不同重金属钝化剂中菌株 N3 的菌落数

Fig. 1 Colony numbers of strain N3 in different heavy metal passivators

64.2%,羊粪有机肥对 Cd 的吸附率为 36.5%,生物炭复合菌肥对 Cd 的吸附率为 84.5%,而羊粪复合菌肥对 Cd 的吸附率为 91.3%,这说明相比其他重金属钝化剂,羊粪复合菌肥对 Cd 的吸附钝化效果最好. 在培养前 15 d,各个处理组中溶液的 pH 值逐渐升高,随后保持不变. 培养 30 d 后,处理组 N3 溶液中的 pH 值为 8.32,处理组 BC 溶液中的 pH 值为

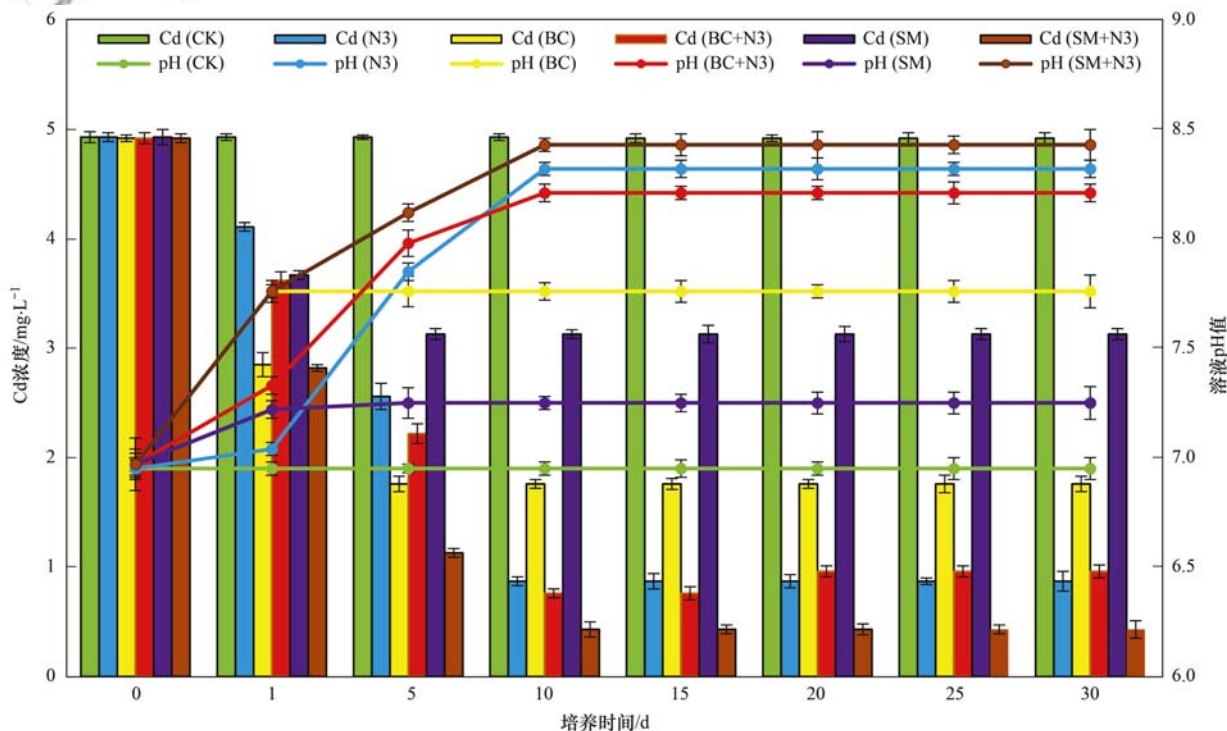


图 2 不同重金属钝化剂对溶液中 Cd 质量浓度和 pH 值的影响

Fig. 2 Effects of different heavy metal passivators on the Cd content and pH in solution

7.76,处理组 SM 溶液中的 pH 值为 7.25,处理组 BC + N3 溶液中的 pH 值为 8.21,而处理组 SM + N3 溶液中的 pH 值为 8.43.菌株、有机质和生物炭上均具有大量的阴离子,当溶液中的 pH 值越高,所含 H^+ 含量越低, Cd^{2+} 则会大量地吸附到菌株、生物炭和有机质的表面,本试验结果也说明了各个重金属钝化剂会通过提高溶液的 pH 值进而降低溶液中 Cd 的质量浓度.

2.3 不同处理对生菜可食用部分和根部生物量的影响

由表 2 可知,第 1 次种植时,与对照组相比,各个重金属钝化剂均能促进生菜生长,显著提高生菜可食用部分 (19.3% ~ 95.9%) 和根部 (22.5% ~ 112%) 的生物量.其中,SM + N3 的促生效果最好,其次为 BC + N3,SM,N3 和 BC,这说明羊粪有机肥

联合菌株 N3 具有更强的促进生菜生长的能力.第 2 次种植时,与对照组相比,各个重金属钝化剂均能促进生菜生长,显著提高生菜可食用部分 (29.6% ~ 93.2%) 和根部 (29.3% ~ 109%) 的生物量.其中,羊粪有机肥联合菌株 N3 的促生效果最好.第 3 次种植时,与对照组相比,N3 和 BC 对生菜的生长无显著影响,而 SM、SM + N3 和 BC + N3 能够显著提高生菜可食用部分 (40.6% ~ 72.6%) 和根部 (33.8% ~ 93.2%) 的干重,其中,羊粪有机肥联合菌株 N3 仍然具有更强的促进生菜生长的能力.综上,菌株 N3 和生物炭的促生效果在种植前 2 次比较稳定,而在种植第 3 次,他们则失去了促进生菜生长的能力.羊粪有机肥、生物炭复合菌肥和羊粪复合菌肥在 3 次种植过程中对生菜的促生能力相对稳定,其中羊粪复合菌肥的促生效果最好.

表 2 重金属钝化剂对生菜各组织干重的影响¹⁾

Table 2 Influence of heavy metal passivators on the dry weight of lettuce

项目	F1/g·盆 ⁻¹		F2/g·盆 ⁻¹		F3/g·盆 ⁻¹	
	可食用部分	根部	可食用部分	根部	可食用部分	根部
CK	24.8 ± 2.43e	7.87 ± 0.45d	23.6 ± 1.7d	7.5 ± 0.41d	24.1 ± 2.33c	7.92 ± 0.38d
N3	35.7 ± 2.75c	12.6 ± 0.68b	30.6 ± 1.93c	9.7 ± 0.53c	25.7 ± 2.54c	7.13 ± 0.32d
BC	29.6 ± 2.23d	9.64 ± 0.63c	31.7 ± 1.62c	9.7 ± 0.87c	28.7 ± 2.73c	8.27 ± 0.43d
BC + N3	41.6 ± 2.65b	15.7 ± 0.84a	38.7 ± 2.75b	13.5 ± 0.91b	33.9 ± 3.23b	10.6 ± 0.87c
SM	37.2 ± 1.92c	13.4 ± 0.95b	36.2 ± 1.32b	13.4 ± 0.95b	34.2 ± 1.32b	12.4 ± 0.95b
SM + N3	48.6 ± 3.71a	16.7 ± 1.12a	45.6 ± 2.43a	15.7 ± 1.12a	41.6 ± 2.43a	15.3 ± 1.12a

1) 数据为平均值 ± 标准差 (n = 3); F1: 第 1 次种植, F2: 第 2 次种植, F3: 第 3 次种植; 同列不同小写字母表示处理之间有显著差异 (P < 0.05)

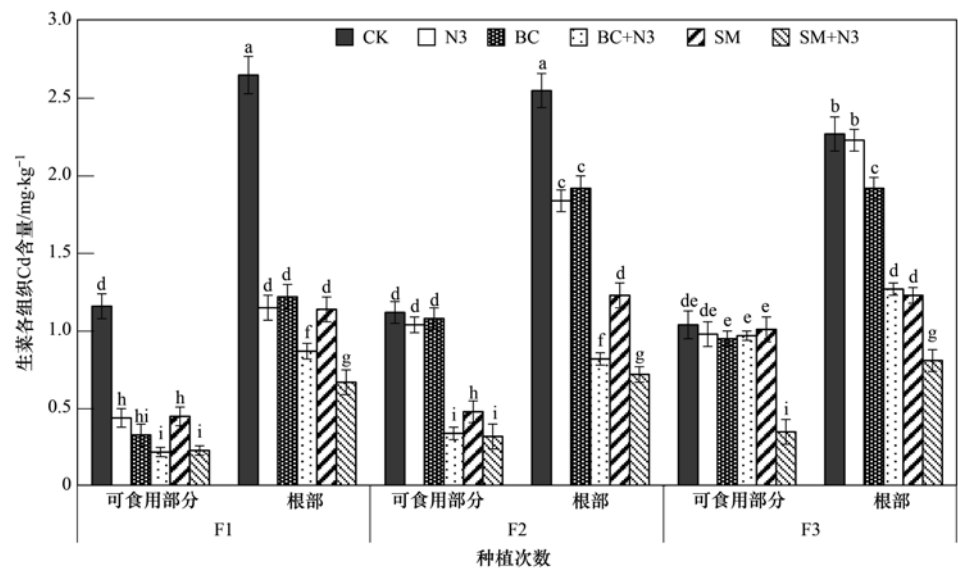
2.4 不同处理对生菜可食用部分和根部 Cd 含量的影响

由图 3 可知,不同重金属钝化剂阻控生菜吸收 Cd 的功能稳定性随种植次数的增加呈现不同的结果.第 1 次种植时,与对照相比,各个重金属钝化剂均能显著降低生菜可食用部分 (61.2% ~ 81%) 和根部 (53.9% ~ 74.7%) Cd 的含量.其中,SM + N3 和 BC + N3 阻控生菜可食用部分吸收 Cd 的能力最高,其次为 N3、BC 和 SM,这说明复合菌剂要比单一菌株或者化学固定剂具有更强的阻控生菜吸收 Cd 的能力.第 2 次种植时,与对照相比,N3 和 BC 对生菜可食用部分 Cd 的含量无显著影响,而 SM + N3、SM 和 BC + N3 均能显著降低生菜可食用部分 (57.1% ~ 71.4%) 和根部 (53.8% ~ 71.6%) Cd 的含量.其中 SM + N3 和 BC + N3 阻控生菜可食用部分吸收 Cd 的能力大于 SM 的阻控能力.第 3 次种植时,与对照相比,SM + N3 显著降低生菜可食用部分 (66.3%) 和根部 (64.3%) Cd 的含量,而 N3、BC、SM 和 BC + N3 对生菜可食用部分 Cd 的含量无显著影响.综上,菌株 N3 和生物炭在种植第 1 次时具有

阻控生菜吸收 Cd 的能力,但是在第 2 次和第 3 次时,这两种钝化剂则没有了阻控生菜吸收 Cd 的能力,羊粪有机肥和生物炭复合菌肥在第 3 次种植时才失去了阻控生菜吸收 Cd 的能力,而羊粪复合菌肥在所有的种植中均具有阻控生菜吸收 Cd 的能力.因此羊粪复合菌肥的功能稳定性是最好的.

2.5 不同重金属钝化剂对生菜根际土壤 Cd 形态分布的影响

Cd 会以多种形态存在于土壤中,土壤中可交换态 Cd 移动性高,容易被植物吸收,有机物结合态 Cd、碳酸盐结合态 Cd 和铁锰氧化态 Cd 等形态则不易被植物吸收,而残渣态 Cd 在土壤中的移动性比较差,不能被植物吸收.由图 4 可以看出,第 1 次种植时,与对照相比,各个重金属钝化剂均能降低生菜根际土壤可交换态 Cd (29.4% ~ 52.9%) 的含量,增加残渣态 Cd (50.1% ~ 100%) 的含量.此外,菌株 N3 和生物炭复合菌肥还能增加碳酸盐结合态 Cd (分别为 46.6% 和 26.7%) 的含量,羊粪和羊粪复合菌肥显著增加铁锰氧化态 Cd (分别为 71.4% 和 78.6%) 的含量,而生物炭和生物炭复合菌肥显著



F1: 第 1 次种植, F2: 第 2 次种植, F3: 第 3 次种植,下同;不同小写字母表示处理之间有显著差异($P<0.05$)

图 3 重金属钝化剂对生菜各组织 Cd 含量的影响

Fig. 3 Influence of heavy metal passivators on the Cd contents of lettuce

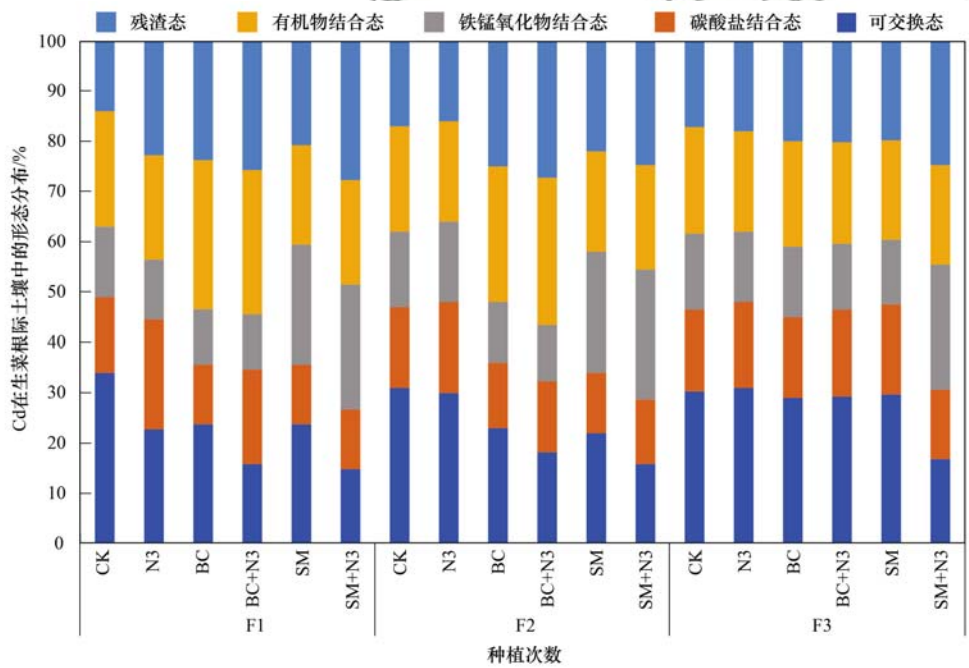


图 4 生菜根际土壤不同形态 Cd 含量分布

Fig. 4 Distribution of the Cd content in different forms of rhizosphere soil of lettuce

增加有机物结合态 Cd(分别为 30.4% 和 26.1%)的含量.第 2 次种植时,与对照相比,菌株 N3 对生菜根际土壤 Cd 的形态分布无显著影响,生物炭和生物炭复合菌肥能够显著降低可交换态 Cd(分别为 25.8% 和 41.9%)的含量,显著提高有机物结合态 Cd(分别为 28.6% 和 38.1%)和残渣态 Cd(分别为 47.1% 和 58.8%)的含量,而羊粪和羊粪复合菌肥则能够显著降低可交换态 Cd(分别为 29.1% 和 48.4%)的含量,显著提高铁锰氧化态 Cd(分别为 60% 和 73.3%)和残渣态 Cd(分别为 29.4% 和

47.1%)的含量.第 3 次种植时,与对照相比,只有羊粪复合菌肥能够显著降低可交换态 Cd(43.3%)的含量,显著提高铁锰氧化态 Cd(78.6%)和残渣态 Cd(47.1%)的含量.而其他重金属钝化剂对生菜根际土壤 Cd 的分布无显著影响.综上,菌株 N3 只在第 1 次种植时具有降低生菜根际土壤有效态 Cd 含量的能力,生物炭、生物炭复合菌肥和羊粪有机肥在第 3 次种植时才失去了降低生菜根际土壤有效态 Cd 含量的能力,而羊粪复合菌肥在所有的种植中均具有降低生菜根际土壤有效态 Cd 含量的能力,因

此羊粪复合菌肥的功能稳定性是最好的.

2.6 不同重金属钝化剂对生菜根际土壤 pH、有机质和酶活的影响

由表 3 可知,第 1 次种植时,与对照相比,各个重金属钝化剂均能显著提高生菜根际土壤 pH 值(由 7.03 升高到 7.08~7.20),其中生物炭和生物炭复合菌剂提高生菜根际土壤 pH 值的能力最强.第 2 次种植时,与对照相比,菌株 N3 对生菜根际土壤 pH 值无显著影响,而生物炭、羊粪有机肥、生物炭复合菌肥和羊粪复合菌肥能够显著提高生菜根际土壤 pH 值(由 7.02 升高到 7.12~7.15).第 3 次种植时,与对照相比,羊粪有机肥和羊粪复合菌肥能够显著提高生菜根际土壤 pH 值,而其他处理则对生菜根际土壤 pH 值无显著影响.第 1 次种植时,与对

照相比,除了菌株 N3,其余处理均能显著提高(10.2%~41.6%)生菜根际土壤有机质的含量.第 2 次和第 3 次种植时,与对照相比,羊粪有机肥和羊粪复合菌肥能够显著提高(27.9%~39.8%)生菜根际土壤有机质的含量,而其他处理则对生菜根际土壤有机质无显著影响.第 1 次种植时,与对照相比,除了生物炭,菌株 N3、羊粪有机肥、生物炭复合菌肥和羊粪复合菌肥能够显著提高生菜根际土壤脲酶的活性(51.3%~68.1%).第 2 次和第 3 次种植时,与对照相比,羊粪有机肥和羊粪复合菌肥能够显著提高(21.9%~36.9%)生菜根际土壤脲酶的活性,而其他处理则对生菜根际土壤脲酶的活性无显著影响.而在 3 次种植过程中,各个处理对生菜根际土壤蔗糖酶和过氧化氢酶的活性均无显著影响.

表 3 重金属钝化剂对生菜根际土壤品质的影响¹⁾
Table 3 Effects of heavy metal passivators on the rhizosphere soil quality of lettuce

阶段	项目	pH 值	有机质 /g·kg ⁻¹	脲酶 (以 NH ₃ -N/soil 计) /mg·(24 h·g) ⁻¹	蔗糖酶 (以 glucose/soil 计) /mg·(24 h·g) ⁻¹	过氧化氢酶 (以 H ₂ O ₂ /soil 计) /mg·(30 min·g) ⁻¹
F1	CK	7.03 ± 0.02d	25.7 ± 1.24c	14.4 ± 0.76b	7.48 ± 0.43a	0.87 ± 0.08a
	N3	7.08 ± 0.02c	24.3 ± 1.32c	22.8 ± 1.12a	7.81 ± 0.54a	0.76 ± 0.06a
	BC	7.19 ± 0.02a	28.3 ± 2.12b	15.3 ± 0.83b	7.53 ± 0.56a	0.79 ± 0.07a
	BC + N3	7.20 ± 0.03a	29.7 ± 2.32b	21.8 ± 1.16a	7.48 ± 0.45a	0.82 ± 0.06a
	SM	7.11 ± 0.03bc	35.7 ± 2.43a	22.2 ± 1.36a	7.54 ± 0.65a	0.76 ± 0.06a
	SM + N3	7.13 ± 0.02b	36.4 ± 2.31a	24.2 ± 1.14a	7.34 ± 0.55a	0.78 ± 0.07a
F2	CK	7.02 ± 0.02b	24.1 ± 1.54b	13.5 ± 0.56c	7.65 ± 0.36a	0.83 ± 0.07a
	N3	7.03 ± 0.02b	24.3 ± 1.83b	15.7 ± 0.96c	7.43 ± 0.76a	0.85 ± 0.06a
	BC	7.13 ± 0.03a	26.7 ± 2.43b	13.8 ± 0.83c	7.44 ± 0.53a	0.78 ± 0.06a
	BC + N3	7.15 ± 0.02a	25.4 ± 2.35b	14.3 ± 0.66c	7.56 ± 0.45a	0.87 ± 0.07a
	SM	7.13 ± 0.03a	32.7 ± 2.54a	19.8 ± 0.97b	7.34 ± 0.59a	0.77 ± 0.05a
	SM + N3	7.12 ± 0.02a	33.7 ± 2.15a	22.3 ± 0.76a	7.56 ± 0.58a	0.87 ± 0.07a
F3	CK	7.02 ± 0.02b	22.2 ± 1.13b	13.5 ± 0.54b	7.33 ± 0.75a	0.83 ± 0.07a
	N3	7.03 ± 0.01b	21.3 ± 1.17b	14.1 ± 0.56b	7.54 ± 0.43a	0.86 ± 0.06a
	BC	7.04 ± 0.02ab	22.4 ± 1.67b	13.2 ± 0.75b	7.34 ± 0.43a	0.79 ± 0.06a
	BC + N3	7.06 ± 0.02ab	23.3 ± 1.12b	15.8 ± 1.26b	7.65 ± 0.43a	0.77 ± 0.09a
	SM	7.08 ± 0.02a	22.4 ± 2.13b	19.1 ± 0.94a	7.65 ± 0.43a	0.76 ± 0.05a
	SM + N3	7.09 ± 0.03a	30.7 ± 2.17a	19.3 ± 1.06a	7.42 ± 0.43a	0.79 ± 0.06a

1) 数据为平均值 ± 标准差(n = 3); F1: 第 1 次种植, F2: 第 2 次种植, F3: 第 3 次种植; 同列不同小写字母表示处理之间有显著差异(P < 0.05)

2.7 综合效果评估

从新鲜生菜可食用部分 Cd 含量、土壤有效态 Cd 含量、每亩产量和每亩修复成本等 4 个方面进行考量,引入动态加权综合函数建立综合评价模型,评估几种重金属钝化剂的适用性.根据表 1 中的分类指标将新鲜生菜可食用部分 Cd 含量(x_1)、土壤有效态 Cd 含量(x_2)和每亩修复成本(x_4)直接作极差变换,即得到指标的标准化与相应的区间:[0, 0.375 0)、[0.375 0, 0.625 0)、[0.625 0, 1)和[1, ∞); [0, 0.044 1)、[0.044 1, 0.705 9)、[0.705 9, 1)和[1, ∞); [0, 0.083 4)、[0.083 4, 0.416 7)、

[0.416 7, 1)和[1, ∞); 而每亩产量 x_3 需要得到极小化处理,即将数据指标先进行倒数变化后作极差变换,从而得到标准化的区间:[0, 0.51)、[0.51, 0.675 6)、[0.675 6, 1)和[1, ∞).根据指标类别的增加对评估效果的影响,按照实际情况取动态加权函数为偏大型正态分布函数,见公式(1). α_i 取各指标 I 类标准区间中值,即 $\alpha_1 = 0.187 5$ 、 $\alpha_2 = 0.099 9$ 、 $\alpha_3 = 0.062 5$ 和 $\alpha_4 = 0.166 0$; 经实际数据计算可得 $\sigma_1 = 0.552 0$ 、 $\sigma_2 = 0.397 3$ 、 $\sigma_3 = 0.297 1$ 和 $\sigma_4 = 0.247 1$; 因此可将测得的实际数据代入公式(2)计算综合评价指标函数. X 的值越小,表示评价效果

越好.

从表 4 可以得出, 第 1 次种植生菜时, 生物炭得综合效果最好, 其次是羊粪、菌株 N3 联合羊粪、菌株 N3 和菌株 N3 联合生物炭. 第 2 次种植生菜时, 菌株 N3 联合羊粪综合效果最好, 菌株 N3 的效

果最差. 第 3 次种植生菜时, 菌株 N3 联合羊粪综合效果最好, 而菌株 N3 联合生物炭的效果最差. 综合 3 次试验的效果, 菌株 N3 联合羊粪综合效果最好, 其次是羊粪、菌株 N3 联合生物炭和生物炭, 而菌株 N3 的综合效果最差.

表 4 重金属钝化剂综合评价指标函数计算值

Table 4 Calculated values of the comprehensive evaluation index function of heavy metal immobilization materials					
重金属钝化剂	N3	BC	SM	BC + N3	SM + N3
评估值(F1)	1.351 2	1.051 7	1.091 7	1.463 8	1.293 3
评估值(F2)	2.217 4	2.072 4	1.123 7	1.306 8	1.104 6
评估值(F3)	1.978 5	1.978 5	2.201 5	2.304 4	1.163 2
3 次综合评估值(F1 + F2 + F3)	5.547 4	5.102 6	4.416 9	5.075	3.561 1
3 次综合排序	5	4	2	3	1

3 讨论

3.1 重金属钝化剂阻控生菜 Cd 吸收的稳定性

重金属以不同的形态存在于土壤中, 只有有效态重金属才能被植物吸收, 因此钝化修复的主要目的就是降低土壤中有效态重金属的含量, 进而降低作物对重金属的吸收^[26]. 大量研究表明生物炭、生物有机肥和重金属固定细菌均能够显著降低土壤中有效态 Cd 的含量, 阻控作物对 Cd 的吸收^[27,28]. 王铁军等^[29]从重金属污染农田中分离到 3 株重金属固定细菌 *Serratia liquefaciens* HY-22、*Bacillus thuringiensis* HY-53 和 *Acinetobacter lwoffii* HY-157, 均能显著降低意大利生菜根部和地上部 Cd (38.7%~66.6%) 和 Pb (34.7%~62.5%) 的含量. 本研究中, 在第 1 次种植生菜时, 菌株 N3、生物炭、羊粪有机肥和复合菌肥均能降低生菜可食用部分 Cd 的含量(图 3), 这表明这些材料能够用作重金属钝化剂进行修复重金属污染菜地和保证蔬菜生产安全. 此外, 笔者注意到, 在第 3 次种植生菜时, 只有羊粪联合菌株 N3 处理组能够降低生菜可食用部分 Cd 的含量, 其余钝化剂则失去了阻控功能, 这说明不同的重金属钝化剂的稳定性并不相同. 生物炭本身是一种碱性物质, 能够提高土壤的 pH, 且本身含有大量的羧基和羟基等官能团, 能够吸附大量的 Cd²⁺, 因此生物炭是一种优良的钝化剂^[30]. 但是由于自然环境的复杂性以及土壤本身的缓冲调节能力, 生物炭提升土壤 pH 和吸附重金属的能力随着时间的延长逐渐降低(表 4), 所以在第 3 次种植生菜时, 生物炭失去了阻控生菜吸收 Cd 的能力. 羊粪由于能够提供大量的有机质, 且能够提供营养元素, 但是其提升土壤有机质和 pH 的能力也会随着时间的延长逐渐降低(表 4), 所以其在第 3 次种植生菜时, 也失去了阻控生菜吸收 Cd 的能力. 重金属固定细菌虽然能够固

定重金属, 分泌 IAA 等促进作物生长, 但是菌株的阻控效果主要取决于其在环境中的存活率^[12,15]. 由于复杂多变的外部环境, 菌株 N3 仅仅在第 1 次种植生菜时发挥了较好的阻控效果, 而在后续种植中则失去了阻控效应(图 3). 由图 1 可知, 菌株 N3 能够很好地定殖于羊粪有机肥中, 保存 8 个月后, 仍有很高的有效活菌数. 这表明羊粪有机肥能够给予菌株 N3 良好的生存条件, 因而在盆栽试验中, 这一复合菌肥保持了非常稳定的阻控效果. Tao 等^[31]的研究表明, 生物有机肥能够显著提高烟草根际土壤中 *Pseudomonas* 的丰度, 进而提高了烟草的抗病能力. 笔者推测羊粪有机肥复合菌肥施加到生菜根际土壤中, 可能改变了土壤中的菌群结构, 达到一种正反馈, 即羊粪有机肥能够提供菌株 N3 良好的生存环境, 使其发挥更好的阻控作用, 而菌株 N3 也能够改变羊粪有机肥和生菜根际土壤的菌群结构, 使羊粪有机肥保持较高的有机质含量和活力, 共同导致羊粪复合菌肥的阻控效果非常稳定, 这也解释了生物炭复合菌肥并没有那么稳定的阻控效果.

3.2 重金属钝化剂的综合评价适用性

不同类型的重金属钝化剂都能用于阻控作物对重金属的吸收, 但是针对不同的污染场地要选取适合的修复材料. 当前对重金属钝化效果的评估往往只关注作物中重金属的含量等单一因素, 缺乏对修复成本、土壤品质等多方位的综合评估^[16]. 因此笔者引用动态加权综合评价模型对菌株 N3 等重金属钝化剂对连续 3 次的生菜阻控效应进行了适用性评价. 动态加权综合评估法的原理是考虑了同一指标间的数量差异, 将每项评价指标量化, 将指标的权重与其评估值关联, 各指标的权值满足特定的函数关系, 将定常权变为动权, 淡化主观因素对评估结果的影响^[32,33]. 笔者从新鲜生菜可食用部分 Cd 含量、土壤有效态 Cd 含量、每亩产量和每亩修复成本等 4 个

方面进行考量,结果显示菌株 N3 联合羊粪综合效果最好,其次是羊粪、菌株 N3 联合生物炭和生物炭,而菌株 N3 的综合效果最差. 原因主要是制备菌株 N3 的经济成本过高,这导致施用菌株 N3 的性价比不高,但是由于羊粪复合菌剂的综合效果最好,掩盖了其成本问题,所以羊粪复合菌剂的综合适用性仍然是最好的. 后续为了解决培养菌株 N3 成本的问题,可以采用摇瓶试验确定功能菌株高密度发酵的最佳碳源(甘露醇、葡萄糖、淀粉、蔗糖和糖蜜)和氮源(硝酸铵、蛋白胨、玉米粉、酵母粉、硫酸铵和尿素)进而降低培养成本,优化菌剂的发酵生产工艺和组配工艺.

4 结论

(1)重金属钝化剂 *Bacillus megaterium* N3、稻壳生物炭、羊粪有机肥、菌株 N3 联合生物炭和菌株 N3 联合羊粪有机肥均能阻控生菜对 Cd 的吸收.

(2)连续 3 次种植生菜中,菌株 N3 联合羊粪有机肥的功能稳定性最好,均能显著降低生菜对 Cd 的吸收. 其余重金属钝化剂则在第 3 次种植时失去了阻控功能.

(3)利用动态加权综合函数进行综合评价,菌株 N3 联合羊粪综合效果最好,其次是羊粪、菌株 N3 联合生物炭和生物炭,而菌株 N3 的综合效果最差.

参考文献:

- [1] 陈文轩, 李茜, 王珍, 等. 中国农田土壤重金属空间分布特征及污染评价[J]. 环境科学, 2020, **41**(6): 2822-2833.
Chen W X, Li Q, Wang Z, *et al.* Spatial distribution characteristics and pollution evaluation of heavy metals in arable land soil of China[J]. Environmental Science, 2020, **41**(6): 2822-2833.
- [2] 陈能场, 郑煜基, 何晓峰, 等. 《全国土壤污染状况调查公报》探析[J]. 农业环境科学学报, 2017, **36**(9): 1689-1692.
Chen N C, Zheng Y J, He X F, *et al.* Analysis of the bulletin of national soil pollution survey[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2017, **36**(9): 1689-1692.
- [3] Xu X B, Wang T, Sun M X, *et al.* Management principles for heavy metal contaminated farmland based on ecological risk—a case study in the pilot area of Hunan province, China [J]. Science of the Total Environment, 2019, **684**: 537-547.
- [4] Han H, Wang X Y, Yao L G, *et al.* Lettuce-derived rhizosphere polyamine-producing bacteria and their potential to reduce Cd and Pb accumulation in lettuce (*Lactuca sativa* L.) [J]. Environmental and Experimental Botany, 2020, **178**, doi: 10.1016/j.envexpbot.2020.104161.
- [5] 汪存石, 何敏霞, 周峰, 等. 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[J]. 环境科学, 2020, **42**(2): 874-882.
Wang C S, He M X, Zhou F, *et al.* Adsorption properties and stability of amine-sulfur modified biochar to different heavy metal ions in aqueous solution[J]. Environmental Science, 2020, **42**(2): 874-882.
- [6] Feng Y, Yang J J, Liu W, *et al.* Hydroxyapatite as a passivator for safe wheat production and its impacts on soil microbial communities in a Cd-contaminated alkaline soil[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, **404**, doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.124005.
- [7] 栾润宇, 高珊, 徐应明, 等. 不同钝化剂对鸡粪堆肥重金属钝化效果及其腐熟度指标的影响[J]. 环境科学, 2020, **41**(1): 469-478.
Luan R Y, Gao S, Xu Y M, *et al.* Effect of different passivating agents on the stabilization of heavy metals in chicken manure compost and its maturity evaluating indexes[J]. Environmental Science, 2020, **41**(1): 469-478.
- [8] 纪艺凝, 栾润宇, 王农, 等. 牛骨粉对 Cd 污染土壤修复效应和土壤肥力的影响[J]. 环境科学学报, 2019, **39**(5): 1645-1654.
Ji Y N, Luan R Y, Wang N, *et al.* Effect of bovine bone meal on immobilization remediation and fertility of Cd contaminated soil [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2019, **39**(5): 1645-1654.
- [9] Han H, Wang Q, He L Y, *et al.* Increased biomass and reduced rapeseed Cd accumulation of oilseed rape in the presence of Cd-immobilizing and polyamine-producing bacteria [J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, **353**: 280-289.
- [10] Pan W, Lu Q, Xu Q R, *et al.* Abscise acid-generating bacteria can reduce Cd concentration in pakchoi grown in Cd-contaminated soil[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, **177**: 100-107.
- [11] Ju W L, Liu L, Fang L C, *et al.* Impact of co-inoculation with plant-growth-promoting rhizobacteria and rhizobium on the biochemical responses of alfalfa-soil system in copper contaminated soil[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2019, **167**: 218-226.
- [12] Chen H M, Zhang J W, Tang L Y, *et al.* Enhanced Pb immobilization via the combination of biochar and phosphate solubilizing bacteria[J]. Environment International, 2019, **127**: 395-401.
- [13] 韩辉, 蔡红, 王晓宇, 等. 产多胺细菌阻控空心菜富集 Cd 和 Pb 效应[J]. 中国环境科学, 2020, **40**(6): 2692-2699.
Han H, Cai H, Wang X Y, *et al.* Screening of polyamine-producing bacteria and their effects on reducing Cd and Pb accumulation in *Ipomoea aquatica* [J]. China Environmental Science, 2020, **40**(6): 2692-2699.
- [14] Wang Y F, Su Y, Lu S G, *et al.* Predicting accumulation of Cd in rice (*Oryza sativa* L.) and soil threshold concentration of Cd for rice safe production[J]. Science of The Total Environment, 2020, **738**, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.139805.
- [15] Han H, Wu X J, Yao L G, *et al.* Heavy metal-immobilizing bacteria combined with calcium polypeptides reduced the uptake of Cd in wheat and shifted the rhizosphere bacterial communities [J]. Environmental Pollution, 2020, **267**, doi: 10.1016/j.envpol.2020.115432.
- [16] 李昂, 侯红, 苏本营, 等. 基于 CNKI 文献分析的镉污染土壤钝化技术概况及效果评估研究[J]. 农业环境科学学报, 2019, **38**(8): 1677-1684.
Li A, Hou H, Su B Y, *et al.* Assessment of heavy metal passivation technology and evaluation of cadmium-contaminated soil based on CNKI literature analysis [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, **38**(8): 1677-1684.
- [17] Han H, Cai H, Wang X Y, *et al.* Heavy metal-immobilizing bacteria increase the biomass and reduce the Cd and Pb uptake by pakchoi (*Brassica chinensis* L.) in heavy metal-contaminated soil[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, **195**, doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.110375.

- [18] Liu Y L, Tie B Q, Peng O, *et al.* Inoculation of Cd-contaminated paddy soil with biochar-supported microbial cell composite: a novel approach to reducing cadmium accumulation in rice grains[J]. *Chemosphere*, 2020, **247**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.125850.
- [19] 韩辉, 王晓宇, 蔡红, 等. 重金属固定植物促生细菌的筛选及其阻控小麦富集重金属效应[J]. *环境科学*, 2019, **40**(7), 3339-3346.
Han H, Wang X Y, Cai H, *et al.* Isolation of heavy metal immobilizing and plant growth-promoting bacteria and its effects on reducing heavy metal accumulation in wheat [J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(7): 3339-3346.
- [20] Li Z G, Wang P, Yue X Y, *et al.* Effects of *Bacillus thuringiensis* HC-2 combined with biochar on the growth and Cd and Pb accumulation of radish in a heavy metal-contaminated farmland under field conditions [J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2019, **16**(19), doi: 10.3390/ijerph16193676.
- [21] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals [J]. *Analytical Chemistry*, 1979, **51**(7): 844-851.
- [22] 韩中庚. 基于动态加权方法的水质综合评价模型[A]. 见: 中国运筹学会第八届学术交流会论文集[C]. 深圳: 中国运筹学会, 2006. 649-654.
- [23] 何赢, 杜平, 石静, 等. 土壤重金属钝化效果评估——基于大田试验的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2020, **39**(8): 1734-1740.
He Y, Du P, Shi J, *et al.* Evaluation of the effect of heavy metal immobilization remediation-field experiment study[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, **39**(8): 1734-1740.
- [24] GB 15618-2018, 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)[S].
GB 15618-2018, Soil environmental quality risk control standard for soil contamination of agricultural land[S].
- [25] GB 2762-2017, 食品安全国家标准 食品中污染物限量[S].
- [26] 王玉婷, 王紫玥, 刘田田, 等. 钝化剂对镉污染土壤修复效果及青菜生理效应影响[J]. *环境化学*, 2020, **39**(9): 2395-2403.
- [27] Wang Y T, Wang Z Y, Liu T T, *et al.* Effects of amendments on remediation of cadmium-contaminated soil and physiological characteristics of pakchoi[J]. *Environmental Chemistry*, 2020, **39**(9): 2395-2403.
- [27] 孙彤, 李可, 付宇童, 等. 改性生物炭对弱碱性 Cd 污染土壤钝化修复效应和土壤环境质量的影响[J]. *环境科学学报*, 2020, **40**(7): 2571-2580.
Sun T, Li K, Fu Y T, *et al.* Effect of modified biochar on immobilization remediation of weakly alkaline Cd-contaminated soil and environmental quality [J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2020, **40**(7): 2571-2580.
- [28] Chuaphasuk C, Prapagdee B. Effects of biochar-immobilized bacteria on phytoremediation of cadmium-polluted soil [J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, **26**(23): 23679-23688.
- [29] 王铁军, 苏楠楠, 雷鹏, 等. 重金属污染农田生菜根际重金属固定细菌群落组成及其阻控效应[J]. *环境科学*, 2019, **40**(11): 5133-5141.
Wang T J, Su N N, Lei P, *et al.* Community structure of heavy metal immobilized bacteria in the Lettuce (*Lactuca sativa* L.) rhizosphere in soil polluted by heavy metals and its effects on reducing heavy metal accumulation in Lettuce[J]. *Environmental Science*, 2019, **40**(11): 5133-5141.
- [30] 赖永翔. 生物炭对重金属镉钝化效应及其土壤环境的影响[D]. 福州: 福建农林大学, 2018. 23-36.
- [31] Tao C Y, Li R, Wu X, *et al.* Bio-organic fertilizers stimulate indigenous soil *Pseudomonas* populations to enhance plant disease suppression[J]. *Microbiome*, 2020, **8**(1), doi: 10.21203/rs.3.rs-18216/v2.
- [32] 韩中庚, 杜剑平. 淮河水质污染的综合评价模型[J]. *大学数学*, 2007, **23**(4): 133-136.
Han Z G, Du J P. Integrated evaluation on water pollution of Huaihe[J]. *College Mathematics*, 2007, **23**(4): 133-136.
- [33] Yan F, Liu L, Li Y F, *et al.* A dynamic water quality index model based on functional data analysis [J]. *Ecological Indicators*, 2015, **57**: 249-258.

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, PENG 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)