

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第39卷 第9期

Vol.39 No.9

2018

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

长三角区域非道路移动机械排放清单及预测	黄成, 安静宇, 鲁君 (3965)
基于 COPERT 模型的江苏省机动车时空排放特征与分担率	李荔, 张洁, 赵秋月, 李慧鹏, 韩军赞 (3976)
上海典型燃烧源铅和汞大气排放趋势分析	杨静, 陈龙, 刘敏, 孟祥周, 张希 (3987)
广东省秸秆燃烧大气污染物及 VOCs 物种排放清单	孙西勃, 廖程浩, 曾武涛, 张永波, 梁小明, 叶代启 (3995)
重庆市北碚城区气溶胶中水溶性无机离子的质量浓度及其粒径分布	李彦沛, 郝庆菊, 温天雪, 吉东生, 刘子锐, 王跃思, 江长胜 (4002)
济南市夏、冬季 PM _{2.5} 中化学组分的季节变化特征及来源解析	刘晓迪, 孟静静, 侯战方, 李静, 邢继钊, 魏本杰, 张二勋, 刘加珍, 董杰 (4014)
聊城冬季一重污染过程 PM _{2.5} 污染特征及成因分析	张敬巧, 吴亚君, 张萌, 王涵, 陈振兴, 胡君, 李慧, 范晓龙, 柴发合, 王淑兰 (4026)
夏季青岛大气气溶胶中不同形态磷的浓度、来源及沉降通量	王楠, 马森, 石金辉, 高会旺, 姚小红 (4034)
晋城市冬季环境空气中挥发性有机物的污染特征及来源解析	杨帆, 闫雨龙, 戈云飞, 李如梅, 李颖慧, 余化龙, 彭林 (4042)
北京冬季降尘重金属富集程度及综合污染评价	熊秋林, 赵文吉, 李大军, 周涛 (4051)
合肥市典型交通干道大气苯系物的特征分析	孟凡昊, 秦敏, 梁帅西, 谢品华, 夏晖晖, 段俊, 方武, 唐科, 李昂, 魏桢, 王凤 (4060)
填埋场作业面 NMOCs 臭氧生成潜势及高贡献物质	李昊, 刘彦君, 陈坦, 闫秋鹤, 代辉祥, 王洪涛, 陆文静 (4070)
北京市混凝土搅拌站风蚀扬尘排放特征	李贝贝, 韩凯丽, 秦建平, 王鑫, 宋博, 黄玉虎, 张春来 (4078)
基于源解析的傍河水源地污染风险季节性变化特征分析	高翔, 左锐, 郭学茹, 孟利, 刘鑫, 王膜, 滕彦国, 王金生 (4086)
透水路面-生物滞留池组合道路的城市面源污染控制效果评估	官曼莉, 左俊杰, 任心欣, 赵洪涛, 罗茜, 廖云杰, 李叙勇 (4096)
黄河兰州段水体中有色溶解性有机质组成、空间分布特征及来源分析	赵夏婷, 李珊, 王兆炜, 谢晓芸 (4105)
黄河干流宁蒙段溶解性有机物组分特征及其与金属离子的相关性	席玥, 王婷, 倪晋仁, 韩鹏, 仪马兰, 郑彤, 蒋咏, 马若绮, 崔锋 (4114)
伊洛河和浑太河春季水体光学吸收特征的对比	李柳阳, 邵田田, 张鑫, 宋炎炎, 苏东辉, 王涛 (4122)
马莲河流域化学风化的季节变化和影响因素	王雨山, 韩双宝, 邓启军, 祁晓凡 (4132)
柳江盆地浅层地下水硝化型水特征和成因分析	徐进, 何江涛, 彭毅, 曾颖 (4142)
地下水氮污染原位修复缓释碳源材料的研发与物化-生境协同特性	张雯, 尹琳, 周念清 (4150)
三峡水库干流沉积物及消落带土壤磷形态及其分布特征	张志永, 万成炎, 胡红青, 彭建华, 侯娟, 丁庆秋, 袁玉洁 (4161)
蓄水前后三峡库区香溪河沉积物磷形态分布特征及释放通量估算	刘心愿, 宋林旭, 纪道斌, 刘德富, 李欣, 黄佳维, 赵冲, 唐咏春, 平明明 (4169)
锆改性沸石添加对重污染河道底泥磷释放和钝化的影响	何思琪, 张薇, 林建伟, 詹艳慧, 李娟英, 邢云青, 高春梅, 黄宏, 梁舒静 (4179)
洱海流域乡镇尺度上人类活动对净氮输入量的影响	李影, 刘宏斌, 雷秋良, 胡万里, 王洪媛, 翟丽梅, 任天志, 连慧妹 (4189)
我国典型潮间带沉积物-水界面无机氮源汇效应	聂家琴, 王东启, 陈杰, 李杨杰, 陈姝, 陈振楼 (4199)
东太湖水产养殖对沉积物中氨氧化原核生物的影响	储瑜, 何肖微, 曾巾, 赵大勇, 孙强, 曹萍, 吴庆龙 (4206)
处理采矿废水湿地沉积物中厌氧氨氧化过程	汪海波, 马丁, 岳正波, 陶巍, 陈天虎, 王进 (4215)
华东地区某饮用水源地中磺胺类抗性基因的分布特征	胡亚茹, 姜蕾, 张天阳, 雷丹丹, 姜巍巍, 张东, 林匡飞, 崔长征 (4222)
制革废水处理过程中磺胺类抗生素和抗性细菌的分布特征	花莉, 李璐, 杨春燕 (4229)
人工湿地不同基质和粒径对污水净化效果的比较	赵林丽, 邵学新, 吴明, 姜小三, 陆琳莹 (4236)
城市污水管网中不同生化作用的基质流向	姚翔译, 石烜, 桑浪涛, 金鹏康, 王晓昌 (4242)
微絮凝对腐殖酸超滤过程膜污染的减缓特性	王旭东, 石彩霞, 廖正伟, 贺毓淑, 王磊 (4249)
UV 强化草酸络合 Fe ³⁺ 活化过硫酸盐氧化降解苯胺	韩东晖, 李瑛, 李开明, 应光国 (4257)
焦化废水 A/O ² 和 A/O/H/O 处理工艺中多环芳烃的削减行为分析	吴海珍, 孙胜利, 刘国新, 韦景悦, 吴超飞, 韦朝海, 钟练文, 彭亚环 (4265)
长期侧流提取对 EBPR 系统除磷及其磷回收性能的影响	俞小军, 李杰, 周猛, 宋璐, 李维维, 王亚娥, 马娟, 吕慧 (4274)
NaCl 盐度对 A ² /O 工艺缺氧区胞外聚合物及生物絮凝性的影响	张兰河, 田蕊, 郭静波, 贾艳萍, 张海丰, 李正, 陈子成 (4281)
温度和 pH 值对铁盐型氨氧化过程氮素转化的影响	陈方敏, 金润, 袁琨, 李祥, 黄勇, 顾澄伟 (4289)
游离氨 (FA) 对氨氧化菌 (AOB) 活性抑制动力学试验	孙洪伟, 于雪, 高宇学, 李维维, 祁国平, 许涓 (4294)
HRT 对厌氧氨氧化协同异养反硝化脱氮的影响	安芳娇, 赵智超, 黄利, 黄剑明, 邵兆伟, 陈永志 (4302)
长期储存亚硝化絮状污泥活性的恢复	李田, 魏凡凯, 汪裕昌, 沈耀良, 吴鹏, 宋吟玲 (4310)
广西西江流域农田土壤重金属含量特征及来源解析	宋波, 张云霞, 庞瑞, 杨子杰, 宾娟, 周子阳, 陈同斌 (4317)
紫色土壤有机碳活性组分对生物炭施用量的响应	罗梅, 田冬, 高明, 黄容 (4327)
秸秆及生物炭还田对油菜/玉米轮作系统碳平衡和生态效益的影响	李娇, 田冬, 黄容, 徐国鑫, 黎嘉成, 高明, 王子芳 (4338)
低积累水稻品种联合腐殖酸、海泡石保障重镉污染稻田安全生产的潜力	谢晓梅, 方至萍, 廖敏, 黄宇, 黄小辉 (4348)
臭氧和干旱交互作用对杨树叶片抗氧化酶活性的影响	周慧敏, 李品, 高峰, 冯兆忠, 张殷波 (4359)
再生水不同灌水水平对土壤酶活性及耐热大肠菌群分布的影响	韩洋, 李平, 齐学斌, 崔丙健, 常迪, 马欢欢 (4366)
黄淮海地区鸡粪有机肥重金属含量特征及环境风险	李发, 徐应明, 王林, 梁学峰, 孙约兵, 纪艺凝, 栾润宇 (4375)
村镇生活垃圾重金属含量及其来源分析	靳琪, 高红, 岳波, 黄启飞, 王瑜堂, 吴小丹, 於俊颖, 杨惠媛 (4385)
《环境科学》征订启事 (3986)	《环境科学》征订简则 (4050) 信息 (4085, 4104, 4337)

低积累水稻品种联合腐殖酸、海泡石保障重镉污染稻田安全生产的潜力

谢晓梅^{1,2}, 方至萍^{1,2}, 廖敏^{1,2*}, 黄宇^{1,2}, 黄小辉^{1,2}

(1. 浙江大学环境与资源学院, 杭州 310058; 2. 浙江省农业资源与环境重点研究实验室, 杭州 310058)

摘要: 以某铅锌矿开采区周边重镉污染稻田(全 Cd 含量为 $2.52 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)以及 Cd 低积累型晚粳稻品种嘉 33 为对象,研究了 Cd 低积累水稻嘉 33 与改良剂腐殖酸、海泡石联合对重镉污染稻田的农产品安全输出的保障潜力。结果表明,重镉污染稻田上嘉 33 仍表现出良好的低镉积累特性,改良剂腐殖酸、海泡石单独或联合投加,可降低水稻各器官中 Cd 的积累,以及茎对根吸收的 Cd 和精米对茎中 Cd 的转运系数,且降低量随着改良剂施用量的增加而增加。当施用 $5.250 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸、或 $6.750 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的海泡石、或 $1.125 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸和 $3.375 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的海泡石搭配施用均可使嘉 33 精米中 Cd 含量低于国家的限量指标(GB 2762-2012),其精米中 Cd 含量分别为 (0.171 ± 0.01) 、 (0.184 ± 0.01) 和 $(0.181 \pm 0.01) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。腐殖酸单施、海泡石单施以及腐殖酸与海泡石配施均能促进土壤 Cd 向残渣态、铁锰氧化物结合态转化,显著降低土壤中有效 Cd 含量,降低 Cd 的生物有效性,进而降低了水稻各器官中 Cd 含量。其中海泡石单施、腐殖酸与海泡石配施降低土壤中有效 Cd 含量效果优于腐殖酸单施。同时,相比于腐殖酸单施、海泡石单施,腐殖酸和海泡石搭配施用对土壤养分的影响更趋友好,除了土壤碱解氮含量无明显性变化外,对应的土壤速效磷、速效钾及有机质含量均随改良剂施用量增加而升高。综上结果,意味着在重镉污染土壤上,低 Cd 积累水稻品种联合腐殖酸和海泡石配施是实现重镉污染土壤安全生产的优选措施。

关键词: 腐殖酸; 海泡石; 水稻; 重镉污染; 安全生产

中图分类号: X171; X53 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2018)09-4348-11 DOI: 10.13227/j.hjxx.201801030

Potential to Ensure Safe Production from Rice Fields Polluted with Heavy Cadmium by Combining a Rice Variety with Low Cadmium Accumulation, Humic Acid, and Sepiolite

XIE Xiao-mei^{1,2}, FANG Zhi-ping^{1,2}, LIAO Min^{1,2*}, HUANG Yu^{1,2}, HUANG Xiao-hui^{1,2}

(1. College of Environmental and Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China; 2. Zhejiang Provincial Key Laboratory of Agricultural Resources and Environment, Hangzhou 310058, China)

Abstract: The study investigated the potential of ensuring safe production of rice from paddy fields affected by heavy cadmium contamination. A paddy soil polluted with heavy cadmium (total Cd content of $2.52 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) surrounding a lead-zinc mining area in Guiyang County of Chenzhou City, Hunan province was selected for analysis. We investigated production using a low cadmium accumulation rice variety (*Oryza sativa* L. Jia-33) and passivation additives for heavy metal activity (including humic acid and sepiolite). Results showed that, *Oryza sativa* L. Jia-33 showed good low cadmium accumulation characteristics in rice fields with heavy cadmium pollution. When humic acid and sepiolite were applied (alone or combined), the accumulation of Cd in different organs of the rice declined, and the transport coefficient of Cd for stem to root and polished rice to stem also declined. The rate of decline increased with increased application dosage. The cadmium content in polished rice was lower than the limit established in the National Food Safety Standard (GB 2715-2012), when applying $5.250 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ humic acid, $6.750 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ sepiolite, or a combination of $1.125 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ humic acid and $3.375 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ sepiolite; Cd content in polished rice was (0.171 ± 0.01) , (0.184 ± 0.01) , and $(0.181 \pm 0.01) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. Single or combined application of humic acid and sepiolite promoted the transformation of soil Cd to residual and Fe Mn oxide bound forms, significantly reducing the content of available Cd and the bioavailability of Cd in soil, and further reducing Cd content in all rice organs. The reduction was more effective with single application of sepiolite or combined application of humic acid and sepiolite. The effects of combined application of humic acid and sepiolite were also more beneficial for soil nutrients, while soil available phosphorus, available potassium, phosphorus, and organic matter content increased with increased application of amendments. Soil nitrogen content did not change. In conclusion, results indicate that joint application of humic acid, sepiolite, and a low Cd accumulation rice variety are best for safe production on heavy cadmium-contaminated soil.

Key words: humic acid; sepiolite; rice; heavy cadmium pollution; safe production

收稿日期: 2018-01-04; 修订日期: 2018-03-12

基金项目: 国家自然科学基金项目(41571226, 41371312)

作者简介: 谢晓梅(1970~), 女, 博士, 高级工程师, 主要研究方向为环境化学, E-mail: xiexiaomei@zju.edu.cn

* 通信作者, E-mail: liaomin@zju.edu.cn

随着城镇化和工业化的快速发展，特别是乡镇工业的发展，重金属通过工业“三废”排放和农事操作等途径进入人类赖以生存和发展的土壤与生物圈，从而造成了大面积的农业用地污染，其中工业“三废”污染耕地约1 000万 hm²，污水灌溉的农田面积已超过 330 万 hm²。由于重金属 Cd 易被作物吸收，所以土壤镉污染不仅严重影响农产品的品质与产量，而且 Cd 还可以通过食物链富集，危害人和动物健康^[2,3]。据不完全统计，我国农田重金属 Cd 污染面积高达 2 万 hm²，每年生产的 Cd 含量超标的农产品达 146 万 t，并且日益加重^[4]。另外，2014 年《全国土壤污染状况调查公报》指出，土壤点位超标率为 19.4%，其中无机污染物 Cd 的点位超标率分别为 7.0%^[5]。因此如何保障重金属污染耕地的安全生产已成为当前相关研究的首要任务和研究热点。

有研究表明，重金属低积累水稻品种在轻度重金属污染农田上有较好的应用潜力^[6]。但对于中重度镉污染土壤而言，靠单纯种植重金属低积累品种往往并不能实现农产品的安全输出，需要配合使用包括原位化学钝化阻控技术或其他农艺调控技术来减少重金属向作物植株地上部分的迁移与积累，进而实现农产品的安全输出，达到中重度重金属污染土壤的农业安全生产目的。已有研究证明，海泡石、硅藻土等材料可以明显促进土壤中交换态 Cd 向活性低的残渣态转化，降低重金属 Cd 的生物有效性和迁移能力，进而降低水稻籽实体中的 Cd 含量^[7-10]。另外，Zhu 等^[11]和李丽君等^[12]通过试验研究发现腐殖酸或石灰等的使用可以明显降低土壤中有效态 Cd 浓度，并且提高作物的生物量、降低作物中 Cd 的积累浓度。可见，海泡石、腐殖酸等均可作为原位化学钝化阻控技术的优选材料。

湖南省郴州市桂阳县某铅锌矿开采区周边，由

于矿区尾矿中的 Cd 等重金属经长期的淋溶和地表径流的迁移输出，导致农田受到大面积污染，许多地块已处于中重度污染，稻米镉超标严重^[13]，严重威胁着当地农产品的安全输出。目前在中重度镉污染土壤上，单一技术往往难以保证稻米的安全输出，因此，寻找投入相对少、对土壤环境影响较小，并能保障该地区农产品的安全输出的综合调控技术，实现污染农田的安全生产是目前亟待解决的问题。而重金属低积累品种联合原位化学钝化阻控技术将具备两者的独特优势，对实现中重度镉污染农田的安全利用具有一定的潜力与可能，但相关研究较少。

因此，本文以本课题组筛选的镉低积累水稻品种嘉 33(常规晚粳稻品种)为研究对象^[14]，通过田间试验，探讨了联合单施腐殖酸或海泡石以及腐殖酸和海泡石配施的条件下，上述铅锌开采区周边重度污染稻田水稻嘉 33 植株各器官中 Cd 含量积累变化和 Cd 在水稻各器官中的迁移转运特征，以及对应的土壤养分状况变化特征，以期为湖南省郴州市桂阳县某铅锌矿开采区周边重度镉污染稻田提供低积累水稻品种与化学钝化材料相结合，用于联合保障粮食安全输出的技术基础。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤：大田试验区位于湖南省郴州市桂阳县某重金属污染农田，Cd 为主要污染物。土壤类型为潴育型水稻土，土壤的基本理化性质如表 1 所示，其中，若以国家土壤环境质量标准(GB 15612-1995)规定的三级标准(Cd 1.0 mg·kg⁻¹)为参考，当地农田土壤则达到重污染程度，该区域主推水稻品种中莲优 95 稻米镉最高含量可达到 1.20 mg·kg⁻¹以上，超标(GB 2762-2012)6 倍以上，无法保证稻米的安全输出^[13]。

表 1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of test soils

pH	有机质/g·kg ⁻¹	碱解氮/mg·kg ⁻¹	有效磷/mg·kg ⁻¹	有效钾/mg·kg ⁻¹	全镉/mg·kg ⁻¹
5.17	82.09	122.95	21.96	101.33	2.52

供试水稻品种：嘉兴农科院选育的晚粳稻品种嘉 33，经本课题组前期研究发现其对 Cd 吸收较少，属于低 Cd 累积品种^[14]。

供试腐殖酸：购自新育丰农业有限公司，其中腐殖酸 >20%。

供试海泡石：购自兴磊海泡石有限公司，其中 SiO 含量为 52% ~ 65%。

1.2 试验设计

本试验设计一组空白对照及 5 个腐殖酸施用量的梯度处理、5 个海泡石施用量的梯度处理、5 个

腐殖酸和海泡石搭配施用量的梯度处理。腐殖酸处理的梯度使用量为 0.750、2.250、3.750、5.250、7.500 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，分别标记为 F1、F2、F3、F4、F5；海泡石处理的梯度使用量为 2.250、6.750、11.250、15.750、22.500 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，分别标记为 H1、H2、H3、H4、H5；腐殖酸和海泡石配施的梯度使用量为腐殖酸 0.375 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ + 海泡石 1.125 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、腐殖酸 1.125 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ + 海泡石 3.375 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、腐殖酸 1.875 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ + 海泡石 5.625 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、腐殖酸 2.625 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ + 海泡石 7.875 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、腐殖酸 3.750 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ + 海泡石 11.250 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ，分别标记为 Z1、Z2、Z3、Z4、Z5。每组处理重复 3 次，小区面积为 25 m^2 (5 m $\times$ 5 m)，以泥埂覆膜隔开。试验区目前已改为单季中稻生产模式，因此本研究按照该单季中稻生产方式进行管理，于 5 月初育秧，6 月初移栽，日常水肥管理与当地保持一致。

1.3 样品的采集与测定

水稻成熟期采集整株稻株(含根、茎、叶、谷粒)及稻田土壤样品，并做好相关标记。水稻土自然风干后磨细过 3.2 mm 筛，土壤全量 Cd 采用 $\text{HCl-HNO}_3\text{-HClO}_4$ 湿消解-石墨炉原子吸收光谱法测定^[15]；土壤有效态 Cd 采用 DTPA-原子吸收分光光度法测定^[16]；土壤中 Cd 的形态分析采用 Tessier 分级提取法测定^[17]；土壤有机质、有效磷、有效钾、碱解氮等基本理化性质的测定参照文献[15]。另外，水稻植株按照根、茎、叶、谷粒分离，分别粉碎，过 100 目筛备用，各器官中重金属 Cd 含量用 $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{O}_2$ 消解-石墨炉原子吸收光谱法测定^[15]。

1.4 数据处理

采用 Microsoft Excel 和 IBM SPSS Statistics 20 统计分析软件对数据进行统计，用 LSD 法进行比较。

2 结果与分析

2.1 不同腐殖酸、海泡石施用方式对 Cd 在低镉积累水稻根、茎、叶及精米中积累的影响

2.1.1 对 Cd 含量的影响

不同腐殖酸和海泡石施用方式对低镉积累水稻根、茎、叶以及精米中 Cd 含量的影响见表 2。从中可知，对照组低镉积累水稻根系中的 Cd 含量高达 $(21.68 \pm 2.10) \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，而在茎、叶及精米中的含量分别为 (5.63 ± 0.14) 、 (2.24 ± 0.12) 和 $(0.225 \pm 0.02) \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，说明重金属 Cd 在低镉积累水稻嘉 33 中的积累主要集中在根部，其次是茎、叶、精

米。与当地主推水稻品种中莲优 95 相比^[13]，进一步验证和反映出在湖南桂阳的重镉污染稻田种植水稻嘉 33，其仍表现出良好的镉低积累特性，但其精米镉含量无法满足符合国家的限量指标(GB 2762-2012)，无法实现稻米的安全输出，可见在重镉污染土壤上，低镉积累水稻品种嘉 33 的稻米要实现安全输出必须联合其它阻控技术措施。由表 2 可知，当在种植低镉积累水稻嘉 33 的基础上，联合阻控材料腐殖酸和海泡石，通过海泡石或腐殖酸单施及海泡石和腐殖酸搭配施用处理，发现 3 种处理措施都能明显降低低镉积累水稻植株对 Cd 的吸收富集，当腐殖酸的施用量为 7.500 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ (F5 处理)时，低镉积累水稻根、茎、叶、精米中 Cd 含量相比于对照组分别降低了 12.82%、26.62%、23.21%、35.11%；当海泡石的施用量为 22.500 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ (H5 处理)时，低镉积累水稻根、茎、叶、精米中 Cd 含量相比于对照组分别降低了 21.22%、47.07%、43.30%、58.22%；当 3.750 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸和 11.250 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的海泡石搭配施用(Z5 处理)时，低镉积累水稻根、茎、叶、精米中 Cd 含量相比于对照组分别降低了 24.35%、49.20%、47.32%、54.67%，说明腐殖酸、海泡石单施以及海泡石和腐殖酸搭配施用都能显著降低低镉积累水稻植株各部位对 Cd 的吸收富集，并随着改良剂施用量的增加降低效果愈明显，其中海泡石单施及腐殖酸与海泡石配施抑制低镉积累水稻积累 Cd 的效果明显优于腐殖酸单施，但海泡石单施及腐殖酸和海泡石配施两者间差异不明显。另外，在 F4 (5.250 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$)、H2 (6.750 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$) 以及 Z2 (腐殖酸 1.125 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ + 海泡石 3.375 $\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$) 处理下低镉积累水稻精米中 Cd 含量均低于 0.20 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，符合国家的限量指标(GB 2762-2012)，意味着 3 种处理中，腐殖酸、海泡石单施以及海泡石和腐殖酸配施量高于上述 3 个水平结合低镉积累水稻品种嘉 33 均可实现重镉污染农田上稻米的安全输出。同时由表 2 可见，与当地的主推水稻品种中莲优 95 稻米镉含量相比^[13]，无改良剂的对照嘉 33 稻米镉含量降低在 0.985 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以上，而 F4、H2 及 Z2 处理虽然可实现水稻嘉 33 稻米安全输出，但稻米中镉与无改良剂的对照相比分别只降低了 0.054、0.041 和 0.044 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，和添加量相比下降幅度有限，意味着影响嘉 33 稻米镉积累的主导因素是其低积累特性，改良剂的作用次之。

表 2 不同腐殖酸、海泡石施用方式对低镉积累水稻(嘉 33)根、茎、叶以及精米中 Cd 含量的影响/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
Table 2 Effects of different sepiolite and humic acid application methods on content of Cd in roots, stems, leaves, and polished rice of low Cd accumulating rice variety (*Oryza sativa* L. Jia-33)/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

施用方式	处理水平及水稻品种	根-Cd	茎-Cd	叶-Cd	精米-Cd
腐殖酸单施	CK-嘉 33	21.68 ± 2.10a	5.63 ± 0.14a	2.24 ± 0.12a	0.225 ± 0.02a
	F1-嘉 33	21.36 ± 0.70b	5.44 ± 0.27b	2.17 ± 0.13b	0.214 ± 0.02b
	F2-嘉 33	20.90 ± 1.46c	5.28 ± 0.13c	2.11 ± 0.26c	0.208 ± 0.01c
	F3-嘉 33	20.31 ± 0.92d	5.11 ± 0.15d	2.06 ± 0.06d	0.201 ± 0.01d
	F4-嘉 33	19.62 ± 0.66e	4.66 ± 0.11e	1.89 ± 0.17e	0.171 ± 0.01e
	F5-嘉 33	18.90 ± 0.95f	4.13 ± 0.16f	1.72 ± 0.10f	0.146 ± 0.01f
海泡石单施	CK-嘉 33	21.68 ± 2.10a	5.63 ± 0.14a	2.24 ± 0.12a	0.225 ± 0.02a
	H1-嘉 33	20.89 ± 0.45b	5.04 ± 0.11b	2.01 ± 0.20b	0.203 ± 0.01b
	H2-嘉 33	19.95 ± 1.12c	4.72 ± 0.16c	1.89 ± 0.08c	0.184 ± 0.01c
	H3-嘉 33	19.16 ± 0.49d	4.37 ± 0.07d	1.77 ± 0.09d	0.159 ± 0.01d
	H4-嘉 33	18.76 ± 1.01e	3.46 ± 0.19e	1.42 ± 0.08e	0.121 ± 0.01e
	H5-嘉 33	17.08 ± 1.03f	2.98 ± 0.18f	1.27 ± 0.07f	0.094 ± 0.01f
腐殖酸和海泡石配施	CK-嘉 33	21.68 ± 2.10a	5.63 ± 0.14a	2.24 ± 0.12a	0.225 ± 0.02a
	Z1-嘉 33	20.53 ± 0.33b	5.32 ± 0.24b	2.13 ± 0.10b	0.201 ± 0.01b
	Z2-嘉 33	19.40 ± 0.34c	4.94 ± 0.22c	1.99 ± 0.14c	0.181 ± 0.01c
	Z3-嘉 33	18.21 ± 0.70d	4.57 ± 0.26d	1.85 ± 0.10d	0.163 ± 0.01d
	Z4-嘉 33	17.50 ± 0.75e	3.53 ± 0.25e	1.44 ± 0.08e	0.126 ± 0.01e
	Z5-嘉 33	16.40 ± 0.58f	2.86 ± 0.09f	1.18 ± 0.08f	0.102 ± 0.01f

2.1.2 对 Cd 转运的影响

植物器官或组织间运输重金属 Cd 的能力可以用 Cd 在植物体内的转运系数表征。由表 3 可知, 对照组低镉积累水稻的叶和精米对茎及茎对根中 Cd 的转运系数分别为 0.398、0.040 和 0.260, 即精米对茎中 Cd 的转运积累明显低于叶对茎和茎对根中 Cd 的转运积累。另外, 在 3 种不同的施用处理中, 茎对根吸收的 Cd 的转运系数、精米对茎中 Cd 的转运系数随着改良剂施用量的增加而减小, 而叶对茎中 Cd 的转运系数则随着改良剂施用量的增加而增大, 这进一步说明低镉积累水稻嘉 33 茎中转运的 Cd 主要运输并积累到叶片, 改良剂用量增加, 强化了这一再分配特征。当腐殖酸的施用量 $7.500\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ (F5 处理) 时, 茎对根中 Cd 的转运系数下降了 15.77%、精米对茎中 Cd 的转运系数下降了 12.51%、叶对茎中 Cd 的转运系数上升了 4.52%; 当海泡石的施用量为 $22.500\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ (H5 处理) 时, 茎对根中 Cd 的转运系数下降了 33.08%、精米对茎中 Cd 的转运系数下降了 20.02%、叶对茎中 Cd 的转运系数上升了 7.04%; 当 $3.750\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸和 $11.250\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 海泡石搭配施用 (Z5 处理) 时, 茎对根中 Cd 的转运系数下降了 33.08%、精米对茎中 Cd 的转运系数下降了 10.01%、叶对茎中 Cd 的转运系数上升了 3.77%。综合可知, 海泡石、腐殖酸的施用在显著降低嘉 33 根系对 Cd 的积累的基础上

还抑制了茎中积累的 Cd 向精米的转运, 进而减少了镉在精米中的积累。

2.2 不同腐殖酸、海泡石施用方式对土壤有效态 Cd 含量的影响

不同腐殖酸和海泡石施用方式对供试土壤有效态 Cd 含量的影响见表 4。从中可知, 对照组中土壤有效态 Cd 含量为 $(1.197 \pm 0.09)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; 当腐殖酸的施用量 $7.500\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ (F5 处理) 时, 土壤有效态 Cd 含量为 $(0.741 \pm 0.05)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 相比于对照组有效态 Cd 含量下降了 38.10%; 当海泡石的施用量为 $22.500\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ (H5 处理) 时, 土壤有效态 Cd 含量为 $(0.408 \pm 0.06)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 相比于对照组有效态 Cd 含量下降了 65.91%; 当 $3.750\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸和 $11.250\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的海泡石搭配施用 (Z5 处理) 时, 土壤有效态 Cd 含量为 $(0.467 \pm 0.05)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 相比于对照组有效态 Cd 含量下降了 60.99%。说明在 Cd 重污染水稻田中施用改良剂能显著降低土壤有效态 Cd 含量, 并且在本试验设计的改良剂施用量范围内, 土壤有效态 Cd 含量随着改良剂施用量的增加而降低。另外, 由表 4 还可知, 海泡石单施以及腐殖酸和海泡石配施处理时土壤有效态 Cd 含量下降的幅度明显大于腐殖酸单施。可见, 海泡石单施以及腐殖酸和海泡石配施处理更能有效钝化污染土壤中的 Cd, 减少土壤 Cd 向水稻植株的迁移。

表 3 不同腐殖酸、海泡石施用方式对低镉积累水稻转运系数的影响

Table 3 Effects of different sepiolite and humic acid application methods on transportation coefficients of Cd in low Cd accumulating rice variety (*Oryza sativa* L. Jia-33)

施用方式	处理水平及水稻品种	茎/根	叶/茎	精米/茎
腐殖酸单施	CK-嘉 33	0.260	0.398	0.040
	F1-嘉 33	0.255	0.399	0.039
	F2-嘉 33	0.253	0.400	0.039
	F3-嘉 33	0.252	0.403	0.039
	F4-嘉 33	0.238	0.406	0.037
	F5-嘉 33	0.219	0.416	0.035
海泡石单施	CK-嘉 33	0.260	0.398	0.040
	H1-嘉 33	0.241	0.399	0.040
	H2-嘉 33	0.237	0.400	0.039
	H3-嘉 33	0.228	0.405	0.036
	H4-嘉 33	0.184	0.410	0.035
	H5-嘉 33	0.174	0.426	0.032
腐殖酸和海泡石配施	CK-嘉 33	0.260	0.398	0.040
	Z1-嘉 33	0.259	0.400	0.038
	Z2-嘉 33	0.255	0.403	0.037
	Z3-嘉 33	0.251	0.405	0.036
	Z4-嘉 33	0.202	0.408	0.036
	Z5-嘉 33	0.174	0.413	0.036

表 4 不同腐殖酸、海泡石施用方式对供试稻田土壤有效态 Cd 含量的影响

Table 4 Effects of different sepiolite and humic acid application methods on content of available Cd in selected paddy soil

施用方式	处理水平及水稻品种	有效态 Cd 含量 /mg·kg ⁻¹	降幅/%
腐殖酸单施	CK-嘉 33	1.197 ± 0.09a	—
	F1-嘉 33	1.006 ± 0.09b	15.96
	F2-嘉 33	0.963 ± 0.07c	19.55
	F3-嘉 33	0.937 ± 0.03c	21.72
	F4-嘉 33	0.805 ± 0.03d	32.75
	F5-嘉 33	0.741 ± 0.05d	38.10
海泡石单施	CK-嘉 33	1.197 ± 0.09a	—
	H1-嘉 33	0.824 ± 0.06b	31.16
	H2-嘉 33	0.685 ± 0.08b	42.77
	H3-嘉 33	0.655 ± 0.03b	45.28
	H4-嘉 33	0.413 ± 0.02c	65.50
	H5-嘉 33	0.408 ± 0.06c	65.91
腐殖酸和海泡石配施	CK-嘉 33	1.197 ± 0.09a	—
	Z1-嘉 33	1.071 ± 0.04b	10.53
	Z2-嘉 33	0.754 ± 0.03c	37.01
	Z3-嘉 33	0.721 ± 0.08c	39.77
	Z4-嘉 33	0.499 ± 0.06d	58.31
	Z5-嘉 33	0.467 ± 0.05d	60.99

2.3 不同腐殖酸、海泡石施用方式对稻田土壤 pH 的影响

腐殖酸和海泡石施用方式对供试污染稻田土壤 pH 的影响见表 5。从中可知,在重金属污染水稻田中,单独或配合施用海泡石、腐殖酸后,土壤 pH 值均有不同程度的升高,但单施腐殖酸时供试土壤的 pH 值增加不显著,而海泡石单施或者海泡石和腐殖酸配施时供试土壤的 pH 值均从酸性

变成弱碱性,并且在试验设计的改良剂施用量范围内,供试土壤的 pH 值随着改良剂施用量的增加而升高。当海泡石的施用量为 22.500 t·hm⁻² (H5 处理)时,供试土壤的 pH 值从 5.17 ± 0.16 上升至 7.25 ± 0.25,高出对照组土壤 pH 值 40.23%;当 3.750 t·hm⁻² 的腐殖酸和 11.250 t·hm⁻² 的海泡石搭配施用(Z5 处理)时,供试土壤的 pH 值从 5.17 ± 0.16 上升至 7.81 ± 0.25,高出

对照组土壤 pH 值 51.06%，土壤 pH 的升高将有利于土壤表面负电荷的形成，增加对镉离子的吸附固定，降低镉离子的有效性。通过统计分析可知，本研究土壤中 pH 值与土壤中有效态 Cd 含量

之间的相关系数分别为 0.958 ($P < 0.01$)、-0.963 ($P < 0.01$)、-0.925 ($P < 0.05$)，意味着土壤 pH 值的变化是影响 Cd 向水稻植株迁移积累的重要因子。

表 5 不同腐殖酸、海泡石施用方式对供试稻田土壤 pH 值的影响

Table 5 Effects of different sepiolite and humic acid application methods on pH value of selected paddy soil

施用方式	处理水平及水稻品种	pH 值	增幅/%
腐殖酸单施	CK-嘉 33	5.17 ± 0.16f	—
	F1-嘉 33	5.22 ± 0.06e	0.97
	F2-嘉 33	5.25 ± 0.09d	1.55
	F3-嘉 33	5.29 ± 0.24c	2.32
	F4-嘉 33	5.31 ± 0.09b	2.71
	F5-嘉 33	5.39 ± 0.06a	4.26
海泡石单施	CK-嘉 33	5.17 ± 0.16b	—
	H1-嘉 33	5.78 ± 0.50b	11.80
	H2-嘉 33	6.74 ± 0.30a	30.37
	H3-嘉 33	6.86 ± 0.23a	32.69
	H4-嘉 33	7.18 ± 0.32a	38.88
	H5-嘉 33	7.25 ± 0.25a	40.23
腐殖酸和海泡石配施	CK-嘉 33	5.17 ± 0.16c	—
	Z1-嘉 33	5.20 ± 0.19c	0.58
	Z2-嘉 33	6.08 ± 0.26b	17.60
	Z3-嘉 33	6.32 ± 0.39b	22.24
	Z4-嘉 33	6.71 ± 0.27b	29.79
	Z5-嘉 33	7.81 ± 0.25a	51.06

2.4 不同腐殖酸、海泡石的施用方式对重镉污染土壤中 Cd 形态分配的影响

经过一季水稻的种植，不同腐殖酸和海泡石施用方式对重镉污染稻田土壤中不同形态 Cd 含量变化见表 6。从中可知，经过一季水稻的种植后，土壤总镉与种植前没有明显变化，意味着通过水稻吸收带走的镉量有限，但总体上，随着腐殖酸、海泡石单独施用或两者配施用量的增加，土壤中交换态 Cd 含量显著降低，而有机态 Cd、铁锰氧化物结合态 Cd、碳酸盐结合态 Cd 和残渣态 Cd 含量均有不同程度的增加，为了有效了解腐殖酸、海泡石单独施用或两者配施用量的增加导致不同形态镉的相互转化情况，对不同腐殖酸和海泡石施用方式下重镉污染稻田土壤中不同形态 Cd 比例变化的特征进行了统计，见图 1。由图 1(a)可知，随着腐殖酸单施用量的增加，土壤中交换态 Cd 含量显著降低，而有机态 Cd、铁锰氧化物结合态 Cd、碳酸盐结合态 Cd 和残渣态 Cd 含量均有不同程度的增加，增加量主要集中在残渣态 Cd 和铁锰氧化物结合态 Cd；当腐殖酸的施用量 7.500 t·hm⁻² (F5 处理) 时，活性较高的交换态 Cd 和碳酸盐结合态 Cd 所占比例相比于对照组降低了 18.83%。由图 1(b)可知，随着海泡石单施量增加，土壤中交换态 Cd 含量也显著降

低，同时有机态 Cd、铁锰氧化物结合态 Cd 及残渣态 Cd 含量均有不同程度的增加，碳酸盐结合态 Cd 含量变化平稳，增加量主要集中在残渣态 Cd 和铁锰氧化物结合态 Cd；当海泡石的施用量为 22.500 t·hm⁻² (H5 处理) 时，活性较高的交换态 Cd 和碳酸盐结合态 Cd 所占比例相比于对照组降低了 37.20%。由图 1(c)可知，随着腐殖酸和海泡石配施用量的增加，土壤中交换态 Cd 含量显著降低，而有机态 Cd、铁锰氧化物结合态 Cd、碳酸盐结合态 Cd 含量均有不同程度的增加，残留态 Cd 含量变化平稳，增加量主要集中在铁锰氧化物结合态 Cd 含；当 3.750 t·hm⁻² 的腐殖酸和 11.250 t·hm⁻² 的海泡石搭配施用 (Z5 处理) 时，活性较高的交换态 Cd 和碳酸盐结合态 Cd 所占比例相比于对照组降低了 23.35%。可见，腐殖酸和海泡石的 3 种不同施用方式均能显著降低土壤中活性较高的 Cd 的含量，促进其向活性低的残渣态、铁锰氧化物结合态转化，进而降低其生物有效性，这可能是 3 种施用方式降低土壤镉向低镉积累水稻嘉 33 植株迁移的关键机制。相比较而言，海泡石单施的处理效果优于其他两种施用方式，并且在试验设计的改良剂施用量范围内，有效态 Cd 含量随着改良剂施用量的增加而降低。

表 6 不同腐殖酸、海泡石施用方式对供试稻田土壤不同形态 Cd 含量的影响/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
Table 6 Effects of different sepiolite and humic acid application methods on content
of different Cd forms in selected paddy soil/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

施用方式	处理水平 及水稻品种	交换态	碳酸盐结合态	铁锰氧化物 结合态	有机态	残渣态	土壤总镉
腐殖酸单施	CK-嘉 33	1.859 ± 0.131a	0.061 ± 0.006a	0.362 ± 0.011a	0.031 ± 0.003a	0.209 ± 0.013a	2.522 ± 0.164a
	F1-嘉 33	1.591 ± 0.163b	0.066 ± 0.003a	0.455 ± 0.012b	0.028 ± 0.002a	0.381 ± 0.016b	2.521 ± 0.196a
	F2-嘉 33	1.516 ± 0.142b	0.061 ± 0.005a	0.515 ± 0.014c	0.047 ± 0.006b	0.383 ± 0.015b	2.522 ± 0.182a
	F3-嘉 33	1.492 ± 0.115b	0.064 ± 0.007a	0.607 ± 0.013d	0.036 ± 0.005a	0.321 ± 0.011c	2.520 ± 0.151a
	F4-嘉 33	1.297 ± 0.122c	0.070 ± 0.004b	0.658 ± 0.021d	0.047 ± 0.004b	0.447 ± 0.015d	2.519 ± 0.166a
	F5-嘉 33	1.330 ± 0.163c	0.081 ± 0.008c	0.708 ± 0.017e	0.046 ± 0.007b	0.355 ± 0.017e	2.520 ± 0.212a
海泡石单施	CK-嘉 33	1.859 ± 0.131a	0.061 ± 0.006a	0.362 ± 0.011a	0.031 ± 0.003a	0.209 ± 0.013a	2.522 ± 0.164a
	H1-嘉 33	1.858 ± 0.134a	0.057 ± 0.006a	0.394 ± 0.016b	0.030 ± 0.005a	0.182 ± 0.009b	2.521 ± 0.170a
	H2-嘉 33	1.822 ± 0.183a	0.088 ± 0.009b	0.387 ± 0.016b	0.039 ± 0.007b	0.185 ± 0.011b	2.521 ± 0.226a
	H3-嘉 33	1.768 ± 0.117b	0.071 ± 0.006c	0.385 ± 0.013b	0.033 ± 0.004a	0.264 ± 0.013c	2.521 ± 0.153a
	H4-嘉 33	1.586 ± 0.126c	0.085 ± 0.007b	0.381 ± 0.016b	0.038 ± 0.008b	0.43 ± 0.015d	2.520 ± 0.172a
	H5-嘉 33	1.527 ± 0.142c	0.094 ± 0.005d	0.495 ± 0.018c	0.076 ± 0.011c	0.328 ± 0.014e	2.520 ± 0.190a
腐殖酸和 海泡石配施	CK-嘉 33	1.859 ± 0.131a	0.061 ± 0.006a	0.362 ± 0.011a	0.031 ± 0.003a	0.209 ± 0.013a	2.522 ± 0.164a
	Z1-嘉 33	1.831 ± 0.157a	0.076 ± 0.003b	0.376 ± 0.014a	0.034 ± 0.002a	0.204 ± 0.006a	2.521 ± 0.182a
	Z2-嘉 33	1.654 ± 0.116b	0.104 ± 0.009c	0.492 ± 0.016b	0.067 ± 0.008b	0.203 ± 0.006a	2.520 ± 0.155a
	Z3-嘉 33	1.753 ± 0.134c	0.097 ± 0.007c	0.45 ± 0.015b	0.039 ± 0.005c	0.181 ± 0.005b	2.520 ± 0.166a
	Z4-嘉 33	1.566 ± 0.152d	0.105 ± 0.008c	0.635 ± 0.019c	0.048 ± 0.006d	0.161 ± 0.007c	2.515 ± 0.192a
	Z5-嘉 33	1.386 ± 0.096e	0.090 ± 0.005d	0.771 ± 0.018d	0.052 ± 0.004e	0.22 ± 0.004d	2.519 ± 0.127a

2.5 不同腐殖酸、海泡石施用方式对稻田土壤有效养分的影响

不同腐殖酸和海泡石施用方式对供试稻田土壤有效养分含量的影响见表 7。从中可知,在试验设计的腐殖酸的施用量范围内,土壤有机质随着腐殖酸施用量的增加而升高,速效磷和速效钾则随着腐殖酸施用量的增加先增后减少。在试验设计的海泡石的施用量范围内,土壤有机质含量随着海泡石施

用量的增加而降低,而速效磷和速效钾含量则随着海泡石施用量的增加而升高;当海泡石的施用量为 $22.500\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ (H5 处理)时,相比于对照组而言,土壤速效磷、速效钾和有机质含量变化幅度分别为 51.82%、39.85% 和 -3.89%。在腐殖酸和海泡石配施施用量范围内,速效磷、速效钾、有机质含量均随着改良剂施用量的增加而升高;当 $3.750\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸和 $11.250\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 的海泡石搭配施

表 7 不同腐殖酸、海泡石施用方式对供试稻田土壤有效养分的影响/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$
Table 7 Effects of different sepiolite and humic acid application methods on content of available nutrients in selected paddy soil/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

施用方式	处理水平及水稻品种	碱解氮	速效磷	速效钾	有机质
腐殖酸单施	CK-嘉 33	122.95 ± 12.86a	21.96 ± 0.40e	101.33 ± 11.85b	82.09 ± 1.67b
	F1-嘉 33	124.83 ± 37.18a	23.03 ± 0.22d	135.14 ± 22.83ab	82.89 ± 1.01b
	F2-嘉 33	104.41 ± 9.08a	26.21 ± 0.34b	148.58 ± 35.07ab	85.00 ± 1.01b
	F3-嘉 33	131.37 ± 14.06a	29.63 ± 0.69a	133.54 ± 26.55ab	88.58 ± 0.92b
	F4-嘉 33	112.63 ± 18.79a	25.34 ± 1.26c	126.04 ± 14.46ab	90.85 ± 0.83b
	F5-嘉 33	106.03 ± 19.54a	24.09 ± 1.29cd	123.55 ± 5.51ab	116.82 ± 33.58a
海泡石单施	CK-嘉 33	122.95 ± 12.86a	21.96 ± 0.40a	101.33 ± 11.85d	82.09 ± 1.67a
	H1-嘉 33	115.61 ± 19.77ab	27.08 ± 1.83b	135.06 ± 1.97c	81.09 ± 0.79ab
	H2-嘉 33	99.63 ± 6.42b	29.31 ± 0.33c	145.16 ± 15.93b	79.85 ± 0.46bc
	H3-嘉 33	128.50 ± 9.51a	29.81 ± 0.82c	148.25 ± 0.84b	79.60 ± 1.02bc
	H4-嘉 33	101.46 ± 5.85b	32.61 ± 1.63d	161.26 ± 0.51a	79.40 ± 1.43bc
	H5-嘉 33	96.88 ± 1.64b	33.34 ± 1.30d	168.46 ± 5.15a	78.90 ± 0.78c
腐殖酸和海泡石配施	CK-嘉 33	122.95 ± 12.86a	21.96 ± 0.40d	101.33 ± 11.85d	82.09 ± 1.67b
	Z1-嘉 33	122.04 ± 14.23a	27.25 ± 0.31c	134.31 ± 0.69c	82.34 ± 5.37b
	Z2-嘉 33	122.96 ± 14.81a	27.99 ± 0.97c	143.43 ± 17.68bc	83.89 ± 1.43ab
	Z3-嘉 33	102.52 ± 6.46a	36.06 ± 0.76b	147.70 ± 6.23ac	86.31 ± 1.49ab
	Z4-嘉 33	110.89 ± 15.88a	37.14 ± 0.19b	150.87 ± 4.37ab	88.84 ± 6.35ab
	Z5-嘉 33	123.96 ± 12.66a	39.73 ± 2.41a	153.30 ± 3.38a	90.32 ± 3.24ab

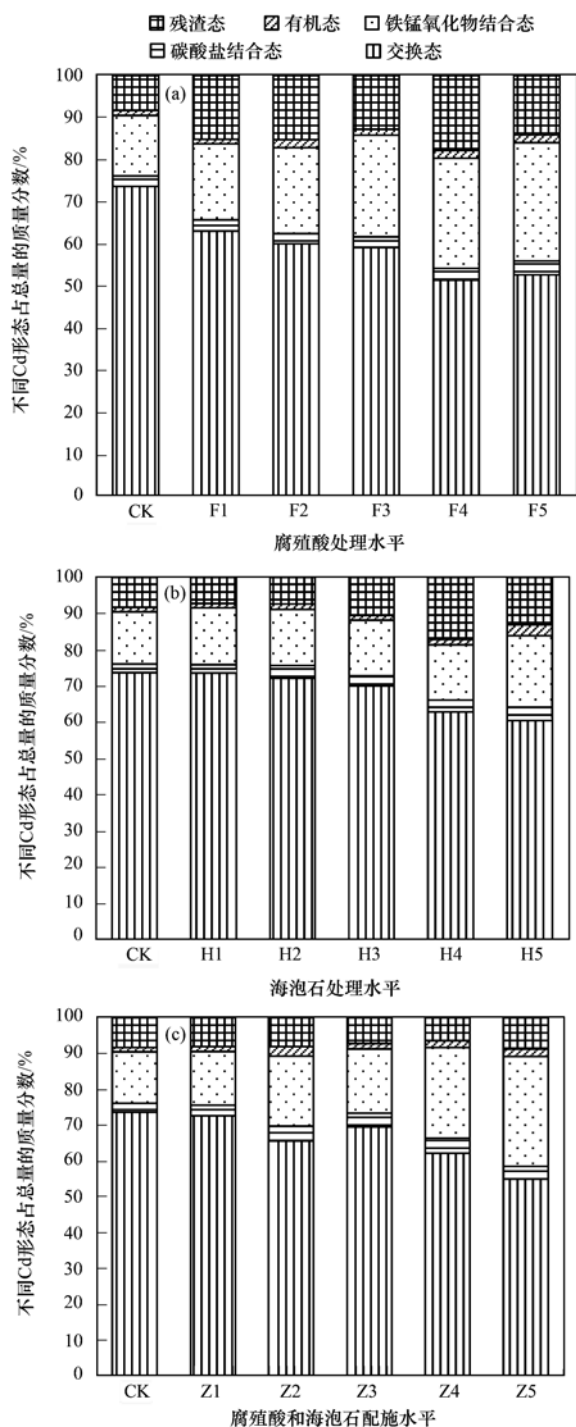


图1 不同腐殖酸、海泡石施用方式对供试稻田土壤Cd形态的影响

Fig. 1 Effects of different sepiolite and humic acid application methods on forms of Cd in selected paddy soil

用(Z5处理)时,相比于对照组而言,土壤碱解氮、速效磷、速效钾及有机质含量变化幅度分别为0.82%、80.92%、51.29%和10.03%。但是,以上3种改良剂的处理方式均对土壤中碱解氮含量的影响无明显规律,与对照组相比无统计学意义。综上所述,相对而言,腐殖酸和海泡石配施能较好地改

善土壤的养分情况,效果优于腐殖酸、海泡石单施,是一相对优选的施用方式。

3 讨论

土壤的pH值是影响土壤中Cd的生物有效性的最主要的因素之一,调控着土壤系统中Cd的溶解平衡^[17],而在水稻-土壤系统中水稻吸收富集Cd则是受土壤pH值、有机质、CEC等理化性质调控的^[18]。在红壤性重镉污染水稻田中施用海泡石或者海泡石和腐殖酸配施都能明显改良土壤酸性,降低土壤Cd的生物有效性。其可能的机理在于施用海泡石明显改良了土壤酸性,促进土壤黏粒和胶体粒子对Cd的吸附,并且促进交换态Cd向难溶性的残渣态、铁锰氧化物结合态Cd的转化,从而降低Cd的生物有效性^[17, 19]。这一结果与黄宇等^[20]和孙约兵等^[21]的研究结果基本一致。而施用腐殖酸时,土壤pH值未发生明显变化,但是土壤中有效态Cd含量却最高可较对照组降低38.10%。这可能是由于腐殖酸能与 Cd^{2+} 发生一系列的吸附、络合及螯合作用,其生成物与土壤黏粒相结合,加强了土壤黏粒对 Cd^{2+} 的吸附能力;而且腐殖酸本身作为吸附剂吸附在土壤胶体的表面,增加了土壤颗粒的吸附点位,进一步促进了土壤溶液中的 Cd^{2+} ;另外,土壤pH值增大有利于腐殖酸的官能团与 Cd^{2+} 结合,从而促进有效态Cd向有机态、残渣态及铁锰氧化物结合态的转化^[12, 20, 22, 23]。即腐殖酸和海泡石的3种不同的施用方式均能显著降低污染稻田中Cd的有效性,从而减少了Cd向水稻的迁移积累。而本研究中土壤pH值与土壤中有效态Cd含量之间的相关系数分别为-0.958($P < 0.01$)、-0.963($P < 0.01$)、-0.925($P < 0.05$),证明了土壤pH值的变化是影响Cd向水稻植株迁移积累的重要因子,也进一步证实是单施腐殖酸、配施腐殖酸和海泡石抑制土壤镉迁移到水稻植株的效果将好于单施腐殖酸。

有研究表明^[12, 13, 18, 19],施用改良剂可以有效降低污染土壤中重金属的生物有效性,从而降低作物对重金属的吸收积累。本研究结果表明,腐殖酸单施、海泡石单施、腐殖酸和海泡石配施这3种处理方式均明显降低了污染土壤中Cd的生物有效性以及水稻植株各器官对Cd的积累,并且对Cd在水稻地上部的分配存在一定的影响,促进茎中Cd向叶中转运,减少精米中Cd的积累,与Duan等^[24]和张路^[25]的研究结果一致。这可能与低积累品种独

特的解毒机制有关,即通过调节自身与 Cd 转运相关的生理生化活动,增强自身对重镉污染环境的耐性,调整 Cd 转运的次序将茎吸收的 Cd 优先分配到叶片中,进而减少其进入籽实体的量^[19, 24, 25]. 当腐殖酸的施用量为 $5.250 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时,嘉 33 精米中 Cd 含量为 $(0.171 \pm 0.01) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 当海泡石的施用量为 $6.750 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 时,嘉 33 精米中 Cd 含量为 $(0.184 \pm 0.01) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 当 $1.125 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸和 $3.375 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的海泡石搭配施用,嘉 33 精米中 Cd 含量为 $(0.181 \pm 0.01) \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均低于国家的限量指标(GB 2762-2012). 可见腐殖酸、海泡石在污染土壤中的施用对 Cd 在土壤-水稻系统中的迁移积累具有较好的阻控作用,合理施用海泡石和腐殖酸并搭配 Cd 低积累水稻品种可以实现 Cd 重污染土壤的农业安全利用. 同时,也进一步表明,在实现重镉污染土壤的农业安全利用方面,低 Cd 积累水稻品种的应用具有重要的意义.

另外,本研究结果显示,用腐殖酸和海泡石处理 Cd 污染土壤后,土壤中的有效磷和有效钾的含量均有了不同程度增加,而土壤中碱解氮含量无明显规律性变化,与赵庆圆等^[26]用腐殖酸处理模拟铅镉污染土壤增加了土壤中速效磷含量的结果一致. 但是这一结论与韩君等人用海泡石处理镉污染稻田降低了土壤中速效磷含量的结果存在差异^[27],造成这种差异的原因可能是由于施肥方式的不同导致黏土矿物海泡石与土壤-溶液系统中的磷素发生吸附作用并固定^[28]. 而本研究结果显示,施用改良剂增加了土壤中有效磷含量,其可能的机理在于海泡石、腐殖酸处理 Cd 污染土壤提高了土壤磷酸酶活性,促进土壤中难溶性磷活化,增加有效磷含量;另外,腐殖酸中含有多种官能团,可以活化土壤中难溶性磷,提高磷的生物有效性^[26, 27, 29]. 这表明,在 Cd 污染土壤中,配施腐殖酸和海泡石,可在降低土壤镉有效性,降低镉向水稻植株迁移的同时,也能改善土壤的营养状况,使土壤环境质量趋于良性,有利于污染土壤的可持续利用,是一优选的施用方式,并不会对土壤质量产生不良影响,这一结果与孙约兵等^[21]的研究结果一致,这也进一步证实了 Cd 低积累水稻品种与合理施用海泡石和腐殖酸搭配在实现 Cd 重污染土壤的农业安全利用方面的良好应用潜力.

此外,本试验期间,材料采购价格为:海泡石 $800 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$,腐殖酸 $1400 \text{ 元} \cdot \text{t}^{-1}$. 在供试的 Cd 污染土壤上,施用 $5.250 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸、或施用

$6.750 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的海泡石、或将 $1.125 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸和 $3.375 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的海泡石搭配施用均可使嘉 33 精米中 Cd 含量低于国家的限量指标(GB 2762-2012),其对应的每公顷成本为 7350、5400 及 3075 元,改良剂钝化的土壤镉再次释放需要经过一定的地球化学循环过程,有研究表明,改良剂钝化的镉到第 4 年才开始明显再次释放,意味着其钝化效果可保持 3 a^[30],因此在不考虑人力的情况下,就改良材料的成本和持续作用时间而言,对于受重金属 Cd 严重污染的稻田而言,其投入成本总体处于可接受范围内,其中 $1.125 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸和 $3.375 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的海泡石搭配施用材料成本最低,平均每年每公顷成本在 1035 元左右. 这进一步说明了 Cd 低积累水稻品种与合理施用海泡石和腐殖酸配合具有实现 Cd 重污染土壤的农业安全利用方面的良好应用潜力.

4 结 论

(1) 单施腐殖酸或海泡石及配施腐殖酸和海泡石均能显著降低水稻根、茎、叶、精米对 Cd 的积累,各器官中 Cd 含量随着改良剂施用量的增加而降低,同时茎对根吸收的 Cd 以及精米对茎中 Cd 的转运系数降低,而叶对茎中 Cd 的转运系数增大. 腐殖酸、海泡石处理 Cd 污染土壤对 Cd 在土壤-水稻系统的迁移和分配均有很好的阻控作用,其中海泡石单施、腐殖酸与海泡石配施的处理效果优于腐殖酸单施.

(2) 单施腐殖酸或海泡石及配施腐殖酸和海泡石均能较显著降低土壤中有效 Cd 含量,促进有效态 Cd 向难溶的残渣态、铁锰氧化物结合态转化,进而降低其生物有效性,是 3 种施用方式降低土壤镉向低镉积累水稻嘉 33 植株迁移的关键土壤机制. 同时,泡石单施和腐殖酸的不同使用方式引起土壤 pH 值的变化是另一影响 Cd 向水稻植株迁移积累的重要因子,土壤 pH 值与土壤中有有效态 Cd 含量之间的相关数分别为 $-0.958 (P < 0.01)$ 、 $-0.963 (P < 0.01)$ 、 $-0.925 (P < 0.05)$.

(3) 单施腐殖酸或海泡石及配施腐殖酸和海泡石对土壤速效养分的影响比较明显,其中,施用较多的腐殖酸易造成土壤速效磷和速效钾的减少,施用较多的海泡石易造成土壤有机质的减少,相比较而言,腐殖酸和海泡石搭配施用对土壤质量的影响更趋友好,配施时土壤速效磷、速效钾及有机质含量均随改良剂施用量增加而升高,而土壤中碱解氮

含量无明显变化,是一优选的施用方式。

(4)低 Cd 积累水稻品种与合理搭配施用腐殖酸和海泡石联合可以实现重镉污染土壤的安全、可持续利用,在供试的重 Cd 污染土壤上,施用 $5.250 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸、或施用 $6.750 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的海泡石、或将 $1.125 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的腐殖酸和 $3.375 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 的海泡石搭配施用均可使嘉 33 精米中 Cd 含量低于国家的限量指标(GB 2762-2012)。

参考文献:

- [1] 喻凤香,林亲录,陈煦.我国主稻作区稻谷镉和铅含量及其分布特征[J].生态与农村环境学报,2013,29(1):24-28.
Yu F X, Lin Q L, Chen X. Contents and distributions of cadmium and lead in rice from main rice cultivation areas in China[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2013, 29(1): 24-28.
- [2] Zhao F J, Ma Y B, Zhu Y G, et al. Soil contamination in China: current status and mitigation strategies [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(2): 750-759.
- [3] 陈齐,邓潇,陈珊,等.典型土壤不同提取态 Cd 与水稻吸收累积的关系[J].环境科学,2017,38(6):2538-2545.
Chen Q, Deng X, Chen S, et al. Correlations between different extractable cadmium levels in typical soils and cadmium accumulation in rice[J]. Environmental Science, 2017, 38(6): 2538-2545.
- [4] 张继舟,王宏韬,倪红伟,等.我国农田土壤重金属污染现状、成因与诊断方法分析[J].土壤与作物,2012,1(4):212-218.
Zhang J Z, Wang H T, Ni H W, et al. Current situation, sources and diagnosis method analysis of heavy metal contamination in agricultural soils[J]. Soil and Crop, 2012, 1(4): 212-218.
- [5] 王玉军,刘存,周东美,等.客观地看待我国耕地土壤环境质量的现状——关于《全国土壤污染状况调查公报》中有关问题的讨论和建议[J].农业环境科学学报,2014,33(8):1465-1473.
Wang Y J, Liu C, Zhou D M, et al. A critical view on the status quo of the farmland soil environmental quality in China: Discussion and suggestion of relevant issues on report on the national general survey of soil contamination [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(8): 1465-1473.
- [6] 杨祥田,周翠,何贤彪,等.田间试验条件下不同基因型水稻对 Cd 和 Pb 的吸收分配特征[J].农业环境科学学报,2013,32(3):438-444.
Yang X T, Zhou C, He X B, et al. Uptake and partition of Cd and Pb among rice genotypes in contaminated paddy soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(3): 438-444.
- [7] 杨文弢,周航,邓贵友,等.组配改良剂对污染稻田中铅、镉和砷生物有效性的影响[J].环境科学学报,2016,36(1):257-263.
Yang W T, Zhou H, Deng G Y, et al. Effects of combined amendment on bioavailability of Pb, Cd, and As in polluted paddy soil[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, 36(1): 257-263.
- [8] 朱健,王平,林艳,等.不同产地硅藻土原位控制土壤镉污染差异效应与机制[J].环境科学,2016,37(2):717-725.
Zhu J, Wang P, Lin Y, et al. Differential effect and mechanism of *in situ* immobilization of cadmium contamination in soil using diatomite produced from different areas [J]. Environmental Science, 2016, 37(2): 717-725.
- [9] 吴烈善,曾东梅,莫小荣,等.不同钝化剂对重金属污染土壤稳定化效应的研究[J].环境科学,2015,36(1):309-313.
Wu L S, Zeng D M, Mo X R, et al. Immobilization impact of different fixatives on heavy metals contaminated soil [J]. Environmental Science, 2015, 36(1): 309-313.
- [10] 陈立伟,杨文弢,辜娇峰,等.复合改良剂对 Cd 污染稻田早晚稻产地修复效果[J].环境科学,2017,38(6):2546-2552.
Chen L W, Yang W T, Gu J F, et al. Remedying effects of a combined amendment for paddy soil polluted with Cd for spring and autumn rice [J]. Environmental Science, 2017, 38(6): 2546-2552.
- [11] Zhu H H, Chen C, Zhu Q H, et al. Effects of soil acidification and liming on the phytoavailability of cadmium in paddy soils of central subtropical China [J]. Environmental Pollution, 2016, 219: 99-106.
- [12] 李丽君,张强,白光洁,等.改良剂与油菜对土壤重金属有效态的影响[J].水土保持学报,2014,28(1):246-252.
Li L J, Zhang Q, Bai G J, et al. The influence of amendments and rape on available heavy metals content in soil [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2014, 28(1): 246-252.
- [13] 梁学峰,韩君,徐应明,等.海泡石及其复配原位修复镉污染稻田[J].环境工程学报,2015,9(9):4571-4577.
Liang X F, Han J, Xu Y M, et al. In-situ remediation of cd polluted paddy soil using sepiolite and combined amendments [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2015, 9(9): 4571-4577.
- [14] 张楠.低积累型水稻品种的筛选及其配套阻控技术初探[D].杭州:浙江大学,2015.
Zhang N. A preliminary study on screening for low accumulation-type rice cultivars and forming a set of controlling technology [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2015.
- [15] 鲍士旦.土壤农化分析[M].(第三版).北京:中国农业出版社,2000.
Bao S D. Soil and agricultural chemistry analysis (3rd ed.) [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2000.
- [16] Du Y, Hu X F, Wu X H, et al. Affects of mining activities on Cd pollution to the paddy soils and rice grain in Hunan province, Central South China [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2013, 185(12): 9843-9856.
- [17] 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.
- [18] 黄益宗,郝晓伟.赤泥、骨炭和石灰对玉米吸收积累 As、Pb 和 Zn 的影响[J].农业环境科学学报,2013,32(3):456-462.
Huang Y Z, Hao X W. Effect of red mud, bone char and lime on uptake and accumulation of As, Pb and Zn by Maize (*Zea mays*) planted in contaminated soil [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(3): 456-462.

- [19] 方至萍, 廖敏, 张楠, 等. 施用海泡石对铅、镉在土壤-水稻系统中迁移与再分配的影响[J]. 环境科学, 2017, **38**(7): 3028-3035.
Fang Z P, Liao M, Zhang N, *et al.* Effect of sepiolite application on the migration and redistribution of Pb and Cd in soil rice system in soil with Pb and Cd combined contamination [J]. Environmental Science, 2017, **38**(7): 3028-3035.
- [20] 黄宇, 廖敏, 叶照金, 等. 两种低镉积累水稻镉含量与土壤镉的剂量-效应关系及调控[J]. 生态与农村环境学报, 2017, **33**(8): 748-754.
Huang Y, Liao M, Ye Z J, *et al.* Cd concentrations in two low Cd accumulating varieties of rice and their relationships with soil Cd content and their regulation under field conditions [J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2017, **33**(8): 748-754.
- [21] 孙约兵, 王朋超, 徐应明, 等. 海泡石对镉-铅复合污染钝化修复效应及其土壤环境质量影响研究[J]. 环境科学, 2014, **35**(12): 4720-4726.
Sun Y B, Wang P C, Xu Y M, *et al.* Immobilization remediation of Cd and Pb contaminated soil: remediation potential and soil environmental quality [J]. Environmental Science, 2014, **35**(12): 4720-4726.
- [22] 段桂兰, 王芳, 岑况, 等. 秸秆还田对水稻镉积累及其亚细胞分布的影响[J]. 环境科学, 2017, **38**(9): 3927-3936.
Duan G L, Wang F, Cen K, *et al.* Effects of straw incorporation on cadmium accumulation and subcellular distribution in rice [J]. Environmental Science, 2017, **38**(9): 3927-3936.
- [23] 杨毅, 兰亚琼, 金鹏康, 等. 腐殖酸与 Cd^{2+} 的结合特性及其影响因素[J]. 环境化学, 2017, **36**(6): 1198-1203.
Yang Y, Lan Y Q, Jin P K, *et al.* Characteristic and influential factors of humic acid complexed with Cd^{2+} [J]. Environmental Chemistry, 2017, **36**(6): 1198-1203.
- [24] Duan G L, Zhang H M, Shen Y Q, *et al.* Mitigation of heavy metal accumulation in rice grain with silicon in animal manure fertilized field [J]. Environmental Engineering and Management Journal, 2016, **15**(10): 2223-2229.
- [25] 张路. 水稻镉安全亲本材料对镉的吸收、转运及积累特征[D]. 雅安: 四川农业大学, 2015.
Zhang L. Characteristic of cadmium uptake, translocation and accumulation in cadmium-safe rice line [D]. Ya'an: Sichuan Agricultural University, 2015.
- [26] 赵庆圆, 李小明, 杨麒, 等. 磷酸盐、腐殖酸与粉煤灰联合钝化处理模拟铅镉污染土壤[J]. 环境科学, 2018, **39**(1): 389-398.
Zhao Q Y, Li X M, Yang Q, *et al.* Passivation of simulated Pb- and Cd-contaminated soil by applying combined treatment of phosphate, humic acid, and fly ash [J]. Environmental Science, 2018, **39**(1): 389-398.
- [27] 韩君, 梁学峰, 徐应明, 等. 黏土矿物原位修复镉污染稻田及其对土壤氮磷和酶活性的影响[J]. 环境科学学报, 2014, **34**(11): 2853-2860.
Han J, Liang X F, Xu Y M, *et al.* In-situ remediation of Cd-polluted paddy soil by clay minerals and their effects on nitrogen, phosphorus and enzymatic activities [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, **34**(11): 2853-2860.
- [28] Zhou H, Zhou X, Zeng M, *et al.* Effects of combined amendments on heavy metal accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) planted on contaminated paddy soil [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2014, **101**: 226-232.
- [29] 王永昕, 孙约兵, 徐应明, 等. 施用鸡粪对海泡石钝化修复镉污染菜地土壤的强化效应及土壤酶活性影响[J]. 环境化学, 2016, **35**(1): 159-169.
Wang Y X, Sun Y B, Xu Y M, *et al.* Enhancement of chicken manure on the immobilization remediation of cadmium contaminated vegetable soil and enzyme activity using sepiolite [J]. Environmental Chemistry, 2016, **35**(1): 159-169.
- [30] 姜洋, 罗远恒, 顾雪元. 农田土壤镉污染的原位钝化修复及持久性研究[J]. 南京大学学报(自然科学), 2017, **53**(2): 265-274.
Jiang Y, Luo Y H, Gu X Y. In situ immobilization of cadmium in soil and persistence study [J]. Journal of Nanjing University (Natural Sciences), 2017, **53**(2): 265-274.

CONTENTS

Emission Inventory and Prediction of Non-road Machineries in the Yangtze River Delta Region, China	HUANG Cheng, AN Jing-yu, LU Jun (3965)
Vehicle Exhaust Emission Characteristics and Their Contributions in Jiangsu Province	LI Li, ZHANG Jie, ZHAO Qiu-yue, <i>et al.</i> (3976)
Historical Trends of Atmospheric Pb and Hg Emissions from Fossil Fuel Combustion in Shanghai	YANG Jing, CHEN Long, LIU Min, <i>et al.</i> (3987)
Emission Inventory of Atmospheric Pollutants and VOC Species from Crop Residue Burning in Guangdong Province	SUN Xi-bo, LIAO Cheng-hao, ZENG Wu-tao, <i>et al.</i> (3995)
Mass Concentrations and Size Distributions of Water-soluble Inorganic Ions in Atmospheric Aerosols in Beibei District, Chongqing	LI Yan-pei, HAO Qing-ju, WEN Tian-xue, <i>et al.</i> (4002)
Analysis of Seasonal Variations in Chemical Characteristics and Sources of PM _{2.5} During Summer and Winter in Ji'nan City	LIU Xiao-di, MENG Jing-jing, HOU Zhan-fang, <i>et al.</i> (4014)
PM _{2.5} Pollution Characterization and Cause Analysis of a Winter Heavy Pollution Event, Liaocheng City	ZHANG Jing-qiao, WU Ya-jun, ZHANG Meng, <i>et al.</i> (4026)
Concentrations, Sources, and Dry Deposition Fluxes of Different Forms of Phosphorus in Qingdao Aerosols in Summer	WANG Nan, MA Miao, SHI Jin-hui, <i>et al.</i> (4034)
Characteristics and Source Apportionment of Ambient Volatile Organic Compounds in Winter in Jincheng	YANG Fan, YAN Yu-long, GE Yun-fei, <i>et al.</i> (4042)
Enrichment Levels and Comprehensive Pollution Assessment of Dust Heavy Metals in Winter in Beijing	XIONG Qiu-lin, ZHAO Wen-ji, LI Da-jun, <i>et al.</i> (4051)
Characteristics of Atmospheric BTX near a Main Road in Hefei City	MENG Fan-hao, QIN Min, LIANG Shuai-xi, <i>et al.</i> (4060)
Ozone Generation Potential and Highly Contributing Substances of NMOCs from Landfill Working Face	LI Hao, LIU Yan-jun, CHEN Tan, <i>et al.</i> (4070)
Emission Characteristics of Wind-Eroded Dust from Concrete Batching Plants in Beijing	LI Bei-bei, HAN Kai-li, QIN Jian-ping, <i>et al.</i> (4078)
Seasonal Variation Characteristics of Pollution Risk in a Riverside Source Area Based on Source Apportionment	GAO Xiang, ZUO Rui, GUO Xue-ru, <i>et al.</i> (4086)
Evaluation of Effect of Urban Non-point Source Pollution Control on Porous Asphalt-Bio-retention Combined Roads	GONG Man-li, ZUO Jun-jie, REN Xin-xin, <i>et al.</i> (4096)
Composition, Spatial Distribution Characteristics and Source Analysis of Chromophoric Dissolved Organic Matter in the Lanzhou Reach of the Yellow River	 ZHAO Xia-ting, LI Shan, WANG Zhao-wei, <i>et al.</i> (4105)
Characterization of Dissolved Organic Matter Fractions in the Ning-Meng Section of the Yellow River and Relationship with Metal Ions	XI Yue, WANG Ting, NI Jin-ren, <i>et al.</i> (4114)
Comparative Characteristics of Optical Absorption in Waters from Yiluo River and Huntai River in Spring	LI Liu-yang, SHAO Tian-tian, ZHANG Xin, <i>et al.</i> (4122)
Seasonal Variations in River Water Chemical Weathering and Its Influence Factors in the Malian River Basin	WANG Yu-shan, HAN Shuang-bao, DENG Qi-jun, <i>et al.</i> (4132)
Characteristics and Genesis of NO ₃ Type Water in Shallow Groundwater in Liujiang Basin	XU Jin, HE Jiang-tao, PENG Cong, <i>et al.</i> (4142)
Development and Evaluation of a Sustainable Long-release Carbon Material Applied for In-Situ Remediation of Groundwater Nitrogen Pollution	 ZHANG Wen, YIN Lin, ZHOU Nian-qing (4150)
Phosphorus Forms and Distribution Characteristics in the Sediment and Soil of the Water-Level-fluctuating Zone in the Main Stream of the Three Gorges Reservoir	 ZHANG Zhi-yong, WAN Cheng-yan, HU Hong-qing, <i>et al.</i> (4161)
Distribution Characteristics and Release Fluxes of Phosphorus Forms in Xiangxi Bay Sediments in the Three Gorges Reservoir Before and After Impoundment	 LIU Xin-yuan, SONG Lin-xu, JI Dao-bin, <i>et al.</i> (4169)
Effect of Zirconium-modified Zeolite Addition on Phosphorus Release and Immobilization in Heavily Polluted River Sediment	HE Si-qi, ZHANG Wei, LIN Jian-wei, <i>et al.</i> (4179)
Impact of Human Activities on Net Anthropogenic Nitrogen Inputs (NANI) at Township Scale in Erhai Lake Basin	LI Ying, LIU Hong-bin, LEI Qiu-liang, <i>et al.</i> (4189)
Simulation of Inorganic Nitrogen Fluxes at the Sediment-water Interface in a Typical Intertidal Zone, Eastern China	NIE Jia-qin, WANG Dong-qi, CHEN Jie, <i>et al.</i> (4199)
Effects of Aquaculture on Ammonia-oxidizing Prokaryotes in Sediments of Eastern Lake Taihu	CHU Yu, HE Xiao-wei, ZENG Jin, <i>et al.</i> (4206)
Transformation of Ammonia in Wetland Sediments for Treatment of Mining Wastewater	WANG Hai-bo, MA Ding, YUE Zheng-bo, <i>et al.</i> (4215)
Distribution Characteristics of Sulfonamide Antibiotic Resistance Genes in a Drinking Water Source in East China	HU Ya-ru, JIANG Lei, ZHANG Tian-yang, <i>et al.</i> (4222)
Distribution Characteristics of Sulfonamides and Sulfamethoxazole-Resistant Bacteria in Tannery Wastewater Treatment Processes	HUA Li, LI Lu, YANG Chun-yan (4229)
Effects of Different Substrates and Particle Sizes on Wastewater Purification	ZHAO Lin-li, SHAO Xue-xin, WU Ming, <i>et al.</i> (4236)
Substrate Flow by Different Biochemical Activities in the Urban Sewage Network	YAO Xiang-yi, SHI Xuan, SANG Lang-tao, <i>et al.</i> (4242)
Reducing Membrane Fouling from Micro-Flocculation in a Humic Acid Ultrafiltration Process	WANG Xu-dong, SHI Cai-xia, LIAO Zheng-wei, <i>et al.</i> (4249)
Enhanced Degradation of Aniline by PS Oxidation in the Presence of UV and Ferric Oxalate	HAN Dong-hui, LI Ying, LI Kai-ming, <i>et al.</i> (4257)
Behavior and Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coking Wastewater of A/O ² and A/O/H/O Processes	WU Hai-zhen, SUN Sheng-li, LIU Guo-xin, <i>et al.</i> (4265)
Effects of Long-term Side Stream Extract on Phosphorus Removal and Recovery Performance of EBPR System	YU Xiao-jun, LI Jie, ZHOU Meng, <i>et al.</i> (4274)
Effect of NaCl Salinity on Extracellular Polymeric Substances and Bioflocculation of Anoxic Sludge in A ² /O Process	ZHANG Lan-he, TIAN Rui, GUO Jing-bo, <i>et al.</i> (4281)
Effect of Temperature and pH on Nitrogen Conversion in Feammox Process	CHEN Fang-min, JIN Run, YUAN Yan, <i>et al.</i> (4289)
Inhibitory Kinetics of Free Ammonia (FA) on Ammonia-oxidizing Bacteria (AOB)	SUN Hong-wei, YU Xue, GAO Yu-xue, <i>et al.</i> (4294)
Effect of HRT on Nitrogen Removal Using ANAMMOX and Heterotrophic Denitrification	AN Fang-jiao, ZHAO Zhi-chao, HUANG Li, <i>et al.</i> (4302)
Reactivation Performance of Nitrosation Flocculent Sludge After Long-term Storage	LI Tian, WEI Fan-kai, WANG Yu-chang, <i>et al.</i> (4310)
Analysis of Characteristics and Sources of Heavy Metals in Farmland Soils in the Xijiang River Draining of Guangxi	SONG Bo, ZHANG Yun-xia, PANG Rui, <i>et al.</i> (4317)
Soil Organic Carbon of Purple Soil as Affected by Different Application of Biochar	LUO Mei, TIAN Dong, GAO Ming, <i>et al.</i> (4327)
Effects of Straw and Biochar Addition on Soil Carbon Balance and Ecological Benefits in a Rape-maize Rotation Planting System	LI Jiao, TIAN Dong, HUANG Rong, <i>et al.</i> (4338)
Potential to Ensure Safe Production from Rice Fields Polluted with Heavy Cadmium by Combining a Rice Variety with Low Cadmium Accumulation, Humic Acid, and Sepiolite	 XIE Xiao-mei, FANG Zhi-ping, LIAO Min, <i>et al.</i> (4348)
Interactive Effects of Ozone and Drought on Antioxidant Enzyme Activities of Poplar Leaves	ZHOU Hui-min, LI Pin, GAO Feng, <i>et al.</i> (4359)
Effects of Different Levels of Irrigation with Reclaimed Water on Soil Enzyme Activity and Distribution of Thermotolerant Coliforms	HAN Yang, LI Ping, QI Xue-bin, <i>et al.</i> (4366)
Characteristics of Heavy Metals in Chicken Manure Organic Fertilizers in the Huang-Huai-Hai Region and related Environmental Risk Assessment	 LI Fa, XU Ying-ming, WANG Lin, <i>et al.</i> (4375)
Heavy Metal Content of Rural Living Solid Waste and Related Source and Distribution Analysis	JIN Qi, GAO Hong, YUE Bo, <i>et al.</i> (4385)