

不同施用量石灰和生物炭对稻田镉污染钝化的延续效应

赵莎莎¹, 肖广全^{1,2}, 陈玉成^{1,2}, 陈庆华¹, 邓华健¹

(1.西南大学资源环境学院,重庆 400715;2.农村清洁工程重庆市工程研究中心,重庆 400715)

摘要:为筛选适用于西南地区稻田土壤及农作物 Cd 污染的修复技术,采用田间小区试验比较了单施石灰、生物炭以及复合施用石灰+生物炭及其不同用量对 Cd 污染稻田的土壤基本理化性质、稻米 Cd 含量及其水稻各部位富集转运的影响。结果表明:第 1 年修复试验中,单施石灰和生物炭以及复合施用均可降低稻米 Cd 含量以及水稻各部位富集和转运系数,且随着施加量的增加稻米 Cd 含量呈降低趋势,土壤至水稻根系 Cd 富集系数呈先降低后增加趋势,复合施用(石灰(1.5 t/hm²)+生物炭)效果优于单施石灰和生物炭,与对照相比,稻米 Cd 含量降低 57.14%~88.57%,土壤至水稻根系富集系数降低 22.06%~32.96%;施用石灰可显著提高土壤 pH 和降低土壤有效态 Cd 含量。第 2 年修复剂施用延续效应试验中,石灰在短时间内降低土壤有效 Cd 和稻米 Cd 的效果较好,但其长效性和稳定性不及生物炭,与对照相比,单施石灰和生物炭以及复合施用土壤有效 Cd 分别降低 2.97%~25.19%,13.94%~23.41%,1.93%~21.41%,稻米 Cd 含量分别降低 0.72%~34.87%,12.11%~49.14%,36.55%~51.71%。总体来看,设定试验条件下,复合施用(石灰(1.5 t/hm²)+生物炭(3.0 t/hm²)),效果最优。

关键词:石灰;生物炭;镉;稻田

中图分类号:X53

文献标识码:A

文章编号:1009-2242(2021)01-0334-07

DOI:10.13870/j.cnki.stbcxb.2021.01.048

Continuous Effect of Different Application Rates of Lime and Biochar on the Passivation of Cadmium Pollution in Paddy Fields

ZHAO Shasha¹, XIAO Guangquan^{1,2}, CHEN Yucheng^{1,2}, CHEN Qinghua¹, DENG Huajian¹

(1.College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400715;

2.Chongqing Engineering Research Center of Rural Cleaning Engineering, Chongqing 400715)

Abstract: In order to screen the remediation technology suitable for Cd pollution of paddy soil and crops in Southwest China, a field experiment was used to compare the effects of single application of lime, biochar, combined application of lime + biochar and their different amounts on the basic physical and chemical properties of Cd contaminated paddy soil, the Cd content and its influence on the enrichment and transportation of various parts of rice. The results showed that single application of lime and biochar as well as combined application can reduce the Cd in rice and the enrichment and transport coefficients of various parts of rice in the first year of restoration test. With the increase of the applied amount, the Cd content of rice showed a decreasing trend, and the Cd enrichment coefficient of soil to rice root system first decreased and then increased. Compound application (lime (1.5 t/hm²) + Biochar) was more effective than single application of lime and biochar. Compared with the control, the Cd content of rice treated with combined application (lime (1.5 t/hm²) + Biochar) reduced by 57.14% ~ 88.57%, and the enrichment coefficient of soil to rice root system reduced by 22.06% ~ 32.96%. The application of lime could significantly increase soil pH and reduce the soil available Cd content. In the second year of the remediation agent application continuation effect test, the effect of lime in reducing soil effective Cd and rice Cd in a short period of time was better, but its long-term effect and stability were not as good as biochar. Compared with the control, the effective Cd of soil treated with single application of lime, biochar and combined application reduced by 2.97% ~ 25.19%, 13.94% ~ 23.41%, and 1.93% ~ 21.41%, respectively, and the Cd content of rice reduced by 0.72% ~ 34.87%,

收稿日期:2020-05-17

资助项目:国家重点研发计划项目(2017YFD0801004);西南大学博士基金项目(SWU115070)

第一作者:赵莎莎(1995—),女,硕士研究生,主要从事土壤重金属污染修复研究。E-mail:1933945358@qq.com

通信作者:肖广全(1971—),男,博士,副教授,主要从事水污染控制研究。E-mail:xiaogq@swu.edu.cn

12.11% ~ 49.14%, and 36.55% ~ 51.71%, respectively. Overall, under the experimental conditions, the combined application (lime (1.5 t/hm²) + biochar (3.0 t/hm²)) had the best effect.

Keywords: lime; biochar; cadmium; paddy field

近年来随着工农业的发展,受工业三废和农业自身影响,农业土壤重金属污染日趋严重,其中较为突出的是 Cd 污染^[1]。重金属 Cd 是植物生长的非必需元素之一,存在于自然环境的一种微量元素,在土壤中移动性很强、易转化、毒性高、易被植物吸收,从而进入生物链危害人体健康^[2]。当人体中的 Cd 积累到一定值时,与生物体的蛋白质等反应,造成人体器官的破坏,Cd 在体内长期积累会引起肺气肿、高血压、贫血、骨痛病等疾病^[3]。当植物组织中镉含量达到 1.0 mg/kg,会引起植物一系列生物代谢紊乱,阻碍植物根系生长,抑制水分和养分的吸收。水稻是人类主要粮食之一,是土壤中 Cd 吸收最强的大宗谷类作物,稻米中 Cd 含量高会增加人体 Cd 的摄入^[4]。因此降低土壤和稻米中 Cd 含量成为迫切需要解决的问题。

面对日益严重的土壤及稻米 Cd 污染问题,许多专家对修复技术进行了探究。原位钝化技术由于其经济性、效果好、修复周期短、操作简单等特点^[5]受到广泛关注。原位钝化技术通过向土壤中施加钝化剂,通过一系列吸附、沉淀、离子交换及氧化还原等反应,改变重金属在土壤中的形态,进而降低迁移性^[6]。

近年来许多学者对石灰和生物炭对 Cd 污染土壤的原位钝化进行探究。其中,已有研究^[7-9]显示,石灰可以显著提高土壤 pH,降低土壤有效态 Cd 含量和植物 Cd 富集量,但是也有研究^[10]指出,石灰修复效果不稳定,修复作用持久性弱,且石灰呈强碱性,过高的施入量会造成农作物死亡。生物炭是一类具有巨大比表面积和丰富官能团的碱性物质,能通过提高土壤 pH 来降低重金属有效性和吸附态重金属的解吸量,还可以通过阳离子吸附作用降低土壤重金属迁移率,并且生物炭中丰富的官能团能与重金属形成表面络合物而增加土壤对重金属的专性吸附^[11]。刘巍等^[12]于长沙市长沙县某试验田开展不同生物炭施加量对稻米 Cd 含量影响的探究试验,结果表明,施加生物炭可显著提高土壤 pH,进而降低土壤酸溶态 Cd 含量(RBC 分析法)和水稻各部位富集的 Cd 含量,且增大生物炭施加量修复效果更佳;当生物炭施加量大于 20 t/hm²时稻米 Cd 含量低于 0.2 mg/kg;赫天一^[13]研究发现,生物炭施加后,第 1 年对土壤 Cd 有较好的钝化效果,并且在下一季水稻播种后,可交换态占比随炭量的变化趋势与上年相似,但总体占比有所降低,有机结合态与残渣态占比有轻微增加的趋势。虽然对原位钝化技术研究非常广泛,但大多数研

究^[14-16]都是分析修复剂对重金属污染土壤的修复效果,针对不同外界环境下修复剂的最佳施加量却尚无定论。同时,对于不同剂量修复剂施加后的延续效应的研究也相对较少。

本研究结合前期研究^[17]与上一季该区域稻田原位修复的结果,选择石灰和生物炭作为本次原位钝化试验的钝化材料,探究不同浓度梯度及二者组成复合修复剂对试验区域 Cd 污染稻田的修复效果,并监测修复剂施用后的 1 年延续效应,进一步分析不同处理对 Cd 污染稻田的修复效果,为后期开展大面积推广试验提供数据支持。

1 材料与方法

1.1 供试材料

试验于 2018 年 5—9 月和 2019 年 5—9 月在重庆市某郊区 Cd 污染水稻田内进行,试验田属于亚热带季风性湿润气候区,年平均降水量为 1 100 mm,平均气温 0~37 ℃。据了解,试验田上游存在已经关停的田坝煤矿,煤矿矿洞水与矿渣淋溶液直接流入试验田,为试验田主要污染来源。试验田土壤基本理化性质:土壤 pH 为 6.02,土壤有机质含量 67.82 g/kg,土壤中全 Cd 含量 1.514 mg/kg,土壤中有效态 Cd 含量 0.119 mg/kg,其中土壤全 Cd 浓度超过农用地土壤污染筛选值。试验田冬季休耕期杂草 Cd 含量为 6.673 mg/kg

供试水稻品种为“万优 66”,其为籼型三系杂交水稻品种。试验所用修复剂石灰由重庆市万植巨丰生态肥业有限公司提供,为干燥生石灰,全 Cd 含量为 2.44 mg/kg;生物炭由江苏华丰农业生物工程有限公司提供,采用稻壳烧制,其 pH 为 10.30,全 Cd 含量为 0.311 mg/kg。

1.2 试验设计

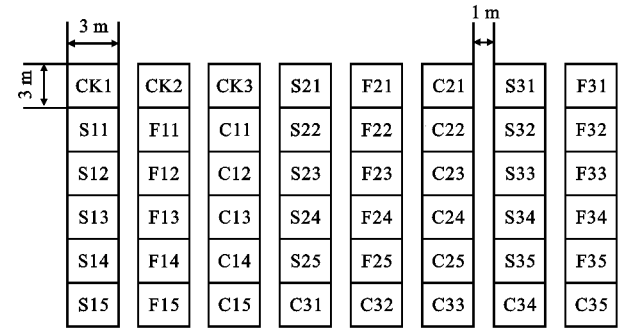
试验修复剂采用单施石灰、单施生物炭及复合施用修复剂(石灰 1.5 t/hm² + 生物炭),设 3 个因子,5 个水平,另加 1 个空白处理,共 16 个处理(修复剂试验因子和水平见表 1)。试验分 2 年进行,第 1 年按表 1 施加修复剂,施加修复剂翻耕,1 周后进行水稻插秧。水稻收割后放干田中水分,冬季处于休耕状态。第 2 年末施用任何修复剂,开展修复剂施用延续效应试验。小区田间试验各处理重复 3 次,每个小区 3 m×3 m=9 m²,加上保护区面积,试验地块总面积不低于 300 m²。各重复间间距 100 cm,小区内水稻种植时行距 30 cm,株距 20 cm。试验布置见图 1。

5 月 15—20 日设置覆膜隔离板及田埂进行分

隔,防止小区之间串水、串肥,覆膜田埂高于水田水面 30 cm,隔板用 4~6 块竹片固定。5 月 21 日向各试验小区施加修复剂,并于 5 月 28 日进行水稻插秧。9 月 10 日水稻成熟收割。除了试验处理的特殊要求外,生产措施与田间管理均按常规方法进行,试验区内,所有农业生产措施(整地、育苗、移栽、灌溉、施肥、病虫害防治、收获、脱粒等)实现统一管理,以尽量消除试验误差,提高试验结果的可比性。

表 1 修复剂试验因子和水平

水平	单施石灰	单施生物炭	复合施用修复剂量 F	
	用量 S/ (t·hm ⁻²)	用量 C/ (t·hm ⁻²)	石灰/ (t·hm ⁻²)	生物炭/ (t·hm ⁻²)
1	0.75	0.75	1.5	0.75
2	1.5	1.5	1.5	1.5
3	3.0	3.0	1.5	3.0
4	5.0	5.0	1.5	5.0
5	7.5	7.5	1.5	7.5



注:图中 S/C/F1/2/3(重复)+1~5(水平)。

图 1 试验区布置

1.3 样品采集与分析

样品采集在水稻收获期和冬季休耕期进行,水稻种植前混合采集土壤样品 3 个,作为背景对照。收获期每个试验小区以五点采样法采集表层土壤 1 个,并随机采集 3 株水稻样品,冬季休耕期采集杂草样品。采集土壤样品自然风干、磨细,过 100 目筛后备用,用于测定土壤 pH、有机质、Cd 含量等指标。水稻样品用超纯水润洗,分根、茎叶、稻米于 105 ℃烘箱杀青,用粉碎机粉碎,风干脱水备用,用于测定水稻根、茎叶、稻米中的 Cd 含量。

土壤 pH 采用 NY/T 1121.2—2006 标准^[18]测定,有机质采用重铬酸钾法^[19]测定,全 Cd 采用王水—高氯酸法消解—石墨炉原子吸收分光光度法^[20]测定,有效 Cd 采用 DTPA 浸提—火焰原子吸收分光光度法^[14]测定;植物样品采 HNO₃—HClO₄ 消解—石墨炉原子吸收分光光度法^[21]测定。

1.4 数据处理

水稻对 Cd 对的吸收采用根部生物富集系数(B_{AF})、茎叶根转运系数(R_{TF})和稻米茎叶转运系数(R_{RF})进行评价,计算公式为:

$$B_{AT} = \frac{\text{根部 Cd 富集量 (mg/kg)}}{\text{土壤 Cd 含量 (mg/kg)}} \tag{1}$$

$$R_{TF(\text{茎叶/根})} = \frac{\text{茎叶 Cd 含量 (mg/kg)}}{\text{根部 Cd 含量 (mg/kg)}} \tag{2}$$

$$R_{RF(\text{稻米/茎叶})} = \frac{\text{稻米 Cd 含量 (mg/kg)}}{\text{茎叶 Cd 含量 (mg/kg)}} \tag{3}$$

所有数据均采用 Microsoft Excel 2010 和 SPSS 21.0 软件进行图形统计分析,不同字母表示在 $P<0.05$ 的条件下差异具有统计学意义,采用 OriginPro 8.5 软件处理。

2 结果与分析

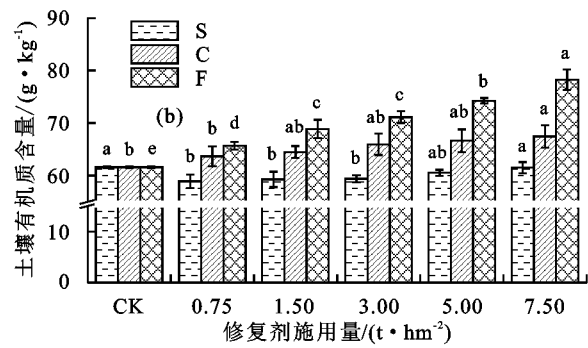
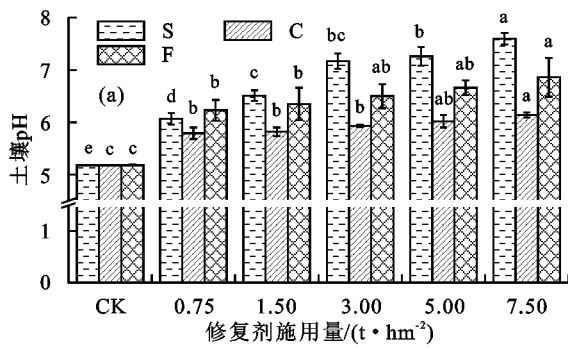
2.1 不同处理对土壤基本理化性质影响

2.1.1 土壤 pH 及有机质含量变化 图 2a 为不同处理对第 1 年水稻收获期土壤 pH 的影响。与 CK 处理相比,单施石灰、单施生物炭和和复合施用(石灰(1.5 t/hm²)+生物炭)各处理土壤 pH 分别提升 0.89~2.42,0.09~0.17,0.86~1.06 个 pH 单位。石灰和生物炭都是碱性物质,石灰可以中和土壤中交换性酸和活性酸使土壤 pH 升高^[22];生物炭含有大量矿物灰分,灰分中含有 Na、K、Ca、Mg 的氧化物或碳酸盐,在水溶液呈碱性,并且其表面富含能与 H⁺ 结合的有机酸根—COO—和—O—等碱性基团,使土壤 pH 升高^[23]。同种修复剂不同施用量的研究结果可以看出,各处理随施用量的增加土壤 pH 呈升高趋势;单施石灰施用量为 7.5 t/hm²相较于其他处理差异性显著;单施生物炭施用量在 5.0~7.5 t/hm²差异性不显著,说明单施生物炭施用量为 5.0 t/hm²时就能达到改良土壤 pH 的效果;复合施用生物炭施用量为 3.0~7.5 t/hm²差异性不显著,复合施用生物炭施用量为 3.0 t/hm²时改良土壤 pH 最优。

图 2b 为不同处理对第 1 年水稻收获期土壤有机质含量的影响。单施生物炭和复合施用(石灰(1.5 t/hm²)+生物炭)均可提高土壤有机质含量。与 CK 处理相比,单施石灰各处理土壤有机质含量较 CK 处理分别降低 0.14%~4.30%,单施生物炭和复合施用(石灰(1.5 t/hm²)+生物炭)各处理土壤有机质含量较 CK 处理分别增加 0.45%~5.08%,6.71%~27.04%,并且随着修复剂施用量的增加,土壤有机质含量呈增加的趋势,其中复合施用处理土壤有机质含量与对照 CK 处理之间存在显著差异($P<0.05$),增幅最高。施加石灰可以改善微生物的活动条件,加快含碳有机质的转化,促进有机质的分解,从而降低土壤有机质^[10];生物炭的主要元素是碳,施加生物炭能够减弱有机质的矿化过程进而增加有机质含量,因此生物炭与生物炭和石灰混合施加入土壤能够增加有机质含量,已有研究^[24-25]表明,酸性土壤有利于有机质的积累,复合处理中石灰通过缓解土壤酸化增加土壤有机

质的积累,因此复合处理土壤有机质含量高于相同施

加量下的单施加生物炭。



注:图柱上方不同小写字母表示同种修复剂不同处理间差异显著($P<0.05$)。下同。

图 2 不同修复剂对土壤 pH 及有机质含量的影响

2.1.2 土壤总 Cd 及有效态 Cd 含量变化 图 3a 为不同处理对第 1 年水稻收获期土壤总 Cd 的影响。由图 3a 可知,与 CK 处理相比,单施石灰和生物炭、复合施用(石灰(1.5 t/hm^2)+生物炭)均能一定程度上增加土壤总 Cd 含量,各处理土壤总 Cd 分别增加 $0\sim14.60\%$, $0.15\%\sim11.41\%$, $4.14\%\sim23.19\%$,其中复合施用增加土壤总 Cd 的效果高于单施石灰和生物炭,这与高译丹等^[26]研究结果一致;且随着施加量的增加土壤总 Cd 呈增加的趋势,单施石灰最佳施用量 3.0 t/hm^2 ,单施生物炭最佳施用量为 5.0 t/hm^2 ,复合施用最佳施用量为石灰(1.5 t/hm^2)+生物炭(5.0 t/hm^2)。本试验中由于施加石灰和生物炭减少了农作物对土壤中 Cd 的吸收,使得土壤中留存的总 Cd 含量升高^[27]。图 3c 为不同处理对第 2 年水稻收获期土壤总 Cd 的影响,第 2 年土壤总 Cd 结果与第 1 年结果类似,施加修复剂之后 CK 处理的土壤全 Cd 均低于其他处理。相较于第 1 年土壤总 Cd 含量,第 2 年土壤总 Cd 含量均降低,且降低幅度为单施石灰>复合施用>单施生物炭,这可能与植物的富集以及石灰和生物炭的时效有关,第 1 年水稻收割后,试验田处于休耕状态,试验田长出许多杂草,对 Cd 有良好的富集效果,杂草中 Cd 含量达 6.673 mg/kg ;石灰对提高土壤 pH 有时效性,水稻收获后对土壤 Cd 钝化效果降低,从而使土壤中 Cd 被杂草富集;生物炭钝化机制是形成长期稳定有机结合态镉,使水稻收获后土壤 Cd 不易被活化。

图 3b 为不同处理对第 1 年水稻收获期土壤有效态 Cd 的影响。由图 3b 可知,施加修复剂均能降低土壤有效 Cd 的含量,且单施石灰和复合施用与对照 CK 处理差异性显著($P<0.05$)。与对照 CK 相比,单施石灰、单施生物炭和复合施用(石灰(1.5 t/hm^2)+生物炭)各处理土壤有效 Cd 分别降低 $16.28\%\sim55.81\%$, $0.58\%\sim15.70\%$, $13.37\%\sim26.16\%$,其中单施石灰

降低土壤有效 Cd 的效果优于单施生物炭和复合施用。不同修复剂施用量的结果表明,随着施加量的增加土壤有效 Cd 呈下降趋势,单施石灰施用量在 $3.0\sim7.5\text{ t/hm}^2$ 土壤有效 Cd 含量差异不显著,因此施用量 3.0 t/hm^2 时土壤有效 Cd 降至最低;单施生物炭施用量为 7.5 t/hm^2 ,与其他处理差异性显著($P<0.05$);复合施用各处理,生物炭施用量为 5.0 t/hm^2 ,与施用量 $0.75\sim3.0\text{ t/hm}^2$ 土壤有效 Cd 含量差异显著。由此可见,施加修复剂是一种降低土壤有效态 Cd 的方法,其中单施石灰最佳施用量 3.0 t/hm^2 ,单施生物炭最佳施用量 7.5 t/hm^2 ,复合施用最佳施用量石灰(1.5 t/hm^2)+生物炭(5.0 t/hm^2)。图 3d 为不同处理对第 2 年水稻收获期土壤有效态 Cd 的影响,第 2 年土壤有效 Cd 结果与第 1 年结果类似,施加修复剂之后土壤有效 Cd 含量较 CK 处理均降低。相较于第 1 年土壤有效 Cd 含量,第 2 年土壤有效 Cd 含量均增加,这可能与修复剂的稳定性有关。从降低土壤有效 Cd 看,石灰在短时间内降低土壤有效 Cd 的效果较好,第 1 年修复试验中,施用石灰各处理土壤有效 Cd 含量较 CK 处理降低 $16.28\%\sim55.81\%$,但其长效性和稳定性不及生物炭,第 2 年修复试验中,与对照 CK 相比,单施石灰、单施生物炭和复合施用(石灰(1.5 t/hm^2)+生物炭)各处理土壤有效 Cd 分别降低 $2.97\%\sim25.19\%$, $13.94\%\sim23.41\%$, $1.93\%\sim21.41\%$ 。

已有研究^[28]表明,施加石灰可以提高土壤 pH,一方面将增加土壤胶体表面的负电荷容量,从而增强对重金属阳离子的吸附能力,另一方面会促进重金属阳离子羟基态的形成,有利于重金属形成氧化物或者碳酸盐等沉淀物,降低 Cd 活性和生物有效性;生物炭具有较大的比表面积、丰富的孔道结构以及较高的 pH,通过静电吸附将 Cd 快速吸附至生物炭表面,降低 Cd 的移动性^[29],生物炭具有丰富的官能团,可以与 Cd 发生离子交换、 π 电子络合等作用,从而有效固定 Cd。

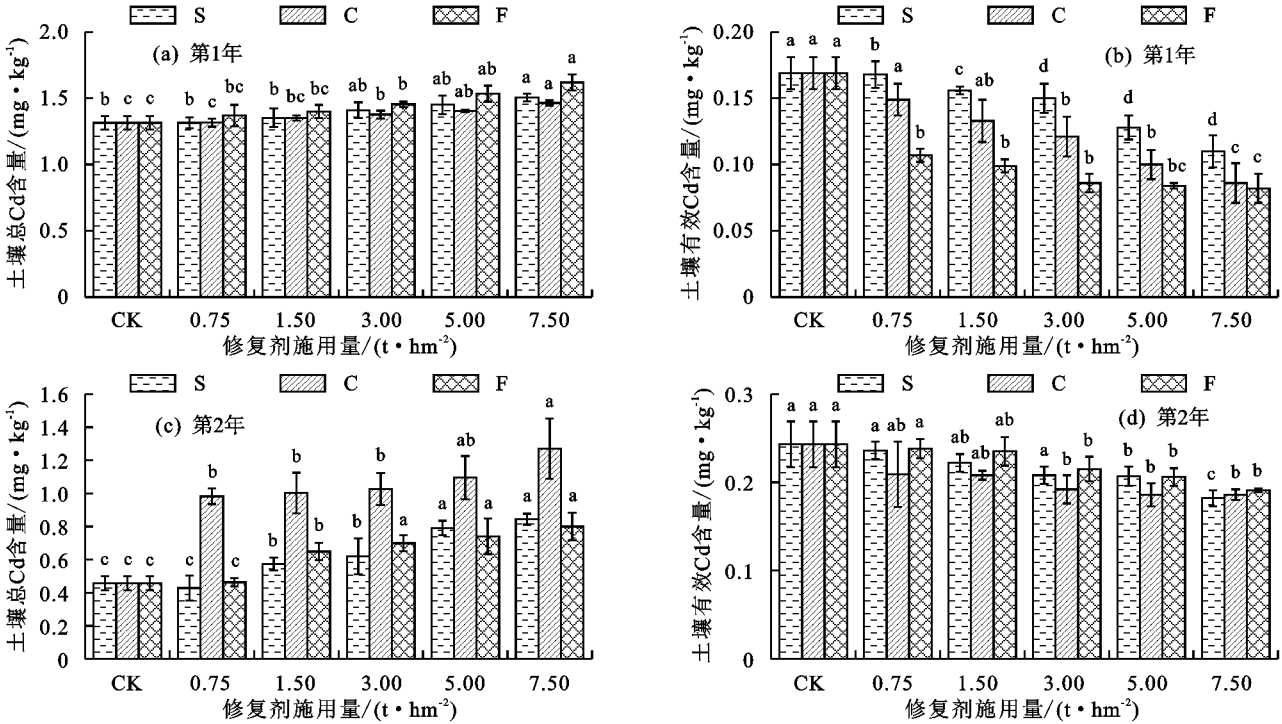


图 3 不同修复剂对土壤 Cd 含量的影响

2.2 不同处理对稻米 Cd 与产量的影响

图 4a 为不同处理对第 1 年水稻收获期稻米 Cd 的影响。不同处理均可降低稻米 Cd 含量。单施石灰、生物炭和复合施用各处理稻米 Cd 含量分别在 0.005~0.017, 0.010~0.025, 0.005~0.015 mg/kg 范围, 符合国家食品中污染物限量标准 (GB 2762—2017)^[30] 0.2 mg/kg, 实现了水稻的安全生产。与对照 CK 相比, 单施石灰、单施生物炭和复合施用 (石灰 (1.5 t/hm²) + 生物炭) 各处理水稻 Cd 分别降低 52.67%~86.36%, 30.00%~71.43%, 57.14%~88.57%, 与 CK 处理存在显著性差异, 并且复合施用降低稻米 Cd 效果优于单施石灰和生物炭。从修复剂施用量结果看, 随着施用量的增加稻米 Cd 呈下降趋势, 这与施加量对土壤有效 Cd 作用效果相同; 单施石灰施用量为 3.0 t/hm² 与施用量为 0.75, 1.5 t/hm² 处理差异性显著 ($P<0.05$), 与施用量为 5.0, 7.5 t/hm² 处理差异性不显著 ($P>0.05$), 因此, 最佳施用量为 3.0 t/hm², 较 CK 处理降低 80.00%; 单施生物炭施用量在 3.0~7.5 t/hm² 时稻米 Cd 含量差异性不显著 ($P>0.05$), 因此单施生物炭施用量为 3.0 t/hm² 降低稻米 Cd 含量最优, 较 CK 处理降低 62.86%; 复合施用施用量为石灰 (1.5 t/hm²) + 生物炭 (5.0 t/hm²) 降低稻米 Cd 含量最优, 较 CK 处理降低 85.71%。

图 4b 为不同处理对第 2 年水稻收获期稻米 Cd 的影响, 第 2 年稻米 Cd 含量结果与第 1 年结果类似, 施加修复剂之后稻米 Cd 含量较 CK 处理均降低, 并且随着施加量的增加, 稻米 Cd 含量呈降低的趋势。

从降低稻米 Cd 看, 石灰在短时间内降低稻米 Cd 的效果较好, 但其长效性和稳定性不及生物炭, 复合施用石灰 (1.5 t/hm²) + 生物炭 (5.0 t/hm²) 降低稻米 Cd 最优, 达到 0.086 mg/kg, 较 CK 处理降低 49.11%。相较于第 1 年稻米 Cd 含量, 第 2 年稻米 Cd 含量均增加, 且增加幅度为单施石灰>单施生物炭>复合施用, 这可能与石灰和生物炭长效性与稳定性有关, 石灰能在短时间内提高土壤 pH, 降低稻米 Cd 的含量, 但是石灰时效性短, 降低对土壤 Cd 的钝化效果, 而生物炭能与 Cd 形成稳定结构, 时效性长。

已有研究^[31]表明, 施加石灰一方面能显著提高土壤 pH, 降低土壤有效态 Cd 的含量, 从而降低水稻对土壤有效态 Cd 的吸收利用, 进而降低稻米中 Cd 的含量, 另一方面, 石灰中 Ca 含量丰富, Ca^{2+} 能调控水稻内离子平衡, 土壤中的 Ca^{2+} 能阻止 Cd 向水稻中富集, Ca^{2+} 可以增加水稻对 Cd^{2+} 的竞争, 降低水稻对 Cd 的吸收。施加生物炭可以增加水稻 Cd 库的相对容量, 使稻米中 Cd 含量下降, 本试验中使用的生物炭是由稻壳烧制而成, 其中富含活性 Si, Si 能与 Cd 形成复合物并沉积于根部细胞壁中, 有效减少稻米中 Cd 的积累。

表 2 为不同处理对 2 年水稻产量的影响。由此可见施加修复剂不同处理对水稻产量影响不大。与对照 CK 处理相比, 单施石灰、单施生物炭和复合施用处理后, 水稻产量与 CK 处理差异性不显著 ($P>0.05$)。从修复剂施用量看, 随着施用量增加, 水稻产量呈减少的趋势, 除第 1 年复合施用石灰 (1.5 t/hm²) + 生物炭 (7.5 t/hm²) 与复合施用其他处理差

异性显著($P>0.05$),其他同种修复剂不同施用水量

稻产量之间差异性不显著($P>0.05$)。

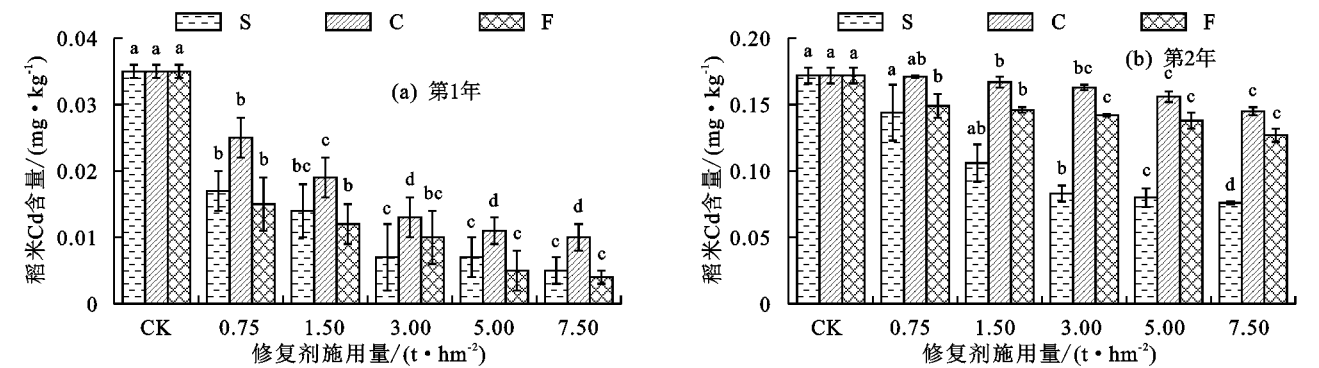


图4 不同修复剂对稻米中Cd含量的影响

表2 不同修复剂对水稻产量的影响

单位:kg/hm²

修复剂种类	试验时间	CK	0.75 t/hm²	1.5 t/hm²	3.0 t/hm²	5.0 t/hm²	7.5 t/hm²
石灰	第1年	7513.37a	7460.55a	7415.37a	7195.78a	6987.06a	6760.22a
	第2年	7666.71a	7814.85a	7666.71a	7592.63a	7629.67a	7148.18a
生物炭	第1年	7513.37a	7482.52a	7210.30a	7277.44a	6533.37a	5807.44a
	第2年	7666.71a	8185.23a	7407.44a	6925.96a	6666.70a	5925.96a
石灰+生物炭	第1年	7513.37a	7767.45a	7703.75a	6605.96ab	6678.55ab	6208.51b
	第2年	7666.71a	7925.97a	7925.97a	7740.78a	6814.85a	6185.22a

注:表中同行不同小写字母表示同种修复剂不同处理差异显著($P<0.05$)。下同。

2.3 不同处理对水稻Cd的转运和富集影响

表3为不同处理对第1年Cd在水稻中转运和富集的影响。土壤中Cd经水稻根部吸收富集在根系中,再通过木质部运输到茎叶等部位最终在稻米中富集是Cd从地下部转运至地上部位的关键,转运系数越大,说明Cd在植物体内越容易往上部迁移。不同施用量的修复剂处理下Cd从土壤至根系、根系至茎叶、茎叶至稻米的转运和富集系数可以看出,单施石灰和生物炭、复合施用各处理间Cd的转运系数降排列顺序为 $B_{AT}>R_{RF}>R_{TF}$ 。其中土壤到根系富集系数范围为0.430~0.770,根系至茎叶转运系数范围为0.069~0.121,茎叶至稻米的转运系数范围为0.066~

0.634,说明水稻根部容易从土壤富集重金属Cd。

与对照组相比,施加修复剂均可不同程度降低茎叶与根部转运系数,其中单施生物炭的效果优于单施石灰和复合施用;复合施用及其不同施用量均可降低根部与土壤的富集系数,且效果优于单施;单施石灰和复合施用以及不同施用量均可降低稻米与茎叶的转运系数,且单施石灰效果优于复合施用,这说明了修复剂抑制了Cd向水稻上部的转运,进而降低了水稻地上部位Cd含量^[32]。不同修复剂施用量的研究表明,随着施用量的增加,生物富集系数呈现减少的趋势,综合考虑,单施石灰、单施生物炭和复合施用处理施用量分别为5.0、7.5、3.0 t/hm²时效果最优。

表3 Cd生物富集系数和转运系数

修复剂种类	指标	CK	0.75 t/hm²	1.5 t/hm²	3.0 t/hm²	5.0 t/hm²	7.5 t/hm²
石灰	B_{AT} (根/土壤)	0.606ab	0.765a	0.757a	0.577b	0.585b	0.453b
	R_{TF} (茎叶/根)	0.121a	0.109ab	0.099b	0.100b	0.076c	0.069c
	R_{RF} (稻米/茎叶)	0.587a	0.244b	0.134c	0.098d	0.066e	0.074e
生物炭	B_{AT} (根/土壤)	0.606b	0.770a	0.765a	0.622b	0.535b	0.519b
	R_{TF} (茎叶/根)	0.121a	0.114b	0.107c	0.104c	0.096d	0.094d
	R_{RF} (稻米/茎叶)	0.587a	0.634a	0.631a	0.623a	0.621a	0.388b
石灰+生物炭	B_{AT} (根/土壤)	0.606a	0.544b	0.537b	0.477b	0.448b	0.430b
	R_{TF} (茎叶/根)	0.121a	0.117a	0.117a	0.112b	0.110b	0.108b
	R_{RF} (稻米/茎叶)	0.587a	0.552a	0.384b	0.273c	0.147d	0.095d

3 结论

单施石灰和生物炭以及复合施用均能显著提高土壤pH,且单施石灰、单施生物炭、复合施用施用量分别在7.5、5.0、3.0 t/hm²土壤pH分别提升了2.24、0.84、1.32个单位。

与对照相比,第1年修复试验中,单施石灰处理

土壤有效Cd含量较CK处理降低16.28%~55.81%,优于单施生物炭和复合施用,从修复剂施用延续效应试验效果看,石灰的长效性和稳定性不及生物炭,第2年延续降低土壤有效Cd效果不及单施生物炭和复合施用,结合延续试验复合施用效果较优,且复合施用石灰(1.5 t/hm²)+生物炭(3.0 t/hm²)效果最好。

与对照相比,复合施用可以显著降低水稻根系与土壤 Cd 的富集系数,并且可以显著降低稻米 Cd 含量,较 CK 处理降低 57.14%~88.57%,优于单施石灰和生物炭,结合修复剂施用延续效应试验,复合施用石灰(1.5 t/hm²)+生物炭(3.0 t/hm²)降低稻米 Cd 效果最好,较 CK 处理降低 72.86%。

参考文献:

[1] 田发祥,谢运河,纪雄辉.土壤重金属污染修复剂在镉污染稻田中的应用效果[J].湖南农业科学,2015(2):95-98.

[2] 董霞,李虹呈,陈齐,等.石灰、硅钙镁改良剂对不同土壤—水稻系统 Cd 吸收累积的影响[J].环境化学,2019,38(6):1298-1306.

[3] 毛亚西.镉轻度污染农田水稻品种吸收镉特性及钝化剂技术研究[D].杭州:浙江农林大学,2018.

[4] 董海霞,赵明柳,唐守寅,等.石灰对土壤中 Cd 和 Zn 形态及对水稻有效性的影响[J].江苏农业学报,2016,32(6):1320-1328.

[5] 周聪.镉污染土壤原位修复技术的研究进展[J].有色冶金设计与研究,2018,39(5):20-24,28.

[6] 崔俊义,马友华,王陈丝丝,等.农田土壤镉污染原位钝化修复技术的研究进展[J].中国农学通报,2017,33(30):79-83.

[7] He Y B, Huang D Y, Zhu Q H, et al. A three-season field study on the in-situ remediation of Cd-contaminated paddy soil using lime, two industrial by-products, and a low-Cd-accumulation rice cultivar [J].Ecotoxicology and Environmental Safety,2017,136:135-141.

[8] 杨文毅,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.

[9] 朱奇宏,黄道友,刘国胜,等.改良剂对镉污染酸性水稻土的修复效应与机理研究[J].中国生态农业学报,2010,18(4):847-851.

[10] 王刚,孙育强,杜立宇,等.石灰与生物炭配施对不同浓度镉污染土壤修复[J].水土保持学报,2018,32(6):379-383.

[11] 吴岩,杜立宇,梁成华,等.生物炭与沸石混施对不同污染土壤镉形态转化的影响[J].水土保持学报,2018,32(1):286-290.

[12] 刘巍,陈效民,景峰,等.生物质炭对土壤—水稻系统中 Cd 迁移累积的影响[J].水土保持学报,2019,33(1):323-327.

[13] 赫天一.生物炭对土壤镉赋存形态和水稻镉积累的影响[D].沈阳:沈阳农业大学,2017.

[14] 邓华健,肖广全,陈玉成,等.重庆市郊稻米 Cd 风险的原位钝化削减[J].环境工程学报,2018,12(12):3415-3425.

[15] 程永毅,李忠意,陈杰华,等.重庆地区紫色土壤镉有效性水平及分异特性研究[J].西南大学学报,2012,34

(1):85-91.

[16] 纪艺凝,徐应明,王农,等.鱼骨粉对土壤 Cd 污染钝化修复效应及其理化性质的影响[J].水土保持学报,2019,33(3):312-319.

[17] 徐浩然,肖广全,陈玉成,等.水旱轮作原位钝化削减技术修复土壤镉污染[J].环境工程学报,2020,14(3):789-797.

[18] 中华人民共和国农业部.NY/T 1121.2—2006,土壤检测.第 2 部分:土壤 pH 的测定[S].北京:中华人民共和国农业部,2006.

[19] 吴照祥,孙小艳,刘腾云,等.中、轻度污染农田杂交水稻对 Cd 的吸收和累积分布[J].江西农业大学学报,2019,41(3):423-430.

[20] 袁林,赖星,杨刚,等.钝化材料对镉污染农田原位钝化修复效果研究[J].环境科学与技术,2019,42(3):90-97.

[21] 罗科丽,曾峰景,刘冰洋,等.微波消解—ICP—MS 测定富硒大米中 5 种微量元素和 5 种重金属元素[J].粮油食品科技,2019,27(3):24-28.

[22] 梁芳,涂卫佳,薛清华,等.石灰和钙镁磷肥施用对水稻生长与镉累积的影响[J].湖南有色金属,2018,34(2):56-60.

[23] 殷飞,王海娟,李燕燕,等.不同钝化剂对重金属复合污染土壤的修复效应研究[J].农业环境科学学报,2015,34(3):438-448.

[24] 陈远其,张煜,陈国梁.石灰对土壤重金属污染修复研究进展[J].生态环境学报,2016,25(8):1419-1424.

[25] 钟国民,方克明,邱永胜,等.施用石灰对重酸性稻田水稻生产的影响[J].中国农技推广,2018,34(1):55-57

[26] 高译丹,梁成华,裴中健,等.施用生物炭和石灰对土壤镉形态转化的影响[J].水土保持学报,2014,28(2):258-261.

[27] 彭惠,邓华健,徐浩然,等.石灰对生物炭和腐殖酸阻控水稻 Cd 吸收的效应[J].中国环境科学,2020,40(1):329-337.

[28] Rangel-Castro J I, Killham K, Ostle N, et al. Stable isotope probing analysis of the influence of liming on root exudate utilization by soil microorganisms [J].Environmental Microbiology,2005,7(6):828-838.

[29] 陈昱,钱云,梁媛广,等.生物炭对 Cd 污染土壤的修复效果与机理[J].环境工程学报,2017,11(4):2528-2534.

[30] 国家食品药品监督管理总局.食品安全国家标准食品中污染物限量:GB2762—2017[S].北京:中国食品卫生杂志,2018,30(3):329-340.

[31] Xu M G, Liu P, Song Z G, et al. Progress in fertilization on behavior of heavy metals in contaminate soils [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2006, 25(S1):328-333.

[32] 吴玉俊,周航,朱维,等.碳酸钙和海泡石组配对水稻中 Pb 和 Cd 迁移转运的影响[J].环境工程学报,2015,9(8):4047-4054.