

连续 5 年施用钝化剂对根际土壤镉活性及在水稻植株体内转运与累积的影响

张丽娜, 何雨茹, 盛浩*, 刘鑫, 满志勇, 尹泽润, 罗飞雪

(湖南农业大学资源学院, 湖南长沙 410128)

摘要:【目的】本研究旨在了解连续 5 年施鸡粪发酵有机肥、生石灰和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂后, 对水稻根际土壤镉 (Cd) 活性、水稻各部位 Cd 累积量和转运系数产生的累积作用效果。【方法】选取 Cd 污染风险管制的酸紫泥田为研究对象, 应用大田配对试验, 于 2015 年开始单施三种钝化剂, 并于 2019 年晚稻黄熟期, 采集土壤及植株样品, 测定根际土壤和水稻各部位 Cd 含量, 研究根际土壤 Cd 活性和水稻各部位 Cd 的累积及转运对连续 5 年钝化剂施用的响应。【结果】连续施有机肥、石灰和土壤调理剂处理后, 分别显著降低水稻糙米、茎叶和根系 Cd 含量 60%~75%、40%~77% 和 17%~48% ($P < 0.05$); 其中, 连续施石灰、土壤调理剂处理后, 糙米 Cd 平均含量降至国家食品中污染物限量值 (0.2 mg kg^{-1}) 以下。此外, 连续施有机肥、石灰和土壤调理剂后, 分别显著降低了 Cd 由水稻根系向茎叶、茎叶向糙米的转运系数 26%~38%、29%~58% 和根际土壤 DTPA 提取态 Cd (DTPA-Cd) 含量 13%~33%, 但也提高了根际土壤 pH 值 0.2~0.9 个单位, 根际土壤活性有机碳和速效养分含量也呈上升趋势 ($P < 0.05$)。糙米 Cd 含量主要与水稻植株 Cd 转运系数、土壤 pH、DTPA-Cd、交换态钙和络合态铁含量相关。【结论】土壤 Cd 污染风险管制的酸紫泥田, 连续 5 年施生石灰、Si-Ca-Mg 土壤调理剂后, 可实现稻米达标生产。稻米 Cd 累积量下降与水稻根际土壤 Cd 活性降低、植株 Cd 富集转运能力降低有关。

关键词: Si-Ca-Mg 土壤调理剂; 酸紫泥田; 水稻土; 双季稻

中图分类号: S156 文献标识码: A 文章编号: 0564-3945(2024)02-0494-08

DOI: 10.19336/j.cnki.trtb.2022110101

张丽娜, 何雨茹, 盛浩, 刘鑫, 满志勇, 尹泽润, 罗飞雪. 连续 5 年施用钝化剂对根际土壤镉活性及在水稻植株体内转运与累积的影响 [J]. 土壤通报, 2024, 55(2): 494-501

ZHANG Li-na, HE Yu-ru, SHENG Hao, LIU Xin, MAN Zhi-yong, YIN Ze-run, LUO Fei-xue. Effects of Passivator Amendment on Rhizospheric Soil Cd Activity and Cd Bioconcentration and Translocation in Rice Plants for 5 Continuous Years[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2024, 55(2): 494-501

【研究意义】镉 (Cd) 是南方部分稻区首要土壤污染物^[1]。水稻土 Cd 超标可能危害土壤健康和稻米质量安全。健康水稻土是绿色稻米生产的根基, 在保障粮食安全、生态系统服务功能、人民健康和民族永续发展中具有基础性作用。然而, 近 40 年来, 伴随着快速工业化、城市化和农业现代化进程, 一些水稻土出现不同程度的酸化, 土壤 Cd 累积量和活性呈增加趋势^[2-3], 生产的一些稻米中 Cd 含量超过食品限量标准值。因此, 修复酸化及 Cd 污染水稻土、降低稻米 Cd 含量尤为重要。

【前人研究进展】有机肥、石灰和 Si-Ca-Mg 土

壤调理剂不仅是酸化水稻土的有效改良剂, 也是在中、轻度 Cd 超标水稻土应急性修复中被广泛应用的有效钝化剂^[4-5]。大量研究报道, 单次施用碱性钝化剂能有效改良酸化水稻土, 降低水稻土 Cd 活性^[6-8]。双季稻大田试验也表明, 有机物料和石灰施用均显著提升了土壤 pH 值, 降低了土壤 Cd 有效性和糙米 Cd 累积量^[9]。大田单季施三元土壤调理剂, 显著降低了稻根 Cd 富集转运能力^[10]。然而, 有关大田连续钝化剂施用对土壤 Cd 活性和稻米 Cd 累积的影响, 仍有待更广泛、深入的探究。了解 Cd 污染风险管制水田长期钝化剂施用的降 Cd 效果, 对指导南方 Cd

收稿日期: 2022-12-07; 修订日期: 2023-11-08

基金项目: 湖南省农业农村厅项目 (农业部农办财函〔2015〕38 号)、国家重点研发计划部省联动项目课题 (2022YFD1700103-306) 和湖南省研究生科研创新项目 (CX20210677) 资助

作者简介: 张丽娜 (1996-), 女, 河北石家庄人, 博士生, 研究方向为耕地土壤 Cd 污染修复与治理。E-mail: 18864837273@163.com

*通讯作者: E-mail: shenghao82@hunau.edu.cn

污染稻田安全利用具有重要意义。

【本研究切入点】水田连续多年施有机肥、石灰和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂后, 很可能显著改变水稻植株各部位中 Cd 的分配比例和转运系数, 但是长期定位施用有机肥、石灰和土壤调理剂对 Cd 在土壤—水稻系统中的运移效应仍有待明确, Cd 在水稻体内转运变化的调控作用机制也仍不清楚^[10-11]。有研究表明, 土壤 Eh、pH、有机质组成和水稻品种共同调控 Cd 在水稻体内的运移过程^[12-13], 但连续施有机肥、石灰和土壤调理剂后, 土壤理化性质如何调控 Cd 在水稻生育期植株中的转运和再分配, 有待进一步探究。本课题组前期研究表明, 连续施用石灰^[14]、有机肥^[15]和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂^[16]提升了酸紫泥田 pH 值, 降低了土壤 Cd 活性和稻米 Cd 累积量。然而, 三种钝化剂调控稻米 Cd 累积的关键作物转运过程的作用机制, 仍不清楚。

【拟解决的问题】本研究以 Cd 污染风险管制的酸紫泥田为研究对象, 采用大田配对试验设计, 分别比较了连续 5 年施有机肥、石灰和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂对根际土壤化学性质、水稻不同部位 Cd 分配和转运的影响, 从根际土壤化学性质变化的角度, 探讨施有机肥、石灰和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂对水稻植株 Cd 运移的作用, 以期对南方 Cd 污染风险管制的酸性水稻土的安全利用与土壤改良有所裨益。

1 材料与方法

1.1 试验地概况

试验地位于湘东株洲市渌口区西北部, 滨临湘江中游河西地带, 地貌为低丘陵、岗地, 海拔 59 m。区域常年盛行中亚热带湿润季风气候, 据渌口区气象站观测资料, 2015~2021 年的年均气温和年均降雨量分别为 18.7 °C 和 1573.3 mm。土壤起源于紫色页岩风化物, 土种为酸紫泥田。在中国土壤系统分类中, 土族、土系分别归属为砂质混合型非酸性热性—普通铁聚水耕人为土土族、石板桥系^[17]。据试验前土壤调查, 耕作层浅薄 (12 cm), 通透性较差; 0~20 cm 表土质地为黏壤土, 容重为 1.03 g cm⁻³, 水提 pH 为 5.5, 土壤有机碳为 19.4 g kg⁻¹, 阳离子交换量为 12.6 cmol kg⁻¹, 总 Cd 为 0.82 mg kg⁻¹ (原则上应采取农艺调控等安全利用措施进行土壤 Cd 污染风险管制, GB 15618—2018), 有效态 Cd 为 0.49 mg kg⁻¹。水田排灌设施良好, 机械化程度高, 耕作制度为主流耕作制度, 长期水耕熟化和精耕细

作, 水田高产、稳产。

1.2 供试材料

试验地早稻和晚稻品种分别为湘早籼 17 号和天优华占。有机肥 (山田悦 5% 有机肥, 绿丰源生物有机肥料有限公司, 湖南长沙) 主要由鸡粪和少量草木灰混合发酵制成, 有机碳含量为 325 g kg⁻¹, 总氮含量为 23 g kg⁻¹, 总钾含量为 8 g kg⁻¹, 总 Cd 含量为 0.9 mg kg⁻¹, pH 值为 8.4。石灰 (老浦石灰公司, 湖南宁乡) 的 CaO 含量约 76%, pH 值为 12.7, 总 Cd 含量为 0.06 mg kg⁻¹。土壤矿质调理剂 (土壤调理剂, 广东万山土壤修复技术有限公司, 广东梅州) 由钼尾矿、白云石和无烟煤经高温煅烧制成, pH 值为 10.5, SiO₂ 含量为 261 g kg⁻¹, CaO 含量为 188 g kg⁻¹, MgO 含量为 121 g kg⁻¹, 有机碳含量为 3.9 g kg⁻¹, 总 Cd 含量为 0.19 mg kg⁻¹。

1.3 试验设计

2014 年冬季, 根据配对试验设计的原则, 随机选取面积约 0.2 hm² 的 12 块规整水田, 中央修筑田埂 (高约 30 cm) 将田块一分为二, 分别设置施有机肥、石灰和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂处理以及相对应的对照处理, 每个处理重复 4 次。在水田每季翻耕时, 人工撒施有机肥、石灰和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂, 施用量均为 2.25 t hm⁻², 旋耕充分混匀。常规施肥采用当地习惯施“一基一追”复合肥 (复合肥料, 眉山市新都化工复合肥有限公司, 四川眉山) 的方式, 即翻耕时施基肥 750 kg hm⁻², 分蘖期施追肥 375 kg hm⁻²。水田其他管理方式 (例如: 耕作、除草、杀虫) 按当地习惯进行, 当地水稻采用机械化留高茬收获, 收获时秸秆粉碎还田。更详细的试验样地设置及施肥处理方案还可参考 Huang 等^[14]、Sheng 等^[15]和 Yin 等^[16]。

1.4 样品采集与分析

连续处理 5 年后 (2019 年), 在晚稻黄熟期, 收获并采集植株样品。在各小区内随机选取 20~30 株水稻, 将地上部分齐地收获, 混匀装入塑料袋。随机选取 3~5 株水稻, 以收获后残留根莖为中心, 用塑料铲切取根部原状土块 (土块长、宽、高均为 20 cm), 装入塑料袋。随机采集水稻植株样品, 采集的水稻地上部分与根系并非同一植株。地上部带回室内, 清除土壤、碎屑等, 分离出茎叶、谷壳和糙米、烘干。原状土块带回室内, 采用抖落法收集根际土后, 将根系置入塑料桶内, 浸泡、清洗和收集根系, 洗净烘干。植株磨细后过 100 目尼龙筛。

糙米、茎叶、谷壳和根系中 Cd 含量采用硝酸-高氯酸消解, 石墨炉原子吸收分光光度法测定 (GB/T 5009.15—2014)。土壤总 Cd 采用 GB/T 17141—1997 中硝酸-盐酸-高氯酸-氢氟酸消解, 石墨炉原子吸收分光光度法测定。土壤有效态 Cd 采用 DTPA 浸提, 火焰原子吸收分光光度法测定 (GB/T 23739—2009)。土壤有机碳采用重铬酸钾外加热法, pH 采用电位法 (液土比 2.5:1), 活性有机碳采用 333 mM KMnO₄ 氧化法, 络合态铁采用 KMnO₄ 冷消化-邻菲罗啉比色法, 交换态钙、镁采用中性乙酸铵交换-ICP 法, 土壤有效磷 (Olsen-P) 采用碳酸氢钠浸提-钼锑钒比色法, 土壤碱解氮采用碱解扩散法, 土壤速效钾采用乙酸铵提取法测定^[18]。

1.5 数据分析

基于 SPSS 软件平台 (SPSS 13.0, SPSS 公司, 美国) 进行统计分析。每个试验田块作为一个基本试验单位, 基于 4 个重复田块, 计算变量的描述统计量 (平均值和标准差)。图表中数据为平均值 ± 标准差。应用配对 *t* 检验, 比较处理和对照田块之间的变量均值差异。应用 Pearson 相关系数, 研究稻米 Cd 含量与土壤、作物因子的关系。

水稻 Cd 转运系数 (TF)、富集系数 (BCF) 计算, 参考 Meng 等^[19] 和肖敏等^[13], 计算公式如下:

$$TF_{\text{根系-茎叶}} = [Cd_{\text{茎叶}}] / [Cd_{\text{根系}}]; TF_{\text{茎叶-谷壳}} = [Cd_{\text{谷壳}}] / [Cd_{\text{茎叶}}]; TF_{\text{谷壳-糙米}} = [Cd_{\text{糙米}}] / [Cd_{\text{谷壳}}]; TF_{\text{茎叶-糙米}} = [Cd_{\text{糙米}}] / [Cd_{\text{茎叶}}]$$

$TF_{\text{根系-茎叶}}$: 由根系向茎叶的转运系数; $TF_{\text{茎叶-谷壳}}$: 由茎叶向谷壳的转运系数; $TF_{\text{谷壳-糙米}}$: 由谷壳向糙米的转运系数; $TF_{\text{茎叶-糙米}}$: 由茎叶向糙米的转运系数。

$$BCF = \text{不同营养器官 Cd 含量} / \text{土壤 Cd 含量}$$

2 结果与分析

2.1 水稻根际土壤化学性质

从水稻根际土壤来看, 与各自对照相比, 连续 5 年施有机肥、石灰和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂后, 土壤 pH 平均值分别显著高出 0.2、0.7 和 0.9 个单位, 而土壤有效态 Cd 平均含量分别低出 25%、13% 和 33% ($P < 0.05$, 表 1); 其中, 以连续施土壤调理剂处理田块的土壤 pH 平均值增幅最大, 土壤有效态 Cd 平均含量降幅最高。未观察到 3 种处理对水稻根际土壤总 Cd 含量产生显著影响。

表 1 连续施有机肥、石灰和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂处理与对照田块水稻根际土壤化学性质

Table 1 Chemical property of rice rhizospheric soil in organic fertilizer, quicklime, and Si-Ca-Mg mineral amendment treatment and control plots

土壤化学指标 Soil chemical property	对照 Control plot	施有机肥 Organic fertilizer	对照 Control plot	施石灰 Lime	对照 Control plot	施 Si-Ca-Mg 土壤调理剂 Si-Ca-Mg soil amendment
总 Cd (mg kg ⁻¹)	0.9 ± 0.1 a	1.1 ± 0.2 a	1.1 ± 0.2 a	1.2 ± 0.1 a	1.0 ± 0.1 a	1.1 ± 0.2 a
pH	5.7 ± 0.1 b	5.9 ± 0.1 a	6.0 ± 0.2 b	6.7 ± 0.1 a	6.1 ± 0.3 b	7.0 ± 0.2 a
有机碳 (g kg ⁻¹)	23.7 ± 4.2 b	26.4 ± 4.7 a	23.6 ± 1.8 a	25.1 ± 0.9 a	20.1 ± 2.1 b	24.0 ± 0.3 a
DTPA-Cd (mg kg ⁻¹)	0.8 ± 0.1 a	0.6 ± 0.1 b	0.8 ± 0.1 a	0.7 ± 0.1 a	0.6 ± 0.1 a	0.4 ± 0.1 b
Olsen-P (mg kg ⁻¹)	18 ± 3 b	26 ± 6 a	18 ± 8 b	28 ± 5 a	14 ± 2 b	24 ± 4 a
速效钾 (mg kg ⁻¹)	224 ± 58 a	257 ± 34 a	200 ± 78 a	245 ± 68 a	264 ± 15 b	322 ± 108 a
碱解氮 (mg kg ⁻¹)	168 ± 28 a	173 ± 45 a	177 ± 11 a	170 ± 30 a	133 ± 44 a	127 ± 17 a
交换态钙 (cmol [1/2Ca ²⁺] kg ⁻¹)	5.9 ± 0.9 a	5.9 ± 0.8 a	6.6 ± 1.2 b	7.5 ± 0.7 a	7.4 ± 0.1 b	8.5 ± 0.5 a
交换态镁 (cmol [1/2Mg ²⁺] kg ⁻¹)	0.8 ± 0.1 a	0.8 ± 0.1 a	0.8 ± 0.2 a	0.8 ± 0.2 a	0.9 ± 0.2 b	1.1 ± 0.1 a
络合态铁 (g kg ⁻¹)	1.9 ± 0.4 b	2.2 ± 0.5 a	1.8 ± 0.3 a	1.3 ± 0.3 b	0.9 ± 0.2 a	0.7 ± 0.1 b
土壤活性有机碳 (g kg ⁻¹)	4.3 ± 0.2 a	4.3 ± 0.4 a	2.7 ± 0.3 a	3.0 ± 0.2 a	3.1 ± 0.3 b	3.7 ± 0.5 a

注: 对照与处理之间不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。

此外, 与各自对照相比, 施有机肥、石灰和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂处理田块的土壤有效磷平均含量显著高出 44% ~ 71% (表 1)。施有机肥和土壤调理剂处理田块土壤有机碳含量分别比各自对照显著高出 11% 和 19%, 施土壤调理剂处理田块速效钾含量比对照显著高出 22%。未观察到 3 种钝化剂对水稻根际土壤碱解氮含量有显著影响。与各自对照相比, 施石灰、土壤调理剂, 显著提高土壤交换态钙平均

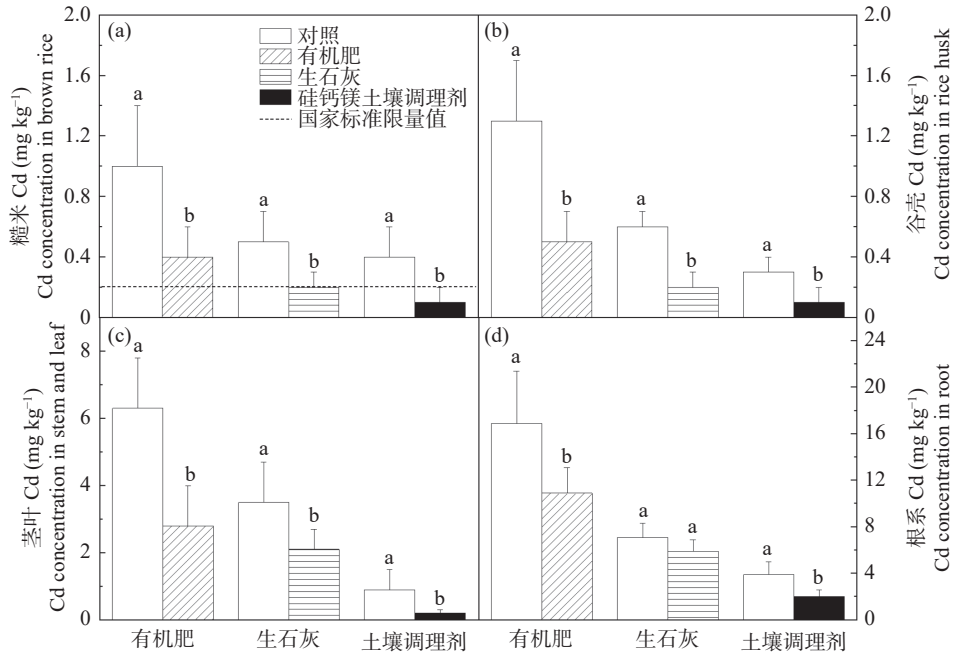
含量约 15%; 施土壤调理剂显著提高土壤交换态镁平均含量 22%; 施有机肥显著提高络合态铁平均含量 16%, 但施石灰和土壤调理剂, 分别显著降低络合态铁平均含量 28% 和 22%; 3 种钝化剂施用后, 土壤活性有机碳水平呈升高趋势。

2.2 水稻植株各部位 Cd 含量

连续施有机肥、石灰及与 Si-Ca-Mg 土壤调理剂, 均显著降低水稻各部位 Cd 含量, 但是降幅不同; 与

各自对照相比, 施有机肥、石灰和土壤调理剂处理的田块糙米 Cd 平均含量分别显著低出 60%、60% 和 75%, 谷壳 Cd 平均含量显著低出 62%~67%, 茎叶 Cd 平均含量分别显著低出 56%、40% 和 77%, 根系 Cd 平均含量分别显著低出 35%、17% 和 48% ($P < 0.05$, 图 1)。连续 5 年施石灰、土壤调理剂后, 糙米 Cd 平均含量降至国家食品中污染物限量

值 0.2 mg kg^{-1} (GB 2762-2017) 以下, 实现了稻米达标生产。不论是对照或处理田块, 水稻各部位中 Cd 平均含量大小顺序均为: 根系 > 茎叶 > 谷壳 ≈ 糙米, 根系 Cd 平均含量是糙米、谷壳 Cd 平均含量的 11~19 倍、茎叶 Cd 平均含量的 2~3 倍, 这表明稻根是水稻 Cd 累积的主要部位。



注: 不同小写字母表示处理间差异显著 ($P < 0.05$)

图 1 连续施有机肥、石灰和土壤调理剂处理与对照田块水稻植株各部位 Cd 含量

Fig.1 Cd concentrations in rice tissues under organic fertilizer, quicklime, and Si-Ca-Mg mineral amendment treatment and control plots

2.3 水稻 Cd 富集和转运系数

与各自对照相比, 施有机肥、石灰和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂处理的田块糙米 Cd 平均富集系数分别显著低出 67%、80% 和 75%, 谷壳 Cd 平均富集系数显著低出 50%~67%, 茎叶 Cd 平均富集系数显著低

出 46%~64%, 根系 Cd 平均富集系数显著低出 30%~50% ($P < 0.05$, 表 2)。在各处理 and 对照田块, 水稻各部位中 Cd 的平均富集系数大小顺序为: $BCF_{\text{根系}} (2.1 \sim 15.9) > BCF_{\text{茎叶}} (0.5 \sim 6.1) > BCF_{\text{谷壳}} (0.2 \sim 1.2) \approx BCF_{\text{糙米}} (0.1 \sim 1.2)$ 。

表 2 连续施有机肥、石灰和土壤调理剂处理与对照田块水稻各部位 Cd 富集系数(BCF)

Table 2 Bioconcentration factor in rice tissues under organic fertilizer, quicklime, and Si-Ca-Mg mineral amendment treatment and control plots

处理 Treatment	$BCF_{\text{根系}}$ BCF_{root}	$BCF_{\text{茎叶}}$ $BCF_{\text{stem and leaf}}$	$BCF_{\text{谷壳}}$ BCF_{husk}	$BCF_{\text{糙米}}$ $BCF_{\text{brown rice}}$
对照	$15.9 \pm 2.2 \text{ a}$	$6.1 \pm 1.1 \text{ a}$	$1.2 \pm 0.3 \text{ a}$	$1.2 \pm 0.2 \text{ a}$
有机肥	$11.1 \pm 1.3 \text{ b}$	$3.3 \pm 0.9 \text{ b}$	$0.4 \pm 0.1 \text{ b}$	$0.4 \pm 0.1 \text{ b}$
对照	$8.8 \pm 2.0 \text{ a}$	$4.6 \pm 1.2 \text{ a}$	$0.6 \pm 0.2 \text{ a}$	$0.5 \pm 0.1 \text{ a}$
石灰	$5.8 \pm 0.8 \text{ b}$	$1.9 \pm 0.4 \text{ b}$	$0.2 \pm 0.1 \text{ b}$	$0.1 \pm 0.1 \text{ b}$
对照	$4.2 \pm 0.3 \text{ a}$	$1.4 \pm 0.5 \text{ a}$	$0.4 \pm 0.1 \text{ a}$	$0.4 \pm 0.05 \text{ a}$
Si-Ca-Mg土壤调理剂	$2.1 \pm 0.5 \text{ b}$	$0.5 \pm 0.2 \text{ b}$	$0.2 \pm 0.1 \text{ a}$	$0.1 \pm 0.03 \text{ b}$

注: 对照与处理之间不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。

与各自对照相比, 施有机肥、石灰和土壤调理剂处理的田块平均 $TF_{\text{根系-茎叶}}$ 分别显著低出 26%、38% 和 27%, 而施有机肥处理的田块平均 $TF_{\text{茎叶-谷壳}}$ 显著低出 35%, 施石灰和土壤调理剂处理的田块平均 $TF_{\text{谷壳-糙米}}$ 分别显著低出 33% 和 27%, 施有机肥、

石灰处理的田块平均 $TF_{\text{茎叶-糙米}}$ 分别显著低出 37% 和 58% ($P < 0.05$, 表 3), 施土壤调理剂田块平均 $TF_{\text{茎叶-糙米}}$ 低出 29%。在各处理和对照田块中, 水稻各部位中 Cd 平均 TF 大小顺序为: $TF_{\text{谷壳-糙米}} > TF_{\text{根系-茎叶}} \approx TF_{\text{茎叶-谷壳}} > TF_{\text{茎叶-糙米}} > TF_{\text{根系-糙米}}$ 。

表 3 连续施有机肥、石灰和土壤调理剂处理与对照田块水稻各部位 Cd 转运系数(TF)

Table 3 Translocation factor in rice tissues under organic fertilizer, quicklime, and Si-Ca-Mg mineral amendment treatment and control plots

处理 Treatment	$TF_{\text{根系-茎叶}}$ $TF_{\text{root-stem and leaf}}$	$TF_{\text{茎叶-谷壳}}$ $TF_{\text{stem and leaf-husk}}$	$TF_{\text{谷壳-糙米}}$ $TF_{\text{husk-brown rice}}$	$TF_{\text{茎叶-糙米}}$ $TF_{\text{stem and leaf-brown rice}}$	$TF_{\text{根系-糙米}}$ $TF_{\text{root-brown rice}}$
对照	0.39 ± 0.02 a	0.20 ± 0.02 a	0.97 ± 0.05 a	0.19 ± 0.02 a	0.07 ± 0.01 a
有机肥	0.29 ± 0.04 b	0.13 ± 0.04 b	0.93 ± 0.09 a	0.12 ± 0.03 b	0.04 ± 0.01 b
对照	0.52 ± 0.03 a	0.13 ± 0.04 a	0.92 ± 0.08 a	0.12 ± 0.01 a	0.06 ± 0.01 a
石灰	0.32 ± 0.02 b	0.11 ± 0.03 a	0.62 ± 0.10 b	0.05 ± 0.03 b	0.06 ± 0.01 a
对照	0.33 ± 0.05 a	0.31 ± 0.05 a	0.95 ± 0.27 a	0.31 ± 0.11 a	0.09 ± 0.01 a
Si-Ca-Mg 土壤调理剂	0.24 ± 0.06 b	0.31 ± 0.12 a	0.69 ± 0.14 b	0.22 ± 0.13 a	0.06 ± 0.03 a

注: 对照与处理之间不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)。

2.4 糙米 Cd 含量与其他变量的相关性

糙米 Cd 含量与茎叶、根系 Cd 含量、 $TF_{\text{根系-茎叶}}$ 、土壤 DTPA-Cd 以及络合态铁含量呈显著或极显著正相关, Pearson 相关系数为 0.630 ~ 0.952; 但与土壤 pH 和交换态钙含量呈显著负相关 (-0.812 和 -0.804, 表 4)。水稻植株 Cd 累积转运和土壤化学性质可能是影响糙米 Cd 含量的重要因素。

表 4 糙米 Cd 含量与水稻植株其它器官 Cd 含量及土壤 DTPA-Cd 含量等变量之间的相关性

Table 4 Pearson correlation coefficient between Cd concentration in brown rice and Cd concentration of other rice organs, DTPA-Cd concentration in soil, and other variables

变量 Variable	Pearson 相关系数 Pearson correlation coefficient
茎叶 Cd 含量	0.881*
根系 Cd 含量	0.952**
$TF_{\text{根系-茎叶}}$	0.630*
土壤 pH	-0.812*
DTPA-Cd 含量	0.649*
交换态钙含量	-0.804*
络合态铁含量	0.645*
活性有机碳含量	-0.436

注: *和**分别表示 $P < 0.05$ 和 $P < 0.01$ 显著水平; $n = 12$ 。

3 讨论

酸紫泥田连续 5 年施鸡粪发酵有机肥、生石灰和硅钙镁土壤调理剂后, 显著降低了水稻植株各部位 Cd 累积量; 特别是, 连续施石灰和土壤调理剂后,

糙米 Cd 含量降低至国家食品中污染物限量值 (0.2 mg kg⁻¹) 以下, 实现了达标生产。本研究中, 糙米 Cd 累积量的下降可能主要与土壤 Cd 活性下降、水稻植株其他部位 Cd 富集转运能力降低有关 (表 4)。

首先, 从土壤 Cd 生物有效性角度看, 连续施用的 3 种钝化剂均为碱性物质, pH 值分别为 12.7、10.5 和 8.4, 每年 2 次连续 5 年的施用, 土壤中碱性物质不断累积, 提高了土壤 pH 值, 促进水稻土由酸性向中性转化 (表 1)。这可能增加了土壤胶体表面负电荷容量和 Cd²⁺ 吸附固持能力, 有效降低了土壤 Cd 活性^[10]。有报道称, 土壤酸度强烈影响土壤有效态 Cd 含量, 土壤 pH 值每降低 1 个单位, 土壤 Cd 溶解度提高 4.3 倍^[20]。随着土壤 pH 值升高, 土壤溶液中 OH⁻ 增多, 可能促进形成难溶性的羟基态 Cd、CdCO₃, 从而降低土壤 Cd 活性^[13]。本研究中, 施用钝化剂均显著提高根际土壤 pH 值, 降低根际土壤 DTPA-Cd 水平 (表 1), 且糙米 Cd 含量与土壤 pH 值 ($P = 0.042$)、DTPA-Cd 含量 ($P = 0.047$) 分别呈负相关和正相关 (表 4)。张振兴等^[21] 的单季盆栽试验中, 土壤施石灰, 显著提高了土壤 pH, 降低土壤 Cd 活性, 直接影响水稻根系 Cd 吸收富集。然而, 范晶晶等^[11] 的单季田间小区试验中, 施用不同类型有机物料 (紫云英、油菜秆和有机粪肥), 未显著影响土壤 pH 值和 DTPA-Cd 含量, 推测可能与有机物料施用量较低、施用时间短、缺少碱性物质的累积和有机物料类型不同有关。

连续施 3 种钝化剂, 尤其是有机肥的施用, 不

断投入有机物和养分, 提升了土壤有机碳活性和水平(表 1)。本研究中, 糙米 Cd 含量与根际土壤活性有机碳含量呈负相关(表 4), 推断部分原因可能是, 有机胶体具有较大的内、外表面积, 存在大量的含氧官能团, 可通过络合、螯合、吸附过程, 增强土壤 Cd^{2+} 固定能力, 降低土壤 Cd 活性^[22]。此外, 糙米 Cd 含量与根际土壤络合态铁含量呈正相关(表 4), 推测可能与根际土壤络合态 Fe 与根表铁膜相互作用有关^[23-24], 但相关作用机理有待深入研究。

其次, 从水稻 Cd 富集角度看, 糙米 Cd 富集系数低于茎叶、根系 Cd 富集系数, 可能与水稻各部位代谢程度差异有关^[25]。尽管连续施 3 种钝化剂后, 均有降低植株各部位 Cd 富集系数的趋势, 但以施土壤调理剂的 $\text{BCF}_{\text{根系}}$ 降幅最大。本研究中, 石灰 CaO 含量约为 76%, Si-Ca-Mg 土壤调理剂中的 CaO (188 g kg^{-1})、MgO (121 g kg^{-1}) 和 SiO_2 (261 g kg^{-1}) 含量高, 施入水田后, 为根系生长带来大量有效态 Si、Ca 和 Mg; 其中, Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 对水稻根系吸收土壤 Cd^{2+} 可能产生强烈的离子吸收拮抗作用^[21]。据报道, Ca^{2+} 与 Cd^{2+} 电性相同、半径相近, Ca^{2+} 具备强烈竞争水稻根系表面 Cd^{2+} 离子吸附位点和转运蛋白的能力, 阻碍稻根 Cd^{2+} 吸收及稻根 Cd^{2+} 向地上部的转运^[26-27]。本研究显示, 糙米 Cd 含量与土壤交换态钙含量呈显著负相关(表 4), 据此推测土壤中 Ca^{2+} 可能是影响糙米 Cd 含量的重要因素之一。

此外, 施入土壤中的 Si 也可能与土壤溶液中的 Cd 共沉淀, 抑制根系 Cd 吸收^[28]; 有研究报道, 水田施 Si 显著降低水稻植株各部位的转运系数, 阻控根系 Cd 向地上部的运移^[29]; 潘伯桂等^[30] 的盆栽试验中, 水田施硅肥, 促进水稻茎叶 Cd 累积, 降低水稻茎叶 Cd 向籽粒中转运。耿杰等^[31] 的盆栽试验表明施用硅可有效减少水稻地上部对 Cd 的吸收、转运和累积。本研究中, 连续施有机肥处理 $\text{BCF}_{\text{根系}}$ 降幅相对最低, 可能与水田中施入的有机肥分解, 产生有机酸, 促进根系 Cd 吸收有关^[32]。

最后, 从水稻 Cd 转运角度看, 水稻 Cd 吸收转运过程主要包括根系吸收、通过木质部向茎叶迁移、节间维管传递和籽粒累积; 其中, 木质部是 Cd 从根系运输到茎叶的主要途径, 韧皮部是 Cd 从茎叶运输到籽粒的主要途径^[33]。连续施 3 种钝化剂处理后, 不同程度地降低了植株内各部位 Cd 的转运系数, 以施石灰的 $\text{TF}_{\text{根系-茎叶}}$ 降幅最大。据此推测连续施石灰可能有效阻止了 Cd 通过木质部由根系向茎叶的转运。

本研究也观察到, 连续施石灰处理与对照处理的根系 Cd 含量没有显著差异(图 1)。另据报道, 施石灰可能阻碍 Cd 在根系中向木质部装载, 进而降低 Cd 由根系向茎叶的转运系数^[21], 但是有关生理调控机理仍有待深入探究。

本研究观察到连续施有机肥、石灰和土壤调理剂后, 一致地降低了水稻体内 Cd 累积量、转运和土壤 Cd 活性, 可能与连续 5 年(共 10 季)施入碱性钝化剂, 产生的土壤 Cd 钝化和对酸化紫泥田改良有关。然而, 限于试验工作量、成本和水稻植株样品长期保存的困难, 本研究未连续逐年监测水稻植株各部位 Cd 含量的动态变化, 今后仍有待更多长期连续动态监测研究, 以精确揭示连续施用钝化剂实现水稻降 Cd 达标生产的时间阈值。此外, 亚热带稻作区水稻土类型、水稻品种和种植制度、市场中有有机肥、石灰和矿质土壤调理剂种类和施用方式、地域性农艺管理措施等都极为多样。有关长期施用有机肥、石灰和土壤调理剂对 Cd 在土壤-水稻系统运移的效应及作用机理, 仍有待针对更多区域、更长时间和更多钝化剂的类型进行研究, 以便为南方酸性水稻土安全利用提供依据和参考。

4 结论

连续施有机肥、石灰和矿质调理剂是南方双季稻区水田广泛应用的培肥与土壤改良措施。在湘东地区土壤 Cd 污染风险管制的酸紫泥田, 连续 5 年单施有机肥、石灰和 Si-Ca-Mg 土壤调理剂后, 根际土壤 pH、有机碳活性和 Ca 有效性呈升高趋势, 但根际土壤 Cd 活性、水稻植株不同部位 Cd 累积量和转运能力均显著降低, 从而降低了糙米 Cd 累积量; 特别是, 连续 5 年施石灰、Si-Ca-Mg 土壤调理剂后, 糙米 Cd 平均含量降至国家食品中污染物限量值 (0.2 mg kg^{-1}) 以下, 实现了稻米达标生产。

参考文献:

- [1] 汪鹏, 赵方杰. 我国主要粮食作物中镉限量标准问题的若干思考[J]. 科学通报, 2022, 67(27): 3252 - 3260.
- [2] 周晓阳, 周世伟, 徐明岗, 等. 中国南方水稻土酸化演变特征及影响因素[J]. 中国农业科学, 2015, 48(23): 4811 - 4817.
- [3] 叶英聪, 孙波, 刘绍贵, 等. 中国水稻土酸化时空变化特征及其对氮素盈余的响应[J]. 农业机械学报, 2021, 52(2): 246 - 256.
- [4] Mclaughlin M J, Smolders E, Zhao F J, et al. Managing cadmium in agricultural systems[J]. *Advances in Agronomy*, 2021, 166: 1 - 129.
- [5] 黄道友, 朱奇宏, 朱捍华, 等. 重金属污染耕地农业安全利用研究进

- 展与展望[J]. 农业现代化研究, 2018, 39(6): 1030 – 1043.
- [6] Khaliq M A, Khan Tarin M W, Guo J X, et al. Soil liming effects on CH₄, N₂O emission and Cd, Pb accumulation in upland and paddy rice[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 248: 408 – 420.
- [7] Kong F Y, Lu S G. Effects of microbial organic fertilizer (MOF) application on cadmium uptake of rice in acidic paddy soil: Regulation of the iron oxides driven by the soil microorganisms[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 307: 119447.
- [8] Xiang J X, Zhu R L, Chen Q Z, et al. A novel montmorillonite-based soil amendment for Cd/REEs immobilization and nutrients sustained release[J]. *Applied Clay Science*, 2022, 221: 106464.
- [9] Wang Y, Liang H, Li S, et al. Co-utilizing milk vetch, rice straw, and lime reduces the Cd accumulation of rice grain in two paddy soils in south China[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 806: 150622.
- [10] 辜娇峰, 周航, 贾润语, 等. 三元土壤调理剂对田间水稻镉砷累积转运的影响[J]. 环境科学, 2018, 39(4): 1910 – 1917.
- [11] 范晶晶, 许超, 王辉, 等. 3种有机物料对土壤镉有效性及水稻镉吸收转运的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(10): 2143 – 2150.
- [12] Li X, Li B Q, Zheng Y, et al. Physiological and rhizospheric response characteristics to cadmium of a newly identified cadmium accumulator *Coreopsis grandiflora* Hogg. (Asteraceae)[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2022, 241: 113739.
- [13] 肖敏, 范晶晶, 王华静, 等. 紫云英还田配施石灰对水稻镉吸收转运的影响[J]. 中国环境科学, 2022, 42(1): 276 – 284.
- [14] Huang Y, Sheng H, Zhou P, et al. Remediation of Cd-contaminated acidic paddy fields with four-year consecutive liming[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2020, 188: 109903.
- [15] Sheng H, Gu Y, Yin Z R, et al. Consistent inter-annual reduction of rice cadmium in 5-year biannual organic amendment[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 807: 151026.
- [16] Yin Z R, Sheng H, Xiao H C, et al. Inter-annual reduction in rice Cd and its eco-environmental controls in 6-year biannual mineral amendment in subtropical double-rice cropping ecosystems[J]. *Environmental Pollution*, 2022, 293: 118566.
- [17] 张扬珠, 周清, 盛浩, 等. 中国土系志: 湖南卷[M]. 北京: 科学出版社, 2020.
- [18] 鲍士旦. 土壤农化分析. 3版[M]. 土壤农化分析. 2000.
- [19] Meng L, Huang T H, Shi J C, et al. Decreasing cadmium uptake of rice (*Oryza sativa* L.) in the cadmium-contaminated paddy field through different cultivars coupling with appropriate soil amendments[J]. *Journal of Soil and Sediments*, 2019, 19(4): 1788 – 1798.
- [20] Wang J, Wang P M, Gu Y, et al. Iron–manganese (oxyhydro) oxides, rather than oxidation of sulfides, determine mobilization of Cd during soil drainage in paddy soil systems[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(5): 2500 – 2508.
- [21] 张振兴, 纪雄辉, 谢运河, 等. 水稻不同生育期施用生石灰对稻米镉含量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(10): 1867 – 1872.
- [22] 李开叶, 赵婷婷, 陈佳, 等. 不同有机物料对水稻根表铁膜及砷镉吸收转运的影响[J]. 环境科学, 2021, 42(4): 2047 – 2055.
- [23] 李义纯, 李永涛, 李林峰, 等. 水稻土中铁–氮循环耦合体系影响镉活性机理研究[J]. 环境科学学报, 2018, 38(1): 328 – 335.
- [24] Mao P, Zhuang P, Li F, et al. Phosphate addition diminishes the efficacy of wollastonite in decreasing Cd uptake by rice (*Oryza sativa* L.) in paddy soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 687: 441 – 450.
- [25] 冉洪珍, 郭朝晖, 肖细元, 等. 改良剂连续施用对农田水稻Cd吸收的影响[J]. 中国环境科学, 2019, 39(3): 1117 – 1123.
- [26] 滕浪, 付天岭, 郑锋, 等. 钙离子对不同水稻品种苗期镉吸收转运的影响[J]. 种子, 2022, 41(4): 60 – 69.
- [27] Liu X S, Feng S J, Zhang B Q, et al. OsZIP1 functions as a metal efflux transporter limiting excess zinc, copper and cadmium accumulation in rice[J]. *BMC Plant Biology*, 2019, 19: 283.
- [28] Khan I, Awan S A, Rizwan M, et al. Effects of silicon on heavy metal uptake at the soil-plant interphase: A review[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 222: 112510.
- [29] 彭鸥, 刘玉玲, 铁柏清, 等. 施硅对镉胁迫下水稻镉吸收和转运的调控效应[J]. 生态学杂志, 2019, 38(4): 1049 – 1056.
- [30] 潘伯桂, 刘丙权, 蔡昆争, 等. 硅素分期施用对镉污染水稻光合特性及物质积累的影响[J]. 生态学报, 2022, 42(14): 5934 – 5944.
- [31] 耿杰, 宋明阳, 李军, 等. 硅对分蘖期不同品种水稻镉吸收积累的影响[J]. 土壤通报, 2018, 49(3): 697 – 704.
- [32] 宗良纲, 徐晓炎. 水稻对土壤中镉的吸收及其调控措施[J]. 生态学杂志, 2004, 23(3): 120 – 123.
- [33] 王成生, 田稳, 向萍, 等. 土壤–水稻/小麦重金属吸收机制与安全调控[J]. 中国环境科学, 2022, 42(2): 794 – 807.

Effects of Passivator Amendment on Rhizospheric Soil Cd Activity and Cd Bioconcentration and Translocation in Rice Plants for 5 Continuous Years

ZHANG Li-na, HE Yu-ru, SHENG Hao*, LIU Xin, MAN Zhi-yong, YIN Ze-run, LUO Fei-xue

(School of Resources, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China)

Abstract: [Objective] This study aimed to explore the cumulative influences of 5-year continuous chicken manure, quicklime, and Si-Ca-Mg mineral amendments on rhizospheric soil Cd mobility, Cd bioconcentration and translocation factor in rice tissues. [Method] The moderately Cd-contaminated acidic purple mud paddy was selected. Three passivators were applied separately and biannually in field-paired trials since 2015. Soil and plant samples were collected at late rice ripening stage in 2019, and the Cd concentration of rhizosphere soil and rice parts was determined. The responses of rhizosphere soil Cd activities and the Cd bioconcentration and translocation in different rice organs were analyzed with the application of passivator for 5 consecutive years. [Result] The Cd concentrations in brown rice (Cd_R), stem and leaf, and root were significantly reduced by 60%-75%, 40%-77%, and 17%-48%, respectively, after the continuous organic fertilizer, quicklime, and Si-Ca-Mg mineral amendments ($P < 0.05$). Particularly, the Cd_R was lowered down to $< 0.2 \text{ mg kg}^{-1}$ and met the food safety standard set by China after the continuous quicklime and Si-Ca-Mg mineral amendments. Continuous passivator amendments significantly reduced the translocation factors of Cd from root to stem and leaf as well as from stem and leaf to brown rice by 26%-38% and 29%-58%, respectively. Also, they reduced the concentration of DTPA-extractable Cd in rhizospheric soils by 13%-33%, whereas elevated the pH value in rhizospheric soils by 0.2-0.9 units. The labile organic C and available nutrient contents in rhizospheric soils exhibited an increasing trend ($P < 0.05$). The Cd_R was mainly related to the Cd translocation factor in rice tissues, soil pH, DTPA-extractable Cd, exchangeable Ca, and complexed Fe contents. [Conclusion] The Cd_R could meet the food safety standard after 5 years continuous quicklime and Si-Ca-Mg mineral amendments in moderately Cd-contaminated acidic purple mud paddy. The Cd_R -reduction was related to the reduction in rhizospheric soil Cd activity and the Cd bioconcentration and translocation capacity in rice tissues.

Key words: Si-Ca-Mg soil amendment; Acid purple mud; Paddy soil; Double-rice cropped field

[责任编辑: 裴久渤]