

DOI: 10.11766/trxb201810120516

不同钝化剂组合对水稻各部位吸收积累Cd及产量的影响*

韦小了¹ 牟力² 付天岭^{3, 4} 李相楹^{3, 4} 何腾兵^{1, 3, 4†} 何季¹ 滕浪¹

(1 贵州大学农学院, 贵阳 550025)

(2 贵州大学生命科学学院, 贵阳 550025)

(3 贵州大学新农村发展研究院, 贵阳 550025)

(4 贵州省山地畜禽养殖污染控制与资源化技术工程实验室, 贵阳 550025)

摘要 为筛选出能有效抑制水稻各部位吸收积累Cd及提高产量的有机和无机材料钝化剂组合, 选取贵州存在稻米镉超标的水稻土, 以水稻盆栽试验研究15种钝化剂组合对土壤中可交换态Cd、水稻各部位吸收积累Cd及稻谷产量的影响。结果表明: 施用15种钝化剂组合使土壤pH上升0.25~1.04, 土壤阳离子交换量增加2.65%~50.96%, 土壤有机质上升0.22%~17.20%, 土壤可交换态Cd含量降低5.21%~20.56%; 水稻根系、秸秆、稻壳和糙米中Cd含量分别降低6.66%~45.58%、12.88%~49.76%、27.15%~59.79%和12.85%~68.62%, 稻谷产量增加20.59%~62.14%, 水稻根、秸秆、稻壳和糙米富集系数范围分别为1.01~1.67、0.16~0.28、0.12~0.22和0.09~0.24, 根系对Cd的富集能力最大。施用生石灰+钝化剂1+鸡粪、生石灰+钝化剂2+鸡粪、生石灰+钝化剂3+鸡粪和生石灰+钝化剂4+鸡粪4种钝化剂具有较好的降Cd效果, 均使糙米中Cd含量低于0.2 mg·kg⁻¹, 符合国家食品污染物限量标准, 且其增产作用又明显。该结果可为贵州山区稻田Cd污染土壤改良及安全利用提供科学依据。

关键词 钝化剂; 重金属; Cd; 富集系数; 水稻产量

中图分类号 S156 **文献标识码** A

镉(Cd)是一种有毒的重金属且容易被作物根系吸收和转运到植物体中, 导致许多作物的可食用部分受到Cd污染^[1]。水稻(*Oryza sativa*)是中国最主要的粮食作物, 并且很容易从土壤中吸收Cd并将其储存在稻谷中, 成为食用大米的人群摄入Cd的主要来源^[2-3]。近年来随着中国农田土壤重金属污染加剧, “镉米”问题逐渐凸显^[4]。在修复Cd污染的土壤上, 通过各种手段

控制稻米中Cd的积累以及筛选低积累Cd的水稻品种, 实施管理策略以降低Cd浓度, 已进行了较多研究^[5-7]。原位钝化技术是国内外普遍使用的土壤重金属污染治理方法之一, 常用的钝化剂种类包括无机、有机以及无机-有机组合的钝化剂, 无机钝化剂主要包括石灰、碳酸钙、粉煤灰、磷酸盐、膨润土以及无机硅肥等; 有机钝化剂主要包括农家肥、草炭、作物秸秆等有机肥料; 无机-

* 国家自然科学基金项目(U1612442)和贵州大学实验室开放项目(SYSKF2018-2-31)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. U1612442) and the Opening Project of Guizhou University Laboratory (No. SYSKF2018-2-31)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: hetengbing@163.com.

作者简介: 韦小了(1993—), 女, 贵州三都人, 硕士研究生, 研究方向为土壤学。E-mail: 1285733928@qq.com

收稿日期: 2018-10-12; 收到修改稿日期: 2019-01-10; 优先数字出版日期(www.cnki.net): 2019-03-12

有机混合钝化剂主要包括污泥、堆肥等^[8-9]。将多种钝化剂混合或组配来修复重金属污染土壤的相关研究已有不少。譬如,几种有机残留物(动物粪便、生物固体等)已被广泛用于修复土壤重金属污染^[10-11];不同无机材料混配复合改性后施入土壤,能够有效减少土壤重金属在植物中的积累^[12-13];与海泡石和生物炭作对比,新型交联改性甲壳素的添加可有效降低大田水稻各部位Cd含量、显著提高土壤pH和增加水稻产量^[14];研究发现施用钝化剂不仅可显著提高土壤pH,降低土壤有效态Cd含量和水稻各部位Cd含量,还能增加水稻产量^[15]。但迄今关于Cd污染土壤中无机和有机材料在不同混合模式下钝化剂组合固定化效率的研究较少^[16]。为了验证有机和无机材料钝化剂在不同混合模式下降低土壤Cd有效性的效果,本试验选择稻米Cd超标的水稻土开展盆栽试验研究无机和有机材料组合对水稻各部位吸收累积

Cd及产量的影响,分析不同钝化剂组合对减少水稻各部位Cd含量和提高产量的可行性,以期筛选出有效的无机和有机材料的Cd钝化剂组合,为贵州山区稻田Cd污染土壤改良及安全利用提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤来源于贵州省遵义市播州区鸭溪镇内(106° 36' 25" E, 27° 34' 47" N),为由砂页岩风化物发育而成的黄壤经水耕熟化形成的潴育型水稻土,存在稻米镉超标的土壤污染风险(GB15618-2018)^[17],土壤肥力高。将土壤运回盆栽场进行自然风干,剔出根系和碎石等,过2 cm筛混匀,用于盆栽试验。取1 kg土壤样品备用。其基本理化性质见表1。

表1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Physical and chemical properties of the tested soil

土壤 Soil	pH	阳离子交换量 Cation exchange capacity /(cmol·kg ⁻¹)	有机质 Organic matter /(mg·kg ⁻¹)	不同形态Cd含量 Different fractions of Cd content /(mg·kg ⁻¹)					土壤污染风险 Soil pollution risk /(mg·kg ⁻¹)	
				可交换态 Exchangeable fraction	可还原态 Reducible fraction	可氧化态 Oxidizable fraction	残渣态 Residual fraction	总Cd Total Cd	筛选值 Screening value	管制值 Controlling value
				水稻土 Paddy soil	6.45	12.66	60.25	0.751	0.737	0.081

供试水稻品种:宜香优725。该品种是绵阳市农科所利用宜香1A与自选恢复系绵恢725组配而成,籼型杂交水稻。株高106.2 cm,穗长24.8 cm,实粒数130.3粒,结实率78.2%。

供试商品钝化剂及来源:鸡粪(贵州省镇远县黔发复合肥厂,鸡粪以干重计算)、生石灰(镇远县龙朝杰石灰厂)、钝化剂1(深圳百乐宝公司)、钝化剂2(广东大众农科公司)、钝化剂3(湖南美鑫隆环保科技有限公司)和钝化剂4(湖南测智科技有限公司),详见表2。

1.2 试验设计

盆栽试验于2017年5—10月在贵州大学农学

院盆栽场进行,设置1个空白对照和15种不同钝化剂组合,分别为空白(CK)、生石灰(L)、鸡粪(M)、钝化剂1(D1)、钝化剂2(D2)、钝化剂3(D3)、钝化剂4(D4)、生石灰+鸡粪(L+M)、生石灰+钝化剂1(L+D1)、生石灰+钝化剂2(L+D2)、生石灰+钝化剂3(L+D3)、生石灰+钝化剂4(L+D4)、生石灰+钝化剂1+鸡粪(L+D1+M)、生石灰+钝化剂2+鸡粪(L+D2+M)、生石灰+钝化剂3+鸡粪(L+D3+M)、生石灰+钝化剂4+鸡粪(L+D4+M),每个组合设置3个重复,钝化剂施用量见表3。

表2 钝化剂基本信息

Table 2 Basic information of the passivators

钝化剂 Passivator	主要组成成分 Main components in passivators	pH	Cd /(mg·kg ⁻¹)
鸡粪 Chicken manure	N+P ₂ O ₅ +K ₂ O≥6%; 有机质Organic matter≥45%, 水分(鲜样)Moisture (Fresh sample) ≤30%	7.80	0.38
生石灰Quicklime	CaO	12.73	/
钝化剂1D 1	巯基硅有效成分Active ingredient of Silicon-sulfhydryl group≥45%	11.30	0.12
钝化剂2 D 2	CaO≥20%; SiO ₂ 4%; K ₂ O 4%; MgO 5%; S 2%; 水分(游离水)Moisture (free water) 8%; 有机碳organic carbon 8%	11.32	0.15
钝化剂3 D 3	CaO 24%; SiO ₂ 3%; 水分(游离水)Moisture (free water) 8%; 有机碳organic carbon 8%	12.59	0.17
钝化剂4 D 4	CaO 30%; SiO ₂ 35%; MgO 5% Fe(OH) ₂ 3%; 水分(游离水)Moisture (free water) 5%; 有机碳organic carbon 8%	9.01	0.13

表3 盆栽试验设计方案

Table 3 Design of the pot experiment

类型 Type	组合 Combination	生石灰 Quicklime/(g·kg ⁻¹)	鸡粪 Chicken manure/(g·kg ⁻¹)	钝化剂 Passivator/(g·kg ⁻¹)
一元组合 Single combination	CK	0	0	0
	L	2.82	0	0
	M	0	2.82	0
	D1	0	0	0.22
	D2	0	0	1.78
	D3	0	0	2.14
	D4	0	0	2.82
二元组合 Binary combination	L+M	2.82	2.82	0
	L+D1	2.82	0	0.22
	L+D2	2.82	0	1.78
	L+D3	2.82	0	2.14
	L+D4	2.82	0	2.82
三元组合 Ternary combination	L+D1+M	2.82	2.82	0.22
	L+D2+M	2.82	2.82	1.78
	L+D3+M	2.82	2.82	2.14
	L+D4+M	2.82	2.82	2.82

前期准备与材料施用: 2017年5月23日, 将风干土壤过2 cm筛, 反复搅拌混匀。采用直径20 cm、高22 cm白色塑料盆承装土壤, 每盆装土5 000 g, 共48盆。并按试验设计要求基施鸡粪和钝化剂, 化肥分2次施用, 尿素1 g、过磷酸钙0.74 g、氯化钾0.93 g作基肥, 插秧前与土壤混施, 放

置7 d; 在水稻孕穗初期每盆施用尿素1 g。采用农业部推荐的“VIP+N”技术方案, 生石灰在水稻分蘖末期(移栽后约一个月), 按表3的用量一次性撒施。

水稻移栽与水分管理: 2017年5月31日, 将水稻移栽于塑料盆中, 每盆2株水稻, 生育期间保持

淹水状态, 水层3~4 cm。

1.3 样品采集与保存

土壤样品: 水稻收获后, 将每盆土壤样品倒在白色塑料薄膜上, 充分混合后用四分法取舍, 保留1 kg土壤装入布袋并标记, 共48个, 将土壤样品摊放在洁净牛皮纸上, 清除根系等, 在阴凉处自然风干。将试验后的土样研磨, 分别过2 mm、0.25 mm和0.149 mm尼龙筛, 密封4℃保存、备用。

水稻样品: 水稻成熟时, 利用不锈钢剪刀对水稻进行收割, 将每盆中水稻全部采集混合, 并记录水稻有效穗和无效穗数量, 然后将每盆水稻样品全部连根拔起, 用超纯水反复冲洗干净, 装入尼龙网袋中并标记, 共48个。105℃杀青2 h后在70℃烘干, 然后将籽粒去壳, 分为根系、秸秆、稻壳和糙米。根系和秸秆样品用不锈钢植物粉碎机粉碎, 稻壳和糙米样品用玛瑙研钵磨成粉末状, 过0.425 mm尼龙筛并分别装入密封袋4℃保存。

盆栽水稻稻谷产量 ($\text{g}\cdot\text{盆}^{-1}$): 烘干后进行考种, 测定产量。

1.4 测定方法

土壤Cd含量采用高压密闭消解法, 采用标准物质 [GBW07429] 进行质控, 标样中Cd含量的平均回收率为96.8%, 符合元素分析质量控制要求。土壤中Cd可交换态采用改进的BCR第一步提取法提取, 称取1.000 g样品于100 mL聚丙烯离心管中, 加入0.11 mol·L⁻¹冰醋酸 (HAc) 提取液40 mL, 室温下振荡16 h (25℃, 250 r·min⁻¹, 保证管内混合物处于悬浮状态), 然后, 离心分离 (4 000 r·min⁻¹, 20 min), 倾出上层清液于50 mL聚乙烯离心管中, 保存于4℃冰箱中待测。两者均用电感耦合等离子体光谱仪 (ICP-OES) 测定, 平行误差控制在5%以内。用HNO₃-H₂O₂消解-电感耦合等离子体光谱仪测定测水稻各部位中重金属Cd含量。采用大米植物国家参比物质 [GBW10010(GSB-1)] 进行质控, 标样中Cd含量的平均回收率为95.1%, 符合元素分析质量控制要求。同时全程做空白实验。土壤pH用电位法测定 (水土比为2.5:1), 阳离子交换量用乙酸铵-EDTA交换法测定, 有机质含量用重铬酸钾-硫酸消化法测定^[18]。

1.5 数据处理

生物富集系数 (Bioconcentration Factor,

BCF) 是水稻根系中Cd含量与土壤中Cd含量的比值。通过生物富集系数来研究Cd在水稻各部位中的累积, 用于评估水稻从土壤中富集Cd能力。

$$BCF_{A\pm} = C_A / C_{\pm}$$

式中, C_A 为各部位中Cd含量, C_{\pm} 为土壤中Cd含量。

统计分析采用SPSS 21.0和Microsoft Excel 2010, 并进行不同处理间的显著性 ($P < 0.05$) 检验。

2 结果

2.1 不同钝化剂组合对水稻土可交换态Cd、总Cd及理化性质的影响

从表4可知, 施用钝化剂影响土壤pH、CEC、有机质、可交换态Cd和总Cd含量。施用15种钝化剂组合使土壤pH上升0.25~1.04, 除M组合外, 其他组合对土壤pH与CK处理之间均存在显著差异。其中, M组合土壤pH最低, 为6.84, L+D4+M组合土壤pH最高, 达到7.63。施用15种钝化剂组合使土壤中CEC上升2.65%~50.96%, 除L、M、D1、D2、D3、L+D2组合外, 其他组合对土壤CEC与CK处理之间均存在显著差异。其中, M组合土壤中CEC最低, 为13.94 cmol·kg⁻¹, L+D2+M组合土壤中CEC最高, 达到了20.50 cmol·kg⁻¹; 施用15种钝化剂组合使土壤有机质上升0.22%~17.20%, 但各处理间差异不显著。其中, L+D4组合土壤有机质含量最低, 为60.31 g·kg⁻¹, L+D3+M组合土壤有机质含量最高, 达到70.53 g·kg⁻¹; 施用15种钝化剂组合使土壤可交换态Cd含量降低5.21%~20.56%, L、L+M、L+D3、L+D4及三元组合处理均能显著降低土壤可交换态Cd含量, 其中M组合使可交换态Cd含量最高达0.710 mg·kg⁻¹, L+D4+M组合可交换态Cd的含量最低, 仅0.595 mg·kg⁻¹。L+D1+M组合显著增加土壤Cd含量, 而其他钝化组合对土壤Cd含量无显著影响。

2.2 不同钝化剂组合对水稻各部位Cd含量的影响

从表5可知, 施用钝化剂能有效降低水稻各部位Cd含量。15种钝化剂组合使水稻根系、秸秆、稻壳和糙米中Cd含量分别降低6.66%~45.58%、12.88%~49.76%、27.15%~59.79%和12.85%~68.62%。在水稻根系、秸秆、糙米中,

表4 不同钝化剂组合对水稻土可交换态Cd、总Cd及理化性质的影响

Table 4 Effects of the passivators on exchangeable Cd, total Cd and basic properties of the tested paddy soil relative to combination

组合 Combination	pH	阳离子交换量 Cation exchange capacity /($\text{cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$)	有机质 Organic matter /($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	可交换态Cd Exchangeable fraction /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	总Cd Total Cd /($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
CK	6.59 ± 0.08d	13.58 ± 2.75c	60.18 ± 1.66a	0.749 ± 0.069a	1.912 ± 0.077b
L	7.43 ± 0.29abc	17.50 ± 0.99abc	62.78 ± 4.20a	0.651 ± 0.011bcde	1.907 ± 0.039b
M	6.84 ± 0.11d	13.94 ± 1.20c	63.95 ± 5.15a	0.710 ± 0.058ab	1.930 ± 0.058ab
D1	7.20 ± 0.16c	15.51 ± 1.98bc	63.42 ± 4.89a	0.691 ± 0.038abc	1.911 ± 0.026b
D2	7.31 ± 0.27abc	16.36 ± 2.04abc	60.41 ± 3.03a	0.697 ± 0.049abc	1.915 ± 0.024b
D3	7.29 ± 0.29abc	17.35 ± 0.81abc	60.32 ± 8.67a	0.688 ± 0.085abcd	1.890 ± 0.026b
D4	7.45 ± 0.06abc	18.99 ± 3.32ab	62.28 ± 6.17a	0.672 ± 0.014abcde	1.901 ± 0.015b
L+M	7.22 ± 0.23bc	20.28 ± 1.32a	67.41 ± 6.48a	0.639 ± 0.024bcde	1.883 ± 0.017b
L+D1	7.55 ± 0.10abc	19.53 ± 1.02ab	63.86 ± 7.50a	0.679 ± 0.028abcde	1.906 ± 0.021b
L+D2	7.45 ± 0.38abc	17.60 ± 3.24abc	64.22 ± 4.22a	0.673 ± 0.029abcde	1.912 ± 0.026b
L+D3	7.55 ± 0.34abc	19.49 ± 2.99ab	61.18 ± 9.06a	0.618 ± 0.045cde	1.865 ± 0.009b
L+D4	7.54 ± 0.13abc	18.86 ± 2.19ab	60.31 ± 9.58a	0.604 ± 0.019de	1.933 ± 0.046ab
L+D1+M	7.48 ± 0.11abc	19.31 ± 2.80ab	67.61 ± 9.04a	0.647 ± 0.028bcde	1.986 ± 0.014a
L+D2+M	7.61 ± 0.22ab	20.50 ± 3.49a	69.94 ± 11.40a	0.645 ± 0.013bcde	1.916 ± 0.046b
L+D3+M	7.58 ± 0.08abc	19.50 ± 0.99ab	70.53 ± 8.28a	0.636 ± 0.067bcde	1.932 ± 0.037ab
L+D4+M	7.63 ± 0.12a	19.94 ± 1.42a	67.54 ± 11.39a	0.595 ± 0.011e	1.936 ± 0.035ab

注: 表中同列数据后不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。下同 Note: Different lowercase letters in the same column of the table indicate significant difference between treatments at 0.05 level. The same below

表5 不同钝化剂组合对盆栽水稻各部位Cd含量的影响

Table 5 Effects of the passivators on Cd content in different parts of rice relative to combination/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

组合 Combination	根 Root	秸秆 Straw	稻壳 Rice husk	糙米 Brown rice
CK	3.451 ± 0.271a	0.621 ± 0.079a	0.582 ± 0.049a	0.529 ± 0.067a
L	2.883 ± 0.471bc	0.491 ± 0.076bc	0.406 ± 0.057bc	0.358 ± 0.079b
M	3.221 ± 0.232ab	0.541 ± 0.053ab	0.424 ± 0.071b	0.461 ± 0.047a
D1	2.828 ± 0.128bc	0.490 ± 0.036bc	0.392 ± 0.036bcd	0.306 ± 0.025bcd
D2	2.341 ± 0.345cd	0.401 ± 0.098cde	0.290 ± 0.067def	0.227 ± 0.040cdef
D3	2.281 ± 0.497cd	0.396 ± 0.052cde	0.354 ± 0.059bcde	0.219 ± 0.047def
D4	2.449 ± 0.061cd	0.415 ± 0.076cde	0.351 ± 0.020bcde	0.277 ± 0.028bcde
L+M	2.398 ± 0.097cd	0.426 ± 0.027cd	0.351 ± 0.057bcde	0.280 ± 0.050bcde
L+D1	2.161 ± 0.379d	0.383 ± 0.048cde	0.335 ± 0.028bcdef	0.249 ± 0.057cdef
L+D2	2.271 ± 0.321cd	0.400 ± 0.045cde	0.285 ± 0.060def	0.225 ± 0.028cdef
L+D3	1.878 ± 0.077d	0.328 ± 0.025de	0.300 ± 0.024cdef	0.310 ± 0.024bc
L+D4	2.043 ± 0.114d	0.350 ± 0.033de	0.310 ± 0.079cdef	0.276 ± 0.018bcde
L+D1+M	2.109 ± 0.493d	0.352 ± 0.061de	0.287 ± 0.031def	0.187 ± 0.053f
L+D2+M	2.279 ± 0.087cd	0.365 ± 0.064de	0.273 ± 0.106ef	0.166 ± 0.046f
L+D3+M	2.095 ± 0.293d	0.364 ± 0.053de	0.250 ± 0.044ef	0.195 ± 0.037ef
L+D4+M	2.143 ± 0.554d	0.312 ± 0.038e	0.234 ± 0.052f	0.171 ± 0.042f

除M组合外,其他组合Cd含量与CK之间的差异均达到显著水平,水稻根系中,15种钝化剂组合Cd含量最大和最小分别是M和L+D3,为3.221和1.878 mg·kg⁻¹;在水稻秸秆中,15种钝化剂组合Cd含量最大和最小分别是M和L+D4+M,为0.541和0.312 mg·kg⁻¹;在水稻稻壳中,15种钝化剂组合Cd含量与CK之间均达到了显著水平,其含量最大和最小的分别是M和L+D4+M,为0.424和0.234 mg·kg⁻¹;在水稻糙米中,15种钝化剂组合施用降低糙米Cd含量效果大多表现为三元>二元>一元,其含量最大的是M,为0.461 mg·kg⁻¹,含量最小的是L+D2+M,为0.166 mg·kg⁻¹。其中L+D1+M、L+D2+M、L+D3+M和L+D4+M组合糙米中Cd含量分别为0.187、0.166、0.195和0.171 mg·kg⁻¹,均低于0.2 mg·kg⁻¹,符合国家食品污染物限量标准(GB 2762-2017)^[19]。

2.3 不同钝化剂组合对水稻各部位Cd富集能力的影响

Cd进入水稻体内最重要的途径是通过根系吸收,生物富集系数可用来评价水稻根系对Cd吸收累积力。从表6可知,施用钝化剂能有效降低水稻各部位Cd富集系数。施用15种钝化剂组

合的水稻根、秸秆、稻壳和糙米富集系数范围分别为1.01~1.67、0.16~0.28、0.12~0.22和0.09~0.24,根、秸秆、稻壳和糙米富集系数分别降低7.73%~44.20%、12.50%~50.00%、26.67%~60.00%和14.29%~67.86%,除L和M外,其他不同钝化剂组合均显著降低水稻对各部位对Cd的富集能力,其中L+D3组合对水稻根富集能力最小;L+D4+M组合对水稻秸秆和稻壳中的富集能力最小;而L+D1+M、L+D2+M和L+D4+M组合对水稻糙米的富集能力均最小。水稻不同部位对Cd的富集能力如表6,除M和L+D3组合 $BCF_{根} > BCF_{秸秆} > BCF_{糙米} > BCF_{稻壳}$ 外,其他组合 $BCF_{根} > BCF_{秸秆} > BCF_{稻壳} > BCF_{糙米}$,说明由土壤进入植株中的Cd主要在根部富集。

2.4 不同钝化剂组合对稻谷产量的影响

从图1可知,施用钝化剂能有效增加稻谷产量。与CK(26.23 g·盆⁻¹)对比,施用15种钝化剂组合使稻谷产量增加20.59%~62.14%,且与CK之间的差异均达显著性水平,其中L+D1+M组合稻谷产量最高(42.53 g·盆⁻¹),稻谷产量增加62.14%;L+D4+M次之(40.67 g·盆⁻¹),稻谷产量增加55.05%;最低为L(31.63 g·盆⁻¹),

表6 不同钝化剂组合对盆栽水稻各部位Cd富集系数的影响

Table 6 Effects of the passivators on bioconcentration factor of Cd in different parts of rice relative to combination

组合 Combination	根 Root	秸秆 Straw	稻壳 Rice husk	糙米 Brown rice
CK	1.81 ± 0.20a	0.32 ± 0.04a	0.30 ± 0.02a	0.28 ± 0.03a
L	1.52 ± 0.28abc	0.26 ± 0.05bc	0.21 ± 0.03bc	0.19 ± 0.04b
M	1.67 ± 0.16ab	0.28 ± 0.04ab	0.22 ± 0.03b	0.24 ± 0.03a
D1	1.48 ± 0.05bcd	0.26 ± 0.02bc	0.21 ± 0.02bcd	0.16 ± 0.01bcd
D2	1.22 ± 0.19cde	0.21 ± 0.05cde	0.15 ± 0.04defg	0.12 ± 0.02def
D3	1.21 ± 0.28cde	0.21 ± 0.03cde	0.19 ± 0.03bcde	0.12 ± 0.03def
D4	1.29 ± 0.04cde	0.22 ± 0.04cde	0.18 ± 0.01bcdef	0.15 ± 0.01bcde
L+M	1.27 ± 0.04cde	0.23 ± 0.01bcd	0.19 ± 0.03bcdef	0.15 ± 0.03bcd
L+D1	1.13 ± 0.20de	0.20 ± 0.03cde	0.18 ± 0.01bcdefg	0.13 ± 0.03cdef
L+D2	1.19 ± 0.18cde	0.21 ± 0.02cde	0.15 ± 0.03defg	0.12 ± 0.02def
L+D3	1.01 ± 0.04e	0.18 ± 0.01de	0.16 ± 0.01cdefg	0.17 ± 0.01bc
L+D4	1.06 ± 0.07e	0.18 ± 0.01de	0.16 ± 0.04cdefg	0.14 ± 0.01bcde
L+D1+M	1.06 ± 0.25e	0.18 ± 0.03de	0.14 ± 0.02efg	0.09 ± 0.03f
L+D2+M	1.19 ± 0.03cde	0.19 ± 0.03de	0.14 ± 0.05efg	0.09 ± 0.02f
L+D3+M	1.08 ± 0.15e	0.19 ± 0.03de	0.13 ± 0.03fg	0.10 ± 0.02ef
L+D4+M	1.11 ± 0.31e	0.16 ± 0.02e	0.12 ± 0.03g	0.09 ± 0.02f

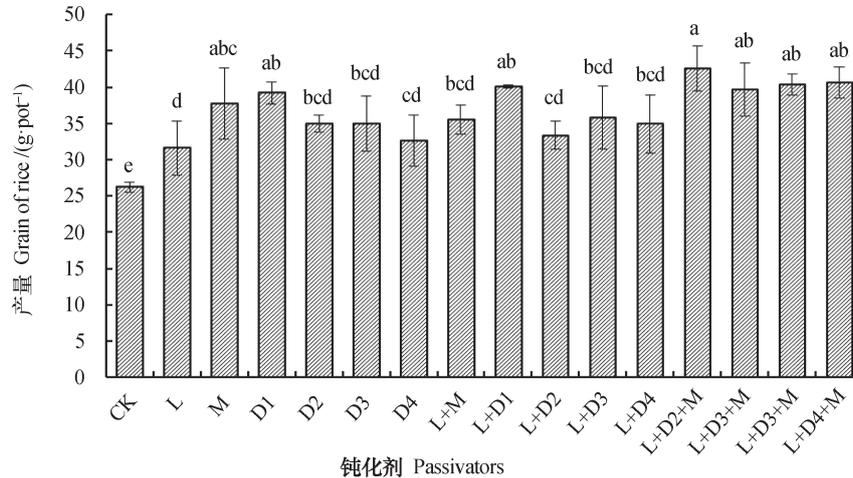


图1 不同钝化剂组合对盆栽水稻稻谷产量的影响

Fig. 1 Effects of the passivators on grain of rice in the pot experiment relative to combination

稻谷产量仅增加20.59%。D1、L+D1和L+D1+M在一元、二元和三元组合处理中稻谷产量较同类型组合均高，说明施用钝化剂1对稻谷增产作用较大。

2.5 土壤中可交换态Cd、pH与水稻各部位Cd含量的相关性

为进一步探讨土壤可交换态Cd与土壤pH、水稻各部位中Cd含量的关系，分别进行相关性分析。结果表明，土壤可交换态Cd与水稻各部位Cd含量呈正相关关系（表7），土壤可交换态Cd含量与根系Cd、秸秆Cd、稻壳Cd含量之间相关性均达到极显著（ $P < 0.01$ ），土壤可交换态Cd含量与糙米Cd含量之间相关性为显著（ $P < 0.05$ ）。土壤pH与土壤可交换态Cd、糙米、稻壳、秸秆、根系中Cd含量与呈极显著（ $P < 0.01$ ）负相关关系（表7）。这表明，土壤pH的提高能抑制土壤中可交换态Cd向植物体迁移转运，较好地降低土壤Cd的生物有效性，就水稻各部位Cd含量而言，土壤pH值的提高能抑制土壤可交换态Cd向水稻中迁移转运，即pH的提高有助于降低水稻各部位Cd含量。

3 讨论

3.1 施用钝化剂降低土壤可交换态Cd及水稻各部位Cd含量的机理

施用15种钝化剂组合不仅能提高土壤pH，而且降低土壤可交换态Cd含量，不同幅度降低水稻根、秸秆、稻壳、糙米Cd含量。其机理可能是：

（1）添加碱性钝化剂提高了土壤pH，本试验钝化剂组合主要是生石灰、鸡粪、MgO、Fe(OH)₂等，均为碱性物质，研究表明土壤pH影响土壤中重金属有效态和植物吸收的最主要的原因^[20]。pH的升高能降低土壤中Cd的有效态在于土壤中带负电荷的颗粒物表面可以吸附固定Cd，这些颗粒物中的羧基基团和铁的氧化物均可以吸附Cd，从而减小Cd在土壤中的有效性和迁移性，降低植物对Cd的吸收累积，其中L+D4+M组合能最大程度提高土壤pH值1.04个单位，并且最有效降低了土壤中可交换态Cd，这与刘维涛和周启星^[21]施用石灰+鸡粪+过磷酸钙处理效果相似。本研究中施用的钝化剂均使土壤pH升高，尤其是三元组合钝化剂的施

表7 土壤中可交换态Cd、pH与水稻各部位Cd含量的相关系数

Table 7 Correlations of Cd content in various parts of rice with content of between exchangeable Cd and pH in soil

相关系数 Correlation coefficient	土壤 pH Soil pH	Cd			
		根系 Root	秸秆 Straw	稻壳 Rice husk	糙米 Brown rice
土壤pH Soil pH	1	-0.878**	-0.909**	-0.884**	-0.852**
土壤可交换态Cd Soil Exchangeable Cd	-0.808**	0.754**	0.813**	0.748**	0.608*

用,其中L+D4+M组合能使土壤pH提高至7.63。但有研究表明随着土壤pH升高,水稻各部位Cd含量均降低,但水稻植株和产量受土壤酸碱度的影响,碱性土壤的影响大于酸性土壤^[22],水稻株高、每穗实粒数、千粒重、结实率、单株产量随着土壤pH的升高呈先增后减的趋势,在pH为6.0时达到最大值^[23],如果长期施用该钝化剂可能会因土壤pH继续升高而导致水稻产量下降等问题。(2)本研究中鸡粪含有一定量的有机质,有机质分解后产生的配体与土壤胶体的表面活性位点相结合,形成更多的重金属离子交换中心,从而增强土壤对重金属离子的吸附能力,增大土壤中有机结合态Cd含量^[24],此外鸡粪在土壤中分解腐烂形成腐殖酸,腐殖酸中的羧基、羟基、酚羟基、羰基等具有络合或螯合镉的作用^[21];同时曹仁林等^[25]的研究表明施用钙镁磷肥后,土壤交换态Cd的分配系数降低,而碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态Cd的分配系数提高,本研究中施用的钝化剂中含有钙镁磷和鸡粪肥等,可能与其作用相似,在施用石灰造成碱性的条件下,钙镁磷肥和鸡粪多重作用下更利于土壤中Cd向迟效或无效态转化。本研究中施用鸡粪的钝化剂组合整体上均使土壤总Cd含量有所上升的原因是鸡粪中Cd的含量大于其他钝化剂Cd的含量,鸡粪施入土壤中后因螯合等作用使Cd转化为无效态积累在土壤中,是总Cd稍微有所增加的原因;而单施鸡粪较施用鸡粪组合降Cd效果差的原因是单施鸡粪的处理使土壤pH降低,且钙镁磷素的作用弱,导致单施鸡粪较鸡粪组合的土壤可交换态含量较高,引起Cd有效性和的迁移性增强^[21,25],如果长期施用此钝化剂可能会引起土壤Cd超标等负面影响。(3)增加土壤对Cd的吸附。施用鸡粪、CaO、MgO、Fe(OH)₂等碱性物质能促使Cd²⁺水解为Cd(OH)⁺(Cd²⁺+H₂O→Cd(OH)⁺+H⁺),而Cd(OH)⁺离子在土壤吸附点位上的亲和力明显高于Cd²⁺^[21]。(4)离子的拮抗作用。本研究中施用的钝化剂含有钙和一定量的硅、铁,这些元素离子可能在一定程度上抑制了植物对Cd²⁺的吸收。已有研究表明,Ca对减轻Cd毒害有直接作用,根部供Ca可明显降低玉米镉含量;Ca缓解Cd毒害还与Ca和Cd竞争植物根系上的吸收位点^[26]、阻止Cd向地上部运输有关^[27]。周建华等^[28]研究表明,硅可以降低植株对Cd的吸

收,铁抑制Cd吸收的实验结果也已在水稻上得到证实^[29]。水稻各部位Cd富集能力为:M和L+D3组合对水稻Cd富集能力为BCF_根>BCF_{秸秆}>BCF_{糙米}>BCF_{稻壳},其他钝化剂组合为BCF_根>BCF_{秸秆}>BCF_{糙米}>BCF_{稻壳}。水稻各部位的Cd富集系数大小的排序说明了根是水稻各部位中最容易积累Cd的部位,但只有极少部分Cd转运到水稻地上部分。Nocito等^[30]研究表明根对进入植物体中的Cd富集能力在49%~79%之间,潜在移动的Cd离子约为总Cd的24%。但本研究中M和L+D3与其他钝化剂组合处理水稻各部位Cd富集能力稍有不同,可能是受蒸腾作用不同影响植物对Cd的吸收转运^[31],具体原因有待进一步研究。

3.2 施用钝化剂改善水稻土理化性质及增加稻谷产量的机理

研究结果表明施用15种钝化剂组合均能显著增加稻谷产量。一方面是钝化剂中含有的K、Si、Mg、Fe、Ca、S等营养元素经过一定平衡反应后释放到土壤溶液中,可对作物的生长起到促进作用^[32]。另一方面是,添加鸡粪为土壤带来大量的有机质能够提高土壤酶活性,增加土壤氮素和碳素以及土壤微生物的生长底物。其次,添加鸡粪间接地向土壤中添加了外援微生物,增加了土壤中微生物的种类及数量,并且本研究中添加其他钝化剂中含有的CaO可以改善土壤pH,增加N、K、P等营养元素,提高CEC和有机质含量,使土壤肥力得到改善,从而间接达到增产的作用^[33]。Zhou等^[13]研究也表明,组配改良剂石灰石+海泡石、羟基磷灰石+沸石均能显著降低Cd复合污染土壤中重金属的生物有效性,同时谢运河等^[15]研究发现施用钝化剂不仅可以显著提高土壤pH,降低土壤有效态Cd含量和水稻各部位Cd含量,而且可以增加水稻产量。

本研究中,土壤pH与可交换态Cd含量、水稻各部位Cd含量具有显著相关关系(表7),这与朱奇宏等^[34]的研究结果一致。表明土壤pH的提高能抑制土壤中可交换态Cd向植物中迁移转运,较好地降低了土壤Cd的生物有效性,进而有助于降低水稻各部位Cd含量。且辜娇峰等^[35]通过向土壤中添加复合改良剂HZB发现,改良剂的施用阻隔了Cd进入水稻木质部,使其主要富集在水稻根表铁膜中,从而使得水稻秸秆、稻壳和糙米中Cd的含量下降。国家食品污染物限量标准(GB 2762-

2017)^[19] 糙米中Cd含量要求低于 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 在本试验中, 不同钝化剂组合土壤中, 糙米中Cd含量范围介于 $0.166 \sim 0.461 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 其中, L+D1+M、L+D2+M、L+D3+M和L+D4+M处理糙米中Cd含量分别为 0.187 、 0.166 、 0.195 和 $0.171 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均低于 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。比较本研究结果15种钝化剂组合降低糙米Cd效果大多表现为三元>二元>一元, 即投入物质质量也为三元>二元>一元, 如果将一元、二元组合的用量增加到三元组合, 是否还具有相同效果, 即不同钝化剂组合的最佳施用量及修复效果有待进一步研究验证。

4 结 论

施用15种钝化剂组合使土壤pH上升 $0.25 \sim 1.04$, 土壤CEC上升 $2.65\% \sim 50.96\%$, 土壤有机质提高 $0.22\% \sim 17.20\%$, 土壤可交换态Cd下降 $5.21\% \sim 20.56\%$, 水稻BCF_根、BCF_{秸秆}、BCF_{稻壳}和BCF_{糙米}分别降低 $7.73\% \sim 44.20\%$ 、 $12.50\% \sim 50.00\%$ 、 $26.67\% \sim 60.00\%$ 和 $14.29\% \sim 67.86\%$, 水稻稻谷增产 $20.59\% \sim 62.14\%$, 水稻根系、秸秆、稻壳和糙米中Cd含量分别下降 $6.66\% \sim 45.58\%$ 、 $12.88\% \sim 49.76\%$ 、 $27.15\% \sim 59.79\%$ 和 $12.85\% \sim 68.62\%$, 土壤pH、土壤可交换态Cd含量与水稻各部位中Cd含量存在相关关系, 较好地反映土壤Cd的生物有效性。施用三元组合钝化剂均使糙米Cd含量低于 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 符合国家食品污染物限量标准(GB 2762-2017), 即三元组合钝化剂对水稻各部位Cd在土壤-水稻系统的累积具有较好的阻控作用, 且其增产作用又明显, 能够较好地保障实现水稻安全生产, 具有一定推广应用价值。

参 考 文 献

- [1] Yang Y, Chen J, Huang Q, et al. Can liming reduce cadmium (Cd) accumulation in rice (*Oryza sativa*) in slightly acidic soils? A contradictory dynamic equilibrium between Cd uptake capacity of roots and Cd immobilisation in soils. *Chemosphere*, 2017, 193: 547—556
- [2] Tsukahara T, Ezaki T, Moriguchi J, et al. Rice as the most influential source of cadmium intake among general Japanese population. *Science of the Total Environment*, 2003, 305 (1): 41—51
- [3] Clemens S, Aarts M G, Thomine S, et al. Plant science: The key to preventing slow cadmium poisoning. *Trends in Plant Science*, 2013, 18 (2): 92—99
- [4] 武超, 张兆吉, 费宇红, 等. 天津污灌区水稻土壤汞形态特征及其食品安全评估. *农业工程学报*, 2016, 32 (18): 207—212
Wu C, Zhang Z J, Fei Y H, et al. Characteristics of mercury form in soil-rice system and food security assessment in wastewater-irrigated paddy fields of Tianjin (In Chinese). *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32 (18): 207—212
- [5] Yang Y, Xiong J, Chen R, et al. Excessive enhances cadmium (Cd) uptake by up-regulating the expression of OsIRT1 in rice (*Oryza sativa*). *Environm nitrate ental & Experimental Botany*, 2016, 122: 141—149
- [6] Duan G, Shao G, Tang Z, et al. Genotypic and environmental variations in grain cadmium and arsenic concentrations among a panel of high yielding rice cultivars. *Rice*, 2017, 10 (1). DOI 10.1186/s12284—017-0149-2
- [7] Wu H, Cui L, Zeng G, et al. The interactions of composting and biochar and their implications for soil amendment and pollution remediation: A review. *Critical Reviews in Biotechnology*, 2017, 37 (6): 754—764
- [8] Hussain L A, Zhang Z, Guo Z, et al. Potential use of lime combined with additives on (im) mobilization and phytoavailability of heavy metals from Pb/Zn smelter contaminated soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 145: 313—323
- [9] 王宇霞, 郝秀珍, 苏玉红, 等. 不同钝化剂对Cu、Cr和Ni复合污染土壤的修复研究. *土壤*, 2016, 48 (1): 123—130
Wang Y X, Hao X Z, Su Y H, et al. Remediation of heavy metal contaminated soil with different amendments (In Chinese). *Soils*, 2016, 48 (1): 123—130
- [10] Pardo T, Bernal M P, Clemente R. Efficiency of soil organic and inorganic amendments on the remediation of a contaminated mine soil: I. Effects on trace elements and nutrients solubility and leaching risk. *Chemosphere*, 2014, 107: 121—128
- [11] Pardo T, Clemente R, Alvarenga P, et al. Efficiency of soil organic and inorganic amendments on the

- remediation of a contaminated mine soil: II. Biological and ecotoxicological evaluation. *Chemosphere*, 2014, 107: 101—108
- [12] Wu Y J, Zhou H, Zou Z J, et al. A three-year in-situ study on the persistence of a combined amendment (limestone+sepiolite) for remedying paddy soil polluted with heavy metals. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2016, 130: 163—170
- [13] 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. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2014, 101 (1) : 226—232
- [14] 胡雪芳, 田志清, 梁亮, 等. 不同改良剂对铅镉污染农田水稻重金属积累和产量影响的比较分析. *环境科学*, 2018, 39 (7) : 3409—3417
Hu X F, Tian Z Q, Liang L, et al. Comparative analysis of different soil amendment treatments on rice heavy metal accumulation and yield effect in Pb and Cd contaminated farmland (In Chinese) . *Environmental Science*, 2018, 39 (7) : 3409—3417
- [15] 谢运河, 纪雄辉, 田发祥, 等. 不同Cd污染特征稻田施用钝化剂对水稻吸收积累Cd的影响. *环境工程学报*, 2017, 11 (2) : 1242—1250
Xie Y H, Ji X H, Tian F X, et al. Effect of passivator on Cd uptaking of rice in different Cd pollution characteristics paddy soils (In Chinese) . *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2017, 11 (2) : 1242—1250
- [16] Guo F, Ding C, Zhou Z, et al. Effects of combined amendments on crop yield and cadmium uptake in two cadmium contaminated soils under rice-wheat rotation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 148: 303—310
- [17] 生态环境部, 国家市场监督管理总局. GB 15619-2018 土壤环境质量-农用地土壤污染风险管控标准 (试行) . 2018
Ministry of Ecology and Environment of the People' s Republic of China, State Administration for Market Regulation. GB 15619-2018 Soil environmental quality: Risk control standard for soil contamination of agricultural land (In Chinese) . 2018
- [18] 张甘霖, 龚子同. 土壤调查实验室分析方法. 北京: 科学出版社, 2012: 38—84
Zhang G L, Gong Z T. Soil survey laboratory methods (In Chinese) . Beijing: Science Press, 2012: 38—84
- [19] 中华人民共和国国家卫生和计划生育委员会, 国家食品药品监督管理总局. GB2762-2017食品安全国家标准-食品中污染物限量. 2017
National Health and Family Planning Commission of People' s Republic of China, China Food and Drug Administration. GB2762-2017 National food safety standard: Quantity of pollutants in food (In Chinese) . 2017
- [20] Eriksson J E. The influence of pH, soil type and time on adsorption and uptake by plants of Cd added to the soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1989, 48: 317—335
- [21] 刘维涛, 周启星. 不同土壤改良剂及其组合对降低大白菜镉和铅含量的作用. *环境科学学报*, 2010, 30 (9) : 1846—1853
Liu W T, Zhou Q X. Effectiveness of different soil ameliorants in reducing concentrations of Cd and Pb in Chinese cabbage (In Chinese) . *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2010, 30 (9) : 1846—1853
- [22] 陈楠, 张昊, 杨慧敏, 等. 土壤pH对土壤镉形态及稻米镉积累的影响. *湖南农业大学学报 (自然科学版)*, 2018, 44 (2) : 176—182, 209
Chen N, Zhang H, Yang H M, et al. Effects of soil pH on soil cadmium formations and its accumulation in rice (In Chinese) . *Journal of Hunan Agricultural University (Natural Sciences)*, 2018, 44 (2) : 176—182, 209
- [23] 易亚科, 周志波, 陈光辉. 土壤酸碱度对水稻生长及稻米镉含量的影响. *农业环境科学学报*, 2017, 36 (3) : 428—436
Yi Y K, Zhou Z B, Chen G H. Effects of soil pH on growth and grain cadmium content in rice (In Chinese) *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36 (3) : 428—436
- [24] Tang J C, Zhu W Y, Kookana R, et al. Characteristics of biochar and its application in remediation of contaminated soil. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2013, 116 (6) : 653—659
- [25] 曹仁林, 霍文瑞, 何宗兰, 等. 钙镁磷肥对土壤中镉形态转化与水稻吸镉的影响. *重庆环境科学*, 1993, 15 (6) : 6—9
Cao R L, Huo W R, He Z L, et al. Effect of calcium magnesium phosphate fertilizer on chemical forms and translocations of cadmium and cadmium up-taking by rice in soil (In Chinese) . *Chongqing Environmental Science*, 1993, 15 (6) : 6—9
- [26] Andersson A, Nilsson K O. Influence of lime and soil pH on Cd availability to plants. *Ambio*, 1974, 3 (5) : 198—200
- [27] Tyler L D, McBride M B. Influence of Ca, pH and humic acid on Cd uptake. *Plant and Soil*, 1982, 64

- (2): 259—262
- [28] 周建华, 王永锐. 硅营养缓解水稻幼苗Cd、Cr毒害的生理研究. 应用与环境生物学报, 1999, 5(1): 11—15
Zhou J H, Wang Y R. Physiological studies on poisoning effects of Cd and Cr on rice (*Oryza Sativa* L.) seedlings through inhibition of Si nutrition (In Chinese). Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 1999, 5(1): 11—15
- [29] 李花粉, 张福锁, 李春俭, 等. Fe对不同品种水稻吸收Cd的影响. 应用生态学报, 1998, 9(1): 110—112
Li H F, Zhang F S, Li C J, et al. Effect of Fe nutrition status on Cd uptake by different rice varieties (In Chinese). Chinese Journal of Applied Ecology, 1998, 9(1): 110—112
- [30] Nocito F, Lancilli C, Dendena B, et al. Cadmium retention in rice roots is influenced by cadmium availability, chelation and translocation. Plant Cell and Environment, 2011, 4(6): 994—1008
- [31] 季玉洁, 万亚男, 王琪, 等. 不同铁营养状况下根系特征及蒸腾对黄瓜幼苗吸收镉的影响. 环境科学学报, 2017, 37(5): 1939—1946
Ji Y J, Wan Y N, Wang Q, et al. Effects of root characteristics and transpiration on cadmium uptake by cucumber seedlings under varied iron levels (In Chinese). Acta Scientiae Circumstantiae, 2017, 37(5): 1939—1946
- [32] 郑涵, 安平, 段淑辉, 等. 基于籽粒Cd消减率与边际效率评价Cd污染稻田的修复效果. 农业工程学报, 2018, 34(1): 217—223
Zheng H, An P, Duan S H. et al Remediation effect of Cd polluted paddy soil evaluated by grain Cd reduction rate and marginal efficiency (In Chinese). Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018, 34(1): 217—223
- [33] 申龙. 鸡粪和四环素对土壤酶活性及微生物数量的影响. 沈阳: 沈阳农业大学, 2013: 8—37
Shen L. Effect of chicken manure and tetracycline on soil enzyme activity and the number of microbial quantity (In Chinese). Shenyang: Shenyang Agricultural University, 2013: 8—37
- [34] 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. 中国生态农业学报, 2010, 18(4): 847—851
Zhu Q H, Huang D Y, Liu G S, et al Effects and mechanisms of amendments on remediation of cadmium contaminated acid paddy soils (In Chinese) Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2010, 18(4): 847—851
- [35] 辜娇峰, 周航, 杨文弢, 等. 复合改良剂对镉砷化学形态及在水稻中累积转运的调控. 土壤学报, 2016, 53(6): 1576—1585
Gu J F, Zhou H, Yang W T. et al. Effect of combined soil amendment regulating chemical forms of cadmium and Arsenic in paddy soil and their bioaccumulation and translocation in rice (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2016, 53(6): 1576—1585

Effects of Passivator on Cd Absorption and Accumulation and Yield of Rice as Affected by Its Combination

WEI Xiaoliao¹ MOU Li² FU Tianling^{3,4} LI Xiangying^{3,4} HE Tengbing^{1,3,4†} HE Ji¹ TENG Lang¹

(1 College of Agriculture, Guizhou University, Guiyang 550025, China)

(2 College of Life Sciences, Guizhou University, Guiyang 550025, China)

(3 Institute of New Rural Development, Guizhou University, Guiyang 550025, China)

(4 Engineering Laboratory for Pollution Control and Resource Reuse Technology of Livestock and Poultry Breeding in Plateau Mountain, Guizhou Province, Guiyang 550025, China)

Abstract 【Objective】As a toxic heavy metal element, Cd (Cadmium) pollution of the soil is a global threat to human health. Compared to the other heavy metals, Cd is easily absorbed by roots and transported to tender shoots of plants and accumulated therein, thus contaminating the edible parts of a variety of crops. Rice (*Oryza sativa*) is liable to absorb Cd from soil and store it in grain. Therefore, Cd pollution in paddy soil is becoming an increasingly serious problem in China. In view of the current

situation of soil Cd pollution in China, i.e. low in pollution level and extensive, in pollution area, in-situ remediation technology has become one of the hot spots in the study on remediation of heavy metal contaminated farmland soil in China. Therefore, this study is oriented to explore effects of Cd pollution passivators, organic and inorganic, on Cd adsorption and accumulation and yield rice as affected by combination of the passivator. 【 Method 】 Paddy fields that yielded rice with Cd exceeding the standard for food safety in Guizhou Province were selected as research object, and soils were collected from the fields to cultivate rice in a pot experiment, which was designed to have 15 treatments, that is, Treatment 1 (L as quicklime); Treatment 2 (M as chicken manure); Treatment 3 (D1 as Silicon-sulfhydryl $\geq 45\%$ in effective ingredient); Treatment 4 (D2 as mixture of CaO $\geq 20\%$, SiO₂ 4%, K₂O:4%, MgO 5%, S 2%, free water 8% and organic carbon 8%), Treatment 5 (D3 as mixture of CaO 24%, SiO₂ 3%, free water 8% and organic carbon 8%); Treatment 6 (D4 as mixture of CaO 30%, SiO₂ 35%, MgO 5%, Fe(OH)₂ 3 %, free water 5% and organic carbon 8 %); Treatment 7 (L+M) ; Treatment 8 (L+D1); Treatment 9(L+D2); Treatment 10 (L+D3); Treatment 11 (L+D4); Treatment 12 (L+D1+M); Treatment 13 (L+D2+M); Treatment 14 (L+D3+M); and Treatment 15 (L+D4+M). At the end of the exchangeable Cd content in the paddy soil, Cd content in root, straw, husk, and brown rice and rice yield were measured and analyzed in attempt to screen out the most effective treatment to mitigate Cd hazard and increase rice yield. 【 Result 】 15 treatments increased soil pH by 0.25 ~ 1.04, soil CEC by 2.65% ~ 50.96% and soil organic matter by 0.22% ~ 17.20%. and reduced exchangeable Cd content by 5.21% ~ 20.56% in the soil. And they reduced Cd content in root, straw, husk and brown rice by 6.66% ~ 45.58%, 12.88% ~ 49.76%, 27.15% ~ 59.79%, and 12.85% ~ 68.62%, respectively, while increasing rice yield by 20.59% ~ 62.14%. Cd enrichment coefficient of rice root, straw, husk and brown rice varied in the range of 1.01 ~ 1.67, 0.16 ~ 0.28, 0.12 ~ 0.22 and 0.09 ~ 0.24, respectively. Obviously root was the highest in Cd enrichment capacity. It was found in this experiment that Cd bioconcentration factor (BCF) of root, straw, husk, brown rice varied in the range of 1.01 ~ 1.67, 0.16 ~ 0.28, 0.12 ~ 0.22 and 0.09 ~ 0.24, respectively, All the findings illustrate that root is the highest in Cd enrichment capacity, and the application of the 15 kinds of passivators reduces Cd accumulation in rice. Treatments 12, 13, 14 and 15 or the application of L+D1+M, L+D2+M, L+D3+M, L+D4+M are the most effective in reducing Cd content in various rice organs and increasing rice yield. What is more important is that, the above four treatments keep Cd content in brown rice below 0.2 mg·kg⁻¹, which meets the requirement set in the National Food Standards(GB 2762-2017). 【 Conclusion 】 In a word, the passivators of L+D1+M, L+D2+M, L+D3+M and L+D4+M can reduce Cd absorption and accumulation in different parts of rice, and increase rice yield. The findings may provide a certain scientific basis for the improvement and utilization of Cd-polluted paddy soil and ensure safe production of rice in mountainous areas of Guizhou Province.

Key words Passivator; Heavy metal; Cadmium; Bioconcentration factor; Rice yield

(责任编辑: 卢 萍)