



文章栏目：相关研究

DOI 10.12030/j.cjee.202009010

中图分类号 X53

文献标识码 A

戴雅婷, 杨阳, 傅开道, 等. 石灰对稻米吸收 Cd 的影响及施用风险的区域调查与田间实验[J]. 环境工程学报, 2021, 15(4): 1473-1480.

DAI Yating, YANG Yang, FU Kaidao, et al. Effects and application risk of liming on cadmium uptake by rice[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(4): 1473-1480.

## 石灰对稻米吸收 Cd 的影响及施用风险的区域调查与田间实验

戴雅婷<sup>1,2</sup>, 杨阳<sup>2,\*</sup>, 傅开道<sup>1</sup>, 李艳玲<sup>2</sup>, 王美娥<sup>2</sup>, 陈卫平<sup>2</sup>

1. 云南大学国际河流与生态安全研究院, 昆明 650091

2. 中国科学院生态环境研究中心, 城市与区域生态国家重点实验室, 北京 100085

第一作者: 戴雅婷(1994—), 女, 硕士研究生。研究方向: 生态风险评价。E-mail: [yatingdai05@163.com](mailto:yatingdai05@163.com)

\*通信作者: 杨阳(1990—), 男, 博士, 助理研究员。研究方向: 土壤污染与生态风险评价。E-mail: [yyang@rcees.ac.cn](mailto:yyang@rcees.ac.cn)

**摘要** 通过区域调查与田间实验相结合的方法探讨施用石灰对土壤-水稻系统镉(Cd)污染的控制效果和潜在风险。区域调查结果显示, 研究区稻米 Cd 超标率高达 72.6%; 石灰处理可降低 21.1% 的土壤 Cd 活性和 9.7% 的稻米 Cd 超标率, 并小幅提升土壤 pH, 但存在不确定性。田间实验结果显示, 经石灰处理后, 稻米 Cd 含量从 0.26 mg·kg<sup>-1</sup> 降为 0.11 mg·kg<sup>-1</sup>, 以高积累品种(VU8)Cd 含量下降(降低 0.19 mg·kg<sup>-1</sup>)最为明显。当石灰施用量从 1.20 t·hm<sup>-2</sup> 提升到 2.25 t·hm<sup>-2</sup> 时, 稻米 Cd 含量不降反升。高 Cd 累积品种对于石灰使用量变化较为敏感。除土壤 pH 外, 土壤锰(Mn)是稻米 Cd 累积的主要影响因子之一, 而石灰施用造成了 14.9% 的土壤 Mn 流失, 这可能是导致石灰效果不稳定的原因之一。调整石灰用量和配施 Mn 肥是解决稻米 Cd 污染的有效途径。

**关键词** 石灰施用; 土壤 Mn 浓度; 土壤 pH; 生态风险; 稻米 Cd 吸收因子

水稻是全球也是我国主要粮食作物之一<sup>[1-2]</sup>, 我国有超过 65% 的人口以稻米为主食<sup>[3]</sup>。近年来, 我国农作物重金属污染日益严重, 以大米镉(Cd)超标问题最为突出<sup>[4-6]</sup>。广泛存在的 Cd 超标大米现象对我国稻米生产造成了巨大负面影响<sup>[7]</sup>。有报道指出, 稻米 Cd 已经成为我国以稻米为主食人群的主要 Cd 暴露源<sup>[5, 8-9]</sup>。控制和降低稻米 Cd 累积是保障稻米质量安全的关键, 也是当前我国粮食重金属污染研究的主要方向<sup>[10]</sup>。

在稻米 Cd 污染防控措施中, 石灰作为有效且经济的重金属污染土壤修复材料已被广泛应用, 但其大田应用效果存在较强的不确定性<sup>[11-13]</sup>。WANG 等<sup>[14]</sup>通过小区实验发现, 施用石灰后, 稻米 Cd 含量下降、不变和上升的比例分别为 50.0%、18.8% 和 31.2%。YANG 等<sup>[15]</sup>通过大田示范发现, 稻米 Cd 含量随着石灰添加量的升高, 出现先降低再升高的现象。当前, 对于石灰田间施用降低稻米 Cd 含量的具体效果和潜在风险仍不明确; 而且, 将大田施用和田间实验相结合的研究较少。

攸县为我国湖南省稻米主产区, 近年来的“镉大米”事件引发了社会的广泛关注, 为当地经济

收稿日期: 2020-09-02; 录用日期: 2020-12-18

基金项目: 国家自然科学基金项目(41907353); 中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室项目(SKLURE2020-2-5)

发展和农产品安全带来挑战<sup>[16]</sup>。石灰是降低土壤 Cd 活性和抑制农作物 Cd 累积的有效途径,但其大田应用效果具有一定不确定性<sup>[15]</sup>,针对其长期施用的可持续性亟待研究。本研究以攸县为研究区,结合区域调查和田间实验,探究石灰施用对于土壤-水稻系统 Cd 污染的控制效果及施用风险,以期当前镉米控制措施的安全应用和调整提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验区域和供试材料

田间实验在攸县大同桥镇进行,实验点为攸县稻米主要生产乡镇。供试土壤类型为典型的潴育型水稻土,土壤质地为粘土,成土母质为以红色泥页岩土为主,土壤基本理化性质见表1。田间实验所用石灰为  $\text{CaCO}_3$ ,与当地大田施用石灰来源一致。供试水稻为低积累品种“JU59”和高积累品种“VU8”<sup>[5,12]</sup>。

表1 供试土壤基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of the tested soil

pH	Cd/(mg·kg <sup>-1</sup> )	有机质/(g·kg <sup>-1</sup> )	阳离子交换量/(mol·kg <sup>-1</sup> )	黏粒/%	电导率/( $\mu\text{S}\cdot\text{dm}^{-1}$ )	氧化还原电位/mV
5.65	0.33	47.1	6.2	63.2	665.7	84.9

### 1.2 实验设计

田间实验分为3个处理,分别为对照、石灰播撒  $1.20\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$  和石灰播撒  $2.25\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。每个处理设置4个重复,2个品种共布设24个小区,每个小区面积为  $30\text{ m}^2$ ;小区采用二因素随机区组实验设计,播种前15 d将石灰混匀处理播撒,按照当地种植习惯进行管理。在水稻成熟期,针对当地农业部门施用石灰处理 ( $1.20\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ) 的62个田块和未处理的62个对照田块进行全县尺度的采样调查<sup>[15]</sup>。

### 1.3 采样与分析

水稻成熟期在每个调查地块或小区内随机选取5穴整株水稻样品。水稻样品经自来水冲洗后按照根系、秸秆、稻壳和米粒分离。再用去离子水清洗后于  $105\text{ }^\circ\text{C}$  下杀青30 min,  $60\text{ }^\circ\text{C}$  烘至恒重,应用  $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$  法<sup>[5]</sup> 消解稻米样品。

在每个水稻采样点采集土壤样品1份(5点混合采样法,采样深度0~10 cm)。所有样品密封后带回实验室于阴凉处室温风干。土壤样品经研磨后过100目尼龙筛,密封保存用于测定土壤 pH,有机质含量等基本物理性质,分析方法参见文献<sup>[17]</sup>。应用四酸法 ( $\text{HCl-HNO}_3\text{-HF-HClO}_4$ ) 法<sup>[5]</sup> 消解土壤样品。土壤有效态 Cd 通过  $0.01\text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}\text{ CaCl}_2$  溶液(1:2.5,质量与体积比)提取<sup>[15]</sup>。样品 Mn、Al、Fe、Zn、K 和 Na 等微量元素含量应用电感耦合等离子体光谱仪(ICP-OES, PerkinElmer Optima 8300, USA)测定,样品 Cd 含量应用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, Agilent 7500a, USA)测定<sup>[18]</sup>。测定过程中采用国家标准物质 GSS-5 和 GSB-5 进行对土壤和稻米的质量控制,测得各元素标准回收率在 83.7%~116.8%。

### 1.4 数据分析

应用 LSD 进行显著性差异检验,应用 reml 混合线性模型对不平衡数据进行检验<sup>[19]</sup>。区组实验设计、数据统计和方差分析应用 Genstat 18.0 进行。典型相关分析(CCA)应用 Canoco 4.5 进行。

## 2 结果与讨论

### 2.1 石灰对土壤 pH 和 Cd 植物有效性的影响

相关报道指出,在土壤酸化严重区域生产的稻米富 Cd 现象比较严重<sup>[5,9]</sup>。在本研究区域的调查中发现,当土壤 pH 低于 5.5 时,稻米 Cd 超标率高达 80.0%;而当土壤 pH 在 6.0 以上时,稻米

Cd 超标率降至 46.5%。经石灰处理后, 土壤 pH 平均值为 5.61, 较对照组有显著提升(图 1(a))。田间实验结果表明, 经石灰施用后, 土壤 pH 有一定提高; 当施用石灰量达到  $1.20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$  时, 土壤 pH 较对照组上升了 0.3 个单位, 但无显著性差异; 而当施用石灰量达到  $2.25 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$  时, 土壤 pH 的平均水平为 6.56, 显著高于对照组(图 1(a))。由此可知, 石灰量的增加有助于改良土壤酸化趋势。

区域调查结果显示, 攸县土壤 Cd 平均含量为  $0.33 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 高达湖南省土壤背景值的 2.6 倍, 相应超标率高达 98.4%(122/124), 为国家土壤环境质量标准<sup>[20]</sup>( $0.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,  $\text{pH} \leq 5.5$ ) 的 1.1 倍, 相应超标率为 58.1%(72/124)。考虑到实验所用肥料中 Cd 含量均未检出, 而该地周围没有大型工厂和采矿基地<sup>[16]</sup>, 可推测该地区存在一定的外来 Cd 源, 灌溉水和大气沉降可能为主要的 Cd 输入途径。研究区土壤 Cd 活性较高, 土壤 Cd 有效态含量占到总 Cd 含量的 57.6%。经石灰处理后, 土壤 Cd 有效态含量 ( $0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 较对照组 ( $0.19 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 有一定下降(图 1(b)), 降低了 21.1%, 但无显著性差异。田间实验石灰处理组的土壤 Cd 有效态含量为  $0.17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图 1(b)), 与对照组土壤 Cd 有效态含量 ( $0.18 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 相比无明显差别。由此可知, 石灰可在一定程度上降低土壤 Cd 有效态含量, 但存在一定不确定性。

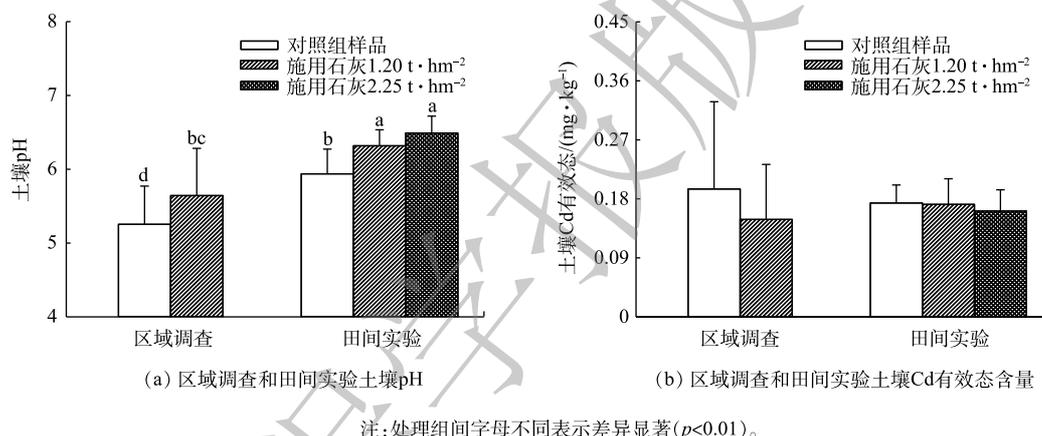


图 1 区域调查和田间实验不同处理下土壤 pH 和土壤 Cd 有效态含量变化

Fig. 1 Variation of soil pH and soil available Cd concentration under different treatment in the regional investigation and the field experiment

## 2.2 石灰对水稻生长和稻米 Cd 富集的影响

本研究区域调查(图 2(a))结果显示, 攸县稻米 Cd 富集显著, 平均含量为  $0.47 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 约为国家大米安全标准<sup>[21]</sup>(GB 2762-2005,  $0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 值的 2.4 倍, 超标率高达 72.6%(90/124)。经石灰处理后, 稻米 Cd 超标率为 67.7%(42/62), 与对照组 (77.4%, 48/62) 相比, 石灰处理能降低 9.7% 的稻米 Cd 超标率。在稻米 Cd 含量较高的 3 个乡镇 WL、XS 和 TS 均出现了石灰处理后稻米 Cd 含量高于对照组的样点, 可见石灰的大田应用效果差异较大。

田间实验结果表明, 稻米 Cd 平均含量为  $0.14 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 超标率为 30%, 显著低于区域调查结果(图 2(a))。在田间实验中, 石灰处理下稻米 Cd 含量 ( $0.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 较对照组 ( $0.26 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) 降低近 60%, 可见石灰对稻米富集 Cd 有一定控制效果。当石灰施用量增加到  $2.25 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$  时, 稻米 Cd 含量反而高于施用  $1.20 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$  石灰时的处理效果(图 2(b)), 可见增加石灰量并不能持续减少 Cd 含量, 这与 RIZWAN 等<sup>[22]</sup>的报道较为类似。

不同品种稻米 Cd 富集水平不一。由图 2(b) 可见, 高积累品种 (VU8) 稻米 Cd 含量高于低积累品种 (JU59)。石灰施用对 2 个品种的 Cd 累积趋势有一定的控制作用。VU8 在石灰处理后, Cd 含量降为  $0.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 显著低于对照组; JU59 的 Cd 含量在石灰处理后, 降为  $0.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , 但效果并

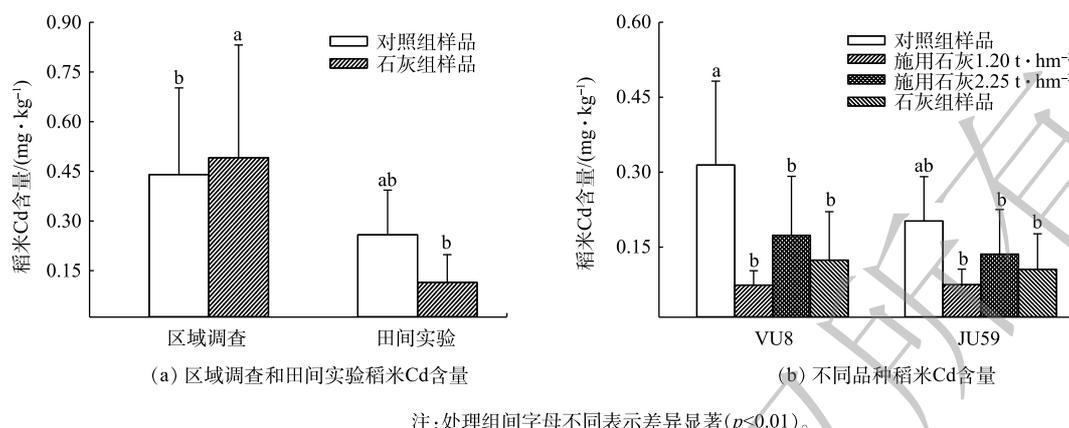


图2 区域调查和田间实验不同处理下稻米Cd含量

Fig. 2 Concentration of Cd in rice under different treatment in the regional investigation and the field experiment

不显著。石灰施用量从  $1.20 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$  提高到  $2.25 \text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$  时, VU8 和 JU59 的 Cd 含量均有一定上升, 其中 VU8 的变化程度最大。可见, 石灰降 Cd 效果对于不同水稻品种也不稳定, 高积累品种对于石灰施用量变化较为敏感。

### 2.3 石灰对 PUF 及主要微量元素影响

本研究的区域调查结果表明, 研究区稻米 Cd 富集因子 (PUF) 平均值为 1.86, PUF 大于 1.0 和 2.0 的比例分别为 62.9%(78/124) 和 41.9%(52/124), 可见攸县土壤-稻米系统 Cd 富集显著现象广泛存在且较为严重 (图 3(a))。经石灰处理后, PUF 略有下降 (降幅 6.3%), 但无显著性差异。田间实验中, PUF 平均值为 0.47, 显著低于区域调查结果。与对照相比, 施用石灰后不同品种的 PUF 均出现显著下降的现象, 而不同水稻品种的 PUF 在同一石灰施用量下差异较大 (图 3(b))。可见, 石灰施用可在一定程度上减少 Cd 在土壤-水稻系统中的富集, 但存在一定不确定性。

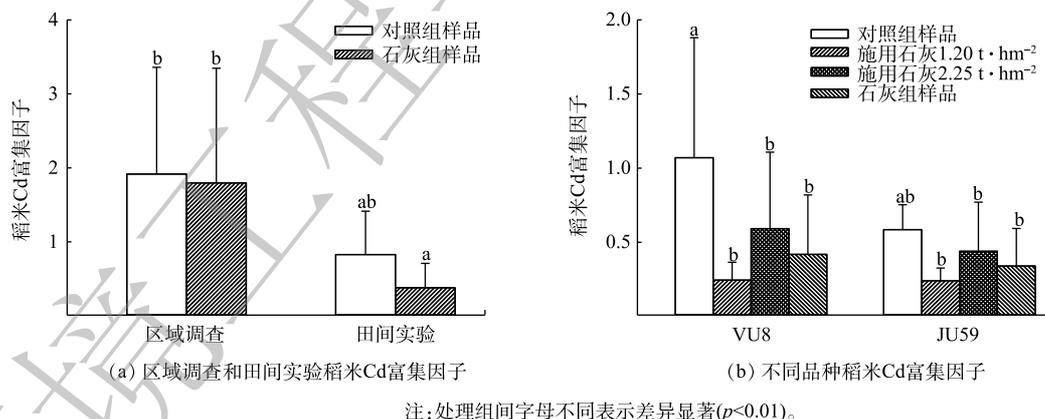


图3 区域调查和田间试验不同处理下稻米Cd富集因子

Fig. 3 Rice Cd uptake factor under different treatment in the regional investigation and the field experiment

URAGUCHI 等<sup>[11]</sup> 和 SEBASTIAN 等<sup>[23]</sup> 的研究指出, 土壤微量元素会影响植物体膜转运蛋白的表达, 进而影响水稻对 Cd 的吸收和转运。本研究的区域调查结果显示, 在石灰处理条件下, 土壤 Zn、Fe、Ca 含量较对照组均有一定程度增加, 而土壤 K、Na、Mn 和 Al 均有下降 (图 4(a)), 可见石灰施用对土壤养分库元素平衡造成了一定影响。田间实验结果显示, 与对照组相比, 土壤 Ca 含量显著增加, 土壤 Fe、Mn、Al 含量下降显著 (图 4(b))。相关分析结果表明, 田间实验中土壤 Mn 与稻米 Cd 含量显著相关 ( $r^2=0.25$ ,  $p<0.01$ ); 而石灰处理下, 土壤 Mn 含量较对照下降 8.3%, 当石灰施

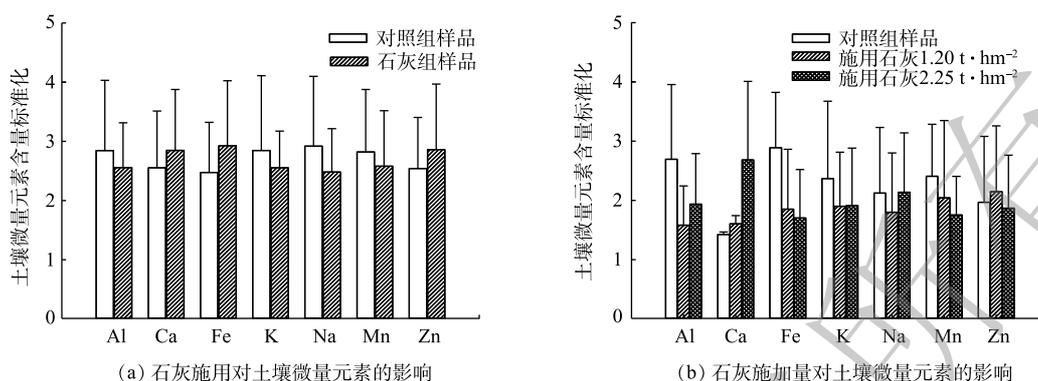


图4 不同处理下土壤微量元素含量

Fig. 4 Concentration of trace elements in soil under different treatment

用量增加时, 土壤 Mn 含量较对照下降 11.9%(图 4(b))。YANG 等<sup>[15]</sup>也发现, 石灰施用会促进水稻土 Mn 的流失。这可能是增加石灰施用量反而造成稻米 Cd 含量上升的主要原因。PITTMAN<sup>[24]</sup>和 YANG 等<sup>[25]</sup>的报道指出, 土壤 Mn 能够在水稻抽穗期抑制 Cd 从水稻根部到稻米的转运, 本研究区土壤 Mn 平均水平为 215 mg·kg<sup>-1</sup>, 仅为湖南省土壤 Mn 背景值 (459 mg·kg<sup>-1</sup>)<sup>[26]</sup>的 46.8%。土壤 Mn 活性与田间氧化还原状态密切相关, 区域土壤酸化及水稻田排水是造成稻田土壤 Mn 流失的主要原因<sup>[7]</sup>, 石灰的施用会进一步加速了土壤 Mn 的流失, 进而降低了 Mn 对 Cd 在土壤-稻米系统中转移的抑制作用。这可能是石灰施用下, 大田效果不明显的主要原因之一。

#### 2.4 石灰对土壤-稻米系统 Cd 富集的影响

对区域调查和田间实验观测数据进行了典型相关排序分析 (CCA)<sup>[2]</sup>, Monte Carlo 检验表明, CCA 排序轴典范系数对回归关系的解释达到显著性水平 ( $p < 0.05$ )<sup>[6]</sup>。前 3 个排序轴可解释 Cd 在土壤-稻米系统富集变异程度的 96.1%。其中, 第 1 排序轴解释量占到 43.5%, 土壤 Zn ( $r^2 = 0.56$ ,  $p < 0.001$ )、土壤 pH ( $r^2 = 0.42$ ,  $p < 0.001$ ) 和土壤 Mn ( $r^2 = 0.37$ ,  $p < 0.001$ ) 为第 1 排序轴的 3 个主要因子。根据 CCA 排序关系, 各环境因子可分为 3 组 (图 5(a)), 各微量元素主要分布在第 1 象限, 土壤有机质 (Som) 分布在第 3 象限, 土壤 Zn 和土壤 pH 分布在第 4 象限。环境因子矢量长度 (图 5(a)) 显示土壤 Mn、土壤 pH 和土壤 Zn 是影响 Cd 在土壤-水稻系统富集变异程度的 3 个主要因子。

根据土壤 Cd、稻米 Cd 和稻米 Cd 吸收因子 (PUF) 之间的位置关系可见, PUF 与稻米 Cd 的关系更为密切 (图 5(a))。而由解释变量在各环境变量上的投影关系可知, 土壤 pH ( $r^2 = 0.46$ ,  $p < 0.001$ ) 和土壤 Zn ( $r^2 = 0.71$ ,  $p < 0.001$ ) 与土壤 Cd 呈显著正相关, 是影响土壤 Cd 的 2 个主要因子; 稻米 Cd 含量受微量元素影响较大, 其中土壤 Mn ( $r^2 = -0.47$ ,  $p < 0.001$ ) 与稻米 Cd 呈显著负相关, 是微量元素中影响稻米 Cd 累积的主要因子。

由观测样方与解释变量的 CCA 排序图 (图 5(b)) 可见, 田间实验观测结果变异程度显著小于区域调查。随着石灰施用量的增加, 田间实验观测值由第 2 象限向第 3 象限逐步过度, Cd 在土壤-稻米系统富集程度与土壤微量元素关系更为密切。区域调查中发现, 经石灰处理后, 土壤-稻米系统 Cd 含量变异程度高于对照组, 且该变异程度与土壤 pH 和微量元素呈显著相关。

综合以上结果可知, 石灰对于降低稻米 Cd 含量和改善土壤酸化程度具有一定作用, 但并不稳定。而石灰的过量施用会造成土壤矿质元素流失, 特别是对抑制稻米富 Cd 有一定效果的土壤 Mn 的缺失, 具有一定的施用风险。YANG 等<sup>[15]</sup>指出, 石灰的过量施用会造成水稻减产。另一方面, 由于石灰的强碱性, 过量施用也会造成土壤板结, 肥效降低, 出现烧苗现象, 从而影响水稻产量<sup>[27]</sup>。因此, 因地制宜地调整石灰施用量, 增施 Mn 肥是解决当地水稻 Cd 污染的科学途径。本研究中, 区域观测与田间实验差异较大, 但反映趋势相同, 两者的结合研究有助于更全面的了解

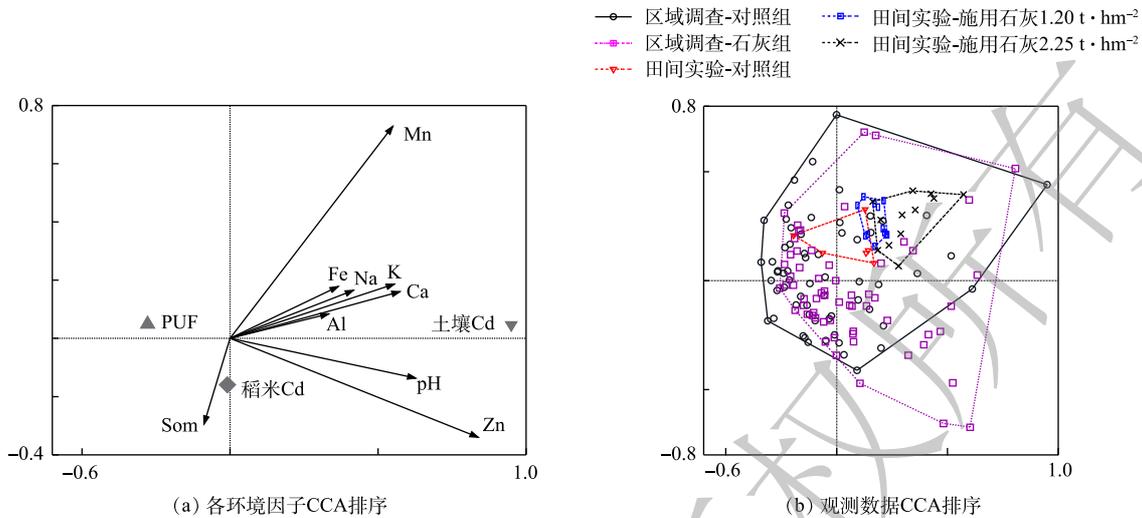


图5 土壤-稻米系统Cd含量与各环境因子相关关系

Fig. 5 Relationship between Cd concentration in the soil-rice system and environmental factors

Cd在土壤-稻米系统的富集特征及石灰施用的具体效果和潜在风险，对其他土壤改良剂的效果评估也有一定的借鉴。

### 3 结论

1) 攸县土壤-水稻系统Cd富集显著，石灰在大田施用中对于抑制稻米Cd吸收和改良土壤酸化现状具有一定效果，但存在不确定性。

2) 石灰施用后，会造成土壤微量元素变化，特别是土壤Mn的流失是造成石灰控制Cd米效果不稳定的主要原因之一。

3) 低用量石灰施用在田间实验中可有效降低稻米Cd含量，但施用量的增加会带来土壤Mn的进一步流失，进而造成稻米Cd含量不降反升。

### 参考文献

- [1] KOPITKE P M, MENZIES N W, WANG P, et al. Soil and the intensification of agriculture for global food security[J]. *Environment International*, 2019, 132: 105078.
- [2] DENG X, CHEN Y, YANG Y, et al. Cadmium accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) alleviated by basal alkaline fertilizers followed by topdressing of manganese fertilizer[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 262: 114289.
- [3] YE X, MA Y, SUN B. Influence of soil type and genotype on Cd bioavailability and uptake by rice and implications for food safety[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(9): 1647-1654.
- [4] 李明, 陈宏坪, 王子莹, 等. 石灰钝化法原位修复酸性镉污染菜地土壤[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(10): 2864-2873.
- [5] WANG M E, CHEN W P, PENG C. Risk assessment of Cd polluted paddy soils in the industrial and township areas in Hunan, Southern China[J]. *Chemosphere*, 2016, 144: 346-351.
- [6] 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(8): 2500-2508.

- [7] 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.
- [8] ZHAO D, LIU R Y, XIANG P, et al. Applying cadmium relative bioavailability to assess dietary intake from rice to predict cadmium urinary excretion in nonsmokers[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(12): 6756-6764.
- [9] RÖMKENS P F A M, GOU H Y, CHU C L, et al. Prediction of cadmium uptake by brown rice and derivation of soil-plant transfer models to improve soil protection guidelines[J]. *Environmental Pollution*, 2009, 157(8/9): 2435-2444.
- [10] LU Y, SONG S, WANG R, et al. Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China[J]. *Environment International*, 2015, 77: 5-15.
- [11] URAGUCHI S, FUJIWARA T. Cadmium transport and tolerance in rice: Perspectives for reducing grain cadmium accumulation[J]. *Rice*, 2012, 5(1): 1-8.
- [12] CHEN H, WANG P, GU Y, et al. The within-field spatial variation in rice grain Cd concentration is determined by soil redox status and pH during grain filling[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 261: 114151.
- [13] 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[J]. *环境工程学报*, 2017, 11(2): 1242-1250.
- [14] WANG M E, YANG Y, CHEN W P. Manganese, zinc, and pH affect cadmium accumulation in rice grain under field conditions in Southern China[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2018, 47(2): 306-311.
- [15] YANG Y, WANG M E, CHANG A C, et al. Inconsistent effects of limestone on rice cadmium uptake: Results from multi-scale field trials and large-scale investigation[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 709: 1-7.
- [16] 张敏, 王美娥, 陈卫平, 等. 湖南攸县典型煤矿和工厂区水稻田土壤镉污染特征及污染途径分析[J]. *环境科学*, 2015, 36(4): 1425-1430.
- [17] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [18] 李艳玲, 陈卫平, 杨阳, 等. 济源市平原区农田重金属污染特征及综合风险评估[J]. *环境科学学报*, 2020, 40(6): 2229-2236.
- [19] PRETORIUS B, SCHÖNFELDT H C, HALL N. Total and haem iron content lean meat cuts and the contribution to the diet[J]. *Food Chemistry*, 2016, 193: 97-101.
- [20] 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行): GB 15618-2018[S]. 2018.
- [21] 国家卫生部, 国家标准化管理委员会. 食品中污染物限量: GB 2762-2005[S]. 北京: 中国标准出版社, 2005.
- [22] RIZWAN M, ALI S, ADREES M, et al. Cadmium stress in rice: toxic effects, tolerance mechanisms, and management: A critical review[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2016, 23(18): 1-21.
- [23] SEBASTIAN A, PRASAD M N V. Cadmium minimization in rice: A review[J]. *Agronomy for Sustainable Development*, 2014, 34(1): 155-173.
- [24] PITTMAN J K. Managing the manganese: Molecular mechanisms of manganese transport and homeostasis[J]. *New Phytologist*, 2005, 167(3): 733-742.
- [25] YANG M, ZHANG Y, ZHANG L, et al. OsNRAMP5 contributes to manganese translocation and distribution in rice shoots[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2014, 65(17): 4849-4861.
- [26] 国家环境保护局, 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.

[27] 龚子同, 韦启璠, 龚高实. 石灰化水稻土的形成[J]. 土壤学报, 1988(1): 1-12.

(责任编辑: 金曙光)

## Effects and application risk of liming on cadmium uptake by rice

DAI Yating<sup>1,2</sup>, YANG Yang<sup>2\*</sup>, FU Kaidao<sup>1</sup>, LI Yanling<sup>2</sup>, WANG Meie<sup>2</sup>, CHEN Weiping<sup>2</sup>

1. Institute of International Rivers and Eco-Security, Yunnan University, Kunming 650091, China

2. State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

\*Corresponding author, E-mail: yyang@rcees.ac.cn

**Abstract** The control effect and potential risk of lime application on soil-rice system cadmium (Cd) pollution were investigated based a method combining the regional investigation and the field experiment. Regional investigation showed that the over-limit ratio of Cd concentration in rice in the study area was as high as 72.6%, the use of lime could reduce the soil Cd activity by 21.1% and the rice Cd exceeding rate by 9.7%, and increase the soil pH slightly, but there was uncertainty. Field experiment showed that the concentration of Cd in rice with lime treatment decreased from 0.26 mg·kg<sup>-1</sup> to 0.11 mg·kg<sup>-1</sup>, and the high accumulation variety (VU8) showed more sensitivity (decrease by 0.19 mg·kg<sup>-1</sup>). When the lime application rate increased from 1.20 t·hm<sup>-2</sup> to 2.25 t·hm<sup>-2</sup>, the Cd content of rice did not decrease but increase. Varieties with high Cd accumulation are more sensitive to changes in lime usage. In addition to soil pH, soil Mn is the major influencing factor of Cd accumulation in rice, and the lime use lead a loss of soil Mn by 14.9%, which may be one of the reasons for the unstable effect of lime use. The effective way to solve the Cd pollution of rice is to adjust the amount of lime dosage and apply Mn fertilizer.

**Keywords** lime application; soil Mn concentration; soil pH; ecological risk; rice Cd uptake factor