doi：10.11838/sfsc.1673-6257.19206

连施石灰对 Cd 污染土壤 Cd 形态及稻麦吸收 Cd 的影响

黄柏豪[1]，吴秦慧姿[1]，肖　亨[1]，孟晓霞[2]，伍　钧[1*]

（1. 四川农业大学环境学院，四川　成都　611130；
2. 四川省生态环境科学研究院，四川　成都　610041）

摘　要：为探索成都平原轻度 Cd 污染耕地有效治理措施，以稻麦轮作耕地为研究对象，采用田间试验，施加不同梯度石灰作为钝化剂，研究连续 3 年施加石灰后，对土壤 Cd 形态以及水稻、小麦籽粒吸收 Cd 的影响。结果表明，当每季石灰施用量为 2 250 kg/hm^2 时，稻麦产量较高，籽粒重金属 Cd 含量达到《食品安全国家标准 - 食品中污染物限量》（GB 2762-2012）规定的限值。当石灰施用量为 1 500 ~ 3 000 kg/hm^2 时，能有效提高土壤 pH 值，改善土壤酸性。随石灰用量的增加土壤 Cd 有效性降低，且水稻、小麦籽粒 Cd 含量也随之降低。与对照相比，每季石灰施用量为 2 250 和 3 000 kg/hm^2 的处理，水稻籽粒 Cd 含量分别降低到 0.12 和 0.08 mg/kg；小麦籽粒 Cd 含量分别降低到 0.097 和 0.075 mg/kg。施用石灰可促进土壤中可交换态 Cd 向可还原态和残渣态 Cd 转换，土壤可交换态 Cd 从对照的 44.1% 降至 3 000 kg/hm^2 石灰处理的 29.0%；而残渣态从对照处理的 18.8% 升高到 34.3%。

关键词：土壤；镉；石灰；水稻；小麦

成都平原是我国的粮食主产区之一[1]，该区域气候温和，土壤肥沃，是我国南方典型的水旱轮作耕作区。根据《四川省土壤污染状况调查公报》显示，四川省土壤环境状况总体不容乐观，部分地区土壤污染较重。耕地土壤点位超标率为 34.3%，其中轻微、轻度、中度和重度污染点位比例分别为 27.8%、3.95%、1.37% 和 1.20%[2]。Cd 是四川省土壤污染的主要特征污染物。

土壤重金属污染修复技术方法主要有物理法、化学法和生物法。其中改良钝化修复是一种利用改良剂与土壤重金属进行络合、吸附和沉淀等反应将重金属固定在土壤中，从而减少重金属生物有效性的原位化学修复方法[3]。目前，原位化学修复研究大多关注于石灰和不同改良剂的组合上，通过室内盆栽的方式筛选高效改良剂，而针对大面积中、轻度 Cd 污染耕地修复的研究不多[4]。盆栽试验投入实际应用仍存在一定的问题：一方面，受田间复杂多变的自然环境条件影响，土壤理化性质具有一定的空间异质性，作物生长环境条件不均一[5]，盆栽试验结果往往与大田试验结果有差异，难以预测风险和实际改良效果。另一方面，由于改良剂对土壤重金属污染修复是一个缓慢的化学过程，其修复效果在短时间内难以见效，目前的研究热点在于改良剂的短期修复效果上，而研究改良剂的投入对抑制土壤重金属 Cd 的长效性，以及石灰对土壤理化性质的长期影响较少。本试验基于成都平原某轻度 Cd 污染农田，通过对比未施石灰与连续 3 年施用石灰后的农田，探究土壤 pH 值、土壤 Cd 形态、水稻和小麦产量及籽粒吸收 Cd 的变化。旨在为成都平原轻度 Cd 污染农田土壤的安全生产提供理论依据和田间应用案例，并为其他地区 Cd 污染农田的安全生产提供实践参考。

1　材料与方法

1.1　供试材料

1.1.1　供试作物品种

供试水稻品种：泸香 104。

供试小麦品种：川麦 104。

供试石灰：某农资市场销售的石灰，氧化钙含量 >95%。

1.1.2　供试土壤

供试土壤为冲积性水稻土，原始土壤 pH 值

收稿日期：2019-05-12；**录用日期**：2019-07-07
基金项目：四川省科技支撑计划项目（2016NZ0039）。
作者简介：黄柏豪（1994-），男，四川德阳人，硕士研究生，主要从事土壤污染化学与生态修复研究。E-mail：397059058@qq.com。
通讯作者：伍钧，E-mail：wuj1962@163.com。

5.30，有机质 33.4 g/kg，全氮 0.840 g/kg，碱解氮 253 mg/kg，有效磷 26.3 mg/kg，速效钾 76.4 mg/kg，CEC 13.9 cmol/kg，总镉 0.760 mg/kg。

1.2　试验设计

试验于 2014 ~ 2017 年进行，设置 5 个处理，石灰用量为 0、750、1 500、2 250、3 000 kg/hm^2，分别标记为 A、B、C、D、E，A 为对照，每处理 3 次重复，随机区组排列，共计 15 个小区。每个处理小区面积为 20 m^2，长 6 m，宽 3.3 m，各重复间间隔距离为 60 cm，各处理间间隔距离 30 cm，每个处理小区之间田埂用黑色塑料薄膜隔离，以免相互渗透。石灰采用抛洒方式施用，在水稻、小麦种植前翻地期间施加，3 年 6 季一共施加 6 次石灰。施肥按当地常规施肥水平，每公顷施氮 180 kg、五氧化二磷 135 kg、氧化钾 90 kg。各处理间除处理内容不同外，其余农事操作均一致。各小区采取同一水源独立灌排水。

1.3　样品采集

1.3.1　土壤样品采集

采集第 6 季小麦收获后的土壤，按梅花形随机多点分别采集各小区 0 ~ 20 cm 耕层土样，每小区采集 10 个样点，每点 1 kg 左右，然后混匀利用四分法至 2 kg 左右。土壤经自然风干后混匀、研磨，分别过 1 和 0.15 mm 尼龙筛备用。

1.3.2　植物样品采集

第 5 季水稻和第 6 季小麦成熟后，按随机、多点、等量原则，采集植株 10 穴，采集籽粒样品，风干。水稻籽粒用微型脱粒机分离出籽粒，并用粉碎机粉碎，小麦籽粒经人工拨出后用粉碎机粉碎。籽粒粉末过 0.149 mm 筛备用。稻麦产量采用各小区全收、风干后称量测得。

1.4　样品测定

1.4.1　土壤样品测定

土壤基本理化特性的分析测定，参照鲍士旦等[6]著《土壤农化分析》，其中土壤 pH—电位法，有机质 – 重铬酸钾外加热—容量法，全氮—凯氏定氮法，碱解氮—碱解扩散法，有效磷—Olsen 法，速效钾 –1 mol/L 醋酸铵浸提—火焰光度法，CEC—1 mol/L 中性醋酸铵淋洗法；土壤镉总量参照 DZ/T 0279.5–2016[7]测定，土壤镉形态测定采用 BCR 分级连续提取法，分为可交换态、可还原态、可氧化态、残渣态[8]。

1.4.2　植物样品测定

籽粒采用湿法消解[9]，用 0.45 μm 滤膜过滤后，通过电感耦合等离子体质谱仪（ICP–MS，美国，型号 7700x）测定待测液中 Cd 含量。

1.5　数据分析

采用 Excel 2007 对数据进行处理，SPSS 13.0 软件进行统计和数据方差分析，并用 Origin 9.0 进行图表制作。

2　结果与分析

2.1　不同石灰用量对土壤 pH 值的影响

不同石灰用量对土壤 pH 值的影响如图 1 所示。由图 1 可知，土壤 pH 值随石灰用量的增加而显著升高，不同石灰用量处理的小区，土壤 pH 值均高于对照处理 A，且不同处理小区土壤 pH 值变化明显。5 个试验小区土壤 pH 值平均依次为 5.1、6.2、7.2、8.1、8.4，石灰处理土壤 pH 值依次比对照提高 1.1、2.1、3.0、3.3 个单位，各石灰处理小区土壤 pH 值与对照相比均达显著差异（P<0.05）。石灰处理小区 B 到 E，土壤 pH 值同比前一处理，增幅依次为 21.6%、16.1%、12.5%、3.70%，土壤 pH 值增幅随石灰施用量的增加而降低。其中 B 处理相比 A 处理，pH 值增幅为 20.8%；而 E 处理相比 D 处理，pH 值增幅最低，仅为 3.70%。表明大田土壤 pH 值随石灰施用量的增加而升高，pH 值升高幅度与石灰施用量之间存在非线性相关性。

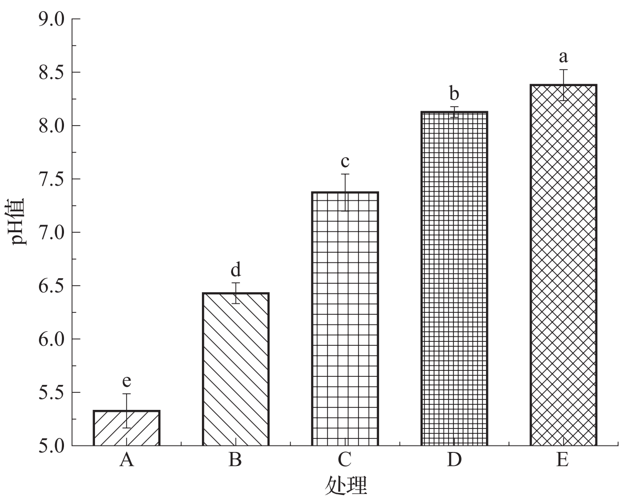

图 1　不同用量石灰对土壤 pH 值的影响

注：小写字母不同表示不同石灰处理间在 P<0.05 水平差异显著。下同。

2.2　不同石灰用量对土壤 Cd 形态的影响

施用石灰对土壤 Cd 形态的影响如图 2 所示。由图 2 可知，在 Cd 污染对照土壤中，Cd 形态主要以可交换态和可还原态为主，可交换态占土壤

Cd 总量的 44.08%，其次为可还原态，占 Cd 总量的 30.92%，两者之和超过土壤总 Cd 含量的 70%，残渣态和可氧化态分别占 18.84% 和 6.16%，其中可氧化态含量最低。施用石灰后，土壤可交换态 Cd 占比随着石灰用量的增加而降低，从对照的 44.1% 下降到 E 处理的 29.0%，与对照相比差异显著（P<0.05）；而残渣态 Cd 含量随石灰用量的增加而升高，从对照处理的 18.8% 升高到 34.3%，与对照相比差异显著（P<0.05）。石灰用量最高的 E 处理，残渣态 Cd 占比上升为 4 种形态中最高。可还原态 Cd 呈先上升后下降趋势，C 处理可还原态 Cd 含量占比达到最大值，为 33.6%；当石灰施用量达 1 500 kg/hm^2 时，可还原态 Cd 含量超过可交换态 Cd 含量。表明石灰可促进土壤可交换态 Cd 向可还原态和残渣态 Cd 转换。同时，可氧化态 Cd 含量始终保持在较低水平，为土壤总 Cd 含量的 5.48% ~ 6.16%，表现为对石灰用量的增减不敏感。

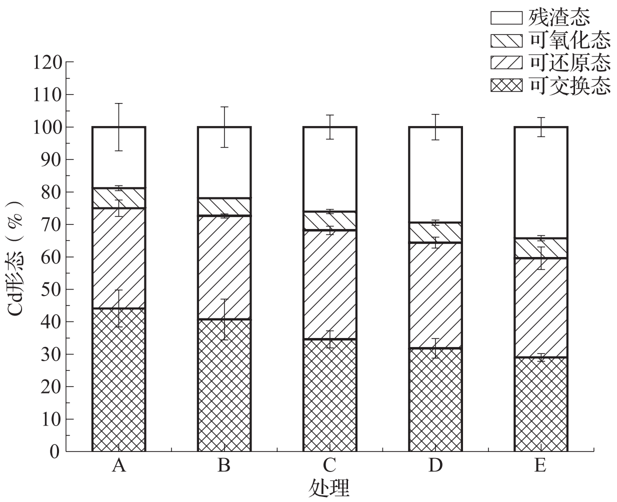

图 2　石灰对土壤 Cd 形态的影响

2.3　不同石灰用量对水稻、小麦产量的影响

不同石灰用量对水稻、小麦产量的影响如表 1 所示。

表 1　不同用量石灰对水稻、小麦产量的影响

（kg/hm^2）

处理	A	B	C	D	E
水稻产量	7 480b	8 060a	7 481b	7 236b	7 269b
小麦产量	4 733a	4 617ab	4 765a	4 589ab	4 345b

注：同行不同字母表示差异显著（P<0.05）。

由表 1 可知，B 处理水稻产量最高，达 8 060 kg/hm^2，高出对照处理 580.0 kg/hm^2，实现增产 7.75%。C 处理水稻产量与对照处理基本一致，而 D、E 处理小区水稻产量均低于对照处理，表现为减产，依次比对照减产 3.26%、2.82%，差异不显著（P>0.05）。说明在酸性耕地土壤中施用石灰，随着石灰施用量的增加水稻产量表现为先增后减的趋势，石灰施用临界值为 1 500 kg/hm^2。而 B 处理小麦产量略低于对照，差异不显著，C 处理小麦产量高于对照，比对照增加 32 kg/hm^2，相比对照增产 0.676%，而 D、E 处理小麦产量均低于对照，相较对照分别减产 3.04%、8.20%，其中 E 处理减产较高，达到显著差异水平（P<0.05）。说明在酸性耕地土壤中施用石灰，随着石灰施用量的增加，小麦产量同样表现为先增后减的趋势，石灰施用临界值同样为 1 500 kg/hm^2。

2.4　不同石灰用量对水稻、小麦籽粒 Cd 含量的影响

不同石灰用量对水稻籽粒 Cd 含量的影响如图 3 所示。由图 3 可知，B 处理水稻籽粒 Cd 含量略高于对照，差异不显著，C、D、E 处理水稻籽粒 Cd 含量均低于对照，且随石灰用量的增加呈下降趋势，其中 D、E 处理水稻籽粒 Cd 含量分别为 0.12、0.08 mg/kg，比对照处理低 55.55%、70.37%。

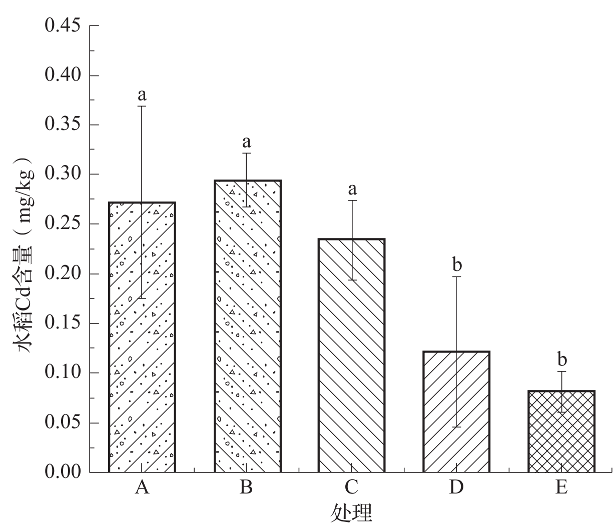

图 3　水稻籽粒中 Cd 含量

石灰对小麦籽粒 Cd 含量的影响如图 4 所示。由图 4 可知，随着石灰用量的增加，小麦籽粒 Cd 含量呈下降趋势，对照小麦籽粒 Cd 含量为 0.21 mg/kg，石灰处理小麦籽粒 Cd 含量均低于对照，且依次比对照下降 30.02%、44.32%、53.19%、63.88%。

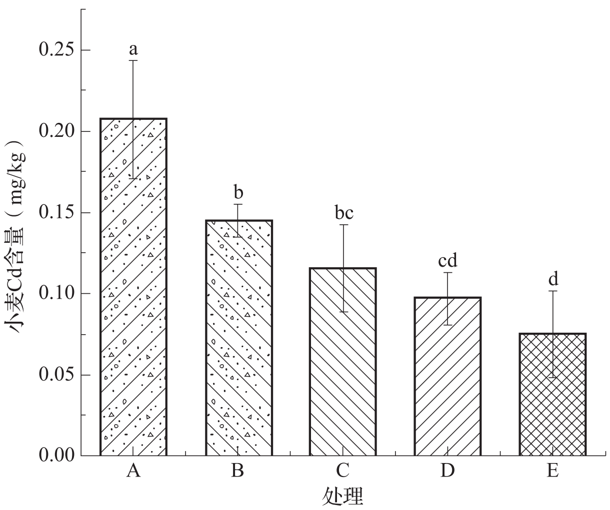

图 4　小麦籽粒中 Cd 含量

说明在酸性土壤中连施石灰，能显著降低水稻、小麦籽粒 Cd 含量，对 Cd 含量降低的效果随石灰用量增加而增加，其结果与周相玉等[10]、周江明等[11]研究结果一致。对照处理“泸香 104”籽粒 Cd 含量为 0.27 mg/kg，“川麦 104”籽粒 Cd 含量为 0.21 mg/kg，籽粒 Cd 含量均超过《食品安全国家标准 – 食品中污染物限量》（GB 2762–2012）规定的限值，而适量石灰处理（D、E）水稻、小麦籽粒 Cd 含量符合 GB 2762–2012 标准限值，表明在轻度 Cd 污染耕地适量连施石灰能保证水稻、小麦的安全生产，实现轻度 Cd 污染耕地的安全利用。

3　讨论

石灰作为历史悠久、应用广泛的酸性土壤改良剂，其降低土壤酸度效果显著[12]。本试验结果表明，石灰施入酸性土壤后能明显改善土壤 pH 值，并随石灰用量的增加土壤 pH 值升高。相邻处理之间土壤的 pH 值增幅随石灰用量的增加而降低，施加少量石灰的 B 处理，其 pH 值相比对照处理高 20.8%，而石灰施用量最高的 E 处理，其 pH 值相比 D 处理仅高出 3.70%。结果与蔡建军等[13]、罗婷等[14]和敖俊华等[15]研究石灰对土壤 pH 值影响结果一致。说明 pH 值升高后石灰提高土壤 pH 值的效果降低。

对于耕作频繁、有机 C 含量较低的土壤，施用石灰增加了土壤小团聚体和原生颗粒含量，从而使土壤结构失去稳定。另外，土壤 pH 值与粘粒分散性显著正相关，土壤粘粒分散性会随着石灰用量的增加而增加[16]。分散的土壤粘粒胶体会堵塞土壤孔隙，使表土形成结皮，降低土壤透气透水性能，破坏土壤结构[17]。Hati 等[18]在其 29 年的轮作试验中发现 NPK+ 石灰、NPK+ 有机肥处理可以提高 0 ~ 30 cm 土层土壤团聚体的平均重量直径、水稳性团聚体量、总孔隙度和有效水含量，两处理之间没有显著差异。曾黎明等[19]研究发现施用石灰降低土壤中有机质和速效 N、K 含量，初期不显著，长期施用有一定的提高。可见，长期施用石灰可能在一定程度上改变土壤物理、化学性质。

施用石灰后，土壤可交换态 Cd 和残渣态 Cd 含量与石灰施用量表现出明显的相关性，随石灰用量的增加，可交换态 Cd 比例由 44.1% 下降为 29.0%，残渣态 Cd 比例由 18.8% 升高为 34.3%。说明石灰有利于降低土壤可交换态 Cd 含量，增加其他 Cd 形态比例，结果与高译丹等[20]研究结果一致。可氧化态 Cd 含量一直维持在较低水平，对石灰用量的增减不敏感，结果与朱奇宏等[21]在研究施用改良剂对土壤 Cd 形态分布的影响结果一致。毛懿德[22]研究发现，施用石灰不仅能明显提高土壤 pH 值，还能促进可交换态 Cd 向残渣态 Cd 转化，进而降低土壤重金属迁移能力，本试验结果与其一致。

施用石灰能有效降低小麦、水稻籽粒中 Cd 含量，石灰施用量越高籽粒中 Cd 含量越低，结果与周相玉等[10]、周江明等[11]研究结果一致。对照处理“川麦 104”籽粒 Cd 含量为 0.210 mg/kg，“泸香 104”籽粒 Cd 含量为 0.270 mg/kg，通过石灰处理后，最优可将“泸香 104”籽粒 Cd 含量降低到 0.080 mg/kg，“川麦 104”籽粒 Cd 含量降低到 0.075 mg/kg。土壤 Cd 的有效量是决定水稻、小麦籽粒吸收 Cd 的首要原因，施用石灰能提高酸性土壤 pH 值，增强土壤对 Cd 的吸附，促进 Cd 的沉淀，从而降低土壤 Cd 的有效量，降低作物对重金属的吸收[23-27]。此外，石灰还能显著减弱 Cd 从水稻根系向地上各部位的转移，重金属从木质部或韧皮部进入籽粒[28]。Shu 等[29]研究表明，Cd 在水稻中转移的关键步骤是木质部 – 韧皮部。综上所述，可以认为石灰既能降低土壤有效态 Cd 含量，又能抑制 Cd 在稻麦地上部分的转移，从而降低稻麦籽粒中 Cd 含量。

要实现 Cd 污染耕地作物的安全生产，首先水稻和小麦籽粒必须满足食品污染物限量标准，其次

在稻麦籽粒 Cd 含量达标的条件下，优先选择产量最高的石灰施用方式。本研究结果发现，施用石灰可以显著降低土壤 Cd 的有效性，从而降低水稻、小麦籽粒累积 Cd 的量，且石灰施用量在一定范围内可实现稻麦的增产。根据 2017 年 9 月实行的《食品安全国家标准 – 食品中污染物限量》（GB 2762–2017）中的相关规定，小麦中重金属 Cd 的限量值为 0.100 mg/kg，大米的限值为 0.200 mg/kg。对照处理“川麦 104”籽粒 Cd 含量为 0.210 mg/kg，“泸香 104”籽粒 Cd 含量为 0.270 mg/kg，均超过国家标准限值，说明在本污染耕地上种植水稻、小麦，会引起稻麦籽粒 Cd 超标。与对照处理相比，每季石灰施用量为 2 250 和 3 000 kg/hm^2 时，水稻籽粒 Cd 的积累量分别降低到 0.12 和 0.08 mg/kg，小麦籽粒 Cd 含量分别降低到 0.097 和 0.075 mg/kg。达到《食品安全国家标准 – 食品中污染物限量》（GB 2762–2017）的标准限值，能够保障粮食的安全生产。

4 结论

石灰可改善土壤酸度，提高土壤酸化缓冲能力。当连续 3 年每季石灰施用量大于 1 500 kg/hm^2 时，可将土壤 pH 值由酸性变为中性至碱性。

连续 3 年施用石灰可促进土壤可交换态 Cd 向可还原态和残渣态 Cd 转化，可交换态 Cd 比例由 44.1% 下降为 29.0%，残渣态 Cd 比例由 18.8% 升高为 34.3%，而可氧化态 Cd 含量始终保持在较低水平，对石灰用量的增减不敏感。

施用石灰可显著抑制土壤 Cd 的有效性，降低水稻、小麦籽粒 Cd 的累积量，且石灰施用量在一定范围内可以实现稻麦增产。每季石灰施用量为 2 250 和 3 000 kg/hm^2 时，水稻籽粒 Cd 含量分别降低到 0.12 和 0.08 mg/kg，小麦籽粒 Cd 含量分别降低到 0.097 和 0.075 mg/kg，符合《食品中污染物限量》（GB 2762–2017）标准限值，能够保障粮食的安全生产。从石灰施用对稻麦籽粒 Cd 累积量的影响及石灰对稻麦产量的影响综合考虑，当 3 年每季石灰施用量不低于 2 250 kg/hm^2 时，可实现轻度 Cd 污染耕地稻麦的安全生产。

参考文献：

[1] 黄春，邓良基，高雪松，等. 基于能值理论的秸秆利用生态足迹评估 – 以成都平原典型稻麦轮作区为例［J］. 中国生态农业学报，2014，22（6）：722–728.

[2] 李启权，张少尧，代天飞，等. 成都平原农地土壤镉含量特征及来源研究［J］. 农业环境科学学报，2014，33（5）：898–906.

[3] 王冬柏. 五种矿物固化剂对土壤镉污染的原位化学固定修复［D］. 长沙：中南林业科技大学，2014.

[4] 徐茜. 几种有机改良剂对 Cd 污染土壤的原位修复研究［D］. 重庆：重庆大学，2013.

[5] 赵科理. 土壤 – 水稻系统重金属空间对应关系和定量模型研究［D］. 杭州：浙江大学，2010.

[6] 鲍士旦，江荣风，杨超光，等. 土壤农化分析（第 3 版）［M］. 北京：中国农业出版社，2008.

[7] DZ/T 0279.5–2016，区域地球化学样品分析方法 – 镉量测定电感耦合等离子体质谱法［S］.

[8] Pueyo M，Mateu J，Rigol A，et al. Use of the modified BCR three-step sequential extraction procedure for the study of trace element dynamics in contaminated soils［J］. Environmental Pollution，2008，152（2）：330–341.

[9] 王玉璇. 湖南省某市稻谷重金属污染现状与防治对策［D］. 长沙：中南林业科技大学，2014.

[10] 周相玉，冯文强，秦鱼生，等. 镁、锰、活性炭和石灰及其交互作用对小麦镉吸收的影响［J］. 生态学报，2013，33（14）：4289–4296.

[11] 周江明，郑建斌，王晓东. 生石灰对水稻重金属累积的影响［J］. 浙江农业科学，2017，58（7）：1128–1130.

[12] 蔡东，肖文芳，李国怀. 施用石灰改良酸性土壤的研究进展［J］. 中国农学通报，2010，26（9）：206–213.

[13] 蔡建军，汪恩国，林采舜，等. 施用生石灰对连作晚稻甬优 9 号产量及土壤理化性状的影响［J］. 浙江农业科学，2015，56（7）：969–970.

[14] 罗婷，喻华，秦鱼生，等. 石灰及配合施用镁和硅对土壤 pH 和镉有效性的影响［J］. 西南农业学报，2017，30（8）：1826–1832.

[15] 敖俊华，黄振瑞，江永，等. 石灰施用对酸性土壤养分状况和甘蔗生长的影响［J］. 中国农学通报，2010，26（15）：266–269.

[16] Haynes R J，Naidu R. Influence of lime，fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions：a review［J］. Nutrient Cycling in Agroecosystems，1998，51（2）：123–137.

[17] Westerhof R，Buurman P，van Griethuysen C，et al. Aggregation studied by laser diffraction in relation to plowing and liming in the Cerrado region in Brazil［J］. Geoderma，1999，90（3–4）：277–290.

[18] Hati K M，Swarup A，Mishra B，et al. Impact of long-term application of fertilizer，manure and lime under intensive cropping on physical properties and organic carbon content of an Alfisol［J］. Geoderma，2008，148（2）：173–179.

[19] 曾黎明，王少静，宁琳，等. 生物有机肥与石灰对土壤肥力和木薯产量质量的影响［J］. 中国农学通报，2011，27（15）：212–216.

［20］ 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.
［21］ 朱奇宏，黄道友，刘国胜，等. 石灰和海泡石对镉污染土壤的修复效应与机理研究［J］. 水土保持学报，2009，23(1)：111-116.
［22］ 毛懿德. 生物炭对土壤镉活性及水稻、油菜累积镉的影响［D］. 长沙：湖南农业大学，2015.
［23］ 周航，周歆，曾敏，等. 2种组配改良剂对稻田土壤重金属有效性的效果［J］. 中国环境科学，2014，34（2）：437-444.
［24］ 郭鹏然，雷永乾，蔡大川，等. 广州城市污泥中重金属形态特征及其生态风险评价［J］. 环境科学，2014，35（2）：684-691.
［25］ 柏建坤，李潮流，康世昌，等. 雅鲁藏布江中段表层沉积物重金属形态分布及风险评价［J］. 环境科学，2014，35(9)：3346-3351.
［26］ 董海霞，唐守寅，叶少强，等. 石灰对Cd、Pb在土壤-水稻体系中转移和累积的影响［J］. 安全与环境学报，2016，16（2）：226-231.
［27］ 方克明，钟国民，周丽芳，等. 石灰在酸性稻田的施用效果［J］. 中国土壤与肥料，2017，(5)：105-109.
［28］ Clemens S，Palmgren M G，Krämer U. A long way ahead：understanding and engineering plant metal accumulation［J］. Trends in Plant Science，2002，7（7）：309-315.
［29］ Shu F，Nobuo S，Noriko S，et al. Tracing cadmium from culture to spikelet：noninvasive imaging and quantitative characterization of absorption，transport，and accumulation of cadmium in an intact rice plant［J］. Plant Physiology，2010，152（4）：1796-1806.

Effects of continuous application of lime for three years on cadmium concentration and uptake by wheat and rice in Cd contaminated soil

HUANG Bo-hao[1]，WU Qinhuizi[1]，XIAO Heng[1]，MENG Xiao-xia[2]，WU Jun[1*]（1. College of Environment，Sichuan Agricultural University，Chengdu Sichuan 611130；2. Sichuan Academy of Eco-Environmental Sciences，Chengdu Sichuan 610041）

Abstract：In order to explore the effective treatment measures of mild Cd polluted cultivated land in Chengdu Plain，the rice-wheat cropping arable land was taken as the research object. Field experiment was carried out，and different gradient lime was applied as a passivating agent to study the effect of applying lime for 3 consecutive years on the soil Cd morphology and Cd absorption of rice and wheat grain. The results showed that when the lime application rate was 2 250 kg/hm^2 per season，the yield of rice and wheat was relatively high，and the Cd content in the grain reached the limit specified in the "National Food Safety Standards -Limits of Contaminants in Food"（GB 2762-2012）. When the lime application rate was 1 500 ~ 3 000 kg/hm^2，the soil pH value was improved and the soil acidity was adjusted. With an increase of the content of lime，the availability of soil Cd decreased，and meanwhile the contents of Cd in rice and wheat grain were also reduced. The amount of lime in a certain range can reduce the soil Cd effectiveness. Compared with the control treatment，when the lime application rate per season was 2 250 and 3 000 kg/hm^2，the accumulation of Cd in rice grains was reduced to 0.12 and 0.08 mg/kg，and the Cd content of wheat grains was reduced to 0.097 and 0.075 mg/kg，respectively. The application of lime can promote the conversion of exchangeable Cd in the soil to the reducible and residual Cd. The soil exchangeable Cd of the treatment of 3 000 kg/hm^2 decreased to 29.0%，which was 44.1% for the control；and the residual Cd rose to 34.3%，compared with 18.8% of the control.

Key words：soil；cadmium；lime；rice；wheat