

植物吸取修复及钝化处理对后茬水稻镉吸收的影响^①程 晨^{1,2}, 高文娅^{1,2}, 胡鹏杰², 吴龙华^{2*}, 刘鸿雁¹, 骆永明^{2,3}

(1 贵州大学资源与环境工程学院, 贵阳 550025; 2 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008; 3 中国科学院海岸带环境过程重点实验室(烟台海岸带研究所), 山东烟台 264003)

摘 要: 采集湖南湘潭县某地镉(Cd)污染酸性农田土壤及其伴生矿景天分别吸取修复两季和第三季后的土壤, 采用盆栽试验研究了经伴生矿景天修复及钝化改良与否对土壤 pH、有效态 Cd、Zn 以及水稻生长和稻米 Cd、Zn 浓度的影响。结果表明: 未改良的处理, 随着修复次数的增加, 土壤 pH 显著降低, 降低幅度为 0.26~0.38 个单位; 且修复两季、三季土壤 CaCl₂ 提取态 Cd 浓度较未修复土壤分别降低 19.4%、24.0%; 修复后土壤种植水稻品种 W184, 其糙米中 Cd 浓度显著降低, 但依然超标; 修复三季土壤种植低积累水稻品种 IRA7190, 其糙米中 Cd 由 0.47 mg/kg 降为 0.03 mg/kg。施加钝化剂海泡石和石灰(10 g/kg + 1 g/kg)后, 修复两季、三季土壤的 pH 显著升高, 较未施钝化剂处理土壤 pH 分别提高 0.95、0.72; 土壤 CaCl₂ 提取态 Cd 浓度分别降低 79.8%、79.5%; 修复两季、三季土壤上水稻 W184 糙米的 Cd 浓度与未施钝化剂相比, 分别降低 27.3%、44.4%, 均降至国家食品安全限值 0.2 mg/kg 以下; 无论是否添加钝化剂, 伴生矿景天吸取修复三季的土壤上水稻 IRA7190 糙米中 Cd 浓度均仅 0.03 mg/kg。

关键词: 吸取修复; 钝化; 海泡石; 石灰; 酸性土壤; 水稻

中图分类号: X53 **文献标识码:** A

随着工业化、城镇化的快速发展, 工业“三废”通过大气沉降、污水灌溉和污泥肥料施用等进入土壤环境, 加重了土壤的重金属污染; 为增加作物产量, 农药、化肥的大量、不合理施用也会人为地增加土壤中的重金属^[1-2]。近年来, 由于工业污染和含镉(Cd)肥料大量施用, 土壤 Cd 污染日渐严重。因此, 修复 Cd 污染农田土壤成为研究工作的重点和难点。重金属污染土壤的修复是指利用物理、化学和生物的方法将土壤中的重金属清除出土体或将其固定在土壤中降低其迁移性和生物有效性, 降低重金属的健康风险和环境风险^[3]。其中, 利用植物修复技术因其成本低、不破坏土壤生态环境、无二次污染、易被公众接受等优点, 受到了研究者的广泛关注^[4-7]。植物吸取修复技术可适用于污染程度较低的重金属污染土壤, 连续种植几季超积累植物, 有望使土壤重金属浓度降到土壤环境质量标准以下^[8], 但粮食作物是否达到安全生产, 仍需进一步研究。在利用超积累植物修复土壤的同时, 往往可能改变土壤的理化性质, 比如土壤 pH, 此时就需要结合化学调控, 以达到“连续高效吸取修

复”或“边生产边修复”的目的。化学钝化修复技术简单易行, 常通过添加稳定剂, 利用吸附或沉淀作用降低土壤中重金属的生物有效性。石灰和海泡石是常用的改良剂, 二者可改变土壤酸碱状况, 降低重金属的生物有效性, 从而实现土壤改良与修复的联合效果。已有研究表明, 施用这两种改良剂可降低土壤中 Cd 的有效性, 进而有效降低作物对 Cd 的吸收性^[9-11]。但超积累植物修复吸取污染土壤的同时配合施用石灰和海泡石, 其对土壤 Cd、Zn(锌)形态及后茬作物生长、Cd 吸收的影响等方面的报道则很少。伴生矿景天(*Sedum plumbizincicola*)是一种具有 Cd、Zn 超积累能力的景天科植物新种^[12], 本研究拟采用伴生矿景天修复不同次数的污染土壤种植水稻, 探讨海泡石和石灰配施对土壤重金属有效性、水稻生长及重金属吸收性的影响, 以为重金属轻中度污染农田的联合修复提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试土壤采自湖南省湘潭县某 Cd 污染修复试验

基金项目 国家自然科学基金项目(41325003)、国家重点研发计划项目(2016YFD0801104)和江苏省重点研发计划项目(BE2016812)资助。

* 通讯作者(lhwu@issas.ac.cn)

作者简介: 程晨(1991—), 女, 河南信阳人, 硕士研究生, 主要从事土壤污染与修复研究。E-mail: 1043596472@qq.com

田,土壤类型为水耕人为土,成土母质为第四纪红色黏土。采集伴矿景天未修复、修复两季、修复三季土壤,其 pH 分别为 5.38、5.00、5.12,土壤全量 Cd 浓度分别为 0.64、0.35、0.29 mg/kg,土壤全量 Zn 浓度分别为 96.5、106、88.0 mg/kg(表 1)。

供试水稻品种为 W184 和 IRA7190,由中国水稻研究所提供,其中 IRA7190 为课题组前期筛选的 Cd 低积累品种。

表 1 盆栽试验土壤 pH 及全量 Cd、Zn 浓度(mg/kg)
Table 1 The pH and total Cd and Zn concentrations in soils for pot experiment

修复次数	土壤 pH	全量 Cd	全量 Zn
未修复	5.38 ± 0.08	0.64 ± 0.02	96.5 ± 2.4
修复两季	5.00 ± 0.07	0.35 ± 0.07	106 ± 5.3
修复三季	5.12 ± 0.09	0.29 ± 0.04	88.0 ± 4.3

1.2 试验设计

盆栽试验在中国科学院南京土壤研究所温室进行。试验共设 8 个处理,每处理 4 次重复。其中,未修复土壤为对照组,设有 2 个处理,即分别种植水稻 W184 和 IRA7190;修复两季的土壤设 2 个处理:未施加钝化剂 + 种植水稻 W184,施加海泡石和石灰(S+L, 10 g/kg + 1 g/kg)+ 种植水稻 W184;修复三季土壤设 4 个处理:未施加钝化剂 + 种植水稻 W184,施海泡石和石灰(S+L, 10 g/kg + 1 g/kg)+ 种植水稻 W184,未施加钝化剂 + 种植水稻 IRA7190,施海泡石和石灰(S+L, 10 g/kg + 1 g/kg) + 种植水稻 IRA7190。

将供试土壤风干、过 2 mm 尼龙筛,装入塑料盆中,每盆装土 2 kg(烘干基)。基肥用量为 尿素 0.5 g/kg, KH₂PO₄ 0.5 g/kg。2015 年 8 月 3 日移栽长势一致的健壮秧苗,每盆 4 穴,每穴 2 株。9 月 18 日追肥,施加尿素 0.2 g/kg、KH₂PO₄ 0.2 g/kg;11 月 11 日收获。试验期间各处理的栽培管理措施一致,不定期随机调换盆的位置,尽量使每一盆的阳光和热量均匀。除分蘖末期和成熟后期外,每日用去离子水浇灌,使

盆中保持 2~4 cm 水层。

1.3 样品采集

水稻成熟后,用不锈钢剪刀收获每盆水稻地上部,并用不锈钢小土钻每盆取 4 钻混合样作为 1 个土壤样品。采集稻穗、秸秆、土壤样品各 32 个。

植物样分别用自来水、去离子水洗涤,再 105°C 杀青 30 min,70°C 烘至恒重,稻穗脱粒,脱壳,磨粉,备用。土壤样品风干,过 10 目及 100 目尼龙筛,备用。

1.4 样品分析与测定

土壤理化性质以及土壤 pH 参照《土壤农化分析》进行测定,结果以土壤烘干基计算。土壤 Zn、Cd 全量采用 10 ml HCl-HNO₃(优级纯, v/v =1:1)消化,植物 Zn、Cd 全量采用 8 ml HNO₃-H₂O₂(优级纯, v/v =3:1)消化,分别采用原子吸收分光光度计 Varian SpectrAA 220FS(火焰)、220Z(石墨炉)测定 Zn、Cd 浓度。并采用国家标准参比物质(土壤:GBW07406;植物:GBW07603)进行分析质量控制。所用试剂均为优级纯,标准样品测定结果均在允许范围内。

Zn、Cd 提取态采用 0.1 mol/L CaCl₂(pH 7.0)按 1:10 的土液比 180 r/min 连续振荡 2 h 提取,3 000 r/min 离心 5 min,上清液经过滤,原子吸收分光光度计测定。

试验所得数据采用 Excel 和 SPSS 软件进行分析并作图,不同处理间数据的差异性采用方差分析(LSD),显著性水平为 0.05。

2 结果与分析

2.1 不同修复次数和钝化剂对水稻产量的影响

与未修复土壤相比,连续吸取修复两季或三季的土壤上,水稻 W184 和 IRA7190 的籽粒产量显著降低 16.5%~22.1% 和 47.5% 秸秆生物量显著下降 16.5%~22.0% 和 63.9%(表 2)。但与连续吸取修复两季后的土壤比较,水稻 W184 的籽粒产量和秸秆生物量与吸取修复三季后土壤上的结果均无显著性差异。钝化剂添加处理下,连续吸取修复两季和三季的土壤上水稻 W184 的籽粒和秸秆生物量间同样无显著性的差异($P > 0.05$)。

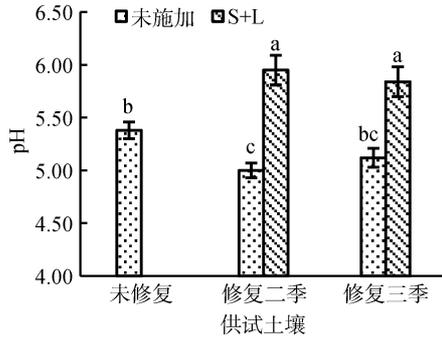
表 2 不同处理对水稻生物量的影响
Table 2 Effects of different treatments on rice biomass

供试土壤	籽粒				秸秆			
	水稻 W184		水稻 IRA7190		水稻 W184		水稻 IRA7190	
	未施加	S+L	未施加	S+L	未施加	S+L	未施加	S+L
未修复	32.1 ± 3.5 a	-	20.0 ± 6.6 a	-	66.6 ± 7.3 a	-	46.8 ± 3.1 a	-
修复两季	25.0 ± 2.5 b	27.7 ± 1.4 a	-	-	51.9 ± 5.3 b	57.4 ± 2.8 a	-	-
修复三季	26.8 ± 3.6 b	25.3 ± 3.6 a	10.5 ± 6.8 b	9.9 ± 2.2	55.6 ± 7.5 b	52.5 ± 7.4 a	16.9 ± 10.9 b	15.9 ± 3.5

注:表中“未施加”是指未施加钝化剂处理;“S+L”是指施加钝化剂处理;同列不同小写字母表示处理间差异在 $P < 0.05$ 水平显著;下同。

2.2 不同修复次数及钝化剂对土壤 pH 的影响

随着修复次数的增加土壤 pH 呈下降趋势,未经伴矿景天修复的土壤 pH 为 5.38,伴矿景天修复两季、三季后土壤 pH 分别为 5.00、5.12(图 1),均显著降低($P<0.05$)。与未施加钝化剂土壤相比,修复两季、三季施加钝化剂处理土壤 pH 分别提高 0.95、0.72 个单位。



(图中不同小写字母表示处理间差异在 $P<0.05$ 水平显著。下同)
图 1 伴矿景天修复不同次数及钝化剂处理土壤 pH 变化
Fig. 1 Changes of soil pH under different stabilizer treatments in different phytoextraction times

2.3 不同修复次数及钝化剂对土壤有效态镉锌的影响

图 2 为不同修复次数及不同处理土壤 CaCl_2 提取态 Cd、Zn 浓度变化。由图 2 可见,与未修复土壤相比,伴矿景天吸取修复两季和第三季土壤 CaCl_2 提取态 Cd 浓度分别降低 19.4% 和 24.0% ($P<0.05$), CaCl_2 提取态 Zn 则未显著变化 ($P>0.05$)。加入钝化剂显著降

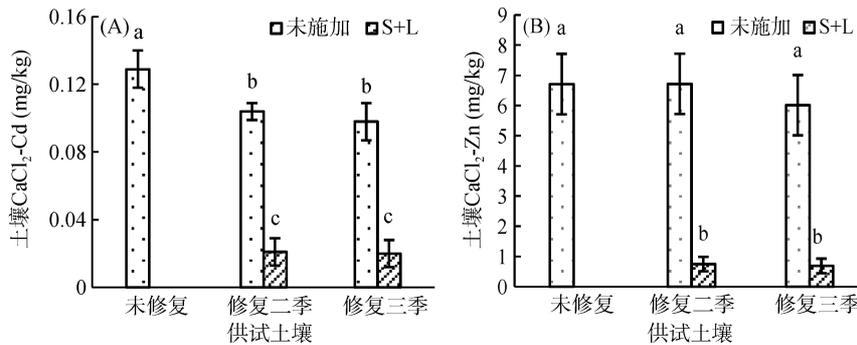


图 2 不同修复次数及钝化剂处理土壤 CaCl_2 提取态 Cd(A)、Zn(B) 浓度
Fig. 2 Soils CaCl_2 -extractable Cd and Zn concentrations under different stabilizer treatments in different phytoextraction times

表 3 不同修复次数及钝化剂对水稻 Cd 吸收的影响

Table 3 Effects of different stabilizer treatments in different phytoextraction times on Cd uptake by rice

供试土壤	糙米				秸秆			
	水稻 W184		水稻 IRA7190		水稻 W184		水稻 IRA7190	
	未施加	S+L	未施加	S+L	未施加	S+L	未施加	S+L
未修复	0.90 ± 0.19 a	-	0.47 ± 0.03 a	-	5.16 ± 0.18 a	-	5.78 ± 0.82 a	-
修复二季	0.22 ± 0.03 b	0.16 ± 0.06 a	-	-	1.76 ± 0.43 b	1.30 ± 0.51 a	-	-
修复三季	0.27 ± 0.05 b	0.15 ± 0.07 a	0.03 ± 0.02 b	0.03 ± 0.01	1.25 ± 0.21 b	0.97 ± 0.56 a	0.10 ± 0.08 b	0.13 ± 0.09

低了有效态 Cd 和 Zn 浓度 ($P<0.05$), 修复两季、三季土壤 CaCl_2 提取态 Cd 分别降低 79.8% 和 79.5%, CaCl_2 提取态 Zn 分别降低 88.8% 和 88.5%。这可能是因为海泡石和石灰这两种物质都呈碱性, 施加这两种物质提高了土壤 pH, 改变了土壤酸碱状况; 另一方面, 海泡石对 Cd、Zn 具有较强的吸附作用。

2.4 不同修复次数及钝化剂对水稻镉锌浓度的影响

未修复土壤中, 水稻 W184 糙米中 Cd 浓度高达 0.90 mg/kg, 超过国家食品安全限值(0.2 mg/kg)近 4 倍(表 3)。与未修复土壤相比, 连续吸取修复两季或三季的土壤上, 水稻 W184 和 IRA7190 的籽粒 Cd 浓度显著降低 70.0% ~ 75.6% 和 93.6%, 秸秆 Cd 浓度显著下降 65.9% ~ 75.8% 和 98.3%(表 3), 而吸取修复对两种水稻 Zn 浓度降低效果并不显著 ($P>0.05$)(表 4)。修复两季、三季土壤施加钝化剂处理, W184 糙米中 Cd 浓度降到国家食品安全限值 0.2 mg/kg 以下, 与未施加钝化剂相比, 降低效率分别为 27.3%、44.4%。对于低积累水稻品种 IRA7190, 未修复土壤上糙米中 Cd 为 0.47 mg/kg, 超过国家食品安全限值 1 倍多。无论施加钝化剂与否, 吸取修复三季的土壤上 IRA7190 糙米中 Cd 浓度均仅为 0.03 mg/kg, 说明在伴矿景天吸取修复之后 Cd 达标的土壤上种植低积累水稻品种, 不需施用钝化剂就可达到安全生产的要求。未修复土壤、修复三季土壤上种植不同水稻品种, 低积累水稻品种 IRA7190 糙米中的 Cd 浓度均

表 4 不同修复次数及不同稳定剂处理对水稻 Zn 吸收的影响
Table 4 Effects of different stabilizer treatments in different phytoextraction times on Zn uptake by rice

供试土壤	糙米				秸秆			
	水稻 W184		水稻 IRA7190		水稻 W184		水稻 IRA7190	
	未施加	S+L	未施加	S+L	未施加	S+L	未施加	S+L
未修复	24.2 ± 1.4 a	-	26.4 ± 2.1 a	-	247.7 ± 23.5 a	-	278.9 ± 52.2 a	-
修复二季	20.6 ± 1.0 a	17.7 ± 2.7 a	-	-	162.1 ± 35.3 b	92.2 ± 23.3 a	-	-
修复三季	20.7 ± 0.6 a	18.1 ± 1.3 a	22.8 ± 2.8 a	20.8 ± 0.9	147.9 ± 29.6 b	82.5 ± 20.6 a	31.0 ± 13.4 b	28.6 ± 6.8

显著低于水稻品种 W184, 但糙米中 Zn 浓度则无显著差异($P>0.05$)。

3 讨论

随着修复次数的增加, 土壤 pH 均显著下降(图 1), 但修复两季与修复三季土壤之间 pH 差别并不大, 说明伴矿景天的根际效应对土壤性质有一定的影响。李廷强等^[13]采用盆栽和模拟试验研究了 Zn 超积累植物东南景天根际土壤可溶性有机质对土壤 Zn 吸附解吸的影响, 发现种植东南景天后土壤 pH 比非根际土壤低得多, 这可能是根际微生物能分泌有机酸, 酸化根际, 同时根际微生物的呼吸作用大于非根际。张季惠等^[14]研究发现, 植物根系生长过程中能够释放分泌物, 影响根区土壤 pH, 从而改变 Cd 的赋存形态。随着修复次数的增加, pH 显著降低的同时, CaCl_2 提取态 Cd 浓度也显著降低(图 2), 这可能是因为修复之后, 土壤全量 Cd 降低显著, 修复后伴矿景天根际效应对土壤 Cd 的活化作用远远小于全量降低对土壤有效态 Cd 浓度的影响。修复两季与修复三季土壤之间 CaCl_2 提取态 Cd 浓度无显著差异, 说明与修复两季土壤相比, 修复三季土壤伴矿景天根际效应的活化作用平衡了因全量降低引起的有效态重金属 Cd 浓度的降低。伴矿景天修复三季后的土壤, Cd 浓度已低于 0.3 mg/kg, 但由于土壤本身酸性很强, 再之根际活化等效应, Cd 活性依然较高, 种植水稻 W184, 其糙米中 Cd 浓度超过国家食品安全限值(0.2 mg/kg); 但施加钝化剂处理后, Cd 浓度降到国家食品安全限值以下。无论是否施加钝化剂, 修复三季土壤低积累水稻 IRA7190 糙米中重金属 Cd 浓度都仅为 0.03 mg/kg。不同品种水稻生理特性存在一定的差别, 因此对土壤 Cd 的吸收累积能力不同^[15-16]。

植物对重金属的吸收受不同因素的影响, 如 pH、CEC、土壤自身的结构、土壤重金属有效态以及离子间的相互作用等, 添加钝化剂可以改变这些因素, 从而影响植物对重金属的吸收^[17]。土壤所有理化性质中, pH 是影响重金属有效态的重要元素, 控制着土

壤-溶液系统中重金属的溶解平衡, 是影响土壤中重金属有效性的最重要因子之一^[18-19]。施用改良剂可增加土壤 pH 和降低有效态 Cd 含量, 显著降低大白菜中 Cd 的含量^[20]。在本研究中, 施加钝化剂后修复两季、三季土壤 pH 升高, 土壤重金属有效态 Cd、Zn 浓度降低(图 2), 这与已有的研究结果基本一致^[9-11]。其原因可能是试验添加的钝化剂为碱性物质, 添加后土壤 pH 升高, 土壤颗粒表面负电荷增加, 同时促使 Cd、Zn 等元素形成氢氧化物和碳酸盐结合态沉淀。王林等^[21]研究发现, 施用海泡石和磷酸盐, 可以促进污染土壤中的 Cd、Pb 由活性高的交换态向活性低的残渣态转化, 有效地降低了 Cd、Pb 的生物有效性和迁移能力。此外, 周款等^[22]的研究发现, 土壤中 Pb、Cd 和 Cu 交换态含量与 pH 之间是幂函数相关关系, 交换态浓度的对数值($\ln C$)与 pH 的对数值($\ln(\text{pH})$)之间是极显著的负线性相关关系。

钝化剂对植物生长的影响, 一方面减少了土壤有效态 Cd 浓度和毒性, 另一方面也提供了植物生长所需的营养元素^[23]。丁永祯等^[24]研究了不同钝化剂对空心菜吸收 Cd 的影响, 发现海泡石主要是通过降低土壤 Cd 毒害促进空心菜的生长, 同时对营养元素也有固定作用。本试验中结果显示, 施加钝化剂对水稻的生长影响较小(表 2)。在修复三季土壤上施用海泡石和石灰种植水稻品种 W184 和 IRA7190, 籽粒和秸秆产量均小幅度下降, 这可能是因为土壤 Cd 污染对水稻生物量的影响并不强。这与罗远恒等^[25]和朱奇宏等^[11]试验结果相似。罗远恒等^[25]选择在 Cd 污染农田上种植小麦(第一季)、水稻(第二季), 同时施加钝化修复材料, 并配施石灰, 研究发现施加钝化剂明显缓解 Cd 对小麦的毒害, 提高籽粒的产量, 但对水稻的增产效果相对较弱。此外, 还发现不同处理水稻秸秆中 Cd 浓度是糙米中的 3~12 倍, 这与赵步洪等^[26]的研究结果相似, 表明水稻吸收并运输到地上部分的 Cd 主要分配于秸秆中, 糙米中占的比例较小, 这也减少了 Cd 的食物链风险。

4 小结

未经修复的 Cd 污染土壤上水稻 W184 糙米 Cd 高达 0.90 mg/kg, 经伴矿景天吸取修复两季和季后水稻糙米中 Cd 显著降低, 下降 70% 以上, 但依然超过国家食品安全限值。修复两季、三季的土壤施加钝化剂海泡石和石灰, 水稻 W184 糙米中 Cd 浓度降至 0.2 mg/kg 以下。对于低积累水稻品种 IRA7190, 未修复土壤上糙米中 Cd 浓度为 0.47 mg/kg, 超标 1 倍多, 而修复三季土壤上糙米中 Cd 浓度仅 0.03 mg/kg, 说明吸取修复达标的土壤上种植 Cd 低积累水稻品种, 不需施加钝化剂就可实现安全生产。

参考文献:

- [1] 张桃林. 科学认识和防治耕地土壤重金属污染[J]. 土壤, 2015, 47(3): 435-439
- [2] 沈倩, 党秀丽. 土壤重金属镉污染及其修复技术研究进展[J]. 安徽农业科学, 2015, 43(15): 92-94
- [3] 黄益宗, 郝晓伟, 雷鸣, 等. 重金属污染土壤修复技术及其修复实践[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(3): 409-417
- [4] 胡鹏杰, 李柱, 钟道旭, 等. 我国土壤重金属污染植物吸取修复研究进展[J]. 植物生理学报, 2014, 50(5): 577-584
- [5] 骆永明. 金属污染土壤的植物修复[J]. 土壤, 1999, 31(5): 261-265
- [6] 沈振国, 陈怀满. 土壤重金属污染生物修复的研究进展[J]. 农村生态环境, 2000, 16(2): 39-44
- [7] McGrath S P, Zhao F J. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils [J]. Current Opinion in Biotechnology, 2003, 14(3): 277-282
- [8] 胡鹏杰, 吴龙华, 骆永明. 重金属污染土壤及场地的植物修复技术发展与应用[J]. 环境监测管理与技术, 2011, 23(3): 39-42
- [9] 张青, 李菊梅, 徐明岗, 等. 改良剂对复合污染红壤中镉锌有效性的影响及机理[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(4): 861-865
- [10] 徐明岗, 张青, 曾希柏. 改良剂对黄泥土镉锌复合污染修复效应与机理研究[J]. 环境科学, 2007, 28(6): 1361-1366
- [11] 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
- [12] 吴龙华, 周守标, 毕德, 等. 中国景天科植物一新种——伴矿景天. 土壤, 2006, 38(5): 632-633
- [13] 李廷强, 朱恩, 杨肖娥, 等. 超积累植物东南景天根际可溶性有机质对土壤锌吸附解吸的影响[J]. 应用生态学报, 2008, 19(4): 838-844
- [14] 张季惠, 王黎虹, 张建奎. 土壤中镉的形态转化、影响因素及生物有效性研究进展[J]. 广东农业科学, 2013, 40(6): 169-171
- [15] 吴启堂, 陈卢, 王广寿. 水稻不同品种对 Cd 吸收累积的差异和机理研究[J]. 生态学报, 1999, 19(1): 104-107
- [16] 曾翔. 水稻镉积累和耐性机理及其品种间差异研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2006
- [17] 杜彩艳, 木霖, 王红华, 等. 不同钝化剂及其组合对玉米(*Zea mays*)生长和吸收 Pb、Cd、As、Zn 影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(8): 1515-1522
- [18] Gerritse R G, Driel W V. The relationship between adsorption of trace metals, organic matter, and pH in temperate soils[J]. Journal of Environmental Quality, 1984, 13(2): 197-204
- [19] Hooda P S, Alloway B J. Cadmium and lead sorption behaviour of selected English and Indian soils[J]. Geoderma, 1998, 84(s1/2/3): 121-134
- [20] 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[J]. 环境科学学报, 2010, 30(9): 1846-1853
- [21] 王林, 徐应明, 孙扬, 等. 海泡石及其复配材料钝化修复镉污染土壤[J]. 环境工程学报, 2010(9): 2093-2098
- [22] 周歆, 周航, 曾敏, 等. 石灰石和海泡石组配对水稻糙米重金属积累的影响[J]. 土壤学报, 2014, 51(3): 555-563
- [23] Chen S B, Zhu Y G, Ma Y B. The effect of grain size of rock phosphate amendment on metal immobilization in contaminated soils[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 134(1/2/3): 74-79
- [24] 丁永祯, 宋正国, 唐世荣, 等. 大田条件下不同钝化剂对空心菜吸收镉的影响及机理[J]. 生态环境学报, 2011, 20(11): 1758-1763
- [25] 罗远恒, 顾雪元, 吴永贵, 等. 钝化剂对农田土壤镉污染的原位钝化修复效应研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(5): 890-897
- [26] 赵步洪, 张洪熙, 奚岭林, 等. 杂交水稻不同器官镉浓度与累积量[J]. 中国水稻科学, 2006, 20(3): 306-312

Effects of Phytoextraction and Stabilization on Cd Uptake by Rice

CHENG Chen^{1,2}, GAO Wenya^{1,2}, HU Pengjie², WU Longhua^{2*}, LIU Hongyan¹, LUO Yongming^{2,3}

(1 College of Resource and Environment Engineering, Guizhou University, Guiyang 550025, China; 2 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3 Key Laboratory of Coastal Zone Environmental Processes, Yantai Institute of Coastal Zone Research, Chinese Academy of Sciences, Yantai, Shandong 264003, China)

Abstract: A pot experiment was carried out to study the effects of phytoextraction by *Sedum plumbizincicola* and stabilization on soil pH, extractable cadmium (Cd) and zinc (Zn) concentrations in soils, and on rice (*Oryza sativa* L.) growth, uptake of Cd and Zn in a heavy metal contaminated acidic soil. Paddy soils after different phytoextraction times were collected from Xiangtan County of Hunan Province. The results showed that after two and three times of phytoextraction, soil pH decreased by 0.26 and 0.38 units and soil CaCl₂-extractable Cd concentration reduced by 19.4% and 24.0%, respectively, compared with unphytoextracted treatment. After phytoextraction, Cd concentration in the brown rice of variety W184 reduced significantly, but still exceeded the national standard of China. Cadmium concentration in brown rice of variety IRA7190 was 0.03 mg/kg in phytoextracted soil, which met the requirement of safety production. After applying sepiolite and lime (10 g/kg + 1 g/kg), soil pH increased by 0.95 and 0.72, soil CaCl₂-extractable Cd concentration decreased by 79.8% and 79.5% and Cd concentration in brown rice of variety W184 decreased by 27.3% and 44.4% in the soils after two or three times of phytoextraction, respectively. Whether it was added stabilizer or not, Cd concentration in brown rice of variety IRA7190 was only 0.03 mg/kg when grown on soil phytoextracted three times.

Key words: Phytoextraction; Stabilization; Sepiolite; Lime; Acid soil; Rice