

外源锌对水稻植株镉的累积差异分析

辜娇峰^{1,2}, 杨文骏¹, 周航^{1,2}, 张平^{1,2}, 彭佩钦^{1,2}, 廖柏寒^{1,2}

(1. 中南林业科技大学环境科学与工程学院, 长沙 410004; 2. 稻米品质安全控制湖南省工程实验室, 长沙 410004)

摘要: 通过水稻威优46盆栽种植试验, 研究了外源Zn施用(0, 40, 80, 160 mg/kg 4个水平)对Cd中度(0.72 mg/kg)和重度(5.26 mg/kg)污染土壤中Cd生物有效性及水稻Cd累积的差异。结果表明: 施Zn对各检测指标存在影响, 但土壤Cd总量仍是土壤Cd活性和水稻Cd累积差异变动的主控因素。在Cd中度污染土壤中, 施Zn降低了土壤交换态Cd含量1.9%~17.0%, 但水稻根表铁膜、根和糙米中Cd含量随Zn施用浓度的增大而增大, 糙米Cd含量从0.09 mg/kg上升到0.17 mg/kg, 相关分析显示糙米Cd含量与土壤交换态Zn含量显著正线性相关。在Cd重度污染土壤中, 施Zn增大了土壤交换态Cd含量2.1%~4.8%, 但降低了水稻各部位中Cd含量, 当施Zn浓度超过80 mg/kg时, 糙米Cd含量可从对照组的0.45 mg/kg降低到0.12 mg/kg, 符合国家食品污染物限量标准(GB 2762—2017)的要求, 相关分析显示糙米Cd含量与土壤交换态Zn含量显著负线性相关。对2种Cd污染程度的土壤, 施Zn均可增大Cd在水稻地下部的累积率, 从而降低水稻地上部Cd的累积率。在Cd重度污染土壤中, 可通过施Zn降低糙米Cd含量, 施Zn量80 mg/kg是试验中最佳施用量; 但在Cd中度污染土壤中, 施Zn有增大糙米Cd含量的风险。

关键词: 锌; 镉; 累积; 水稻; 土壤

中图分类号: X53

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2018)03-0340-06

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2018.03.051

Diffident Analysis on Accumulation of Cadmium in Rice Plants with Zinc Application

GU Jiaofeng^{1,2}, YANG Wentao¹, ZHOU Hang^{1,2}, ZHANG Ping^{1,2}, PENG Peiqin^{1,2}, LIAO Bohan^{1,2}

(1. College of Environment Science and Engineering, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004; 2. Hunan Engineering Laboratory for Control of Rice Quality and Safety, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004)

Abstract: The objectives of this study were to investigate the influences of different concentrations of zinc (Zn) application on cadmium (Cd) bioavailability in soil and Cd accumulation in rice grown in two Cd-polluted soils. Rice pot experiment was carried out and the rice variety was Weiyou 46. Application exogenous Cd and Zn, curing generated two Cd-polluted soil (0.72 and 5.26 mg/kg Cd) and four Zn-treated soil (0, 40, 80 and 160 mg/kg). Results showed that the application of Zn had an influence on the test indexes, while soil Cd concentration was the dominant factor affecting the soil Cd activity and the Cd accumulation in the rice plants. In the 0.72 mg/kg Cd treatment, the application of Zn reduced exchangeable Cd concentration in soil by 1.9%~17.0%, while increased the uptake and accumulation of Cd in the iron plaque, roots, and brown rice, the Cd concentration in brown rice was ranging from 0.09 to 0.17 mg/kg, furthermore, the Cd concentration in brown rice was linearly positively related to the exchangeable Zn concentration in soil. In the 5.26 mg/kg Cd treatment, the exchangeable Cd concentration in soil was increased by 2.1%~4.8%, the Cd concentration in various rice organs was decreased. Moreover, the Cd concentration in brown rice decreased to 0.12 mg/kg when the Zn concentration increased to 80 mg/kg, whereas it was 0.45 mg/kg at 0 mg/kg Zn, lower than the National Food Safety Standard of 0.2 mg/kg (GB 2762—2017). In addition, the correlations of the Cd concentration in brown rice and exchangeable Zn in soil were linear and negative. The experiment results also found that application of Zn increase the accumulation rate of Cd in the underground part of

收稿日期: 2017-12-18

资助项目: 国家重点研发计划项目(2016YFD0800705); 湖南省教育厅科学研究项目(17C1645)

第一作者: 辜娇峰(1979—), 女, 湖北武汉人, 博士, 讲师, 主要从事土壤污染与控制研究。E-mail: gujiaofeng@163.com

通信作者: 廖柏寒(1957—), 男, 湖南醴陵人, 博士, 教授, 博士生导师, 主要从事土壤污染与控制研究。E-mail: liaobh1020@163.com

rice planed in two Cd-polluted soils, and then decreased the Cd accumulation rate of aerial part. A certain amount of Zn to reduce the Cd concentration in brown rice was feasible in the soil treated with 5.26 mg/kg Cd and the amount of Zn 80 mg/kg was the best applied in the experiment, while it increased the risk of Cd accumulation in the soil treated with 0.72 mg/kg.

Keywords: zinc; cadmium; accumulation; rice; soil

2014 年国家环境保护部和国土资源部联合公布的《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国受污染的农业用地点位超标率占 19.4%,受镉(Cd)污染的农业用地点位超标率占比达 7%^[1],每年粮食受重金属污染达 1 000 多万 t,直接经济损失 200 多亿元,这些有毒重金属可通过土壤—水稻的食物链进入人体,对人体造成潜在危害^[2]。稻米是我国居民的主食之一,也是人体 Cd 摄入的最主要途径^[3],因此,开展降低稻米 Cd 的吸收累积研究,实现稻米安全生产,提高稻米品质,具有十分重要的意义。锌(Zn)与 Cd 是同族元素,价态相同、离子半径相似^[4]。研究发现,施用 Zn 肥可降低 Cd 污染土壤中种植的水稻籽实及玉米籽实中 Cd 含量^[5-6],叶面喷施 Zn 肥也有相同的降低效果^[7]。张建辉等^[8]采集的 108 组湖南大米与土壤发现,土壤有效态 Zn 含量高可抑制稻米对 Cd 的积累。因此,利用施 Zn 肥降低土壤 Cd 危害,降低农作物可食部位 Cd 含量,被认为是一种积极有效的方法。但也有研究发现,施 Zn 增大了土壤游离 Cd²⁺的生物有效性,加大了植物对 Cd 的累积^[9],施 Zn 增大了番茄对 Cd 的吸收,同时 100~150 μm Zn 处理致使植物光合作用受阻^[10]。施 Zn 虽降低了烟草根和茎叶中 Cd 含量,但加重了 Cd 对谷胱甘肽还原酶

(GR)和超氧化物歧化酶(SOD)破坏,使得植物生长受抑制^[11]。可见,施用 Zn 肥不一定总是有效的降低作物可食部位 Cd 含量,土壤污染程度的变化、作物品种的变化都会影响 Zn 的降低效应。当前利用施 Zn 尝试缓解 Cd 毒害的研究主要是从水培溶液施 Zn^[10]、叶面喷施 Zn 肥^[7,12]、固化剂配施 Zn 肥治理 Cd 污染土壤^[5-6]等方面进行,而对比研究中度和重度 Cd 污染稻田土壤不同施 Zn 浓度对稻米 Cd 累积的相关研究还很少,缺乏指导实际生产的应用案例。本研究选用湖南无重金属污染的稻田土壤,通过外源施 Cd 制备中度(0.72 mg/kg)和重度(5.26 mg/kg)2 个 Cd 污染程度土壤,然后再施用不同浓度 Zn,研究土壤 Cd 交换态含量的变化以及水稻各部位 Cd 含量的变化,为 Cd 污染土壤治理及水稻安全生产提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤从湖南省长沙市宁乡县双江口镇采集(28°27.716' N,113°16.356' E),基本理化性质见表 1。水稻品种为威优 46 号,籼型晚稻,湖南湘潭市兴农种业公司生产。试验试剂为分析纯,由国药集团化学试剂有限公司提供。

表 1 供试土壤基本理化性质

土壤类型	pH	阳离子交换量/ (cmol·kg ⁻¹)	有机质含量/ (g·kg ⁻¹)	总 Cd/ (mg·kg ⁻¹)	交换态 Cd/ (mg·kg ⁻¹)	总 Zn/ (mg·kg ⁻¹)	交换态 Zn/ (mg·kg ⁻¹)
红壤	5.61	31.3	32.0	0.23A/0.72B/5.26B	0.06	78.80	4.17

注:A 表示原始土壤 Cd 含量;B 表示添加 CdCl₂ 后土壤总 Cd 含量。

1.2 试验方法

1.2.1 不同浓度 Cd 和 Zn 污染土壤的制备 按 0.5,5.0 mg/kg 污染水平制备中度和重度 Cd 污染土壤,分别标注为 Cd0.72、Cd5.26,土壤 Cd 总量见表 1。按供试土壤总 Zn 量(78.80 mg/kg)的 0,0.5,1,2 倍,设计 4 个水平的 Zn 施用浓度,即 0,40,80,160 mg/kg,分别标注为 Zn0,Zn40,Zn80,Zn160,其中 Zn0 为对照。具体制备方法为:在柱型塑料桶(直径 30 cm,高 24 cm)内装入自然风干无杂质的供试土壤 5 kg,加入自来水完全湿润。使用分析纯 CdCl₂·2.5H₂O 配制浓度为 250.0 mg/L CdCl₂ 母液,每盆土壤分别加入 10,100 mL 母液制备出中度和重度 Cd 污染土壤。使用分析纯 ZnCl₂ 配制浓度为 20 mg/L 的 ZnCl₂ 母液,每盆土壤分别加入 0,10,20,40

mL 母液制备出 4 个浓度的 Zn 土壤。供试土壤先加入 CdCl₂ 溶液,平衡熟化 7 天,再加入 ZnCl₂ 溶液平衡熟化 14 天,从而制备出试验盆栽土壤,每个处理设置 3 个重复。

1.2.2 盆栽试验 2015 年 7—10 月进行水稻盆栽试验,种植场地为校内水稻种植基地。盆栽土壤随机区组摆放,秧苗移栽前 2 d,施入基肥(尿素 0.28 g/kg(按 N 计算),K₂CO₃ 0.22 g/kg(按 K₂O 计算),(NH₄)₃PO₄ 0.21 g/kg(按 P₂O₅ 计算))。7 月 26 日选长势苗壮的威优 46 号秧苗移栽(秧苗提前在无 Cd 污染的原始供试土壤中培育),1 盆 1 穴 2 株。种植过程自来水灌溉,常规农田肥水及农药管理。水稻移栽 95 天后于 10 月 29 日收获,采集水稻植株,分根、茎叶、谷壳、糙米 4 个部位,超纯水洗净,采集根表铁

膜后,105 ℃杀青再 70 ℃烘干,重量平衡后称取干重,粉碎,过 10 目筛,密封保存分析备用。同时采集水稻根系 0~2 cm 处土壤,自然风干后,研钵碾碎,分别过 10,100 目筛,密封保存分析备用。

1.3 测定指标与方法

土壤基本理化性质按《土壤农业化学分析方法》^[13]中所述方法测定,土壤中 Cd 和 Zn 总量采用盐酸—硝酸—高氯酸法消解^[14],1 mol/L MgCl₂ 溶液提取土壤中 Cd 和 Zn 的交换态含量^[15],连二亚硫酸钠—柠檬酸三钠—碳酸氢钠(DCB)法^[16]提取水稻根系表面附着的根表铁膜。采用干灰法(GB/T 5009.15—2003)消解水稻组织部位中 Cd 和 Zn 总量。电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP 6300, Thermo)测定水稻样品溶液中 Zn 含量、土壤样品溶液中 Cd 和 Zn 含量,石墨炉原子吸收分光光度计(iCE—3500, Thermo)测定水稻样品溶液中 Cd 含量。试验中以湖南大米(GBW 10045 (GSB—23))和国家标准物质土壤(GBW(E)—070009)进行质量控制分析,同时做空白试验,Cd 的回收率为 94.5%~98.6%,Zn 的回收率为 97.2%~102.3%。

1.4 数据统计与分析

水稻各部位 Cd 累积量(BA, μg/pot)^[17]计算公式为:

$$BA = C_i \times B_i$$

式中: C_i 分别为根、茎叶、谷壳、糙米 Cd 含量(mg/

kg); B_i 为根、茎叶、谷壳、糙米干重(mg/pot)。

根表铁膜中 Cd 累积量(T_{DCB}, μg/pot))计算公式为:

$$T_{DCB} = C_{DCB} \times B_{root}$$

式中: C_{DCB} 为根表铁膜中 Cd 含量(mg/kg); B_{root} 为水稻根系干重(mg/pot)。水稻根表铁膜、水稻各部位 Cd 累积率^[16]计算公式为:

$$Cd \text{ 累积率}(\%) = \frac{T_{DCB} \text{ 或 } BA}{T_{DCB} + BA}$$

试验数据采用 SPSS 19.0 进行统计分析。采用多因素方差分析及 LSD 检验分析不同程度 Cd 污染土壤和不同浓度 Zn 施用量对试验中检测指标的影响效应,单因素 ANOVA 中 Duncan 比较分析各处理间差异,Person 系数分析数据间的相关关系。Origin 8.5 绘制图形。

2 结果与分析

2.1 土壤 pH 及重金属交换态含量变化

由表 2 可知,随 Zn 施用浓度的增大(40~160 mg/kg),与对照 Zn0 相比,在 Cd0.72 土壤中,土壤 pH 变化不显著,但土壤交换态 Cd 含量呈现降低趋势,降低了 1.9%~17.0%;在 Cd5.26 土壤,土壤 pH 有降低趋势,交换态 Cd 含量呈现上升趋势,增大了 2.1%~4.8%;各处理间差异不显著。在 2 种 Cd 污染土壤中,交换态 Zn 含量随 Zn 施用量增加而增大。双因素分析表明,土壤 Cd 污染程度是土壤 pH 及土壤交换态 Cd 含量变化的主控因素,而 Zn 的施用浓度则是土壤交换态 Zn 含量变化的主控因素。

表 2 不同浓度 Zn 施用对壤 pH 及重金属交换态含量变化的影响

处理	交换态 Cd/(mg·kg ⁻¹)		交换态 Zn/(mg·kg ⁻¹)		pH	
	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26
Zn0	0.53±0.05a	3.30±0.14a	4.46±0.60d	2.06±0.18d	4.89±0.24a	5.23±0.05a
Zn40	0.52±0.06a	3.37±0.18a	13.49±4.14c	19.53±5.86c	4.70±0.32a	5.05±0.03bc
Zn80	0.46±0.02a	3.39±0.19a	35.59±6.88b	37.34±13.49b	5.00±0.10a	5.08±0.07b
Zn160	0.44±0.04a	3.46±0.03a	65.61±12.87a	62.16±3.33a	4.78±0.30a	4.96±0.05c
Cd F 值	4197.35*		0.02		10.24*	
Zn F 值	0.16		72.91*		1.86	
Cd×Zn F 值	1.36		0.49		0.73	

注:表中数据为平均值±标准误差,n=3;同列不同字母表示在同一 Cd 污染程度,不同 Zn 处理间的差异显著(p<0.05);*表示双因素分析 F 值在 p<0.05 水平存在显著性。下同。

2.2 水稻各部位 Cd 和 Zn 含量的变化

由表 3 可知,在 Cd0.72 土壤中,随着 Zn 施用浓度的增大(40~160 mg/kg),根表铁膜、根和糙米对 Cd 的吸收累积增大,相比 Zn0 处理分别增大 8.8%~184.2%,25.4%~63.5%,11.1%~88.9%;各处理糙米 Cd 含量均低于 0.2 mg/kg,符合国家食品污染物限量标准(GB 2762—2017)的要求。在 Cd5.26 土壤,随 Zn 施用浓度的增大(40~160 mg/kg),根表铁膜、根、茎叶、谷壳和糙米中 Cd 含量均低于 Zn0 处理,分别降低了 11.6%~34.5%,0.4%~51.9%,57.8%~78.1%,

66.7%~87.5%,33.3%~73.3%;Zn80 和 Zn160 处理,糙米 Cd 含量降低到 0.12 mg/kg,也低于 0.2 mg/kg 的限量标准,达到了安全生产的要求。双因素分析显示,土壤 Cd 的污染程度以及 Zn 的施用水平共同影响了水稻各部位 Cd 的吸收和累积。

由表 4 可知,施 Zn 是影响水稻各部位 Zn 含量的主控因素。随着 Zn 施用浓度的增大(40~160 mg/kg),水稻各部位 Zn 含量逐渐升高;在 Cd0.72 和 Cd5.26 土壤中,糙米 Zn 含量分别升高 13.2%~36.5%和 0.5%~19.0%。

表 3 不同浓度 Zn 施用对水稻各组织部位中 Cd 含量的影响

单位:mg/kg

处理	根表铁膜		根		茎叶		谷壳		糙米	
	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26
Zn0	0.57±0.38b	1.45±0.08a	1.15±0.18b	4.86±1.36a	0.12±0.01a	0.64±0.01a	0.06±0.03b	0.48±0.07a	0.09±0.00b	0.45±0.06a
Zn40	0.64±0.22b	1.27±0.08ab	1.88±0.11a	4.63±0.20a	0.13±0.02a	0.27±0.04b	0.11±0.04a	0.16±0.02b	0.10±0.02b	0.30±0.02b
Zn80	0.73±0.22b	1.18±0.13bc	1.65±0.22ab	2.34±0.47b	0.09±0.01b	0.15±0.01c	0.06±0.01b	0.11±0.02bc	0.17±0.02a	0.12±0.02c
Zn160	1.62±0.20a	0.95±0.20c	1.44±0.33b	4.84±1.53a	0.09±0.01b	0.14±0.04c	0.06±0.01b	0.06±0.01c	0.15±0.01a	0.12±0.02c
Cd F 值	24.12 *		71.23 *		417.02 *		96.04 *		118.64 *	
Zn F 值	5.82 *		3.15 *		179.20 *		53.54 *		32.84 *	
Cd×Zn F 值	27.58 *		4.74 *		138.73 *		54.72 *		82.51 *	

表 4 不同浓度 Zn 施用对水稻各组织部位中 Zn 含量的影响

单位:mg/kg

处理	根表铁膜		根		茎叶		谷壳		糙米	
	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26
Zn0	18.82±3.78c	22.85±1.72c	8.26±0.48c	23.12±8.22b	28.54±4.40b	21.15±2.54c	17.11±2.63b	16.35±1.24a	19.30±0.74b	21.90±1.84b
Zn40	36.10±7.67bc	41.42±5.33b	39.23±9.41b	29.04±9.41b	45.28±5.05b	41.91±9.18b	23.83±1.06a	16.30±4.06a	29.59±4.27a	22.01±1.38b
Zn80	55.89±18.89b	40.74±4.60b	54.84±11.72b	27.52±5.38b	67.11±9.53a	39.42±8.34b	16.70±2.89b	18.43±6.61a	21.85±0.62b	25.90±1.28a
Zn160	98.65±18.56a	102.23±9.50a	94.55±16.32a	74.09±9.22a	72.65±9.47a	73.34±3.55a	21.35±1.66a	17.89±0.70a	26.34±0.25a	26.06±2.82a
Cd F 值	0.01		7.31 *		6.82 *		3.71		0.13	
Zn F 值	65.78 *		53.15 *		31.64 *		1.52		9.18 *	
Cd×Zn F 值	1.33		5.38 *		3.15		2.33		9.41 *	

2.3 水稻株高与生物量的变化

由表 5 可知,在 Cd0.72 土壤种植的水稻株高比 Cd5.26 土壤高出 1.66~8.00 cm,糙米干重也相应高出 2.43~4.54 g/pot,而水稻根、茎叶和谷壳的干重之间差异较小。相比对照 Zn0,Zn40、Zn80 处理对

2 种 Cd 污染土壤种植的水稻株高和生物量有增大趋势,具增产效应,但 Zn160 处理呈减小趋势,尤其在 Cd5.26 土壤中糙米干重显著下降 19.5%($p<0.05$)。双因素分析显示,土壤 Cd 的污染水平是水稻株高、茎叶和糙米干重变化的主要控制因素。

表 5 不同浓度 Zn 施用对水稻株高和生物量的影响

处理	株高/cm		根/(g·pot ⁻¹)		茎叶/(g·pot ⁻¹)		谷壳/(g·pot ⁻¹)		糙米/(g·pot ⁻¹)	
	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26	Cd0.72	Cd5.26
Zn0	83.33±2.89a	81.67±2.52b	5.62±0.35a	5.88±0.60a	17.40±1.65b	19.12±2.15a	4.67±1.04a	4.37±1.80c	16.80±4.63a	14.37±0.55ab
Zn40	86.33±1.53a	86.67±1.15a	6.48±0.73a	5.67±0.51a	19.50±5.21a	18.90±2.94a	4.23±0.57a	5.30±0.26b	17.93±2.75a	15.20±2.60a
Zn80	88.00±2.65a	83.00±2.00ab	6.74±0.42a	5.67±0.53a	20.50±4.78a	19.83±2.30a	4.70±1.25a	5.40±0.20b	18.63±1.15a	15.67±3.31a
Zn160	91.33±7.57a	83.33±3.06ab	5.78±0.86a	5.94±0.46a	13.23±1.10c	21.87±1.35a	4.37±0.25a	5.83±1.95a	16.10±2.55a	11.57±0.96b
Cd F 值	6.42 *		2.35		9.02 *		1.10		8.63 *	
Zn F 值	2.23		0.77		1.85		0.34		1.81	
Cd×Zn F 值	1.69		2.05		4.00 *		0.99		0.19	

2.4 水稻各部位 Cd 累积率的变化

对比水稻各部位 Cd 累积率(图 1),在 Cd0.72 土壤,随着 Zn 施用浓度的增大,根表铁膜对 Cd 的累积率逐渐增大,茎叶对 Cd 的累积率逐渐减小;在 Cd5.26 土壤,施 Zn 则使得水稻根表铁膜、根对 Cd 的累积率增大,茎叶和糙米对 Cd 的累积率逐渐减小。在 Cd0.72 和 Cd5.26 土壤中,水稻地下部(根及根表铁膜)均是 Cd 主要累积部位,Cd 累积率分别是 71.0%~82.0%和 63.2%~87.8%,而地上部(茎叶、谷壳和糙米)Cd 的累积率则分别占到 18.4%~32.0%和 12.8%~42.6%。Cd0.72 土壤种植的水稻地上部 Cd 累积率低于 Cd5.26 土壤。随着 Zn 施用浓度的增大(40~160 mg/kg),Cd0.72 土壤水稻地下部位对 Cd 的累积率从 71.0%逐渐增大到 82.0%,而地上部位对 Cd 的累积率从 32.0%减小到 18.4%;Cd5.26 土壤水稻地下部位对 Cd 的累积率从 63.2%

逐渐增大到 87.8%,而地上部位对 Cd 的累积率从 42.6%减小到 12.8%,可见施 Zn 增大了水稻地下部的累积率而降低了地上部的累积率。

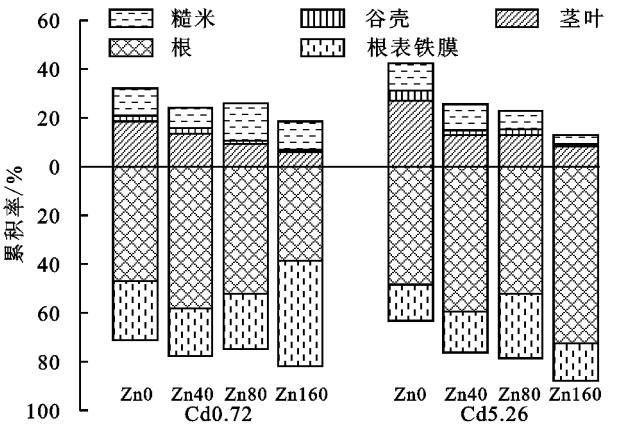


图 1 不同浓度 Zn 施用对水稻各部位 Cd 累积率的影响

2.5 相关性分析

2.5.1 水稻各部位 Cd 和 Zn 含量的关系 由表 6

可知,在 Cd0.72 土壤,水稻根表铁膜和谷壳部 Cd 和 Zn 含量显著正线性相关,这说明水稻根表铁膜和谷壳部 Zn 含量越大,Cd 含量也越大,这可能意味着在 Cd0.72 土壤中施 Zn,会使得根表铁膜和谷壳中 Cd 和 Zn 含量同时增大。在 Cd5.26 土壤,根表铁膜和糙米中 Cd 和 Zn 含量分别呈现负线性相关,说明根表铁膜和糙米中 Zn 含量越大,Cd 含量就越小,表明向土壤施 Zn,会增大根表铁膜和糙米中 Zn 含量,同时降低相应部位 Cd 含量。

表 6 水稻各组织部位中 Cd 和 Zn 含量之间的相关系数

处理	根表铁膜	根	茎叶	谷壳	糙米
Cd0.72	0.871**	0.063	-0.554	0.664*	0.130
Cd5.26	-0.748**	0.303	-0.499	0.170	-0.693*

注: * 和 ** 分别表示 $p<0.05$ 和 $p<0.01$ 显著水平。下同。

2.5.2 土壤重金属交换态含量与水稻各部位 Cd、Zn

表 7 土壤重金属交换态含量与水稻各部位 Cd 和 Zn 含量之间的相关系数

处理	土壤重金属	水稻各部位 Cd 含量					水稻各部位 Zn 含量				
	交换态	根表铁膜	根	茎叶	谷壳	糙米	根表铁膜	根	茎叶	谷壳	糙米
Cd0.72	交换态 Cd	-0.557	0.281	0.591*	0.118	-0.687*	-0.546	-0.588*	-0.581*	-0.020	-0.005
	交换态 Zn	0.875**	0.134	-0.626*	-0.358	0.710**	0.923**	0.934**	0.873**	0.121	0.217
Cd5.26	交换态 Cd	-0.256	0.245	-0.787**	-0.960**	-0.671**	0.377	0.247	0.174	-0.161	0.321
	交换态 Zn	-0.838**	0.152	-0.736**	-0.801**	-0.837**	0.875**	0.777**	0.876**	0.364	0.660*

3 讨论

施 Zn 后,中度 Cd 污染土壤(Cd0.72)中交换态 Cd 含量呈现降低趋势,而重度 Cd 污染土壤(Cd5.26)中呈现增大趋势(表 2),出现这一相反趋势的原因可能是水稻根系细胞膜上的转运蛋白质可主动或被动运输吸附在根表细胞壁上的重金属离子^[18-21],将其带入细胞内,有毒元素 Cd 通过营养元素 Zn 的运输通道进入水稻植株体内,水稻对 Zn 是主动吸收,对 Cd 则是被动吸收^[21],这源于 Cd 与 Zn 有相同的价态和近似相同的离子半径^[4]。在 Cd0.72 土壤种植的水稻一方面通过根部吸收累积土壤溶液中活性 Cd,另一方面,则是土壤溶液中交换态 Zn 含量增多,水稻主动吸收 Zn 的同时,连带吸收了 Cd,进而降低了根际土壤中交换态 Cd 含量;而在 Cd5.26 土壤,土壤中交换态 Cd 与 Zn 同时大量存在,Cd 与 Zn 在植物根细胞膜竞争结合位点,根细胞膜吸附 Zn,则导致 Cd 的溶解性增强^[4,9],使得 Cd 交换态含量增大,生物有效性增强,根系 Cd 胁迫加重。

由表 3 可知,在土壤 Cd 中度污染(Cd0.72),因为 Cd 与 Zn 共用相同的运输通道,水稻对 Zn 元素主动吸收的同时,被动吸收 Cd^[18-21],所以,当土壤中交换态 Zn 大量存在于水稻根系环境后,水稻在主动吸收 Zn 的同时连带吸收了土壤溶液中游离的 Cd,从而使得土壤溶液中交换态 Cd 含量呈现降低趋势,而水稻根表铁膜、根和糙米中 Cd 含量呈现增大趋势,水

含量的关系 将土壤中 Cd、Zn 交换态含量(表 5)以及水稻各部位 Cd、Zn 含量(表 2、表 3)分别进行相关性分析。由表 7 可知,在 Cd0.72 土壤,土壤交换态 Cd 含量与茎叶 Cd 含量显著正线性相关($p<0.05$),而与糙米中 Cd 含量显著负线性相关($p<0.01$);土壤交换态 Zn 含量,与根表铁膜和糙米中 Cd 含量显著正线性相关($p<0.01$),而与茎叶中 Cd 含量显著负线性相关($p<0.05$)。在 Cd5.26 土壤,土壤交换态 Cd 含量及交换态 Zn 含量均与水稻茎叶、谷壳和糙米中 Cd 含量显著负线性相关($p<0.01$),且交换态 Zn 含量与根表铁膜中 Cd 含量显著负线性相关($p<0.01$)。水稻根表铁膜、根和茎叶部 Zn 含量均与土壤交换态 Zn 含量显著正线性相关($p<0.01$)。可见,在 Cd0.72 土壤中施 Zn,使得土壤交换态 Zn 越多,糙米中 Cd 含量越大;在 Cd5.26 土壤,则是交换态 Zn 越多,糙米 Cd 含量越小。

稻糙米中 Cd 含量与土壤中 Zn 交换态含量正线性相关(表 7),以及水稻根表铁膜和谷壳中 Cd 和 Zn 含量正线性相关(表 6),也是这一作用的结果。Cherif 等^[10]研究表明,施 Zn 促进番茄对 Cd 吸收和 Tkalec 等^[11]研究表明,施 Zn 加重了烟草 Cd 毒害作用,与本试验结果相似。

由表 3 也可知,在土壤 Cd 重度污染(Cd5.26),施 Zn 浓度在 40,80 mg/kg 可以减少水稻根系对 Cd 的吸收,降低水稻糙米对 Cd 的累积,这可能是因为 Zn 与 Cd 在吸收和运输过程中共用同一个转运蛋白 ATPase 2 (OsHM2)^[18,21],而 Zn 是 Cd 在该转运蛋白结合位点的主要竞争者^[4,9],当土壤溶液中交换态 Zn 大量存在时,根细胞膜吸附位点吸附 Zn,从而对 Cd 吸附位点的减少,施 Zn 降低了根细胞对 Cd 的吸收与转运。根表铁膜和糙米中 Cd 含量与 Zn 含量负线性相关(表 6),且与土壤中交换态 Zn 含量负线性相关(表 7),就可能是这一作用的结果。Akay 等^[12]报道,叶面喷施 Zn 肥,降低了灌浆期 Cd 从根部转运到籽粒中的量,本试验结果与之相符。在 Cd5.26 土壤,当 Zn 施用浓度继续增加到 160 mg/kg 时,水稻根部和茎叶部 Cd 含量相比 Zn 在 80 mg/kg 浓度处理上有增加的趋势,激发水稻对 Cd 吸收,这是因为土壤中交换态 Cd 与 Zn 同时大量存在,在植物根细胞膜竞争结合位点,导致土壤 Cd 的溶解性增强^[4,9],交换态含量增大(表 2),加大了根系 Cd 胁迫,促使 Cd 从根部向地上部转移,缓解 Cd 胁迫^[22]。

2 种 Cd 污染程度土壤,施 Zn 对水稻 Cd 累积率的影响趋于一致。对比水稻各组织部位的累积率,在 Cd0.72 和 Cd5.26 土壤,随着 Zn 施用浓度的增大,根表铁膜对 Cd 的累积率均是逐渐增大的,而水稻根表铁膜可阻隔水稻根系对 Cd 的吸收,减少根系对 Cd 的累积^[16],可见本试验中施 Zn 使得根表铁膜阻隔 Cd 的能力加强,从而减少了地上部位对 Cd 的累积量。对比水稻地上部和地下部,2 种 Cd 污染程度土壤,施 Zn 均增大了水稻地下部的累积率而降低了地上部的累积率,且降低茎叶部 Cd 累积率趋势明显,可见施 Zn 是可以降低水稻地上部 Cd 累积量的,尤其是在土壤 Cd 重度污染状况下,但鉴于 Cd0.72 土壤种植水稻的糙米 Cd 含量有增大趋势,就需慎重选择是否施用 Zn 肥。试验中 2 种 Cd 污染程度土壤,Zn40 和 Zn80 处理对水稻生物量均有增大趋势(表 5),但当施用浓度达到 160 mg/kg,使得土壤总 Zn 达到约 240 mg/kg 时,水稻糙米生物量大幅下降,这应该是土壤 Zn 含量超过水稻生态阈值^[23],产生了 Zn 毒害,更不利用水稻的正常生长。

本试验采用双因素分析了施 Zn 对土壤中交换态 Cd 和 Zn 含量以及水稻各部位累积的 Cd 和 Zn 含量的影响权重(表 2~表 5),可以发现,土壤 Cd 的污染程度、Zn 的施用水平以及两者的综合作用都会影响到土壤-水稻系统中的 Cd 含量以及水稻的生长,但土壤 Cd 的污染程度仍是主控因素。通过施加 Zn 降低水稻糙米 Cd 污染的效果因施 Zn 量、土壤 Cd 污染程度不同而存在差异,只有在 Cd 重度污染程度下,Zn 的施用才能够有效降低糙米中的 Cd 含量。本试验也发现,土壤溶液中交换态 Cd 和 Zn 的浓度不同,水稻根细胞膜转运 Cd 的响应是不同的,未来研究中需设置逐步递增的土壤 Cd 和 Zn 施用量,从而利于找到水稻响应 Cd 和 Zn 的比值转折点,为 Cd 污染土壤的治理及水稻的安全生产提供技术支持。

4 结论

在 Cd 中度污染土壤中,施 Zn 虽可降低土壤交换态 Cd 含量,但增大了 Cd 在糙米中的累积,Cd 含量从 0.09 mg/kg 上升到 0.17 mg/kg;土壤交换态 Zn 含量与糙米 Cd 含量显著正线性相关。在 Cd 重度污染土壤中,施 Zn 可增大土壤交换态 Cd 含量,但是降低了水稻各部位 Cd 含量,糙米 Cd 含量从 0.45 mg/kg 降低到 0.12 mg/kg,达到安全生产的要求;土壤交换态 Zn 含量与糙米 Cd 含量显著负线性相关。在 Cd 中度和重度污染土壤,施 Zn 均可增大水稻地下部 Cd 累积率,降低地上部 Cd 累积率,但利用施 Zn 降低土壤 Cd 污染风险,需提前判断土壤 Cd 污染水平,仅在土壤 Cd 重度污染情况下才有较好效果,Zn 施用水平在 80 mg/kg 为最佳。

参考文献:

- [1] Zhao F J, Ma Y, Zhu Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies[J]. Environmental Science and Technology, 2015, 49: 50-759.
- [2] Moulis J M, Thevenod F. New perspectives in cadmium toxicity: An introduction [J]. Biometals, 2010, 23(5): 763-768.
- [3] Clemens S, Aarts M G M, Thomine S, et al. Plant science: The key to preventing slow cadmium poisoning [J]. Trends in Plant Science, 2013, 18(2): 92-99.
- [4] Yoneyama T, Ishikawa S, Fujimaki S. Route and regulation of zinc, cadmium, and iron transport in rice plants (*Oryza sativa* L.) during vegetative growth and grain filling: Metal transporters, metal speciation, grain Cd reduction and Zn and Fe biofortification [J]. International Journal of Molecular Sciences, 2015, 16(8): 19111-19129.
- [5] Fahad S, Hussain S, Khan F, et al. Effects of tire rubber ash and zinc sulfate on crop productivity and cadmium accumulation in five rice cultivars under field conditions [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(16): 12424-12434.
- [6] Fahad S, Hussain S, Saud S, et al. Grain cadmium and zinc concentrations in maize influenced by genotypic variations and zinc fertilization [J]. Clean-Soil Air Water, 2015, 43(10): 1433-1440.
- [7] Yang J X, Wang L Q, Wei D P, et al. Foliar spraying and seed soaking of zinc fertilizers decreased cadmium accumulation in cucumbers grown in Cd-contaminated soils [J]. Soil and Sediment Contamination, 2011, 20(4): 400-410.
- [8] 张建辉,王芳斌,汪霞丽,等. 湖南稻米镉和土壤镉锌的关系分析[J]. 食品科学, 2015, 36(22): 156-160.
- [9] Hart J J, Welch R M, Novell W A, et al. Transport interactions between cadmium and zinc in roots of bread and durum wheat seedlings [J]. Physiologia Plantarum, 2002, 116(1): 73-78.
- [10] Cherif J, Derbel N, Nakkach M, et al. Spectroscopic studies of photosynthetic responses of tomato plants to the interaction of zinc and cadmium toxicity [J]. Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology, 2012, 111(11): 9-16.
- [11] Tkalec M, Stefanic P P, Cvjetko P, et al. The effects of cadmium-zinc interactions on biochemical responses in tobacco seedlings and adult plants [J]. PLoS One, 2014, 9(1): e87582.
- [12] Akay A, Koleli N. Interaction between cadmium and zinc in barley (*Hordeum vulgare* L.) grown under field conditions [J]. Bangladesh Journal of Botany, 2008, 36(1): 13-19.

- 的影响[J]. 水土保持学报, 2010, 24(3): 85-88.
- [3] Wang Y B, Zhu C F, Yang H F, et al. Phosphate fertilizer affected rhizospheric soils: Speciation of cadmium and phytoremediation by *Chlorophytum comosum* [J]. Environmental Science & Pollution Research, 2017, 24(4): 3934-3939.
- [4] 王友保, 燕傲雷, 张旭情, 等. 吊兰生长对土壤镉形态分布与含量的影响[J]. 水土保持学报, 2010, 24(6): 163-166.
- [5] 廖晓勇, 陈同斌, 阎秀兰, 等. 提高植物修复效率的技术途径与强化措施[J]. 环境科学学报, 2007, 27(6): 881-893.
- [6] Gao X P, Flaten D N, Tenuta M, et al. Soil solution dynamics and plant uptake of cadmium and zinc by durum wheat following phosphate fertilization [J]. Plant and Soil, 2011, 338(1): 423-434.
- [7] 马亚娟, 徐福利, 王渭玲, 等. 氮磷提高华北落叶松人工林地土壤养分和酶活性的作用[J]. 植物营养与肥料学报, 2015, 21(3): 664-674.
- [8] 陈波浪, 蒋平安, 盛建东. 磷肥对棉田土壤有效磷及土壤酶活性的影响[J]. 土壤通报, 2014, 45(1): 185-188.
- [9] 曾鹏, 曹霞, 郭朝辉, 等. 珊瑚树 (*Viburnum odoratissimum*) 对污染土壤中镉的耐受和富集特征[J]. 生态学报, 2017, 37(19): 1-8.
- [10] Wang Y B, Yan A, Wu T T, et al. Accumulation and remediation of cadmium-polluted soil by a potential cadmium-hyperaccumulator *Chlorophytum comosum* [J]. Energy Sources Part A, 2012, 34(16): 1523-1533.
- [11] Wang Y B, Yan A L, Dai J, et al. Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in *Chlorophytum comosum*: A popular ornamental plant and potential Cd hyperaccumulator [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2012, 184(2): 927-937.
- [12] Wang Y B, Liu D L, Zhang L, et al. Patterns of vegetation succession in the process of ecological restoration on the deserted land of Shizishan copper tailings in Tongling City [J]. Acta Botanica Sinica, 2004, 46(7): 780-787.
- [13] 燕傲雷, 吴亭亭, 王友保, 等. 3种观赏植物对重金属镉的耐性与积累特性[J]. 生态学报, 2010, 30(9): 2491-2498.
- [14] 郑荣梁, 黄中洋. 自由基生物学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2007.
- [15] Ferrer-Sueta G, Vitturi D, Batinic-Haberle I, et al. Reactions of manganese porphyrins with peroxynitrite and carbonate radical anion [J]. Journal of Biological Chemistry, 2003, 278(30): 27432-27438.
- [16] 王友保, 刘登义. 污灌对作为生长及其活性氧清除系统的影响[J]. 环境科学学报, 2003, 23(4): 555-557.
- [17] 孙锋, 赵灿灿, 李江涛, 等. 与碳氮循环相关的土壤酶活性对施用氮磷肥的响应[J]. 环境科学学报, 2014, 34(4): 1016-1023.
- [18] 李江遐, 光强, 黄伏森, 等. 不同改良剂对矿区土壤重金属有效性及土壤酶活性的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(6): 211-215.
- [19] 陈红军, 孟虎, 陈钧鸿. 2种生物农药对土壤蔗糖酶活性的影响[J]. 生态环境, 2008, 17(2): 584-588.
- [20] 王天元, 宋雅君, 滕鹏起. 土壤脲酶及脲酶抑制剂[J]. 化学工程师, 2004, 8(2): 22-24.
- (上接第345页)
- [13] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 3版. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.
- [14] Bunluesin S, Pokethitiyook P, Lanza G R, et al. Influences of cadmium and zinc interaction and humic acid on metal accumulation in *Ceratophyllum Demersum* [J]. Water Air and Soil Pollution, 2007, 180(1/4): 225-235.
- [15] 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 [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2016, 130: 163-170.
- [16] Zhou H, Zeng M, Zhou X, et al. Heavy metal translocation and accumulation in iron Plaques and plant tissues for 32 hybrid rice (*Oryza sativa* L.) cultivars [J]. Plant and Soil, 2015, 386(1): 317-329.
- [17] 陈新红, 叶玉秀, 潘国庆, 等. 杂交水稻不同器官重金属铅浓度与累积量[J]. 中国水稻科学, 2014, 28(1): 57-64.
- [18] Gomes D S, Fragoso L C, Riger C J, et al. Regulation of cadmium uptake by *Saccharomyces cerevisiae* [J]. Biochimica et Biophysica Acta (BBA)-General Subjects, 2002, 1573(1): 21-25.
- [19] Jan Stomph T, Jiang W, Struik P C. Zinc biofortification of cereals: Rice differs from wheat and barley [J]. Trends in Plant Science, 2009, 14(3): 123-124.
- [20] Hall J L, Williams L E. Transition metal transporters in plants [J]. Journal of Experimental Botany, 2003, 54(393): 2601-2613.
- [21] Satoh-Nagasawa N, Mori M, Nakazawa N, et al. Mutations in rice (*Oryza sativa*) heavy metal ATPase 2 (*OsHMA2*) restrict the translocation of zinc and cadmium [J]. Plant and Cell Physiology, 2015, 53(1): 213-224.
- [22] Hart J J, Welch R M, Novell W A, et al. Zinc effects on cadmium accumulation and partitioning in near-isogenic lines of durum wheat that differ in grain cadmium concentration [J]. New phytologist, 2005, 167(2): 391-401.
- [23] Chang H B, Lin C W, Huang H J. Zinc-induced cell death in rice (*Oryza sativa* L.) roots [J]. Plant Growth Regulation, 2005, 46(3): 261-266.