

杂交水稻对 Cd 的吸收与籽粒积累: 土壤和品种的交互影响

龚伟群, 李恋卿, 潘根兴*

(南京农业大学农业资源与生态环境研究所, 南京 210095)

摘要: 土壤-作物-食物是人类摄取 Cd 的主要途径, 而水稻是籽粒 Cd 积累最强的粮食作物. 选择 2 种杂交水稻(普通杂交稻“汕优 63”和超级稻“II 优明 86”)与乌栅土和红沙泥田 2 种水稻土为材料, 采用添加 Cd(2.5 mg/kg) 和不添加 Cd 处理进行盆栽试验, 研究了水稻在成熟期对土壤中 Cd 的吸收及籽粒积累特点. 结果表明, 杂交水稻对 Cd 的吸收及籽粒积累依土壤、品种及两者的交互作用而变化. 杂交稻对土壤中原有 Cd 的吸收与积累, 基因型影响高于土壤类型的影响, 但对外源 Cd 的吸收与籽粒积累, 土壤类型的影响强于品种基因型, 而土壤与品种间的正交互作用(Cd 吸收强的超级稻种植于土壤 Cd 化学有效性高的红沙泥田)可使水稻籽粒 Cd 积累成倍提高. 说明在未污染条件下, 杂交稻对 Cd 的吸收与籽粒积累主要受品种的吸收能力控制, 而在污染条件下, 土壤化学性质对 Cd 有效性的影响成为土壤-水稻系统 Cd 迁移的主要控制因素. 本实验显示, 在酸性土壤或污染条件下, 超级稻对 Cd 的吸收与籽粒积累十分强烈, 就地消费人群的籽粒 Cd 暴露风险水平达到数倍于临界摄入量水平. 加 Cd 处理下, 汕优 63 中 Cd 滞留于根部, 而 II 优明 86 有较强的将 Cd 向上运输的能力, II 优明 86 籽粒 Cd 积累的不利效应远远超过其产量的增加效应. 因此, 在高产水稻育种中必须考虑水稻对 Cd 吸收的基因型差异与籽粒 Cd 的暴露风险, 推广高产杂交水稻根据其 Cd 的吸收特性考虑土壤-品种的合理布局.

关键词: Cd; 土壤; 籽粒; 健康风险; 基因型差异; Cd 污染

中图分类号: X171.5; TS201.6 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2006)08-1647-07

Cd Uptake and Accumulation in Grains by Hybrid Rice in Two Paddy Soils: Interactive Effect of Soil Type and Cultivars

GONG Wei-qun, LI Lian-qing, PAN Gen-xing

(Institute of Resources, Ecosystem and Environment of Agriculture, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China)

Abstract: Cd translocation through soil-food crop-diet is considered as one of most important pathway for human Cd exposure. Rice is considered as a particular crop with high Cd uptake and accumulation in grains among the main food crops. In this study, a pot experiment was conducted to elucidate mutual interaction of soil and cultivars on uptake and grain accumulation of Cd by hybrid rice with or without Cd spiking at $2.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ under continuous submerging condition. Two hybrid rice cultivars (Shanyou 63, a common hybrid rice and II Youming 86, a super-rice) and two paddy soils (a Wushantu, Gleyic Stagnic Anthrosols and a Hongshanitian, Ultic Stagnic Anthrosols) were used. The results show significant differences in Cd uptake and grain partitioning between soils, cultivars and the soil-cultivar interactions. The cultivars effect on uptake of indigenous soil Cd seems stronger than the soil effect while soil effect turns significant over that of cultivars on spiked Cd. However, intense Cd accumulation in grains is found under the positive interaction of soil with high Cd availability and cultivar with high Cd affinity (super rice on acidic paddy soil). This study demonstrates a phenomenon of intense Cd uptake and grain accumulation by super rice and, thus, imposing a very high Cd exposure risk (as several times as the acceptable daily intake, ADI) to subsistence diet farmers. The low Cd cultivar Shanyou 63 tends to hamper the up-taken Cd in root while the super rice II Youming 86 promotes higher partitioning to grain. Furthermore, the difference in total biomass between the two cultivars is small compared to that in total Cd uptake under Cd spiking. It is suggested that the Cd uptake behavior should be taken into account in super rice breeding and practical measures should be taken while spread of super rice cultivars in rice areas with acidic soils and under Cd pollution in order to control the human Cd exposure by diet.

Key words: cadmium; soil type; rice grain; exposure risk; genotype; Cd pollution

Cd 是地球化学分散元素, 在人类活动影响下其在地表环境中的释放和运移十分活跃, 因而对动物和人类具有较大的毒性^[1,2]. 土壤-作物-食物的迁移被列为人类对环境 Cd 摄取的首要途径^[3], 因而控制农产品中 Cd 水平对于降低人类的 Cd 暴露风险具有重要意义.

当前, 杂交水稻是我国稻米生产的主要品种. 为

收稿日期: 2005-09-15; 修订日期: 2005-12-02

基金项目: 国土资源部、江苏省国土生态地球化学调查重大项目 (EG0008); 高等学校博士点基金项目

作者简介: 龚伟群(1981~), 女, 硕士, 主要研究方向为土壤重金属污染与食品安全.

* 通讯联系人, E-mail: panggenxing@yahoo.com.cn

了保障未来粮食生产,我国正在推广单产达 $9 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2}$ 以上的超级稻. 然而许多研究表明,水稻籽粒对土壤 Cd 吸收在大宗农作物中是最强的^[20],在工矿污染条件下甚至产生“镉米”,严重危害人类健康^[4~6, 11, 18]. 王凯荣等研究了水培条件下水稻对营养液中 Cd 的吸收,表明杂交稻比常规稻有更强的吸收转运 Cd 的能力^[5]. 李坤权等研究表明同种土壤上的不同水稻品种的糙米对 Cd 积累能力为粳型 > 新株型 > 粳型^[6].

尽管当前研究同种条件下不同水稻品种或基因型对 Cd 吸收影响的文献较多^[5~7, 11~19],但还不足以说明田间条件下土壤与品种两者的相互作用对 Cd 的吸收积累及其对食物安全的影响. Li 等^[7]的研究报道了土壤-品种交互作用可以使常规稻对 Cd 的吸收积累达到严重的安全风险程度,在添加外源镉 $2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土的处理下,对 Cd 亲和力强的常规稻在红壤性水稻土中的籽粒 Cd 含量达到 Cd 限量标准的 2.0~3.1 倍,而太湖地区乌栅土中的籽粒 Cd 含量达到 Cd 限量标准 1.2~2.6 倍;但还不清楚这种土壤-基因型交互作用对杂交水稻尤其是超级稻的 Cd 吸收和籽粒积累的影响如何. 因此,本文选择 2 种杂交稻(其中 1 种是推广的超级稻)和 2 种 Cd 供应强弱不同的水稻土,分析不同 Cd 处理条件下

土壤和品种条件对杂交水稻籽粒 Cd 积累的影响,为认识杂交水稻育种和 Cd 的食物安全及以后推广超级稻中土壤和品种的合理布局控制食物 Cd 暴露风险提供依据.

1 材料与方法

1.1 供试作物

(1) 汕优 63(品种 A),普通杂交水稻品种,购买种子的 Cd 含量为 $38 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \pm 7 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$.

(2) II 优明 86(品种 B),超级稻品种,购买种子的 Cd 含量为 $65 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \pm 9 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$.

2 个品种均为粳型三系杂交水稻,全生育期为 $150 \text{ d} \pm 10 \text{ d}$.

1.2 供试土壤

(1) 乌栅土,为太湖地区典型脱潜型水稻土,采自江苏省昆山市农业科技示范园区.

(2) 红沙泥田,属红壤性水稻土,为典型筒育湿润老成土,采自中国科学院鹰潭红壤生态试验站,第四纪红黏土母质所发育.

2 种土壤均在 2004-05 采集,运回实验室后经风干,磨碎,过 5 mm 孔径筛,混匀备用,另取部分磨碎过 1 mm 和 0.149 mm 尼龙筛供基本性质测定. 供试土壤的基本理化性质分析结果见表 1.

表 1 供试土壤的基本性质

Table 1 Basic properties of studied soils

土壤类型	pH(H ₂ O)	有机碳/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	CEC/ $\text{cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$	粘粒含量/ $\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$	速效磷/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	全 Cd/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
乌栅土	5.84	24.26	11.50	230.60	14.50	0.71
红沙泥田	5.25	15.01	4.86	130.11	6.36	0.43

1.3 外源 Cd 处理

目前研究报道的土壤 Cd 污染水平一般在 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以下^[23, 24],本试验选择外源 Cd 处理水平为 $2.5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,称取分析纯 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 溶解于水配制成溶液,水稻移栽前加入土壤.

1.4 盆栽试验

采用直径 20cm、高 20cm 的塑料盆,每盆装土 3.0kg,加入外源 Cd 溶液,混匀,然后在每盆中加入 0.642g 尿素, 0.531g 过磷酸钙和 0.522g 氯化钾^[19],加水搅成匀浆,混匀之后平衡 20d. 水稻浸种催芽,将 30d 秧龄的水稻移植于盆中,每盆 3 茺,每茺 6 株,置于南京农业大学网室中,按大田栽培管理要求进行灌水和追肥. 试验完全随机设计,设 3 次重复.

1.5 样品的采集与分析

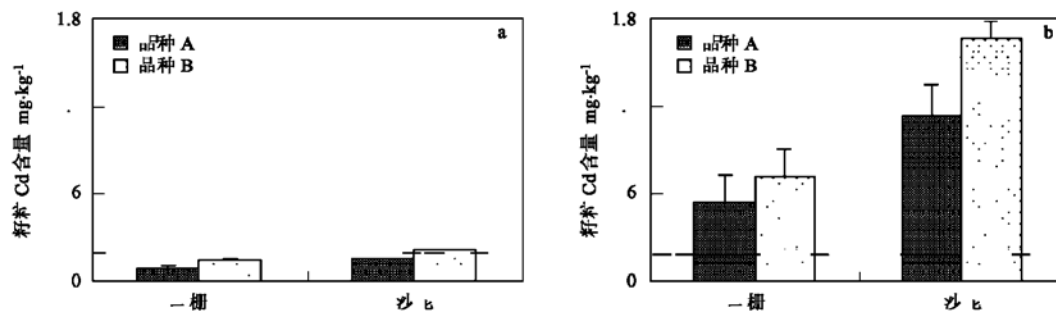
(1) 样品的采集 先移出盆钵,使植株脱离土壤,植株先用自来水小心洗净根系泥土,然后用去离子水清洗整个植株,分离为根、茎叶、穗粒等不同器官, 105°C 杀青 20min, 60°C 烘干,粉碎,过 0.25mm 尼龙筛,供化学分析用. 土壤经破碎后拣出剩余根系,混匀,取部分研磨,分别过 1mm 和 0.149mm 尼龙筛,供化学分析用.

(2) 样品消化和 Cd 测定 植株 Cd 含量分析:采用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ (4:1, V/V) 混合酸消化,参照鲁如坤推荐的方法^[8]. 称取粉碎的植株样品 2g 左右,置于 100mL 高脚烧杯中,加入 10mL 混合酸,冷消化过夜,次日,将烧杯置于电热板上, 170°C 砂浴消化,并不断滴加混合酸,至溶液颜色变为无色并冒白烟后,再继续蒸发至剩余体积 2mL 左右,冷却,定容至 25mL 容量瓶,消煮液采用火焰原子吸收分光光谱

仪测定(北京普析 TAS986),消化和测定中所用试剂均为 GR 级.以国家标准物质 GBW07603(灌木枝叶标准物质, $0.38\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)和 GBW08511(大米镉标准物质, $0.50\pm 0.02\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)为内标控制分析质量.

1.6 统计分析

分析结果进行平均值和标准差统计,统计检验采用 SPSS for Windows 11.5 软件,显著性差异水平为 $p \leq 0.05$.



图中纵坐标 $0.2\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 表示 Cd 限量标准(GB15201-1994)

图 1 不同 Cd 处理下不同土壤中水稻籽粒 Cd 含量(a. 未加 Cd 处理; b. 加 Cd 处理)

Fig. 1 Cd concentration of rice grains in different soils under different Cd-spiked treatments(a. no Cd spiking; b. spiking Cd of $2.5\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

统计分析表明,无论是加 Cd 处理还是未加 Cd 处理,同种土壤中 2 种杂交水稻品种间和同品种下 2 种土壤间籽粒 Cd 含量都存在显著差异.与 Li 等^[7]的研究结果相比,未加 Cd 处理下,2 种土壤中供试 II 优明 86 籽粒对 Cd 的积累是 Cd 亲和力的常规稻的 2.4 倍,而汕优 63 籽粒 Cd 含量也达常规稻的 2 倍多.相似的 Cd 处理下(Li 等的 Cd 处理是 $2.0\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),II 优明 86 籽粒 Cd 含量是 Cd 亲和力弱的常规稻的 3~4 倍,是 Cd 亲和力强的常规稻的 1.4~2.5 倍,而汕优 63 籽粒 Cd 含量是上述常规稻的 2.2~2.8 倍和 1.1~1.8 倍.由此,就供试的品种来说,杂交稻尤其是 II 优明 86 对 Cd 的吸收与籽粒积累大大强于常规稻.

未加 Cd 处理下,无论何种土壤中 II 优明 86 籽粒 Cd 含量均显著高于汕优 63;对同一品种而言,红沙泥田中籽粒 Cd 含量显著高于乌栅土中.加 Cd 处理显著提高了 2 种水稻在 2 种土壤中的籽粒 Cd 含量.在乌栅土中,汕优 63 籽粒 Cd 含量为 $0.55\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,而 II 优明 86 籽粒 Cd 含量达到了 $0.72\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别是未加 Cd 处理下的 6 倍和 5 倍;然而,在酸性的红沙泥田中,汕优 63 籽粒 Cd 含量达到 $1.14\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,是未加 Cd 处理下的 7 倍,II 优明 86 籽粒 Cd 含量则高达 $1.66\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,是未加 Cd 处理下的 8 倍.土壤对水稻 Cd 吸收的影响主要是

2 结果与讨论

2.1 籽粒 Cd 含量及其土壤和品种的影响

供试 2 种杂交水稻在 2 种土壤中不同 Cd 处理下的籽粒产量间无显著差异,这与常规稻的结果一样^[7],低 Cd 处理对水稻的产量不产生明显影响,说明低 Cd 对水稻无生理毒害.它们的籽粒 Cd 含量如图 1 所示.

土壤 Cd 的环境化学移动性(化学有效性)决定 Cd 的供应能力^[4].除了 Cd 总量外,影响 Cd 供应的主要因素是土壤的 pH、有机质含量、CEC、粘粒含量等因素^[9].尽管乌栅土的 Cd 含量明显高于红沙泥田,但较高的有机质和黏粒含量及高的 CEC 大大抑制了 Cd 在乌栅土中的移动性,故同一品种在乌栅土中籽粒 Cd 含量明显低于红沙泥田.未加 Cd 处理下,即使是 Cd 吸收强的超级稻品种,乌栅土中其籽粒 Cd 含量也不高于红沙泥田中普通杂交稻. Li 等关于常规稻的结果也显示了类似的情形^[7].

土壤条件还影响籽粒 Cd 吸收积累的基因型差异:未加 Cd 处理下,2 种杂交水稻品种籽粒 Cd 水平的差异幅度在 Cd 供应能力低的乌栅土中显著高于红沙泥田中.而加 Cd 处理下,土壤和品种的差异幅度降低,这是由于外加 Cd 的化学有效性高,土壤对作物根系的 Cd 供应大大提高.不过,同种水稻在红沙泥田中籽粒 Cd 增加的倍数比在乌栅土中高,红沙泥田中同种水稻籽粒 Cd 含量与未加 Cd 处理下的 Cd 含量之比远高于乌栅土中的 Cd 含量,这说明在未污染条件下,杂交稻 Cd 吸收的基因型差异主要由品种对 Cd 的吸收能力所控制,而污染条件下基因型差异主要表现为对土壤环境中可给态 Cd 的吸收敏感性. Li 等^[7]的研究表明了常规稻也存在类似的情形.本试验中不同土壤-品种搭配下杂交稻籽粒

Cd 吸收积累的影响程度统计归纳于表 2. 可见, 土壤-杂交水稻系统中 Cd 的生物有效性受土壤类型-品种-污染水平的综合控制, 未污染下, 基因型影响 (品种 Cd 吸收能力) 大于土壤类型的影响; 相反, 在 Cd 污染下, 土壤类型 (土壤 Cd 供应能力) 的影响高于基因型的影响, 高 Cd 供应能力的土壤与强 Cd 吸收品种的搭配的影响幅度会大大超过土壤和品种单个因素的影响程度, 从而使杂交稻籽粒 Cd 出现极高的积累, 这是杂交稻尤其是超级稻推广中必须关注的问题.

表 2 品种差异与土壤差异对水稻籽粒 Cd 积累的影响程度¹⁾

Table 2 Effect of genotype and soil type on grain Cd accumulation

影响类型	影响因子	相对影响度 / %	
		未加 Cd 处理	加 Cd 处理
基因型	乌栅土	57.3	39.7
	红沙泥田	40.0	44.4
土壤类型	品种 A	37.9	52.1
	品种 B	19.8	56.7
交互作用		75.0	91.2

1) 基因型和土壤类型的相对影响度的计算以 2 因素籽粒 Cd 总量差值与两者平均值之比的百分数表示, 如: 乌栅土的相对影响度以乌栅土中 2 品种籽粒 Cd 总量的差值与两者平均值之比的百分数表示. 交互作用型的相对影响度的计算以 II 优明 86 在红沙泥田中的籽粒 Cd 总量与品种 A 在乌栅土中的籽粒 Cd 总量的差值与两者的平均值之比的百分数表示

农业部“无公害大米”标准 (NY5115-2002) 和国家食品安全标准 (GB15201-1994) 规定, 大米中 Cd 的最大许可值为 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 由本文的研究结果 (图 1) 可见, 在无 Cd 处理下, 乌栅土中 2 杂交稻籽粒 Cd 含量都 $< 0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 处于 Cd 安全水平. 而在红沙泥田中, II 优明 86 籽粒 Cd 含量却达到了 $0.21 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 超出了食品安全标准. 在加 Cd 处理下, 2 种土壤和 2 种水稻品种中籽粒 Cd 含量都远在 $0.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之上. 乌栅土中 II 优明 86 籽粒 Cd 含量超出最大许可值 3.6 倍, 汕优 63 籽粒 Cd 含量超出最大许可值 2.8 倍; 而在红沙泥田中 II 优明 86 籽粒 Cd 含量超出最大许可值 8.3 倍, 汕优 63 籽粒 Cd 含量超出最大许可值 5.7 倍, 因而加 Cd 处理显著加大了 Cd 暴露的食物安全风险. Chaney 等^[21]指出, 对土壤 Cd 暴露风险来说, 水稻 Cd 是一特殊途径. 世界卫生组织规定成年人每 kg 体重对 Cd 的最大允许摄入量 $R_f D$ 值为 $7 \mu\text{g} \cdot (\text{kg} \cdot \text{wk})^{-1}$ ^[20], 假定成人体重为 60kg, 则每人每日最大允许 Cd 摄入量为 $60 \mu\text{g}$. 将本试验中杂交稻籽粒 Cd 积累及其就地消费的人群 Cd 暴露风险统计总结于表 3. 按前述稻

米的平均消费量, 成人就地消费对未加 Cd 处理下乌栅土中汕优 63 稻米, 则 Cd 的暴露剂量为 $49 \mu\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$, 而消费红沙泥田中 II 优明 86 稻米 Cd 的暴露剂量则高达 $115 \mu\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$. 由此可见, 在没有 Cd 污染的情况下, 在低 Cd 供应能力的乌栅土中生产的汕优 63 稻米 Cd 是安全的, 在 Cd 供应能力强的红沙泥田中生产的 2 杂交稻稻米, 即使是土壤无 Cd 污染也是不安全的, 特别是 II 优明 86 超出世界卫生组织规定的 Cd 允许暴露剂量近 2 倍. 进一步说明了土壤和品种基因型差异对稻米吸收 Cd 的严重影响, 吸收积累 Cd 强的品种在酸性土壤中会带来更严重的健康风险.

表 3 不同条件下杂交稻籽粒 Cd 积累及其就地消费的

人群 Cd 暴露风险

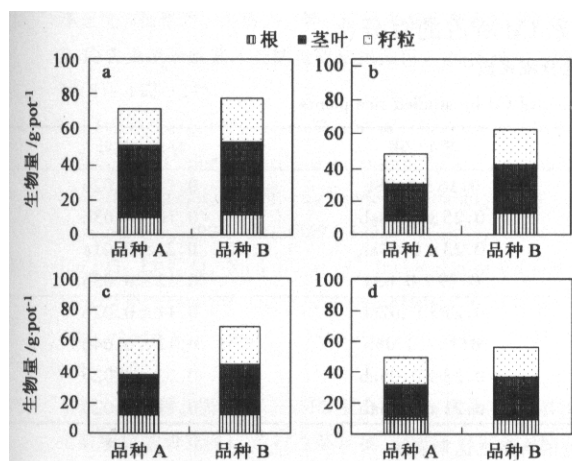
Table 3 Exposure risk of grain Cd for human under different

soil-genotype interactions

土壤	品种	Cd 暴露剂量 / $\mu\text{g} \cdot \text{d}^{-1}$		Cd 暴露剂量 每日允许摄入量	
		未加处理	加 Cd 处理	未加处理	加 Cd 处理
乌栅土	品种 A	49	301	0.8	5.0
	品种 B	82	394	1.4	6.6
红沙泥田	品种 A	87	624	1.5	10.4
	品种 B	115	909	1.9	15.2

2.2 水稻生物量与 Cd 吸收量的分配关系

成熟期水稻的生物量观测结果示于图 2. 在不添加 Cd 处理下, 无论是在乌栅土中还是在红沙泥田中, 2 品种的籽粒产量存在显著差异, 汕优 63 比 II 优明 86 均低 $3 \text{ g} \cdot \text{pot}^{-1}$ 左右. 在红沙泥田中观察到汕优 63 的茎叶生物量比 II 优明 86 低, 这是因为超级稻的营养利用能力明显较高之故. 而在加 Cd 处理下, 这种差异仍然存在, 但籽粒产量的差异变小, 在红沙泥田中, II 优明 86 仅比汕优 63 高出 $1 \text{ g} \cdot \text{pot}^{-1}$, 可能是因为水稻对 Cd 的吸收是主动吸收^[22], 在吸收 Cd 的同时消耗了更多的光合同化的能量. Cd 处理下生物量的变化依品种不同而异. 对汕优 63 来说, Cd 处理下 2 种土壤中生物量尤其是籽粒产量无明显变化; 然而, 对 II 优明 86 来说, 乌栅土中 Cd 处理没有产生生物量和籽粒产量的明显变化, 而在红沙泥田中, 观察到 Cd 处理下生物量和籽粒产量显著下降, 后者降低 $2 \text{ g} \cdot \text{pot}^{-1}$ 的水平. Li 等^[7]的研究中, 常规稻在 Cd 处理下没有观察到明显的生物量与籽粒产量的下降, 也没有发现 Cd 的植物毒害症状. 尽管本试验中仍未观察到植物 Cd 毒害症状, 但在污染下对 Cd 的吸收可能需要消耗更多的 ATP, 使光合产物向籽粒的积累受到抑制.



a. 未添加 Cd 乌栅土; b. 未添加 Cd 红沙泥田;
c. 添加 Cd 乌栅土; d. 添加 Cd 红沙泥田

图 2 供试水稻的生物量分配

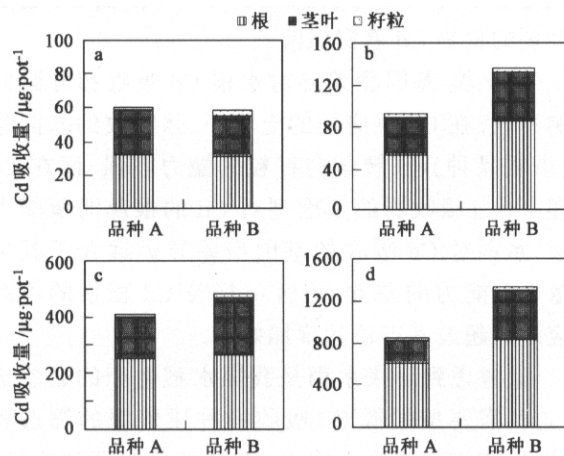
Fig. 2 Partitioning of biomass in rice plant

2 种土壤中不同 Cd 处理下植株 Cd 总吸收量及其器官分配如图 3 所示. 相同土壤条件下 II 优明 86 吸收积累的 Cd 量高于汕优 63, 此种差异在红沙泥田中表现更明显. 同种 Cd 处理下, 红沙泥田中的水稻吸收积累的 Cd 总量大于对乌栅土中 Cd 的吸收积累总量. 2 品种的籽粒生物量占总生物量的 30% ~ 36%, 两者间无显著差异, 而籽粒 Cd 占植株吸收总 Cd 的 2% ~ 6%, 不同 Cd 处理下 2 品种间的差异表现不同. 在乌栅土中, II 优明 86 的籽粒 Cd 分配显著高于汕优 63, 尽管在红沙泥田中两者间差异不显著, 这说明在 Cd 有效性低的土壤中, 强 Cd 吸收的品种具有更强的 Cd 向籽粒转运积累的能力, 这也与 Li 等^[7]对常规水稻的 Cd 吸收分配的品种间差异特点相似. 在未添加 Cd 处理下, II 优明 86 相对于汕优 63 的籽粒增产幅度为 15% ~ 17%, 而籽粒 Cd 积累的提高幅度达 50% ~ 80%, 而在添加 Cd 处理下, 乌栅土中 II 优明 86 相对于汕优 63 的籽粒增产幅度为 13%, 在红沙泥田中仅增产 5%, 但此时籽粒 Cd 积累量的增加幅度却仍达 57%. 从食物 Cd 暴露风险的讨论来看, II 优明 86 的籽粒 Cd 积累的不利效应远远超过其产量的增加效应.

加 Cd 处理显著增加了水稻植株吸收积累的 Cd 总量. 对 2 种土壤和 2 种水稻来说, 加 Cd 处理下水稻植株不同部位对 Cd 的分配结果导致了 Cd 在水稻籽粒中的分配比在未加 Cd 处理下高, 这表明土壤 Cd 污染提高了水稻籽粒对 Cd 的吸收与积累. 加 Cd 处理下乌栅土中 II 优明 86 和汕优 63 吸收积累的 Cd 总量是未加处理下的 7 倍和 6 倍; 红沙泥田中

II 优明 86 和汕优 63 吸收积累的 Cd 总量是未加处理下的 9 倍和 8 倍. 加 Cd 处理下同种水稻在红沙泥田中增加的倍数高于乌栅土, II 优明 86 增加的倍数高于汕优 63. 相同 Cd 处理下, 红沙泥田中的水稻吸收积累的 Cd 总量大于对乌栅土中 Cd 的吸收积累总量, 这主要是由于 2 种土壤理化性质不同所致, 红沙泥田相对于乌栅土肥力水平较低, 且含有较高的可被植物吸收利用的水溶态和交换态 Cd^[14].

由图 3 可知, 无论何种处理下, 水稻植株不同部位吸收积累的 Cd 量占总量百分比以根系最多, 范围在 53% ~ 71% 之间, 均占总吸收量的 50% 以上. 加 Cd 处理下 II 优明 86 根系 Cd 在 2 种土壤中所占百分比分别为 54% 和 63%, 分别低于汕优 63 根系所占百分比 61% 和 71%, 这说明 II 优明 86 从根系向地上部转运 Cd 的能力强于汕优 63. 加 Cd 处理下根系 Cd 总量所占百分比 54% ~ 71% 分别高于未加 Cd 处理下同种土壤中相同水稻品种根系所占百分比 53% ~ 63%; 而加 Cd 处理下籽粒 Cd 总量百分比 2% ~ 3% 低于未加 Cd 处理 3% ~ 6%. 茎叶吸收积累的 Cd 量占总量的百分比次之, 籽粒所占的百分比最少, 范围仅在 2% ~ 6% 之间, 这是因为水稻可通过根系代谢从土壤中吸收积累重金属, 并在植株体内进行再分配. 进入根细胞内的重金属, 一部分滞留在根中, 还有一部分可随原生质的流动运移给临近的细胞, 并通过细胞间的运输, 横穿过根的中柱鞘输送到导管中, 随植物蒸腾作用向地上部移动, 并积累在植物茎叶、籽实中^[11]. 进入水稻体内部的 Cd 离子从根部向上运输常常受到某种阻碍, 因此, 茎叶及



a. 未添加 Cd 乌栅土; b. 未添加 Cd 红沙泥田;
c. 添加 Cd 乌栅土; d. 添加 Cd 红沙泥田

图 3 供试水稻的 Cd 吸收量分配

Fig. 3 Partitioning of uptaken Cd in rice organs

籽实吸收积累的 Cd 量所占百分比远低于根系吸收 积累 Cd 所占的百分比。

表 3 Cd 在水稻各部位的分配系数¹⁾

Table 3 Stem/ root and grain/ stem partitioning of Cd by studied rice plants

土壤	品种	Cd 处理	茎叶/ 根	籽粒/ 茎叶
乌栅土	品种 A	未加 Cd 处理	0. 16 ±0. 08b	0. 14 ±0. 02b
		加 Cd 处理	0. 25 ±0. 08ab	0. 10 ±0. 03b
	品种 B	未加 Cd 处理	0. 23 ±0. 04ab	0. 21 ±0. 01a
		加 Cd 处理	0. 29 ±0. 08a	0. 12 ±0. 03b
红沙泥田	品种 A	未加 Cd 处理	0. 27 ±0. 02ab	0. 11 ±0. 02b
		加 Cd 处理	0. 16 ±0. 04b	0. 12 ±0. 04b
	品种 B	未加 Cd 处理	0. 23 ±0. 05ab	0. 13 ±0. 02b
		加 Cd 处理	0. 21 ±0. 06ab	0. 11 ±0. 02b

1) Cd 的分配系数以 Cd 在水稻植株某一部位的含量与 Cd 在水稻植株另一部位的含量之比来表示

由表 3 可知, 同种 Cd 含量处理下 II 优明 86 中 Cd 从根到茎叶分配系数均与汕优 63 无显著差异, 加 Cd 处理无明显增加水稻中 Cd 从根到茎叶的分配系数. 未加 Cd 处理的乌栅土中 II 优明 86 中 Cd 从茎叶到籽粒的分配系数与同处理下汕优 63 有显著差异, 在其他相同处理下 2 品种间无明显差异. 加 Cd 处理下乌栅土明显增加了 II 优明 86 中 Cd 从茎叶到籽粒的分配系数.

3 结论

(1) 杂交水稻对土壤 Cd 的吸收积累仍然存在基因型差异和土壤 Cd 供应能力下的差异. 杂交稻对土壤中原有 Cd 的吸收与积累, 基因型影响高于土壤类型的影响, 但对外源 Cd 的吸收与籽粒积累, 土壤的影响强于品种, 土壤与品种间的正交互作用可使稻米 Cd 的积累成倍增加, Cd 污染下尤其如此. 供试超级稻即使是未污染条件下, 其籽粒 Cd 也达到严重的食物 Cd 暴露风险.

(2) 土壤-基因型差异对水稻 Cd 吸收和分配的影响不同. 在 Cd 供应弱的土壤中, 强吸收的基因型(超级稻品种) Cd 转运向籽粒的能力较强, 而在 Cd 处理下, Cd 吸收弱的基因型对 Cd 的根部滞留能力更强; 水稻对 Cd 吸收的基因型差异远远大于其生物量生产能力的差异. 超级稻籽粒 Cd 积累的不利效应远远超过其产量的增加效应.

(3) 考虑到超级水稻是我国水稻生产的必然选择, 迫切需要加强低 Cd 吸收的种质资源的筛选和育种, 研究控制酸性土壤 Cd 有效性的机理和途径, 并在生产上根据作物品种对 Cd 吸收的基因型差异, 安排合理的土壤-品种布局, 特别是 Cd 吸收强的品种尽量不在酸性或红壤水稻土中种植.

致谢: 感谢陆志敏, 迟传德和侯鹏程等在盆栽试

验中提供的帮助, 感谢美国 USDA-ARS 的 Chaney 教授对本研究提供的资料和建设性讨论.

参考文献:

[1] Dudka S, Miller W P. Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain[J]. J. Environ. Sci. Health B, 1999, 34(4): 681~ 708.

[2] Chaney R L, Reeves P G, Ryan J A, *et al.* An improved understanding of soil Cd risk to humans and low cost methods to phytoextract Cd from contaminated soils to prevent soil Cd risks [J]. Biometals, 2004, 17: 549~ 553.

[3] Chang A C, Pan G X, Page A L, *et al.* Developing Human Health-related Chemical Guidelines for Reclaimed Water and Sewage Sludge Applications in Agriculture[OL]. [http://www. envisci. ucr. edu / downloads/ chang/ WHO_ report. pdf](http://www.envisci.ucr.edu/downloads/chang/WHO_report.pdf). 1993.

[4] 潘根兴, Chang A C, Page A L. 土壤-作物系统污染物迁移分配及其食物安全评价模型及其应用[J]. 应用生态学报, 2002, 13 (7): 854~ 858.

[5] 王凯荣, 龚慧群. 两种基因型水稻对环境镉吸收与再分配差异性比较研究[J]. 农业环境保护, 1996, 15 (4): 145~ 149, 176.

[6] 李坤权, 刘建国, 陆小龙, 等. 水稻不同品种对镉吸收及分配的差异[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(5): 529~ 532.

[7] Li Z W, Li L Q, Pan G X, *et al.* Bioavailability of Cd in a soil-rice system in China: Soil type versus genotype effects [J]. Plant and Soil, 2005, 271: 165~ 173.

[8] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 科学出版社, 2000. 205~ 226.

[9] Janssen R P T, L Posthuma R, Baerselman H, *et al.* Equilibrium, partitioning of heavy metals in Dutch field soils. I. Relationship between metal partition coefficients and soil characteristics [J]. Environ. Toxicol. Chem., 1997, 16(12): 2479~ 2488.

[10] Simmons R W, Pongsakul P, Chaney R L, *et al.* The relative exclusion of zinc and iron from rice grain in relation to rice grain cadmium as compared to soybean: Implications for human health [J]. Plant and Soil, 2003, 257: 163~ 170.

[11] 莫争, 王春霞, 陈琴, 等. 重金属 Cu, Pb, Zn, Cr, Cd 在水稻植株中的富集和分布[J]. 环境化学, 2002, 21(2): 110~ 116.

- [12] 李正文, 张艳玲, 潘根兴, 等. 不同水稻品种籽粒 Cd、Cu 和 Se 的含量差异及其人类膳食摄取风险[J]. 环境科学, 2003, **24**(3): 112~115.
- [13] Liu J G, Liang J S, Li K Q, *et al.* Correlations between cadmium and mineral nutrients in absorption and accumulation in various genotypes of rice under cadmium stress [J]. Chemosphere, 2003, **52**: 1467~1473.
- [14] Liu J G, Li K Q, Xu J K, *et al.* Interaction of Cd and five mineral nutrients for uptake and accumulation in different rice cultivars and genotypes[J]. Field Crops Research, 2003, **83**: 271~283.
- [15] 王新, 梁仁禄, 周启星. Cd+Pb 复合污染在土壤-水稻系统中生态效应的研究[J]. 农村生态环境, 2001, **17**(2): 41~44.
- [16] Arao T, Ae N, Sugiyama M, *et al.* Genotypic differences in cadmium uptake and distribution in soybeans[J]. Plant and Soil, 2003, **251**: 247~253.
- [17] Arao T, Ae N. Genotypic variations in cadmium levels of rice grain[J]. Soil Sci. Plant Nutr., 2003, **49**(4): 473~479.
- [18] Nan Z R, Li J J, Zhang J M, *et al.* Cadmium and zinc interactions and their transfer in soil-crop system under actual field conditions[J]. The Science of the Total Environment, 2002, **285**: 187~195.
- [19] 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.
- [20] WHO Water, Sanitation and Health. Guidelines for Drinking Water Quality[C]. (2nd ed) Vol 2 Health Criteria and Other Supporting Information Geneva, 1999. 281~283.
- [21] Chaney R L, Angle J S, McIntosh M S, *et al.* Using hyperaccumulator plants to phytoextract soil Ni and Cd[J]. Z Naturforsch, 2005, **60c**: 190~198.
- [22] Kukier U, Chaney R L. Growing rice grain with controlled cadmium concentrations[J]. J. Plant Nutr., 2002, **25**: 1793~1820.
- [23] 曹仁林, 贾晓葵, 张建顺. 镉污染水稻土防治研究[J]. 天津农林科技, 1999, **12**(6): 12~17.
- [24] 李永涛, 刘科学, 张池, 等. 广东大宝山地区重金属污染水田土壤的 Cu Pb Zn Cd 全量与 DTPA 浸提态含量的相互关系研究[J]. 农业环境科学学报, 2004, **23**(6): 1110~1114.