

# 镉对不同生态型水稻的毒性及其在水稻体内迁移转运

胡莹, 黄益宗\*, 段桂兰, 刘云霞

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

**摘要:** 采用溶液培养方法研究镉(Cd)对两种不同生态型水稻的毒性影响以及Cd在水稻体内的转运。结果表明, 粳稻品种杨辐粳7号比籼稻品种K优818对Cd毒害反应更敏感。两种生态型水稻品种根系对Cd的吸收积累差异比较大, 在 $10 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  Cd浓度下生长3~14 d, 杨辐粳7号根系中Cd浓度比K优818高44.5%~99.5%, 当Cd处理时间达到14 d时, K优818茎叶中Cd积累量为杨辐粳7号的1.6倍( $P < 0.05$ )。K优818的Cd转运系数显著( $P < 0.05$ )高于杨辐粳7号, 是杨辐粳7号的1.3~2.3倍, 且随着Cd处理时间的延长K优818的Cd转运系数呈上升趋势, 而杨辐粳7号的Cd转运系数却呈下降趋势, 说明杨辐粳7号有较强的阻止Cd从根系向茎叶中转运的能力, 所以可通过品种选育来降低Cd对人体健康的危害。

**关键词:** Cd; 水稻; 生态型; 毒性; 转运系数

文章编号: 1673-5897(2012)6-664-07 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

## Cadmium Toxicity and Its Translocation in Two Ecotype Rice Cultivars

Hu Ying, Huang Yizong\*, Duan Guilan, Liu Yunxia

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

Received 9 April 2012 accepted 8 June 2012

**Abstract:** Cadmium (Cd) toxicity and its translocation in two different ecotype rice cultivars were investigated by using hydroponic experiment. The results showed that Yangdao 7 (Japonic rice) was more sensitive to Cd than that of KYou 818 (Indica rice). Cd concentration in roots of Yangdao 7 was 44.5%~99.5% higher than that of K You 818 after exposure to  $10 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  Cd for 3~14 days, while Cd quantity accumulation in shoots of K You 818 was 1.6 times of Yangdao 7 ( $P < 0.05$ ) after exposure to  $10 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$  Cd for 14 days. Cd translocation factor for K You 818 was 1.3~2.3 times of Yangdao 7 ( $P < 0.05$ ). And Cd translocation factor for KYou 818 increased with exposure time increasing, while that for Yangdao 7 decreased. These results indicated that Cd retention in roots of Yangdao 7 was higher than that of K You 818. Therefore, the health risk of Cd uptake through rice food could be decreased through variety screening.

**Keywords:** cadmium; rice; ecotype; toxicity; translocation factor

我国土壤Cd的背景值平均为 $0.097 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。土壤的Cd污染除了自然成因外,还包括矿产的不合理开采和冶炼、大气沉降、污水灌溉以及施用含镉化肥与农药等人为因素造成。Cd虽然不是植物生

长必需的元素,但是它在植物体中的生物富集系数高于其他微量元素<sup>[1]</sup>。Cd可在生物体内富集,通过食物链尤其是“镉米”进入人体,并在体内积累,当镉的浓度达到一定程度时,就会发生Cd中毒,导致

收稿日期: 2012-04-09 录用日期: 2012-06-08

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2009ZX07212-001-05)

作者简介: 胡莹(1963-)女,助理研究员,研究方向: 污染生态, E-mail: huying@rcees.ac.cn

\* 通讯作者( Corresponding author ), E-mail: hyz@rcees.ac.cn

“痛痛病”发生,并损坏肾小管功能<sup>[2]</sup>。世界卫生组织规定,成人每天摄入的Cd量不能超过60~70 μg,世界粮农组织及卫生组织对国际市场上销售的谷物和油菜籽中Cd含量限制在0.1 mg·kg<sup>-1</sup>以下<sup>[3]</sup>。

水稻是人类的主要粮食作物,籼稻(*Indica*)和粳稻(*Japonica*)是在长期适应不同生态条件(尤其是温度条件)而形成的两种气候生态型水稻品种,在分类上属于不同的亚种,两者在形态、生理特性方面均有明显差异,所以其对重金属胁迫的反应也不同。研究表明,植物体内的重金属含量与植株的生物量、种类、生长条件、生长阶段及土壤中Cd含量等因素相关,硬粒小麦(*Triticum turgidum* L. *var durum*)籽粒中积累的Cd比普通小麦(*Triticum aestivum* L.)更多,这与两种小麦具有不同的基因型有关<sup>[4]</sup>。将这两种小麦进行杂交,使普通小麦的基因组在硬粒小麦中表达,可显著地抑制硬粒小麦对Cd的积累<sup>[5]</sup>。黄耿磊等研究表明,在Cd污染胁迫下3种柱花草的生物量、植物体Cd含量及Cd的转运系数都存在着较大的差别<sup>[6]</sup>。史锟等研究表明,根Cd含量在不同的栽培方式中均表现为粳稻高于籼稻<sup>[7]</sup>。目前看来,培育Cd低积累的水稻品种是防止Cd通过食物链进入人体的比较经济有效方法。为了进一步探明Cd在不同生态型水稻中迁移转化的差异,本实验利用溶液培养方法研究Cd对两种水稻品种K优818(籼稻)和杨辐粳7号(粳稻)的毒性影响,以及Cd在水稻体内的转运特征,为重金属污染地区选育优质耐Cd污染的水稻品种提供参考。

## 1 材料与方法 (Materials and methods)

### 1.1 供试水稻

供试水稻品种K优818为杂交籼稻品种,杨辐粳7号为常规迟熟中粳品种。两种水稻种子分别用10%的H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>溶液消毒10 min,然后用去离子水清洗2~3遍。再将其置于30℃培养箱中催芽后播种到珍珠岩中培养。实验在可调节温度和光照的培养室内进行,28℃/14 h光照和20℃/10 h黑暗,光照强度为

250~320 μmol·m<sup>-2</sup>·s<sup>-1</sup>,相对湿度为60%~70%。

### 1.2 水稻Cd毒性实验

水稻幼苗在珍珠岩中培养1周后,挑选出生长均匀一致的幼苗,对其主根根长进行初始测量以减少误差,然后移栽到毒性实验营养液中,其成分为0.1 mmol·L<sup>-1</sup> MgSO<sub>4</sub>, 0.2 mmol·L<sup>-1</sup> Ca(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>和0.2 mmol·L<sup>-1</sup> KNO<sub>3</sub><sup>[8-9]</sup>。营养液pH值调至5.5。实验设7个处理,Cd浓度分别为0、1、2、5、10、20和50 μmol·L<sup>-1</sup>,实验用的Cd为分析纯的氯化镉。营养液和Cd浓度配好后,量取1 000 mL转移到带有盖的PVC盆(直径14 cm,高15 cm)中,每盆种植水稻4株,每处理8次重复,移栽后每2 d换一次营养液。培养1周后收获。

水稻样品收获时立即对其主根根长进行测量,参照初始根长计算出主根根长增长量,即:根长增长量=收获时根长长度-处理前根长长度。

### 1.3 水稻Cd吸收转运实验

珍珠岩中培养1周后的水稻幼苗移至带盖的PVC盆(直径7 cm,高15 cm)中,每盆种植水稻1株,盆中装入500 mL 1/3强度的营养液,培养7 d后换成全营养液继续培养3周,直至水稻长出4片叶开始处理。营养液配制参考Hoagland法,其配方见表1。Cd的处理浓度为10 μmol·L<sup>-1</sup>,以氯化镉形式加入,每3 d换一次营养液。分别在处理后3、7、10和14 d收获不加Cd处理的对照及10 μmol·L<sup>-1</sup> Cd处理的水稻各3株。

水稻样品收获后首先将其根系剪下,用去离子水冲洗数次,然后放入冰浴的含有5 mmol·L<sup>-1</sup> CaCl<sub>2</sub>溶液中浸泡15 min,以消除根表吸附的二价镉离子。然后连同水稻茎叶一起放入70℃的烘箱烘干至恒重,并分别称量其茎叶及根的干重,再进行粉碎后备用。

样品进行化学分析前需对其进行消化处理。首先称取0.2 g左右磨碎好的样品(不足的按实际重量称取),加入5 mL优级纯浓硝酸,放入微波消煮炉(Matthews, NC, USA)进行消解,首先加热至120℃,

表1 水稻营养液营养元素组成

Table 1 Components of nutrient elements in rice hydroponic solution

营养元素	CaCl <sub>2</sub>	NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub>	MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	Fe EDTA	NaCl
浓度(mg·L <sup>-1</sup> )	444	402	368	348	180	21	5.85
营养元素	MnSO <sub>4</sub> ·1H <sub>2</sub> O	H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	ZnSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	CuSO <sub>4</sub> ·5H <sub>2</sub> O	Na <sub>2</sub> MoO <sub>4</sub> ·2H <sub>2</sub> O	CoSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	
浓度(mg·L <sup>-1</sup> )	0.85	0.62	0.29	0.25	0.12	0.053	

保持 5 min,然后将温度升至 160℃,保持 15 min。消化好的样品用高纯水定容至 25 mL,定量滤纸过滤。样品中的 Cd 用安捷伦公司 Agilent 7500a 的 ICP-MS 进行测定。分析过程中用国家标准物质中心茶叶(GBW07605,GSV-4)作标准参考物质,控制实验的准确度。

#### 1.4 数据处理与分析

所有数据利用统计软件 SPSS 11.5 对实验数据进行方差分析。

转运系数 = 茎叶中 Cd 浓度 / 根系 Cd 浓度

## 2 结果(Results)

### 2.1 不同生态型水稻主根生长对 Cd 毒性的反应

两种生态型水稻品种的幼苗经过不同浓度 Cd 处理 7 d 后对其主根根长增长量进行测量,结果显示(表 2),随着溶液中 Cd 浓度的增加,两种水稻品种根长增长量均呈下降趋势,加入  $1 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  Cd 后 K 优 818 与杨辐粳 7 号的根长增长分别比不加 Cd 的对照减少 83.5% 和 86.3%;当溶液中 Cd 浓度达到  $10 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  时,两种水稻品种的根长均只增长了大约 0.2 cm;当 Cd 浓度达到  $50 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  时,两种水稻品种根长都没有增长,即水稻的生长完全被抑制。

表 2 不同浓度 Cd 处理下两种生态型水稻品种的根长增长量

Table 2 Root elongation of two ecotype rice cultivars under different Cd treatment

品种	Cd 浓度 / ( $\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ )						
	0	1	2	5	10	20	50
K 优 818	$4.67 \pm 0.42$	$0.77 \pm 0.11^*$	$0.52 \pm 0.14^*$	$0.55 \pm 0.15^*$	$0.22 \pm 0.05^*$	$0.13 \pm 0.03^*$	$0.00 \pm 0.00^*$
杨辐粳 7 号	$2.93 \pm 0.36$	$0.40 \pm 0.08^*$	$0.36 \pm 0.09^*$	$0.43 \pm 0.08^*$	$0.20 \pm 0.04^*$	$0.14 \pm 0.09^*$	$0.00 \pm 0.00^*$

注\* 表示同一品种不同 Cd 处理浓度间差异显著 ( $P < 0.05$ )。

### 2.2 Cd 对不同生态型水稻生物量的影响

在  $10 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  Cd 处理下,两种生态型水稻品种茎叶和根系干重随着不同 Cd 处理时间的变化结果见图 1 和图 2。从图中可以看出,籼稻品种 K 优 818 在  $10 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  Cd 处理 3 和 7 d,其茎叶干重与不加 Cd 处理相比没有太大差异,但随着 Cd 处理时间的延

长水稻茎叶干重显著比对照处理降低 ( $P < 0.05$ ),Cd 处理第 10 和 14 天导致水稻茎叶干重分别比对照处理降低 25.0% 和 16.9%。Cd 污染对籼稻品种 K 优 818 根系生物量的影响较小,Cd 处理前 10 d 与对照处理相比没有明显差异,处理 14 d 时略有升高。

从图 2 中可以看出,粳稻品种杨辐粳 7 号在 Cd

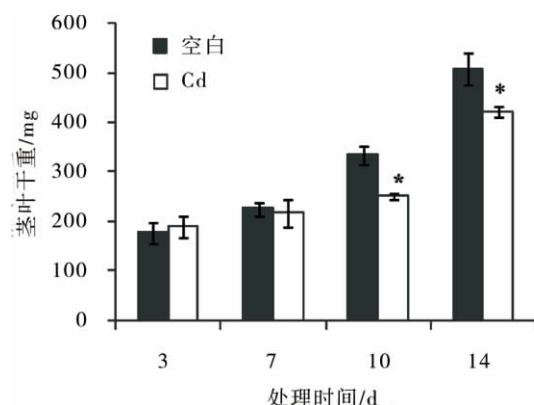


图 1 Cd 处理对籼稻品种 K 优 818 生物量的影响

注: \* 表示同一个处理时间不同 Cd 处理间达到  $P < 0.05$  水平显著差异,下图同。

Fig. 1 Effect of Cd treatment on biomass of K You 818

处理第 3 天时,其茎叶和根系的干重并没有比对照减少,但从第 7 天开始,茎叶和根系干重开始减少。茎叶

干重分别比对照处理降低 15.7%、24.0% 和 25.7%,并在第 10 和 14 天达到显著差异水平 ( $P < 0.05$ )。而根

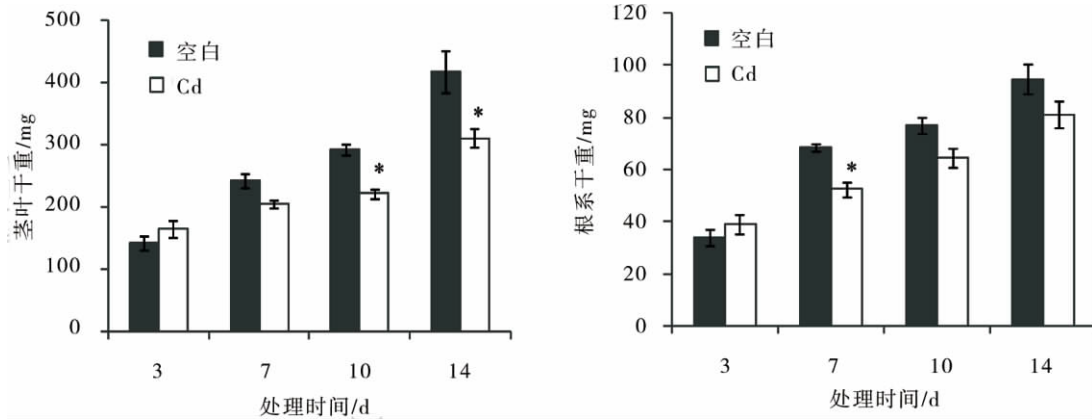


图 2 Cd 处理对粳稻品种扬辐粳 7 号生物量的影响

Fig. 2 Effect of Cd treatment on biomass of Yangfujing 7

系干重分别降低 23.5%、15.6% 和 13.8% ,但只有第 7 天时达到显著水平 ( $P < 0.05$ ) 。

### 2.3 不同生态型水稻对 Cd 的吸收积累

图 3 为两种不同生态型水稻品种 K 优 818 与杨辐粳 7 号茎叶中积累 Cd 的状况 ,结果显示这两种水稻茎叶中 Cd 浓度随着处理时间的延长而逐渐增加 ,处理第 14 天与处理第 3 天相比 ,K 优 818 与杨辐粳 7 号茎叶中 Cd 浓度分别增加了 65.7% 和 55.8% ,第 14 天时 K 优 818 茎叶中 Cd 浓度高于杨辐粳 7 号 ,但差异没有达到显著水平。

两种生态型水稻根系中 Cd 浓度变化情况见图 4 随着 Cd 处理时间的延长 ,两种水稻根系中 Cd 浓度逐渐增加 ,处理第 14 天与处理第 3 天相比 ,K 优 818 与杨辐粳 7 号根系中 Cd 浓度分别增加了 52.1% 和 65.3% 。杨辐粳 7 号根系中 Cd 浓度显著高于 K 优 818 ( $P < 0.05$ ) ,而且随着处理时间的延长 ,杨辐粳 7 号与 K 优 818 根系中 Cd 浓度相差也越来越大 ,前者比后者分别高出 44.5% (3 d) 、64.0% (7 d) 、84.4% (10 d) 和 99.5% (14 d) 。

不同处理时间条件下 ,两种生态型水稻茎叶和根系中 Cd 的积累量及水稻植株总 Cd 积累量的变化情况见表 3 ,从表中可以看出 ,在 Cd 处理 3 ~ 10 d 时 ,两个水稻品种茎叶中 Cd 积累量差异不大 ,但是当 Cd 处理时间达到 14 d 时 ,K 优 818 茎叶中 Cd 积累量为杨辐粳 7 号的 1.6 倍 ( $P < 0.05$ ) 。水稻根系中 ,杨辐粳 7 号 Cd 积累量高于 K 优 818 ,在 Cd 处理 10 d 时杨辐粳 7 号 Cd 积累量为 K 优 818 的 1.4 倍 ( $P < 0.05$ ) 。第 10 天 Cd 处理时 ,水稻植株总 Cd 积累量在杨辐粳 7 号显著高于 K 优 818 ( $P < 0.05$ ) ,但在第 14 天时 ,K 优 818 中总 Cd 积累量超过杨辐粳 7 号。

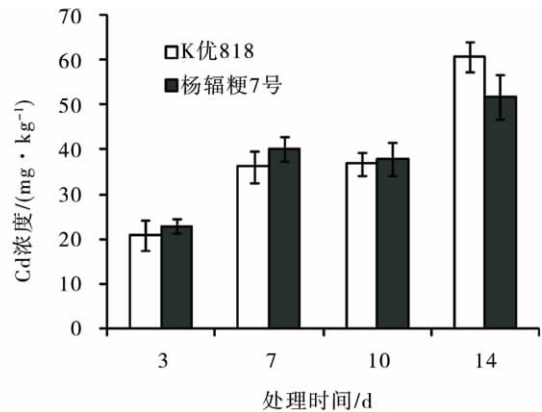


图 3 两种生态型水稻品种茎叶中的 Cd 浓度

Fig. 3 Cd concentration in shoots of two ecotype rice cultivars

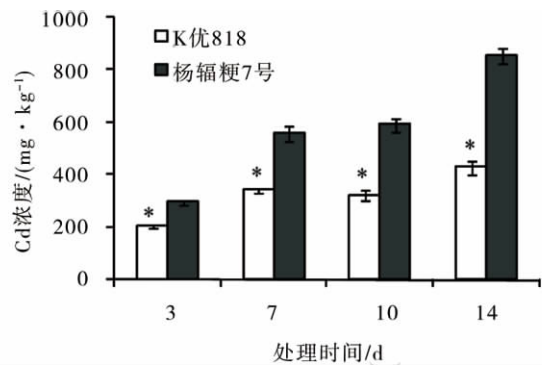


图 4 两种生态型水稻品种根系中的 Cd 浓度

Fig. 4 Cd concentration in the roots of two ecotype rice cultivars

### 2.4 Cd 在不同生态型水稻中的转运

重金属转运系数是植株向地上部运转重金属能力的评价指标 ,其值越大 ,表示植物转运重金属的能力越强。图 5 为  $10 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  Cd 处理下两种水稻对 Cd 的转运系数变化情况 ,从图中可以看出 ,无论

表3 不同处理时间两种水稻品种中 Cd 积累量

Table 3 Cd accumulations in two rice cultivars with different treatment times

处理时间/d	品种	Cd 积累量 ( $\mu\text{g}\cdot\text{pot}^{-1}$ )		
		茎叶	根	总量
3	K 优 818	$3.87 \pm 0.54$	$11.25 \pm 0.77$	$15.13 \pm 1.00$
	杨辐粳 7 号	$3.73 \pm 0.02$	$11.50 \pm 0.81$	$15.24 \pm 0.83$
7	K 优 818	$8.08 \pm 1.80$	$21.50 \pm 3.20$	$29.59 \pm 5.00$
	杨辐粳 7 号	$8.17 \pm 0.47$	$29.12 \pm 0.12$	$37.28 \pm 0.46$
10	K 优 818	$9.31 \pm 0.86$	$27.15 \pm 1.5^*$	$36.46 \pm 2.01^*$
	杨辐粳 7 号	$8.48 \pm 1.08$	$38.10 \pm 1.37$	$46.58 \pm 2.43$
14	K 优 818	$25.74 \pm 1.78$	$61.69 \pm 3.7$	$87.42 \pm 5.04$
	杨辐粳 7 号	$16.21 \pm 2.27^*$	$69.02 \pm 2.78$	$85.23 \pm 5.01$

Cd 处理时间多长 K 优 818 的 Cd 转运系数都显著高于杨辐粳 7 号 ( $P < 0.05$ ) 是杨辐粳 7 号的 1.3 ~ 2.3 倍,说明 K 优 818 比杨辐粳 7 号对 Cd 的转运能力要强。随着 Cd 处理时间的延长 K 优 818 中 Cd 从根系向茎叶的转运系数逐渐增加,而杨辐粳 7 号逐渐降低。K 优 818 的转运系数在 Cd 处理 14 d 比处理 3 d 提高 28.6% 而杨辐粳 7 号降低 25.0%。

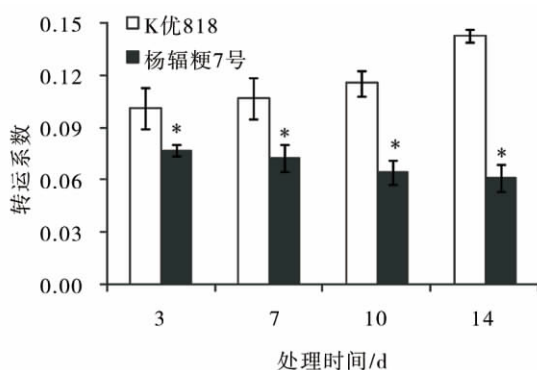


图5 两种生态型水稻对 Cd 的转运情况

Fig. 5 Cd translocation in two ecotype rice cultivars

### 3 讨论 (Discussion)

根长的变化通常被认为是指示植物受重金属毒性影响的重要指标之一。从毒性实验的结果可以看出,两种生态型水稻品种 K 优 818 和杨辐粳 7 号的根长增长在  $1 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  Cd 胁迫时比不加 Cd 的处理分别降低了 83.5% 和 86.3%。从生物量结果来看(图 1 和图 2) 与对照处理相比, K 优 818 茎叶干重在  $10 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  Cd 处理下从第 10 天起才开始减少,而杨辐粳 7 号从第 7 天起就开始减少,而且 Cd 处理对 K 优 818 根系干重没有影响,但杨辐粳 7 号

根系干重从 Cd 处理第 7 天起就开始减少,说明这两种生态型水稻幼苗对 Cd 毒害都比较敏感,而杨辐粳 7 号比 K 优 818 更敏感。K 优 818 根干重在 Cd 处理 7 d 时加 Cd 与不加 Cd 处理之间并没有明显变化,但毒性实验中根长生长却明显被抑制,一方面可能因为在 Cd 胁迫下水稻主根的伸长被抑制,可是水稻的不定根和根毛却被诱导生长,从而使根系的干重没有显著变化,另一方面可能是因为毒性实验的水稻苗处理时只培养了 7 d,而吸收实验所用的水稻苗培养了 5 周才处理,不同生育期的水稻对 Cd 的耐受性存在着差异。籼稻品种 K 优 818 在 Cd 处理 14 d 后其根系干重比不加 Cd 处理时略高,可能是由于水稻在受到 Cd 毒害刺激后加快其代谢并产生应激反应而引起的。植物在重金属胁迫下,为了适应环境,一方面植物会通过加速其生理生化活动,产生大量的代谢产物与重金属络合,以及离子的外溢等达到解毒目的;另一方面,激活的代谢系统也加速了重金属的吸收,反过来又抑制了植物的代谢活动,对植物产生毒害作用。起主导作用的过程由重金属处理剂量、植物不同代谢活动等综合因素所决定<sup>[10]</sup>。仇硕等研究表明,  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  Cd 处理对黄菖蒲幼苗根系的生长有一定促进作用,根毛数量及不定根上侧根的数量、密度和长度均高于对照处理<sup>[11]</sup>。

已有研究表明, Cd 对植物的胁迫受较多生理过程影响,如根系吸收、地上部各器官的再分配等<sup>[12-13]</sup>。Cd<sup>2+</sup> 进入植物细胞是通过 Zn<sup>2+</sup>、Fe<sup>2+</sup> 和 Ca<sup>2+</sup> 的转运子来实现的, Cd 的跨膜运输只是根系吸收积累 Cd 的第 1 步,一旦进入根系后 Cd 离子将被选择性的金属高亲和位点捕获,或通过第 2 次跨膜运输进入细胞内的液泡<sup>[14]</sup>。水稻根系保留 Cd 的能力对减少水稻籽粒 Cd 积累具有十分重要的意义,

而根系的这种能力主要取决于 Cd 的螯合作用、液泡的区隔化以及 Cd 的吸收和转运过程<sup>[15]</sup>。水稻籽粒对 Cd 的积累是水稻安全生长的关键评价指标, 调控 Cd 在水稻茎叶和籽粒中积累的机制包括 3 个主要过程: (i) 根系的吸收; (ii) 木质部运输; (iii) 通过韧皮部向籽粒中转运。水稻根系对 Cd 的吸收积累能力并不能反映籽粒 Cd 的积累状况, Uraguchi 等<sup>[16]</sup>的研究发现, 籽粒低积累 Cd 的粳稻品种 (Sasanishiki) 其 Cd 的最大吸收速度 ( $V_{max}$ ) 为  $162.4 \text{ nmol} \cdot (\text{g FW} \cdot \text{h})^{-1}$ , 米氏常数 ( $K_m$ ) 为  $0.44 \pm 0.04$ , 而籽粒高积累 Cd 的籼稻品种 (Habataki) 其 Cd 的最大吸收速度 ( $V_{max}$ ) 为  $114.8 \text{ nmol} \cdot (\text{g FW} \cdot \text{h})^{-1}$ , 米氏常数 ( $K_m$ ) 为  $0.67 \pm 0.08$ , 说明粳稻品种 (Sasanishiki) 根系对 Cd 的吸收能力比籼稻品种 (Habataki) 高。但是籼稻品种 (Habataki) 茎叶中 Cd 浓度在处理 14 d 时比粳稻品种 (Sasanishiki) 高出 1.2 ~ 24 倍, 其茎叶 Cd/根 Cd 的比率及木质部汁液中 Cd 浓度也比粳稻品种 (Sasanishiki) 分别高出 1.3 ~ 8.5 倍和高 1.6 ~ 8.9 倍。因此, 水稻茎叶或者籽粒中 Cd 的积累量并不主要取决于其根系对 Cd 的吸收积累, 而是取决于 Cd 通过木质部从根系向茎叶中转运的能力。我们的研究结果也显示 (图 4), 在整个处理过程中, 杨辐粳 7 号根系中 Cd 的浓度都显著高于 K 优 818 ( $P < 0.05$ ), 而且在第 14 天时比 K 优 818 高出 99.5%, 但 K 优 818 对 Cd 的转运能力却明显高于杨辐粳 7 号 ( $P < 0.05$ ), 在 Cd 处理 14 d 时转运系数是杨辐粳 7 号的 2.3 倍, 而且杨辐粳 7 号 Cd 的转运系数随处理时间的延长有逐渐减小的趋势 (图 5) 这一结果说明, 杨辐粳 7 号根系对 Cd 有较强的保留能力, 能使根系吸收的 Cd 大部分保留在根系中而不向地上部运输, 从而可以减少籽粒中 Cd 的浓度。

Liu 等<sup>[17]</sup>在研究 6 个水稻品种对 Cd 的吸收转运时, 发现 4 个籼稻品种中的总 Cd 含量和籽粒中 Cd 的积累量均显著高于另外 2 个粳稻品种, 同一生态型水稻品种之间 Cd 含量没有显著差异, 水稻籽粒中 Cd 含量与植物总 Cd 含量、Cd 向地上部的分配比率, 特别是 Cd 从茎叶向籽粒中的转运能力呈显著的正相关关系。本实验中虽然两种生态型水稻品种茎叶中 Cd 的浓度在短期处理过程中没有显著差异 (图 3), 但茎叶中 Cd 的积累量在第 14 天时 K 优 818 显著高于杨辐粳 7 号 ( $P < 0.05$ ), 而且水稻植株中 Cd 的积累总量在第 14 天时 K 优 818 也略

高于杨辐粳 7 号 (表 3)。由于 K 优 818 具有较强的 Cd 转运能力, 而且随着 Cd 处理时间的延长, 其 Cd 转运系数也逐渐增加 (图 5)。因此, 尽管本实验没有成熟期水稻籽粒中的 Cd 含量, 由于籼稻的 Cd 高转运能力, 在 Cd 污染区种植籼稻品种 K 优 818 可能存在着水稻籽粒 Cd 含量较高的风险。

通讯作者简介: 黄益宗 (1970-) 男, 博士, 副研究员, 主要研究方向为农林生态环境保护, 近年来在国内外核心期刊发表论文近 100 篇。

#### 参考文献:

- [1] Kabata-Pendias A, Pendias H. Trace Elements in Soils and Plants [M]. CRC Press, Chapter 5, 1992
- [2] 张兴梅, 杨清伟, 李扬. 土壤镉污染现状及修复研究进展 [J]. 河北农业科学, 2010, 14 (3): 79-81  
Zhang X M, Yang Q W, Li Y. Progress of status and remediation of soil cadmium pollution [J]. Journal of Hebei Agricultural Science, 2010, 14 (3): 79-81 (in Chinese)
- [3] Grant C A, Buckley W T, Bailey I D, et al. Cadmium accumulation in crops [J]. Canadian Journal of Plant Science, 1998, 78(1): 1-17
- [4] Zook E G, Greene F E, Morris E R. Nutrient composition of selected wheats and wheat products VI Distribution of manganese, copper, nickel, zinc, magnesium, lead, tin, cadmium, chromium, and selenium as determined by atomic absorption spectroscopy and colorimetry [J]. Cereal Chemistry, 1970, 47(7): 720-731
- [5] Galili G, Feldman M. Intergenomic suppression of endosperm protein genes in common wheat [J]. Canadian Journal of Genetic Cytology, 1984, 26(6): 651-656
- [6] 黄耿磊, 黄冬芬, 刘国道, 等. 镉胁迫对 3 种柱花草生长及植株镉积累和分配的影响 [J]. 草地学报, 2011, 19 (1): 97-101  
Huang G L, Huang G F, Liu G D, et al. Effects of cadmium stress on the growth, cadmium accumulation and distribution of three *Stylosanthes* spp. Varieties [J]. Acta Agrestia Sinica, 2011, 19(1): 97-101 (in Chinese)
- [7] 史锟, 张福锁, 刘学军, 等. 不同栽培方式对籼、粳稻根表铁膜和根铁、镉含量的影响 [J]. 应用生态学报, 2003, 14(8): 1273-1277  
Shi K, Zhang F S, Liu X J, et al. Effect of different cultivation practices on Fe and Cd content in iron plaque outside rice root and Cd content in rice root [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14(8): 1273-1277 (in Chinese)

- [ 8 ] Dasgupta T , Hossain A S , Meharg A A , et al. An arsenate tolerance gene on chromosome 6 of rice [J]. *New Phytologist* , 2004 , 163( 1) : 45 - 49
- [ 9 ] Cao Q , Hu Q H , Khan S , et al. Wheat phytotoxicity from arsenic and cadmium separately and together in solution culture and in a calcareous soil [J]. *Journal of Hazardous Materials* , 2007 , 148( 1-2) : 377 - 382
- [10] Patra M , Bhowmik N , Bandopadhyay B , et al. Comparison of mercury , lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance [J]. *Environmental and Experimental Botany* , 2004 , 52( 3) : 199 - 223
- [11] 仇硕 , 黄苏珍. Cd 胁迫下黄菖蒲幼苗根系生长与 Cd 积累的研究 [J]. *植物资源与环境学报* , 2008 , 17( 3) : 33 - 38
- Qiu S , Huang S Z. Study on growth and Cd accumulation of root system of *Iris pseudacorus* seedling under Cd stress [J]. *Journal of Plant Resources and Environment* , 2008 , 17( 3) : 33 - 38 ( in Chinese)
- [12] Salt D E , Prince R C , Pickering I J , et al. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard [J]. *Plant Physiology* , 1995 , 109( 4) : 1427 - 1433
- [13] Hart J J , Welch R M , Norvell W A , et al. Characterization of cadmium binding , uptake , and translocation in intact seedling of bread and durum wheat cultivars [J]. *Plant Physiology* , 1998 , 116( 4) : 1413 - 1420
- [14] Clemens S. Toxic metal accumulation , responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants [J]. *Biochimie* , 2006 , 88( 11) : 1707 - 1719
- [15] Nocito F F , Lancilli C , Dendena B , et al. Cadmium retention in rice roots is influenced by cadmium availability , chelation and translocation [J]. *Plant , Cell and Environment* , 2011 , 34( 6) : 994 - 1008
- [16] Uruguchi S , Mori S , Kuramata M. et al. Root-to-shoot Cd translocation via the xylem is the major process determining shoot and grain cadmium accumulation in rice [J]. *Journal of Experimental Botany* , 2009 , 60( 9) : 2677 - 2688
- [17] Liu J G , Qian M , Cai G L , et al. Uptake and translocation of Cd in different rice cultivars and the relation with Cd accumulation in rice grain [J]. *Journal of Hazardous Materials* , 2007 , 143( 1-2) : 443 - 447 ◆