

# 外源水杨酸对镉胁迫下两种菊芋品系幼苗的缓解作用\*

陈良<sup>1</sup> 隆小华<sup>1</sup> 晋利<sup>2</sup> 金善钊<sup>1</sup> 郑晓涛<sup>1</sup> 刘兆普<sup>1\*\*</sup>

(<sup>1</sup> 南京农业大学资源与环境科学学院, 江苏省海洋生物学重点实验室, 南京 210095; <sup>2</sup> 中国环境管理干部学院环境工程系, 河北秦皇岛 066004)

**摘要** 研究了不同浓度 Cd (0、50、100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ) 及水杨酸 (SA) (0、10、100 和 1000  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ) 处理下 2 种菊芋 (南芋 5 号和南芋 2 号) 的生物量变化情况, 测定了叶片色素 (叶绿素和类胡萝卜素) 含量及光合作用参数, 并比较了 2 种菊芋对 Cd 的吸收转运差异性。结果表明: 外源 SA 处理不同程度地缓解了 Cd 对菊芋幼苗生长的毒害效应, 提高了色素含量, 改善了光合作用参数, 增大了 Cd 的生物富集系数 (BCF) 和转运系数 (TF), 与此同时减少了植株不同器官对 Cd 的累积量, 但最佳 SA 浓度因品种及器官不同而有所区别。研究表明, 适当浓度的 SA 处理可以有效增强 2 种菊芋对 Cd 的耐性。

**关键词** 镉胁迫; 水杨酸; 菊芋; 光合特性; 镉吸收转运

**中图分类号** S963 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2011)10-2155-10

**Mitigation effects of exogenous salicylic acid on the seedling growth of two *Helianthus tuberosus* varieties under Cd stress.** CHEN Liang<sup>1</sup>, LONG Xiao-hua<sup>1</sup>, JIN Li<sup>2</sup>, JIN Shan-zhao<sup>1</sup>, ZHENG Xiao-tao<sup>1</sup>, LIU Zhao-pu<sup>1\*\*</sup> (<sup>1</sup>Key Laboratory of Marine Biology of Jiangsu Province, College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; <sup>2</sup>Environment Engineering Department, Environment Management College of China, Qinhuangdao 066004, Hebei, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(10): 2155–2164.

**Abstract:** The cadmium (Cd) in soil environment has a high toxicity, which not only harms plant growth and development, but also threatens human health. Salicylic acid (SA), a plant growth regulator, can play an important role in inducing plant Cd-resistance. This paper studied the mitigation effects of different concentration (0, 10, 100, and 1000  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ) SA on the Cd toxicity to two *H. tuberosus* varieties (NY5 and NY2) under various Cd stress (0, 50, and 100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ). The results showed that exogenous SA could mitigate the Cd toxicity to NY5 and NY2. The SA increased the pigment content, improved the photosynthetic parameters, enhanced the bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF), and reduced the Cd accumulation in plant organs, but the optimal concentration of SA differed with the varieties and their organs. It was suggested that applying appropriate concentration of CA could effectively enhance the Cd-resistance of the two *H. tuberosus* varieties.

**Key words:** Cd stress; salicylic acid; *Helianthus tuberosus*; photosynthetic characteristics; Cd uptake and translocation.

土壤重金属污染是当今世界上最重要的环境问题之一 (Doumet et al., 2008), 我国受重金属污染的耕地面积近 2000 万  $\text{hm}^2$ , 约占耕地面积的 1/5, 其中

镉 (Cd) 污染耕地占 1133 万  $\text{hm}^2$  (郭艳丽等, 2009)。Cd 是环境中最具危害性的重金属元素之一, 随着采矿业的发展和工业“三废”的排放, Cd 进入环境在水体和土壤中富集。污水灌溉、污泥和磷肥的施用等使农田土壤 Cd 污染更加严重 (黄勇等, 2005)。Cd 具有较强的毒性, 且易被作物吸收利用, 环境中过量的 Cd 不仅对作物生长、发育产生不良影响, 而

\* 国家科技支撑项目 (2011BAD13B09)、公益性行业 (农业) 科研专项经费项目 (200903001-05) 和江苏省科技支撑项目 (BE2010305) 资助。

\*\* 通讯作者 E-mail: sea@njau.edu.cn

收稿日期: 2011-03-07 接受日期: 2011-06-03

且会通过食物链传递,对人类健康构成威胁(Clememte *et al.*, 2003; 曹会聪等, 2007; 任艳芳等, 2009)。传统的治理主要采用物理或化学方法,费用高且对大面积污染的治理效果差,因此,发展新型土壤修复技术以净化 Cd 污染土壤是重要且亟待解决的任务(Liu *et al.*, 2009)。植物修复技术是指利用超富集植物去除污染土壤中超标重金属的植物提取修复技术,具有成本低、操作简单、适于大面积实施等优点(李文学和陈同斌, 2003)。

菊芋(*Helianthus tuberosus*)又称洋姜,属菊科,向日葵属,原产北美洲,经欧洲传入中国,适应性强,为耐寒、耐旱、耐贫瘠、耐盐碱植物,根系发达,生物量极大,在全球的热带、温带、寒带以及干旱、半干旱地区都有菊芋的分布和栽培,在我国大多省区均可栽培(隆小华等, 2005; 王磊等, 2011)。

水杨酸(SA)是植物体内普遍存在的酚类化合物,它不仅参与调节植物的许多生理过程,如植物开花、种子发芽、气孔关闭、离子吸收等,还是一种重要的胞内信号分子(Horváth *et al.*, 2007)。近来研究表明,SA对重金属胁迫下的小麦(*Triticum aestivum*) (王松华等, 2005)、水稻(*Oryza sativa*) (Guo *et al.*, 2007; 吴伦忠等, 2008)、豌豆(*Pisum sativum*) (Losanka *et al.*, 2009)以及莴苣(*Lactuca sativa*) (任艳芳和何俊瑜, 2010)具有明显的缓解作用。但对于SA能否有效缓解Cd对菊芋的伤害尚未见报道。本试验旨在研究外源SA对Cd胁迫下2种菊芋的生物量、光合参数以及Cd在菊芋体内的吸收转运等的影响,为Cd污染的防治和修复提供一定的理论依据。

## 1 材料和方法

### 1.1 供试材料

供试菊芋为不同品系的南芋5号(NY5)和南芋2号(NY2),采于南京农业大学江苏大丰“863”中试基地。

### 1.2 试验设计

本试验于2010年8月20日—2010年9月25日在南京农业大学牌楼温室中进行。首先选取具有发芽能力的菊芋块茎,用水冲洗干净后切取带芽眼部分播种于装有石英砂的周转箱(长40 cm、宽25 cm、高7 cm)中,放入温室中进行催芽,待块茎萌发,菊芋幼苗长到高约8 cm左右时,选取长势一致的幼苗转移至底部具孔、装有石英砂的塑料盆钵(直径

12 cm、高20 cm)中,每盆留苗2株,然后用含不同Cd浓度和不同SA浓度的1/2 Hoagland 营养液进行浇灌,设置3个Cd浓度(0、50和100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )以及4个SA浓度(0、10、100和1000  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ),一共12个处理,重复6次。处理期间隔天更换营养液,更换时应注意不让营养液沾到植株地上部分,处理21 d后采样进行检测。

### 1.3 测定指标与方法

**1.3.1 生物量测定** 将菊芋幼苗从塑料盆中取出,用去离子水冲去砂粒,再用吸水纸吸干后,测量叶长、叶宽、株高及根长,称量根鲜重和地上部鲜重,经110  $^{\circ}\text{C}$ 杀青10 min后于60  $^{\circ}\text{C}$ 烘干至恒重测定根干重及地上干重。根含水率=(根鲜重-根干重)/根鲜重 $\times 100\%$ ,地上部含水率=(地上部鲜重-地上部干重)/地上部鲜重 $\times 100\%$ ,根冠比=根干重/地上干重。

**1.3.2 叶绿素(Chl)与类胡萝卜素(Car)的测定** 色素含量参照王学奎(2006)的方法进行测定。每个处理选取3株,自上往下取第4片功能叶,将整个叶子剪碎,分别称取0.1 g,置于10 ml容量瓶内,加95%乙醇定容至10 ml。将各个处理摇匀置于避光处,过夜。待第2天残渣完全变白后,分别在665、649和470 nm测定吸光值。

**1.3.3 光合作用参数的测定** 处理21 d后进行光合参数测定。采用英国PP-System公司CIRAS-1型全自动便携式光合测定系统测定净光合速率、气孔导度、蒸腾速率、细胞间隙 $\text{CO}_2$ 浓度等光合作用参数。测定过程采用生物效应灯为光源,自上往下选取第4片功能叶,通过叶室夹住叶片进行活体测定,叶面积2.5  $\text{cm}^2$ ,大气温度17.3  $^{\circ}\text{C}$ ~18.2  $^{\circ}\text{C}$ ,空气中二氧化碳浓度( $C_a$ )变化范围为394.2~398.1  $\mu\text{l} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

**1.3.4 Cd富集吸收量的测定** 菊芋根、茎和叶烘干样品过20目不锈钢筛,采用 $\text{HNO}_3\text{-HClO}_4$ 法进行消化(二者体积比为87:13),利用电感耦合等离子体光谱发生仪(ICP)测定其中的Cd含量,每个样品重复3次。

生物富集率BCF和转移系数TF按以下公式计算(Shi & Cai, 2009):

$$\text{BCF} = \text{植物组织中 Cd 浓度} / \text{溶液中 Cd 浓度}$$

$$\text{TF} = \text{叶或茎中 Cd 浓度} / \text{根中 Cd 浓度}$$

### 1.4 数据处理

利用Microsoft Excel软件、SPSS 16.0软件进行

试验数据的统计,采用双因素方差分析 ( two-way ANOVA) 和 Duncan 新复极差测验法 ( $P<0.05$ ) 进行显著性分析。

2 结果与分析

2.1 不同浓度 SA 对 Cd 胁迫下 2 种菊芋生物量、根冠比及含水率的影响

从表 1 可以看出,单独添加 10 和 100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  浓度的 SA 可以显著促进 2 种菊芋根茎叶的生长,但高浓度 (1000  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ) 的 SA 会对菊芋的生长产生抑制作用;在 Cd 胁迫下,各形态指标显著低于对照,并随着 Cd 浓度的升高显著下降;添加适量浓度的 SA 可以有效缓解 Cd 对各形态指标的抑制作用,但最佳浓度因品种而异,以 50  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  Cd 浓度下,施加 100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  为例,NY2 的根长较未添加 SA 的处理增长了 2.60 cm,而 NY5 不但未见增大反而减少了 2.10 cm。

如表 2 所示,单独添加不同浓度的 SA 对 2 种菊芋的根部以及地上部干重都有明显的促进作用,并且在 SA 浓度为 100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时,各部位干重均达到最大值;对于 NY2,SA 为 100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的浓度时,其根部及地上部干重分别较对照增大了 64.3% 和 27.9%,而相应条件下,NY5 根部及地上部干重分别较对照增大了 53.3% 和 29.8%,说明 SA 对 2 种菊芋根干重的作用远远大于地上干重。在 Cd 胁迫下,2 种菊芋各部干重均显著下降,而 SA 对 2 种菊芋生物量的影响既有一定的相似性又存在着明显的种间差异。从表 2 可以看出,在 50  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  Cd 浓度下,施加 SA 并不能促进 NY2 和 NY5 生物量的增加,甚至会导致各部干重随着 SA 浓度的增大而逐渐降低;而在 100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  Cd 浓度下,SA 可以显著促进 2 种菊芋生物量的增加,NY2 和 NY5 的各部干重分别在 100 和 10  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 SA 浓度下达到最大值。在无 Cd 情况下,施加 SA 会增大 2 种

表 1 不同浓度 SA 对 Cd 胁迫下 2 种菊芋生长的影响  
Table 1 Effects of different concentrations of SA on growth of two *Helianthus tuberosus* varieties seedlings under Cd stress

品种	Cd 浓度 ( $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )	SA 浓度 ( $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )	叶长 (cm)	叶宽 (cm)	株高 (cm)	根长 (cm)
NY2	0	0	9.57 bA	4.00 bA	24.33 bAB	20.53 aAB
		10	9.97 abA	4.07 bA	25.73 abAB	21.83 aA
		100	10.27 aA	4.37 aA	28.23 aA	21.81 aA
		1000	8.67 cB	3.23 cB	23.43 bB	19.20 abAB
	50	0	8.00 dBC	2.63 cC	13.40 cC	13.57 deDE
		10	8.00 dBC	2.70 cC	14.43 cC	14.13 deDE
		100	7.43 deC	2.63 cC	14.30 cC	16.17 cdCD
		1000	7.03 fC	2.57 cC	12.23 cC	14.77 cdDE
	100	0	7.90 deBC	2.73 deC	15.03 cC	12.03 efEF
		10	7.47 deC	2.70 deC	14.03 cC	14.87 cdDE
		100	7.93 deBC	2.97 dBC	14.33 cC	17.40 bcBC
		1000	7.23 efC	2.60 cC	13.43 cC	11.23 fF
NY5	0	0	12.33 aA	5.87 abAB	33.27 bcAB	15.67 dC
		10	12.77 aA	6.20 aA	35.47 abA	17.27 abAB
		100	12.43 aA	5.70 bcAB	36.13 aA	17.87 aA
		1000	12.87 aA	5.37 cB	33.47 bcAB	16.67 bcAB
	50	0	9.37 bcBC	3.63 deCD	31.13 cBC	16.33 cdBC
		10	9.43 bcBC	3.57 deCD	28.17 dCD	17.50 abAB
		100	9.43 bcBC	3.60 deCD	27.90 dD	14.23 eD
		1000	9.30 cBC	3.53 eCD	23.67 eE	11.03 fEF
	100	0	8.50 dD	3.20 eD	19.57 fF	11.83 fE
		10	9.03 cCD	3.47 eCD	21.17 fEF	12.03 fE
		100	9.93 bB	4.00 dC	20.77 fEF	11.53 fE
		1000	9.03 cCD	3.33 eD	19.43 fF	9.77 gF
<i>F</i> 值	Cd		2718.23 **	1839.99 **	1739.71 **	666.41 **
		SA	48.01 **	49.74 **	40.9 **	78.15 **
		Cd×SA	17.76 **	22.05 **	13.26 **	6.62 **

同列不同小写字母表示相同 SA 浓度下不同 Cd 加入量处理间差异显著 ( $P<0.05$ );同列不同大写字母表示相同 Cd 加入量下不同 SA 添加量处理间差异显著 ( $P<0.05$ )。\*  $P<0.05$ , \*\*  $P<0.01$ 。下同。

表 2 不同浓度 SA 对 Cd 胁迫下 2 种菊芋干重以及根冠比的影响  
Table 2 Effects of different concentrations of SA on dry weight and root/shoot ratio of two *Helianthus tuberosus* varieties seedlings under Cd stress

品种	Cd 浓度 ( $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )	SA 浓度 ( $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )	根干重 ( $\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$ )	地上干重 ( $\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$ )	全株干重 ( $\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$ )	根冠比
NY2	0	0	0.28 cdBC	0.93 bcAB	1.20 cBC	0.30 cB
		10	0.39 abAB	1.19 abA	1.58 abAB	0.34 bcAB
		100	0.46 aA	1.31 aA	1.77 aA	0.36 bcAB
		1000	0.34 bcAB	0.91 bcAB	1.25 bcBC	0.38 bcAB
	50	0	0.21 dCD	0.50 dBC	0.71 dDE	0.41 abAB
		10	0.21 dCD	0.48 dCD	0.69 dDE	0.43 abAB
		100	0.18 dC	0.50 dBC	0.68 dDE	0.36 bcAB
		1000	0.21 dCD	0.39 dD	0.60 dE	0.53 aA
	100	0	0.23 cdCD	0.66 cdBC	0.89 cdCD	0.35 bcAB
		10	0.24 cdCD	0.50 dBC	0.74 dCD	0.49 abAB
		100	0.28 cdCD	0.71 cdBC	0.99 cdCD	0.40 abAB
		1000	0.25 cdCD	0.56 dBC	0.81 dCD	0.44 abAB
NY5	0	0	0.60 bBC	2.18 bcB	2.78 bcB	0.27 abAB
		10	0.71 bAB	2.47 abAB	3.18 bAB	0.29 abAB
		100	0.92 aA	2.83 aA	3.75 aA	0.33 aA
		1000	0.70 bAB	2.09 bcBC	2.79 bcB	0.33 aA
	50	0	0.71 bAB	2.16 bcB	2.87 bcB	0.33 aA
		10	0.60 bBC	1.87 cdBC	2.47 cBC	0.33 aA
		100	0.39 cCD	1.54 deCD	1.93 dCD	0.25 bcAB
		1000	0.27 cdD	1.23 eDE	1.50 deDE	0.22 cdB
	100	0	0.25 cdD	1.11 fDE	1.36 deDE	0.23 bcB
		10	0.28 cdD	1.14 eDE	1.42 deDE	0.25 bcAB
		100	0.22 cdD	1.09 fDE	1.31 eDE	0.21 dB
		1000	0.17 dD	0.79 fE	0.96 eE	0.21 dB
	F 值	Cd	52.43 **	253.05 **	266.49 **	9.1 **
		SA	3.19 *	18.92 **	17.81 **	8.27 **
		Cd×SA	9.72 **	8.83 **	12.04 **	6.22 **

菊芋的根冠比,这说明作为一种外源物质,SA 的存在也会给菊芋生长带来一定的副作用,产生一定的胁迫,从而导致根冠比的增大;Cd 浓度为 50  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时,施加 100 和 1000  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 SA 可以分别使 NY2 和 NY5 的根冠比达到最低值,而当 Cd 浓度增大到 100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时,不同浓度的 SA 均对 2 种菊芋的根冠比影响甚微。

从图 1 可见,在无 Cd 情况下,单独施加 SA, NY5 根部以及地上部含水率均随着 SA 浓度的升高而下降,而对于 NY2 的影响较小,各部位含水率较对照变化不大(图 1A,B,C,D);在 50  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 Cd 浓度下,SA 浓度为 100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时可以使 NY5 的各部位含水率达到最大值,而当 Cd 浓度增大到 100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时,情况截然不同,100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 SA 使 NY5 各部位含水率缩减到最小(图 1A,C);对 NY2 来说,50  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 Cd 浓度下,当 SA 为 10  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时,根部及地上部含水率达到最小值,而

在 100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 Cd 浓度下,10  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 SA 使各部含水率最大(图 1B,D)。

2.2 不同浓度 SA 对 Cd 胁迫下 2 种菊芋叶绿素及类胡萝卜素含量的影响

如图 2 所示,单独施加 SA 对 NY2 和 NY5 叶片中叶绿素及类胡萝卜素含量影响甚微,较对照变化不大;Cd 胁迫下 NY5 叶片中叶绿素和类胡萝卜素含量均较对照明显减少,并随着 Cd 浓度的增大进一步减少,在施加不同浓度的 SA 后,2 种色素含量并未出现显著变化(图 2A,C);而 NY2 叶片中 2 种色素含量虽然在 Cd 的胁迫下显著低于对照,但并不随着 Cd 胁迫的加剧而进一步减少;加入 10  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  SA 后均可显著提高 2 种色素在 50 和 100  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  Cd 浓度下的含量(图 2B,D)。

2.3 不同浓度 SA 对 2 种菊芋光合作用参数的影响

从表 3 可以看出,在无 Cd 情况下,施加 SA 对

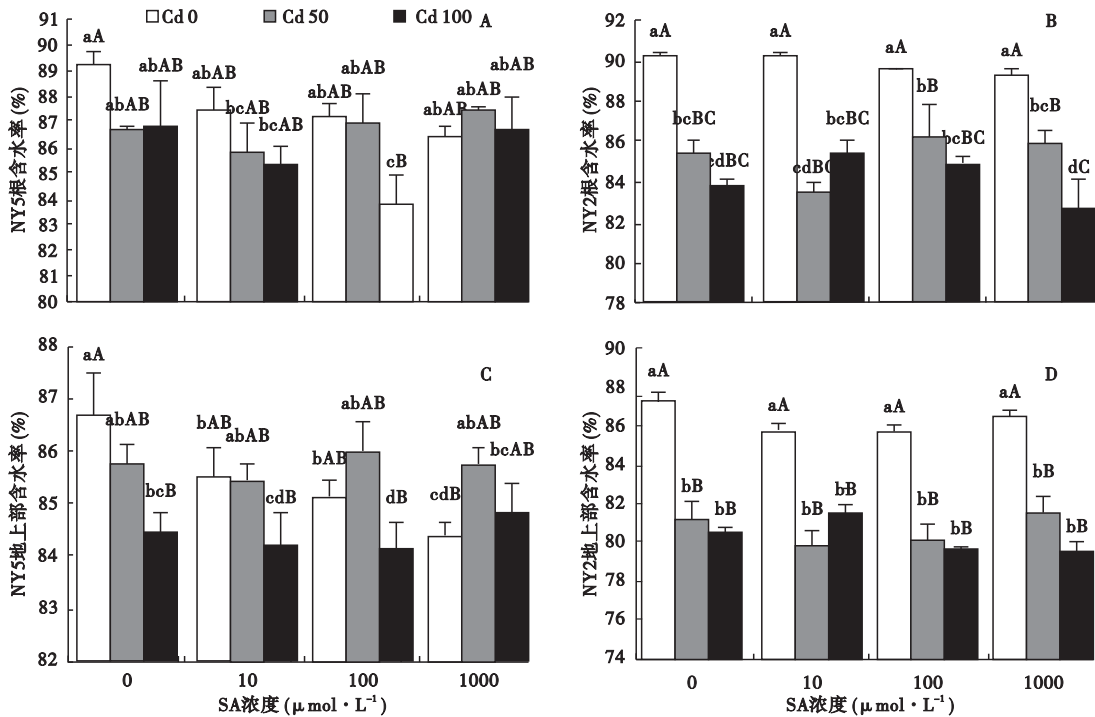


图1 不同浓度 SA 对 Cd 胁迫下 2 种菊芋根部 (A 和 B) 及地上部 (C 和 D) 含水率的影响  
Fig.1 Effects of different concentrations of SA on water content of root (A, B) and shoot (C, D) of two *Helianthus tuberosus* varieties seedlings under Cd stress

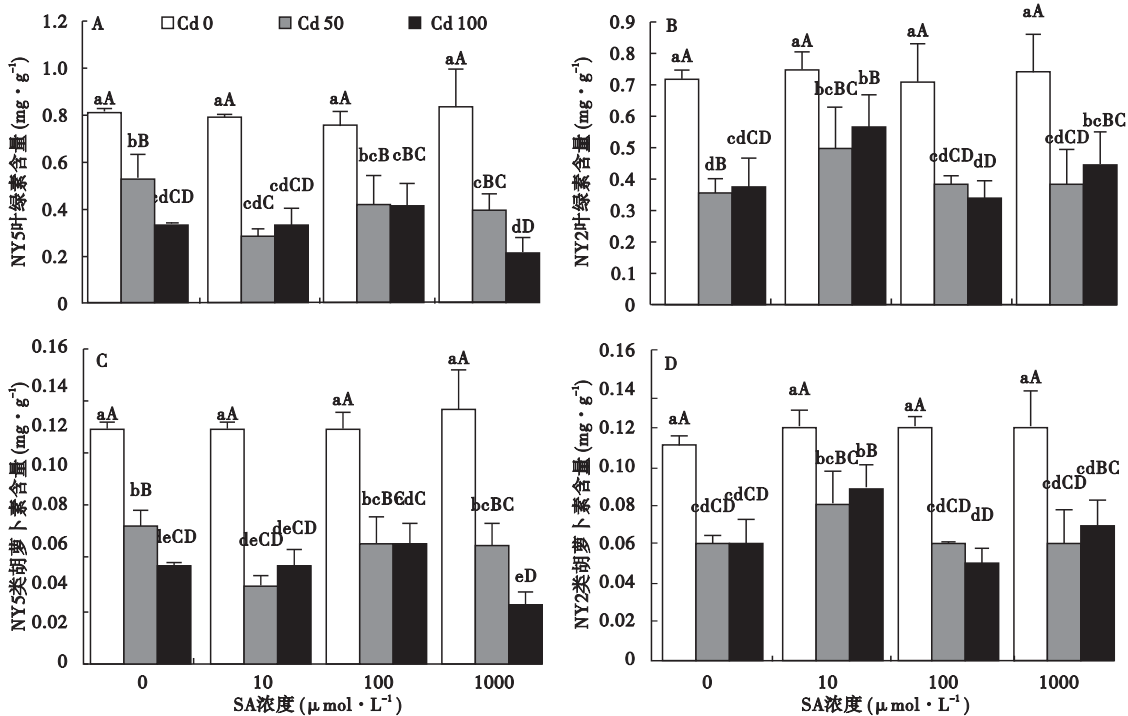


图2 不同浓度 SA 对 Cd 胁迫下 2 种菊芋叶绿素 (A 和 B) 及类胡萝卜素 (C 和 D) 含量的影响  
Fig.2 Effects of different concentrations of SA on chlorophyll (A, B) and carotenoid (C, D) content of two *Helianthus tuberosus* varieties seedlings under Cd stress



表 3 不同浓度 SA 对 Cd 胁迫下 2 种菊芋光合作用参数的影响  
Table 3 Effects of different concentrations of SA on photosynthetic parameters of two *Helianthus tuberosus* varieties seedlings under Cd stress

品种	Cd 浓度 ( $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )	SA 浓度 ( $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )	净光合速率 ( $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )	气孔导度 ( $\text{mol H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )	胞间 $\text{CO}_2$ 浓度 ( $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{mmol}^{-1}$ )	蒸腾速率 ( $\text{mmol H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )
NY2	0	0	16.23 bcA	0.43 aA	299.33 abAB	9.28 aA
		10	17.80 abA	0.39 abAB	285.00 bcAB	8.97 abA
		100	18.20 aA	0.42 aA	290.00 bcAB	9.37 aA
		1000	16.73 bcA	0.40 abAB	294.00 bcAB	9.30 aA
	50	0	12.03 dB	0.18 dE	274.67 bcAB	4.16 dC
		10	17.60 abA	0.41 aAB	307.67 aA	7.83 bcAB
		100	15.07 cA	0.28 cCD	288.00 abcAB	6.78 cB
		1000	17.70 abA	0.32 bcAB	286.67 abcAB	7.67 bcAB
	100	0	15.63 cdA	0.26 cDE	278.33 bcAB	6.88 cB
		10	15.10 cA	0.24 cdDE	267.00 cBA	6.63 cB
		100	15.63 cdA	0.26 cDE	273.33 bcAB	6.98 cB
		1000	16.10 bcA	0.30 cBC	278.33 bcAB	7.64 bcAB
NY5	0	0	20.93 aA	0.37 abA	303.67 bcAB	5.29 efDE
		10	18.60 bB	0.19 cdBC	242.00 dC	3.67 hF
		100	21.77 aA	0.26 bcAB	254.33 dC	5.06 fgDE
		1000	21.47 aA	0.31 abAB	274.67 cdBC	5.87 deCD
	50	0	12.33 cdC	0.17 dC	276.33 cdBC	3.93 ghEF
		10	12.93 cdC	0.32 abAB	307.00 bcAB	6.28 cdCD
		100	13.57 cC	0.30 bcAB	308.67 bcAB	6.97 bcAB
		1000	12.87 cdC	0.34 abAB	321.33 abAB	7.71 abAB
	100	0	9.66 eD	0.41 aA	348.33 aA	8.77 aA
		10	11.87 dC	0.39 aA	328.00 abA	8.95 aA
		100	9.76 eD	0.35 abAB	334.00 abA	8.34 abAB
		1000	9.76 eD	0.24 bcAB	312.67 bAB	6.74 deBC
	F 值	Cd	34.77 **	14.86 **	31.6 **	42.97 **
		SA	3.64 *	4.01 *	3.95 *	19.98 **
		Cd×SA	2.08 **	21.24 **	15.46 **	34.59 **

NY2 各光合参数影响不大,却会显著削弱 NY5 的气孔导度、胞间  $\text{CO}_2$  浓度和蒸腾速率,在 SA 浓度为  $10 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时,其值达到最低值,分别为对照的 51.3%、79.8% 和 69.3%。在 Cd 胁迫下,各个光合参数显著低于对照,NY2 的净光合速率在 Cd 胁迫下较对照显著下降,但并未随 Cd 浓度的增大而进一步下降;NY5 净光合速率随着 Cd 浓度的增大显著下降,与色素含量变化趋势相似(图 2)。当加入 SA 后,多数光合参数显著增大,但达到最大值时 SA 的浓度并不一致。在不同 Cd 胁迫下,SA 浓度为  $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时,NY2 的净光合速率达到最大值,而对于 NY5 来说, $100$  和  $10 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 SA 分别在  $50$  和  $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 Cd 胁迫下达到最理想的缓解作用,使净光合速率达到最大值。

2.4 不同浓度 SA 对 2 种菊芋 Cd 含量、生物富集系数(BCF)及转运系数(TF)的影响

从表 4 可以看到,在未施加 SA 条件下,2 种菊

芋不同部位 Cd 含量均随着 Cd 浓度的升高而显著增大,根部 Cd 含量明显高于叶片与茎部,说明根部是 Cd 主要富集器官,根对 Cd 的富集能力大于茎和叶;由于存在种间差异性,SA 对 2 种菊芋在不同 Cd 浓度下的缓解作用效果不同,即使是同一品种,不同器官间也存在着种内差异。以 NY5 为例,在  $50 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 Cd 浓度下,SA 浓度分别为  $1000$  和  $10 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时,叶片和茎秆中 Cd 含量最少,而根中 Cd 含量却随着 SA 浓度的升高而不断升高,在  $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  的 Cd 浓度下,SA 浓度为  $1000 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时茎和叶中 Cd 含量同时达到最低值,而 SA 浓度为  $10 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  时,根中 Cd 含量最低。在单独用 Cd 处理时,BCF 都随着 Cd 浓度的升高而显著下降,而 TF 因品种的不同而有所差异,NY5 的 TF 随着 Cd 浓度的增加而增加,而 NY2 的 TF 则随着 Cd 的升高而下降;加入 SA 后,对 BCF 以及 TF 的影响又因品种和器官不同而有所差异。

表 4  不同浓度 SA 对 Cd 含量、生物富集系数 (BCF) 以及转运系数 (TF) 的影响  
Table 4  Effects of different concentrations of SA on Cd content, BCF and TF of two *Helianthus tuberosus* varieties seedlings under Cd stress

品种	Cd 浓度 ( $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )	SA 浓度 ( $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )	Cd 含量 ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )			BCF			TF (%)
			叶	茎	根	叶	茎	根	
NY2	50	0	57.11 dB	63.06 dC	340.29 dBC	20.33 bA	22.45 cdB	121.14 cB	0.19 cB
		10	62.23 cdAB	69.95 dC	275.38 eC	22.16 aA	24.90 bB	98.03 dC	0.25 aA
		100	64.15 bcAB	97.63 bB	410.38 cB	22.84 aA	34.75 aA	146.09 bA	0.24 abA
		1000	46.36 eC	67.91 dC	416.70 cB	16.50 cB	24.18 bcB	148.35 abA	0.16 dBC
	100	0	47.18 eC	87.42 cB	890.79 aA	8.40 eD	15.56 cC	158.56 aA	0.10 eD
		10	43.70 eC	85.44 cB	836.96 bA	7.78 eD	15.21 cC	148.98 abA	0.10 eD
		100	68.84 abA	92.22 bcB	409.51 cB	12.25 dC	16.41 cC	72.89 eD	0.22 bA
		1000	70.86 aA	123.48 aA	853.67 abA	12.61 dC	21.98 dB	151.95 abA	0.15 dC
	NY5	0	90.31 fC	88.69 dD	414.96 dD	32.15 aA	31.58 bB	147.73 cC	0.21 cC
		10	77.91 efC	77.92 gD	420.40 dD	24.74 bcBC	27.74 cdBC	149.66 cC	0.19 dC
	100	100	83.22 deC	80.37 gC	549.70 cC	29.63 abAB	28.61 bcA	195.69 bB	0.19 cdC
		1000	70.50 fC	105.86 eD	642.24 bB	25.10 cd	37.69 aBC	228.64 aA	0.13 eD
	100	0	167.22 aA	177.99 aA	629.16 bB	29.77 abAB	29.77 bcBC	111.99 dD	0.28 aA
		10	142.53 bB	136.75 cB	552.12 cC	25.37 cdCD	25.37 deCD	98.28 eD	0.25 bB
		100	130.34 cB	163.76 bA	626.49 bB	23.20 dD	23.20 eD	111.52 dD	0.26 abAB
		1000	88.57 deC	114.43 dC	885.14 aA	15.76 eE	15.76 fE	157.55 cC	0.13 eD
	F 值	Cd	321.21 **	1723.74 **	3027.47 **	676.83 **	749.14 **	2077.42 **	21.7 **
		SA	41.44 **	46.64 **	318.34 **	68.59 **	10.5 **	1206.79 **	321.62 **
		Cd×SA	3.46 **	29.43 **	253.83 **	4.27 *	40.19 **	931.84 **	48.01 **

表 5  不同浓度 SA 对 2 种菊芋叶、茎和根中 Cd 累积量的影响  
Table 5  Effects of different concentrations of SA on Cd accumulation of two *Helianthus tuberosus* varieties seedlings under Cd stress

Cd 浓度 ( $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )	SA 浓度 ( $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )	NY2			NY5		
		叶 ( $\mu\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$ )	茎 ( $\mu\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$ )	根 ( $\mu\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$ )	叶 ( $\mu\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$ )	茎 ( $\mu\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$ )	根 ( $\mu\text{g} \cdot \text{株}^{-1}$ )
50	0	12.38 cdB	17.86 eD	72.58 dC	74.21 bB	119.21 aA	295.99 aA
	10	12.86 cdB	19.12 deC	56.92 eD	56.36 cC	89.34 cBC	253.63 abA
	100	12.83 cdB	29.61 cB	73.87 dC	46.35 cdCD	79.89 cdC	214.38 bAB
	1000	8.66 eD	14.04 fE	86.13 cC	42.34 cdCD	58.29 dD	173.40 cB
100	0	13.06 cAB	33.51 bAB	207.82 aA	91.36 aA	99.21 bB	159.37 cdC
	10	10.20 dC	22.79 dC	200.87 aA	72.03 bB	87.41 cBC	156.42 cdC
	100	19.96 aA	39.04 abA	114.66 bB	85.70 abAB	74.29 cdC	139.90 dD
	1000	16.30 bA	41.16 aA	210.60 aA	37.76 dD	41.03 dE	150.47 cdBC
F 值	Cd	222.4 **	501.73 **	732.06 **	183.06 **	57.62 **	576.04 **
	SA	99.48 **	79.05 **	33.65 **	198.42 **	283.04 **	71.79 **
	Cd×SA	137.5 **	64.82 **	33.52 **	51.66 **	8.86 **	47.31 **

2.5  不同浓度 SA 对 2 种菊芋体内 Cd 累积量的影响

从表 5 可以看出,NY2 和 NY5 不同器官对 Cd 的累积量均呈:叶<茎<根,根中仍累积了最多的 Cd,地上部 Cd 累积量相对较少,这与表 4 结果相符;不同浓度 SA 对 2 种菊芋不同器官中 Cd 累积量的影响有较大的差异性,以 Cd 浓度 50  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 为例,对于 NY2,SA 浓度为 1000  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,叶和茎中具有最低的 Cd 累积量,而根中 Cd 累积量最低值出

现在 SA 浓度为 10  $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 时;对于 NY5,SA 对 Cd 累积量的影响规律性较强,随着 SA 浓度的增大,叶、茎、根中的 Cd 累积量均呈不断下降的趋势。

3  讨  论

3.1  不同浓度 SA 对 Cd 胁迫下 2 种菊芋生物量、根冠比及含水率的影响

Cd 是生物的非必需元素,不参与生物的结构组成和各种生命活动,但如果在体内累积将对生物产

生毒害作用(王松华等,2005)。在 Cd 胁迫下,2 种菊芋的各形态指标被显著抑制,生物量减少,根冠比增大,Cd 对 2 种菊芋的毒害作用随着 Cd 浓度的升高而进一步增大。SA 作为一种外源激素,适当浓度的 SA 对 2 种菊芋的生长具有明显的促进作用,增大了根部以及地上部干重,但与此同时,对各部干重的影响有所差别,根干重的增速大于地上部,这是由于施加 SA 以后,首先由根部吸收 SA 进入菊芋体内,而 SA 需要根部的向上运输才能到达地上部,所以 SA 对根生长的促进作用明显大于地上部(林忠平和胡鸢雷,1997)。在不同浓度的 Cd 胁迫下,SA 对菊芋生物量及根冠比的影响存在着巨大差别,在  $50 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  Cd 浓度下,SA 非但不能促进干重增加,甚至会随着浓度的增加而产生抑制作用,而在  $100 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$  Cd 浓度下,适量浓度的 SA 可以明显缓解 Cd 生物量的抑制。根冠比是根干重与地上部干重的比值,当植物受到非生物胁迫时,根冠比往往增大,在 Cd 胁迫下 2 种菊芋根冠比都显著高于对照,SA 的加入能明显缓解 Cd 胁迫,减小根冠比,作用大小因品种而异。

植物在逆境环境下,外界胁迫会使细胞失水,而导致不同器官含水率下降(陈健妙等,2010)。本试验中,Cd 胁迫下各部位含水率均显著低于对照,说明 Cd 抑制了水分吸收代谢从而导致菊芋细胞内水分散失,而单独添加 SA 以后,并未导致 2 种菊芋各部含水率出现很明显的下降趋势,这说明 SA 的加入不会对菊芋细胞产生很严重的破坏作用,从而维持了细胞内水分的稳定,SA 对 Cd 胁迫下 2 种菊芋的作用效果不同,这又证明了 2 种菊芋存在着显著的种间差异性。

### 3.2 不同浓度 SA 对 Cd 胁迫下 2 种菊芋叶绿素及类胡萝卜素含量的影响

植物受到 Cd 胁迫时,光合作用会受到抑制,叶绿体受到破坏,抑制光合酶的活性和叶绿素的合成,光合效率降低,叶绿素总量和光合作用都呈下降趋势(李俊梅和王焕校,2000;张金彪,2001)。在 Cd 胁迫下,叶绿素和类胡萝卜素含量显著低于对照,而单独添加 SA 并未导致 2 种色素含量出现明显的变化,低浓度( $10 \mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ )SA 能够显著提高 Cd 胁迫下 2 种色素含量,叶绿素是植物进行光合作用的主要色素,其含量高低直接关系到光合作用能否正常进行,类胡萝卜素则与植物体内活性氧的清除有一定的联系,如果产生的活性氧过多来不及清除,就

会对光合机构造成伤害,包括对作用中心 D1 蛋白的破坏和叶绿素的降解(Schnettger *et al.*,1994),施加 SA 能够增加 Cd 胁迫下 2 种色素含量,从而有利于光合作用的正常进行。

### 3.3 不同浓度 SA 对 2 种菊芋光合作用参数的影响

光合作用是植物得以生存的基础生理活动(张义凯等,2010),净光合速率直接反映了单位叶面积的光合同化能力,光合速率大,表明植物光合作用的水平高,反之亦然(秦建桥等,2010),Farquhar 和 Sharkey(1982)认为,净光合速率的降低有气孔限制和非气孔限制两方面因素,当净光合速率和细胞间隙  $\text{CO}_2$  浓度变化方向相同,二者同时减小,且气孔限制值增大时,净光合速率下降主要是由气孔导度引起的,否则净光合速率的下降要归因于叶肉细胞羧化能力的降低,本试验中 Cd 胁迫并不能通过限制气孔导度来降低胞间  $\text{CO}_2$  浓度,而气孔导度的下降与气孔限制值的升高应该减弱了蒸腾速率,间接说明净光合速率减弱的主要原因是非气孔限制,即由叶肉细胞光合活性下降引起的,这也与叶绿素含量下降相吻合。外源 SA 的加入的确能够缓解 Cd 对菊芋光合作用的抑制,通过净光合速率、蒸腾速率、气孔导度以及胞间  $\text{CO}_2$  浓度在适量浓度 SA 作用下得到改善即可证明,光合作用与光合色素的联系紧密,SA 能够提高叶绿素和类胡萝卜素的含量,不但增大了光合同化能力,而且加速了细胞内由于 Cd 胁迫产生的活性氧的清除,从而使菊芋光合各参数在 Cd 胁迫下得到极大的改善,促进了菊芋植株整体生长状况的优化。

### 3.4 不同浓度 SA 对 2 种菊芋 Cd 含量、生物富集系数(BCF)及转运系数(TF)的影响

有研究表明,同一物种对 Cd 的吸收富集能力存在着巨大的种间差异(张治安等,2005;Alexander *et al.*,2006;Zhao *et al.*,2008;陈瑛等,2009;纪苗苗等,2010),本试验中,NY5 体内不同器官中的 Cd 含量均显著高于 NY2,这一方面说明 NY5 对 Cd 具有更强的吸收能力,另一方面也说明 NY2 相对于 NY5 可能具有更强的外排 Cd 和避免 Cd 伤害的能力。根是植物吸收营养和水分的最主要器官,本试验中,根对 Cd 吸收能力大于茎和叶。BCF 是衡量植物对重金属累积能力大小的一个重要指标,其值越大,表明植物地上部对重金属的吸收累积能力越强,越有利于植物修复污染土壤(Salt *et al.*,1995)。TF 是指



植物地上部某种元素含量与地下部该种元素含量的比值,反映植物将重金属从地下部分转移到地上部分的能力。TF 越大,植物向地上部分转移重金属的能力就越强(Mattina *et al.*, 2003)。BCF 和 TF 随着 Cd 浓度的升高而降低,说明在随着 Cd 胁迫的加剧,根部细胞受到氧化损伤,破坏了其结构以及吸收 Cd 的能力,由根向地上部运输的能力亦受到抑制;而加入 SA 以后,BCF 和 TF 都得到显著提高,说明 SA 缓解了 Cd 对 2 种菊芋根部的危害,提高了根尖细胞对 Cd 的吸收以及输导组织向上运输的能力。

### 3.5 不同浓度 SA 对 2 种菊芋体内 Cd 累积量的影响

重金属在植物体内的运输影响植物对重金属的吸收与耐性,在植物体内各部位的分布以及植物体内的物质结合形态,一般而言,重金属在普通植物体内主要累积在根部,向地上部位转移相对较少(杨艳等,2010)。本研究中,菊芋对 Cd 的累积量呈:叶<茎<根,这可能是因为大部分的 Cd 在菊芋根部与细胞壁中的果胶酸盐和根内的蛋白质、多糖类、核酸类等结合形成稳定的大分子物或不溶性的有机分子而沉积(张金彪等,2003),而加入 SA 后,植株对 Cd 的累积量下降,这说明在一定程度上 SA 减轻了重金属对植株的毒害,提高了菊芋对 Cd 的耐性;而转移到地上部的 Cd,在茎、叶中的分配也有差异,Cd 在茎内的储存和结合较多,这一方面与木质部导管运输能力有关,另一方面应该与不同器官生物量的大小也有一定的关系,其分子机理和装载机制有待进一步的研究。

目前,有关 SA 诱导植物重金属抗性的机理的研究尚属起步阶段,从不同的植物材料研究所得结果也不尽相同,甚至互相矛盾。Metwally 等(2003)发现,SA 预处理虽然能明显缓解大麦 Cd 毒害,但并不改变大麦对 Cd 的吸收及 Cd 在植株中的分布;Drazic 和 Mihailovic(2005)则认为,SA 能够通过调节钾、镁等无机离子在植株中的分配而促进 Cd 从根系向地上部的运输。本研究表明,SA 维持并改善了 Cd 胁迫下 2 种菊芋体内光合色素含量和光合作用的强度,减少了 Cd 在菊芋体内的累积,从而改善了植株整体生长状况。本研究为应用 SA 缓解 Cd 胁迫的生理机制提供了理论依据,但有关 SA 缓解 Cd 毒害的分子机制还有待进一步的研究和探索。

### 参考文献

曹会聪,王金达,任慧敏,等. 2007. 土壤镉暴露对玉米和

- 大豆的生态毒性评估. 环境科学学报, **27**(2): 298-303.
- 陈健妙,郑青松,刘兆普,等. 2010. 2 种麻疯树苗对盐胁迫的生理生态响应. 生态学报, **30**(4): 933-940.
- 陈 瑛,李廷强,杨肖娥,等. 2009. 不同品种小白菜对镉的吸收积累差异. 应用生态学报, **20**(3): 736-740.
- 郭艳丽,台培东,韩艳萍,等. 2009. 镉胁迫对向日葵幼苗生长和生理特性的影响. 环境工程学报, **3**(12): 2291-2296.
- 黄 勇,郭庆荣,任 海,等. 2005. 珠江三角洲典型地区蔬菜重金属污染现状研究——以中山市和东莞市为例. 生态环境, **14**(4): 559-561.
- 纪苗苗,林 波,吴跃明,等. 2010. 不同水域中水葫芦对铅、镉、铬、汞的富集规律研究. 草业科学, **27**(7): 1-4.
- 李俊梅,王焕校. 2000. 镉胁迫下玉米生理生态反应与抗性差异研究. 云南大学学报(自然科学版), **22**(4): 311-317.
- 李文学,陈同斌. 2003. 超富集植物吸收富集重金属的生理和分子生物学机制. 应用生态学报, **14**(4): 627-631.
- 林忠平,胡鸢雷. 1997. 植物抗逆性与水杨酸介导的信号传导途径的关系. 植物学报, **39**(2): 185-188.
- 隆小华,刘兆普,陈铭达,等. 2005. 半干旱地区海涂海水灌溉菊芋盐肥耦合效应的研究. 土壤学报, **42**(1): 91-97.
- 秦建桥,夏北成,赵 鹏. 2010. 五节芒不同种群对 Cd 污染胁迫的光合生理响应. 生态学报, **30**(2): 288-299.
- 任艳芳,何俊瑜. 2010. 外源水杨酸对镉胁迫下莴苣幼苗光合性能的影响. 江苏农业科学, (2): 156-158.
- 任艳芳,何俊瑜,刘 畅,等. 2009. 镉胁迫对莴苣幼苗生长及抗氧化酶系统的影响. 生态环境学报, **18**(2): 494-497.
- 王 磊,隆小华,孟宪法,等. 2011. 不同形态氮素配比对盐胁迫下菊芋幼苗生理的影响. 生态学杂志, **30**(2): 255-261.
- 王松华,储卫红,周正义,等. 2005. 水杨酸对小麦镉毒害的缓解效应. 种子, **24**(10): 15-17.
- 吴伦忠,韩瑞红,莫亿伟,等. 2008. 水杨酸提高水稻幼苗对镉胁迫的抗性. 华北农学报, **23**(增刊): 135-139.
- 王学奎. 2006. 植物生理生化实验原理和技术. 北京:高等教育出版社.
- 杨 艳,吴宗萍,张 敏,等. 2010. 头花蓼对重金属 Cd 的吸收特性与累积规律初探. 农业环境科学学报, **29**(11): 2094-2099.
- 张金彪. 2001. 镉对草莓的毒害及机理和调控研究(博士学位论文). 福州:福建农林大学.
- 张金彪,黄维南,柯玉琴. 2003. 草莓对镉的吸收积累特性及调控研究. 园艺学报, **30**(5): 514-518.
- 张义凯,崔秀敏,杨守祥,等. 2010. 外源 NO 对镉胁迫下番茄活性氧代谢及光合特性的影响. 应用生态学报, **21**(6): 1432-1438.
- 张治安,王振民,徐克章. 2005. Cd 胁迫对萌发大豆种子中活性氧代谢的影响. 农业环境科学学报, **24**(4): 670-673.
- Alexander PD, Alloway BJ, Dourado AM. 2006. Genotypic var-

- iations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables. *Environmental Pollution*, **144**: 736–745.
- Clememte R, Walker DJ, Roig A, *et al.* 2003. Heavy metal bioavailability in a soil affected by mineral sulphides contamination following the mine spillage at Aznalcollar (Spain). *Biodegradation*, **14**: 199–205.
- Doumett S, Lamperi L, Checchini L, *et al.* 2008. Heavy metal distribution between contaminated soil and *Paulownia tomentosa*, in a pilot-scale assisted phytoremediation study: Influence of different complexing agents. *Chemosphere*, **72**: 1481–1490.
- Drazic G, Mihailovic N. 2005. Modification of cadmium toxicity in soybean seed lings by salicylic acid. *Plant Science*, **168**: 511–517.
- Farquhar GD, Sharkey TD. 1982. Stomatal conductance and photosynthesis. *Annual Review of Plant Physiology*, **33**: 317–345.
- Guo B, Liang YC, Zhu YG, *et al.* 2007. Role of salicylic acid in alleviating oxidative damage in rice roots (*Oryza sativa*) subjected to cadmium stress. *Environmental Pollution*, **147**: 743–749.
- Horváth E, Szalai G, Janda T. 2007. Induction of abiotic stress tolerance by salicylic acid signaling. *Journal of Plant Growth Regulation*, **26**: 290–300.
- Liu ZL, He XY, Chen W, *et al.* 2009. Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in a potential hyper accumulator: *Lonicera japonica* Thunb. *Journal of Hazardous Materials*, **169**: 170–175.
- Losanka P, Liliana T, Rusina Y, *et al.* 2009. Exogenous treatment with salicylic acid attenuates cadmium toxicity in pea (*Pisum sativum*) seedlings. *Plant Physiology and Biochemistry*, **47**: 224–231.
- Mattina M, Berger W, Musante C, *et al.* 2003. Concurrent plant up take of heavy metals and persistent organic pollutants from soil. *Environmental Pollution*, **124**: 375–378.
- Metwally A, Finkemeier I, Georgi M, *et al.* 2003. Salicylic acid alleviates the cadmium toxicity in barley seed lings. *Plant Physiology*, **132**: 272–281.
- Salt ED, Blaylock M, Kumar PBAN, *et al.* 1995. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*, **13**: 468–474.
- Schnettger B, Critchley C, Santore UJ, *et al.* 1994. Relationship between photoinhibition of photosynthesis, D1 protein turnover and chloroplast structure: Effects of protein synthesis inhibitors. *Plant, Cell and Environment*, **17**: 55–64.
- Shi GR, Cai QS. 2009. Cadmium tolerance and accumulation in eight potential energy crops. *Biotechnology Advances*, **27**: 555–561.
- Zhao HL, Li HJ, Xiao LL, *et al.* 2008. Effect of N and K fertilizers on yield and quality of greenhouse vegetable crops. *Pedosphere*, **18**: 496–502.

---

作者简介 陈良,男,1987年生,硕士研究生。主要从事重金属污染生物修复研究。E-mail: chenengi0318@yahoo.cn  
责任编辑 魏中青

---