

番茄吸收和积累 Cd 能力的品种间差异

朱 芳^{1,2},方 炜³,杨中艺^{1,*}

(1. 有害生物控制与生物资源利用国家重点实验室,中山大学生命科学学院,广州 510275;
2. 中山大学化学与化学工程学院,广州 510275;3. 美国 Long Island University-Brooklyn 生物系, NY 11201, USA)

摘要:旨在筛选和利用在受污染土壤中可食部位污染物积累水平在食品卫生标准允许范围内的农作物品种 (pollution safe cultivar, 简称为 PSC) ,以降低水土环境污染物经食物链危害人类健康的风险。研究对象为番茄,探讨了在一定 Cd 污染土壤中其果实 Cd 含量低于国际食品法典委员会(CAC) Cd 最高限值的品种(Cd-PSC)存在的可能性。通过盆栽试验研究了 36 个番茄品种(包括普通番茄和樱桃番茄两个变种)不同器官在受不同程度镉污染的土壤中吸收和积累 Cd 能力的差异。结果表明:(1)在土壤 Cd 重度胁迫(13.3 mg kg^{-1})和轻度 Cd 胁迫(1.1 mg kg^{-1})下,番茄所有器官 Cd 含量的变异在统计学上均存在极显著意义($p < 0.01$),其中果实 Cd 含量的范围分别为 $0.08 \sim 0.33 \text{ mg kg}^{-1}$ 和 $0.00 \sim 0.09 \text{ mg kg}^{-1}$,变异系数分别达到 28.5% 和 77.9%;(2)在重度胁迫下,所有供试品种的果实 Cd 含量均超出 CAC 标准,而轻度胁迫下的 Cd 含量超标率达到 19.4%,说明番茄是易受 Cd 污染的农作物种类,其中樱桃番茄的受污染风险特别高,在轻度胁迫下 6 个供试品种中有 5 个超标,而 30 个普通番茄品种仅 1 个超标。因此,仅在轻度胁迫条件下,存在着番茄的 Cd-PSC,其中有 5 个普通番茄品种的果实中未检出 Cd,属于比较安全的 PSC,包括品种 No. 12、16、24、35 和 No. 36,可以推荐在土壤 Cd 污染程度略超国家三级标准或具有潜在受污染风险的区域应用;(3)尽管大多数情况下各营养器官的 Cd 含量间均呈显著的正相关,但营养器官与果实 Cd 含量间均无明显的相关性,推测 Cd 在番茄营养器官间和营养器官与果实间的转运途径是不一样的。组织中 Cd 含量的显著相关性说明该特性可以作为农作物品种的种性特征;(4)与轻度胁迫相比,重度胁迫下的所有供试品种平均果实生物量上升了 7.5%,一半以上的品种表现出较强的耐 Cd 能力,这一特性可能导致因不易察觉土壤的 Cd 污染状况而增加番茄产品受 Cd 污染风险。

关键词:番茄;受污染土壤;镉积累;品种间差异;食物链污染预防

文章编号:1000-0933(2006)12-4071-11 **中图分类号:**X171 **文献标识码:**A

Variations of Cd absorption and accumulation of 36 *Lycopersicon esculentum* cultivars

ZHU Fang^{1,2}, FANG Wei³, YANG Zhong-Yi^{1,*} (1. State Key Laboratory for Biocontrol, School of Life Sciences, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China; 2. School of Chemistry and Chemical Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China; 3. Biology Department, Long Island University-Brooklyn, NY 11201, USA). *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(12): 4071 ~ 4081.

Abstract: As a new strategy for controlling pollution of agricultural products, a method to use a pollution safe cultivar (PSC), i.e. the cultivars whose edible parts sequester particular pollutants at low enough concentrations for safe consumption when grown in contaminated soil, was conceptualized throughout this study. Thirty six cultivars of tomato (*Lycopersicon esculentum*), including 30 common type and 6 cherry type cultivars, were grown under Cd heavily and lightly exposure in soil, having 13.3 mg kg^{-1} and

基金项目:高等学校博士学科点专项科研基金资助项目(20020558004);广东省自然科学基金重点资助项目(021686);广东省高校“千、百、十”人才工程科研基金资助项目

收稿日期:2005-08-06; **修订日期:**2005-11-16

作者简介:朱芳(1971~),女,广东兴宁人,博士,主要从事污染生态学、环境化学研究. E-mail: ceszhuf@mail.sysu.edu.cn

*通讯作者 Corresponding author. E-mail: adsyzy@mail.sysu.edu.cn

致谢:本文写作过程中得到美国长岛大学 Prof. George Sideris 和中山大学药学院罗毅讲师的帮助,在此表示衷心感谢!

Foundation item:The project was financially supported by Natural Science Foundation of Guangdong Province (No. 021686), Research Foundation for Doctoral Programs of Chinese Universities (No. 20020558004) and Research Foundation for Talented Scientists of Guangdong Universities

Received date:2005-08-06; **Accepted date:**2005-11-16

Biography:ZHU Fang, Ph. D., mainly engaged in contaminative ecology and environmental chemistry. E-mail: ceszhuf@mail.sysu.edu.cn

1. 1mg kg^{-1} Cd concentrations, respectively. The biomass and Cd concentrations in root, shoot, leaf and fruit were determined for the tested cultivars. Main results are shown as follows: 1. Variations of Cd concentrations in root, shoot, leaf and fruit among the tested cultivars had extreme significance ($p < 0.01$) under both heavily and lightly Cd exposures. The concentration in fruit varied from 0.08 to 0.33mg kg^{-1} and from 0.00 to 0.09mg kg^{-1} , with coefficients of variation (CV) being 28.5 % and 77.9 %, respectively; 2. Under the heavily Cd exposure, the Cd concentration in fruits of all the tested cultivars exceeded the permissible limit of the Codex Alimentarius Commission of FAO and WHO (CAC), and even under the lightly exposure, there were 19.4 % cultivars above the limitation. Therefore, planting tomatoes in Cd contaminated soil creates a risk to the consumer. The risk seemed to be especially high for the cherry type cultivars, because there were 5 among the 6 tested cultivars with Cd concentration in fruit higher than the limitation under the lightly Cd exposure, while there was only 1 cultivar exceeding the limitation among the 30 tested common type cultivars. Accordingly, Cd-PSC could be found only under the lower Cd exposure conditions in this study, and cultivars No. 12, 16, 24, 35 and 36, whose fruits contained undetectable Cd, should be the safest and the most preferred cultivars as the Cd-PSCs for tomato production in potentially Cd contaminated area (Cd concentration in soil should be lower than 1.1mg kg^{-1}). 3. Although correlations of Cd concentrations between vegetative tissues were significant in most cases, there was no significant correlation of Cd concentrations between vegetative tissues and fruits, which indicated that Cd transporting pathway between the vegetative tissues and fruits should differ from that of between vegetative tissues. The significant correlations between the vegetative tissues among the tested 36 cultivars signaled also that Cd concentration in tissue should be a genotype-controlled feature at cultivar level. 4. Average fruit biomass of all the tested cultivars under the higher Cd exposure increased by 7.5 % compared with that under the lower Cd exposure, and more than 50 % of the tested cultivars proved to be tolerant to the higher Cd stress. This trait may result in an increasing risk for tomato product to be contaminated by soil Cd due to the lack of the well-defined apparent symptom indicating Cd contamination in the soil.

Key words: tomato; Cd contamination in soil; Cd accumulation; cultivar variation; pollution safe cultivar (PSC)

近年来,人类活动(如工业生产、开矿、汽车排放尾气等)使水体、土壤、空气受到严重污染,也使自然及农业环境中镉(Cd)的含量明显增加。Cd对动、植物来说是一种有毒元素,过量的Cd不但会对生物体产生严重的毒害^[1],而且进入食物链后对人类健康造成极大危害^[2]。

据统计,我国由于各种原因受污染的土壤面积近2000万hm²^[3]。就Cd而言,我国土壤中Cd的算术平均含量为 0.097mg kg^{-1} ,全距范围为 $0.001 \sim 13.40\text{mg kg}^{-1}$ ^[4]。为了解决土壤重金属污染问题,国内外均开展了受重金属污染土壤的修复技术研究,其中应用超富集植物(hyperaccumulator)的生物修复成为关注的热点,对于超富集植物的筛选以及植物超富集的机理等均开展了较多的研究^[5,6,7]。目前已经发现的超富集植物种类超过了400种,其中绝大部分为Ni的超富集植物^[8],Cd的超富集植物种类很少,最有希望被应用的是十字花科植物天蓝褐蓝菜(*Thlaspi caerulescens*),能够富集 2130mg kg^{-1} 的Cd^[9,10]。但是,大多数超富集植物的生物量很小,生长也比较缓慢,应用这些植物进行受重金属污染土壤的修复一般需要十几年乃至数十年时间^[11]。由于中国人口众多,食物生产的压力很大,不可能大规模地进行土地休耕而用于污染修复,而且土壤污染现状还不是很明了,有针对性的修复工作只能在局部展开,许多可能已经被污染的土壤仍将继续存在。因此,有必要探寻有效途径,尽快降低因土壤重金属含量过高而引起农产品污染的风险。

农作物吸收积累重金属的能力不仅在种间有很大的差异,而且在品种间也表现出一定的差异^[12~15]。例如,Yin^[15]认为,莴苣(*Lactuca indica*)、亚麻(*Linum grandiflora*)、向日葵(*Helianthus annuus Linn*)、小麦(*Triticum aestivum*)、花生(*Arachis hypogaea*)等作物较易积累Cd;杨居荣等^[16]研究了包括禾本科、十字花科、豆科等在内的8个科14种作物对Cd的耐性,发现禾谷类作物对Cd的耐性普遍高于蔬菜类。Athur等^[17]根据体内Cd的积累量,把植物分为低积累型(如豆科)、中等积累型(如禾本科)和高积累型(如十字花科)。在品种间,相关研究还较少,已有研究表明,大豆(*Glycine max*)^[18]、玉米(*Zea mays*)^[12]、莴苣^[19,20]、马铃薯(*Solanum tuberosum Linn*)^[21]、小麦^[22,23]和水稻(*Oriza sativa*)^[24,25]等作物Cd积累量在品种间具有显著差异。吴启堂等^[25]发现在轻

度 Cd 污染土壤浓度下(1.0 mg kg^{-1})23 个水稻品种不同器官重金属含量的范围为根 $3.18 \sim 11.75 \text{ mg kg}^{-1}$ 、茎叶 $0.41 \sim 1.50 \text{ mg kg}^{-1}$ 、果实 $0.48 \sim 1.17 \text{ mg kg}^{-1}$;杨居荣等^[26]研究了 28 个小麦品种、14 个大豆品种对 Cd 的耐性,发现作物的耐 Cd 性具有明显的品种间差异,耐性品种与其吸收 Cd 相对较少或向地上部转移比例较低有关。可见,在已知或潜在受重金属污染土壤中进行农作物生产时,利用农作物可食用部分吸收积累重金属能力的种或品种间的差异可以为降低农产品受污染风险提供有效的手段。

本研究基于这一认识,探讨了在不同污染程度下番茄 (*Lycopersicon esculentum*) 两个变种普通番茄 (*L. esculentum* var. *commune*) 和樱桃番茄 (*L. esculentum* var. *cerasiforme*) 的根、茎、叶和果实吸收和积累 Cd 能力的品种间差异,为筛选和利用在受污染土壤中可食部位污染物积累水平在食品卫生标准允许范围内的农作物品种 (pollution safe cultivar, 简称为 PSC),并证明其应用的可行性提供依据。在番茄和 Cd 的关系方面,已有的研究报道较少,如张素芹等^[27]发现,在极高浓度的 Cd(250 mg kg^{-1})污染土壤中,番茄的生物量有明显降低,目前尚未见其他有关番茄不同品种与土壤 Cd 污染之间的关系的研究报告。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤来自广东省清远市兆田农场,按有机肥:菜土:河沙 = 3:6:1 体积比混合而成,菜土取自当地,有机肥为木屑、棉壳用猪粪尿堆沤 2 个月制。成土壤经风干、压碎过 5mm 筛,用于盆栽试验。供试土壤的 pH 值为 6.3,有机质含量为 6.55%,全氮、全磷、全钾含量分别为 0.34%、0.55% 和 1.08%。Cd 含量则达到 1.1 mg kg^{-1} ,略超过国家土壤质量标准规定的三类标准(GB 15618-1995),不适合种植包括蔬菜在内的农作物。

供试番茄品种共 36 个,分别为益丰、穗丰、年丰(以上购自广州市农科所);粤冬玉、粤红玉、粤星(8906)、红太阳、金丰一号、红箭樱桃(以上购自广东省农科院);红玉樱桃、夏红一号、夏钻石(以上购自华南农业大学);丰宝、夏威夷金丰(以上购自广州金迪丰宝种子有限公司);明珠 101、新夏、夏宝石、超级大明星、甜小蜜樱桃、超级大丰顺(以上购自亚蔬园艺种苗有限公司);夏晖 428、红珍珠(粤旺)、新旺(以上购自广州立帜实业有限公司);明珠(日本)、玉女樱桃、金夏、金山、红金宝(以上购自广州市志荣种苗有限公司);明星(正宗)、红丰(8283)(以上购自广州长合菜种行);佰顺抗裂王、红宝石 8 号、金马明星(以上购自广州佰顺蔬菜研究所);亚红 108(广东省绿霸种苗);商粉二号(商丘市特优蔬菜研究所);满丰一号(广州天河农友种子购销部)。其中,红箭樱桃、红玉樱桃、甜小蜜樱桃、红珍珠(粤旺)、明珠(日本)和玉女樱桃为樱桃番茄,其余为普通番茄。为了避免商业上的问题,本研究在结果的表述时不使用品种名,只使用编号,方法是以重度胁迫条件下根系 Cd 含量为序,按降序进行编号。

1.2 研究方法

1.2.1 番茄的栽培方法和试验处理 试验于 2003 年 9 月下旬在广东省清远市源潭镇兆田生态园的塑料大棚内进行,该地区属亚热带季风气候,年平均气温 22℃,年降雨量 2215mm。将上述土壤装入直径 23.0cm、深 20.0cm 的塑料花盆中,每盆装土 5kg。试验设置了轻度 Cd 污染土壤和重度 Cd 污染土壤两组,轻度胁迫土壤组即为调配好的上述土壤,重度胁迫土壤组则在每公斤上述土壤中加入相当于 13 mg Cd 的 CdNO_3 溶液充分混匀。定期测定了试验土壤中 Cd 的含量,试验期内两组土壤全 Cd 平均含量分别为 1.1 mg kg^{-1} 和 13.3 mg kg^{-1} 。两组处理均设置 3 次重复。

从各番茄品种中精选种子,先用 2% 的 NaClO 消毒 20min,于培养皿中铺纱布浸种发芽,待 50% 以上的种子露白,即播入育苗盘土床,全部出苗后(具 3~4 片真叶),选长势相近的番茄苗植入盆中,每盆 2~3 株。当苗高 20cm、具 8~10 片真叶时(播种后 25d 左右)定植,每盆保留壮苗 1 株。试验期间根据天气和植物生长情况适当浇水,全期按 $10 \text{ g pot}^{-1} \text{ N}$ 、 $3 \text{ g pot}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ 和 $5 \text{ g pot}^{-1} \text{ K}_2\text{O}$ 的施肥量施用尿素、过磷酸钙和氯化钾,分 4 次施入。翌年 2 月 16~20 日采集供试各品种的根、茎、叶和果实样品。

1.2.2 样品分析 所采集的番茄植株和果实样品经自来水和蒸馏水洗净,将根、茎、叶分开于 105℃ 烘干后称重,测其生物量,置干燥器中密封保存备用。果实样品洗净风干水分后直接称鲜重,再采用搅拌机打成匀浆立

即处理。参考国家标准《食品中镉的测定》(GB 5009.15-2003)进行 Cd 的测定。样品用 O. I. Analytical 公司制造的 Microwave digester-7295 微波消解炉消解, 消化剂采用硝酸与 H₂O₂(8:2), 使用 PERKIN ELMER 公司制造的原子吸收光谱仪 A Analyst 100 测定样品 Cd 的含量。仪器的精密度以 0.1mg/L Cd 标准溶液连续进行 11 次测定, 吸光度值的相对标准偏差 RSD 为 1.36%; 按实验方法对所分析的样品加入一定量的 Cd 标准溶液, 进行回收试验, 平均回收率为 98.2%。根据根、茎、叶干物质重量和果实鲜重计算植株 Cd 积累总量及在不同器官中的分布。

2 结果与分析

2.1 Cd 胁迫下番茄植株根、茎、叶的生长和生物量

Cd 重度胁迫下的番茄植株其外观形态与轻度胁迫的相比并无明显差异, 只是重度胁迫下植株叶片的绿色比轻度胁迫的偏浅; 表 1 数据表明其根、茎和叶平均生物量分别为 1.06、4.49 和 5.40g/株(干重, 以下同), 接近或略低于受轻度胁迫处理的 1.07、4.75 和 6.42g/株, 其中在叶生物量间差异显著($p < 0.01$)。显示品种间差异的变异系数在轻度胁迫下略大于重度胁迫(表 1)。

如果分别观察普通番茄和樱桃番茄的各个器官生物量, 发现樱桃番茄根、茎和叶生物量均高于普通番茄, 尤其在轻度胁迫下的根、茎生物量均显著($p < 0.05$)或极显著($p < 0.01$)高于普通番茄, 不过在重度胁迫下樱桃番茄生物量的下降幅度明显大于普通番茄的下降幅度, 说明樱桃番茄营养器官的生长比普通番茄更容易受到 Cd 胁迫的影响。此外, 樱桃番茄营养器官生物量在轻度以及重度 Cd 胁迫下的变异系数均明显小于普通番茄, 说明樱桃番茄营养器官生物量的品种间差异比较小(表 1)。

表 1 供试番茄品种在重度和轻度 Cd 胁迫下根、茎和叶的生物量

Table 1 Biomasses of root, shoot and leaf of the tested cultivars under heavily and lightly Cd exposure

		根 Root		茎 Shoot		叶 Leaf	
	重度 Cd 胁迫 Heavily exposed	轻度 Cd 胁迫 Lightly exposed	重度 Cd 胁迫 Heavily exposed	轻度 Cd 胁迫 Lightly exposed	重度 Cd 胁迫 Heavily exposed	轻度 Cd 胁迫 Lightly exposed	
全部品种 All the tested cultivars							
平均值 Mean (g plant ⁻¹) ^{a)}	1.06	1.07 ^{ns}	4.49	4.75 ^{ns}	5.40	6.42 **	
变异系数 CV (%)	14.7	23.9	20.6	26.4	15.1	31.9	
普通番茄品种 Cultivars of common type							
平均值 Mean (g plant ⁻¹) ^{a)}	1.05	1.02 ^{ns}	4.41	4.53 ^{ns}	5.30	6.25 *	
变异系数 CV (%)	15.5	24.3	21.8	27.1	15.6	33.8	
樱桃番茄品种 Cultivars of cherry type							
平均值 Mean (g plant ⁻¹) ^{a)}	1.11	1.32 **	4.92	5.87 *	5.88	7.27 *	
变异系数 CV (%)	8.6	9.1	12.3	12.3	10.5	20.9	
普通番茄和樱桃番茄平均值统计检验结果 Examination of average comparison between common type and cherry type							
显著性 Significance	ns	**	ns	*	ns	ns	

a) Cd 重度和轻度胁迫处理间平均数比较 Comparison of averages between Cd heavily and lightly exposed treatments; ns 不显著 Not significant; * 显著($p < 0.05$) Significant at $p < 0.05$ level; ** 极显著($p < 0.01$) Significant at $p < 0.01$ level

2.2 Cd 胁迫下番茄营养器官 Cd 含量的品种间差异

供试番茄品种的根、茎、叶在重度和轻度 Cd 胁迫下的 Cd 含量及其品种间差异如表 2 所示。在轻度胁迫下, 根、茎和叶 Cd 含量的最大值和最小值之间分别相差 3.5、3.8 和 5.9 倍, 变异系数均接近或大于 30%。在重度胁迫下, 根、茎和叶 Cd 含量的最大值和最小值之间分别相差 4.6、2.5 和 2.0 倍, 变异系数在根部达到 32.6%, 在茎和叶则仅为 22% 和 16.7%, 低于在轻度胁迫下的变异。方差分析结果表明, 无论在重度胁迫或是轻度胁迫下的根、茎、叶 Cd 含量的品种间变异均在 $p < 0.01$ 水平具有显著意义。

在变种(普通番茄和樱桃番茄)水平上, 樱桃番茄在轻度胁迫下根的 Cd 含量高于普通番茄, 且差异极显著($p < 0.01$), 而茎、叶 Cd 含量则低于普通番茄, 但差异均不显著($p < 0.05$); 在重度胁迫下, 樱桃番茄营养器官的 Cd 含量相对于普通番茄而言, 均明显地集中在较高的浓度范围, 樱桃番茄的所有营养器官的 Cd 含量均极

显著地($p < 0.01$)高于普通番茄(表3)。

2.3 Cd 胁迫下的番茄各品种果实生物量

Cd 重度胁迫的果实平均产量为 $142.32 \text{ g plant}^{-1}$ (鲜重,以下同),略高于受轻度胁迫处理的 $132.51 \text{ g plant}^{-1}$,增加了 7.4%(图1)。其中有 21 个品种在重度 Cd 胁迫条件下的果实生物量不仅没有下降,反而有所上升,占供试品种总数的 58.3%,尤其值得注意的是,在重度胁迫下营养器官中 Cd 含量特别高的 6 个品种(No. 1~6)的果实生物量在 Cd 胁迫下均有所提高,说明本试验设置的 Cd 胁迫水平并未对绝大多数番茄品种的果实生产造成明显的不良影响,甚至可能对果实的生长具有一定的刺激作用。在轻度胁迫下,普通番茄果实平均生物量($132.27 \text{ g plant}^{-1}$)与樱桃番茄($133.72 \text{ g plant}^{-1}$)接近,但在重度胁迫下,普通番茄果实平均生物量为 $145.44 \text{ g plant}^{-1}$,高于轻度

表2 供试番茄品种在重度和轻度 Cd 胁迫下根、茎和叶中 Cd 含量的品种间差异

Table 2 Variations of Cd concentrations in root, shoot and leaf among the tested cultivars under heavily and lightly Cd exposure

	重度 Cd 胁迫 Cd heavily exposed	轻度 Cd 胁迫 Cd lightly exposed
Cd 含量范围(平均值) Range (Average) of Cd in the tissues (mg kg^{-1})		
根 Root	13.75~63.92 (36.13)	1.50~5.30 (2.54)
茎 Shoot	7.92~19.66 (13.10)	0.40~1.53 (0.95)
叶 Leaf	10.64~21.17 (15.16)	0.30~1.78 (0.80)
Cd 含量方差分析的 F 值(显著性水平) F value of ANOVA for Cd (Level of significance)		
根 Root	6.53 ($p < 0.01$)	3.65 ($p < 0.01$)
茎 Shoot	6.56 ($p < 0.01$)	2.45 ($p < 0.01$)
叶 Leaf	5.41 ($p < 0.01$)	3.97 ($p < 0.01$)
Cd 含量变异系数 Coefficient of variation (CV) for Cd (%)		
根 Root	32.6	29.9
茎 Shoot	22.0	28.2
叶 Leaf	16.7	35.7

表3 普通番茄和樱桃番茄根、茎和叶中 Cd 的含量范围(平均值)*(mg kg^{-1})

Table 3 Range (average) of Cd concentrations in vegetative tissues of common and cherry tomato(mg kg^{-1})

部位 Tissue	变种 Variation	重度胁迫 * Heavily exposed	轻度胁迫 * Lightly exposed
根 Root (mg kg^{-1})	普通番茄 common type	13.75~63.92 (33.51) B	1.50~4.10 (2.39) b
	樱桃番茄 Cherry type	37.08~61.83 (49.20) A	2.00~5.30 (3.27) a
茎 Shoot (mg kg^{-1})	普通番茄 Common type	7.92~19.66 (12.53) B	0.50~1.53 (0.97) a
	樱桃番茄 Cherry type	10.56~19.58 (15.94) A	0.40~1.08 (0.85) a
叶 Leaf (mg kg^{-1})	普通番茄 Common type	10.64~19.96 (14.78) B	0.30~1.78 (0.81) a
	樱桃番茄 Cherry type	13.00~21.17 (17.07) A	0.53~0.84 (0.71) a

*相同器官内不同小写字母表示不同变种间在 $p < 0.05$ 水平差异显著;不同大写字母则表示 $p < 0.01$ 水平差异显著 The different small letters within the same tissue indicate the difference between the variation being significant at $p < 0.05$ level, and the capital letters indicate the significance at $p < 0.01$ level, according to LSD test

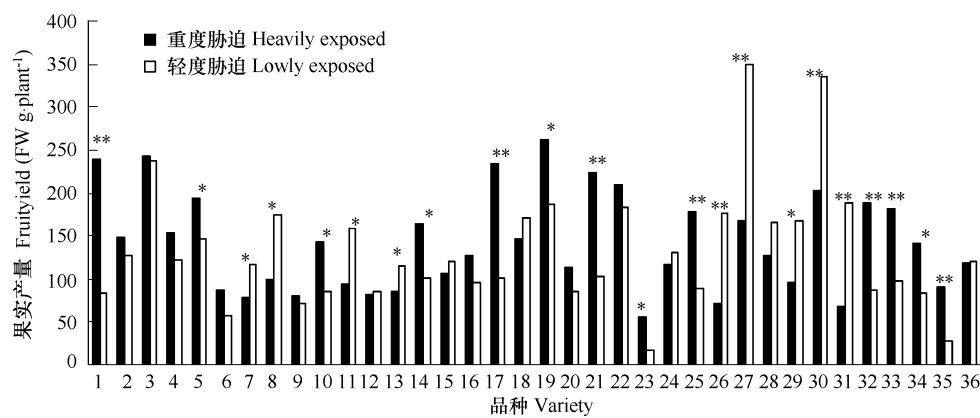


图1 Cd 胁迫下供试番茄品种的果实产量

Fig. 1 Yields of the tested tomato varieties under Cd exposure

*镉胁迫处理间在 $p < 0.05$ 水平差异显著 There was significant difference under $p < 0.05$ level between the Cd exposures; **镉胁迫处理间在 $p < 0.01$ 水平差异显著 There was significant difference under $p < 0.01$ level between the Cd exposures

胁迫下的数值,也高于樱桃番茄($126.76 \text{ g plant}^{-1}$),樱桃番茄的果实平均生物量则因胁迫强度的增加而有所下降,这与樱桃番茄营养器官生物量随胁迫强度增加而明显下降是一致的。在重度胁迫下果实生物量的品种间

变异系数达到 36.1%,远大于轻度胁迫下的品种间变异(17.2%)。此外,樱桃番茄一般比普通番茄更早开花、结果;重度胁迫下的番茄植株一般比轻度胁迫的也要早开花和挂果,生理周期平均缩短 10d 左右。

2.4 Cd 胁迫下番茄果实 Cd 含量的品种间差异

供试番茄品种的果实在重度和轻度 Cd 胁迫下的 Cd 含量及其品种间差异如表 4 所示。在轻度胁迫下,果实 Cd 含量的范围是 $0.000 \sim 0.088 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,平均值 $0.030 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,变异系数达到 77.9%。在重度胁迫下,果实 Cd 含量的范围为 $0.080 \sim 0.329 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,平均值 $0.170 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,最大值和最小值相差 4.1 倍,变异系数为 28.5%,远低于在轻度胁迫下的变异。方差分析结果表明,无论在重度胁迫还是在轻度胁迫条件下,番茄果实 Cd 含量的品种间差异均在 $p < 0.01$ 水平具有显著意义。在变种(普通番茄和樱桃番茄)水平上,樱桃番茄的果实 Cd 含量无论重度胁迫或是轻度胁迫下均极显著地($p < 0.01$)高于普通番茄。

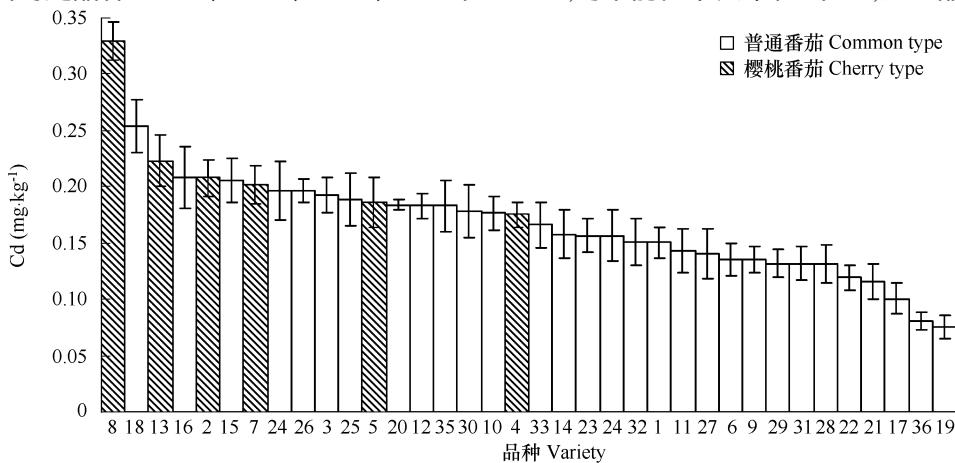
表 4 供试番茄品种在重度和轻度 Cd 胁迫下果实中 Cd 含量的品种间差异

Table 4 Variations of Cd concentrations in fruit among the tested cultivars under Cd heavily and lightly exposure

	重度 Cd 胁迫 Cd heavily exposed	轻度 Cd 胁迫 Cd lightly exposed
全部品种果实 Cd 含量范围(平均值) (mg · kg ⁻¹) Range (Average) of Cd in fruit of all tested cultivars	0.08 ~ 0.33 (0.17)	0.00 ~ 0.09 (0.03)
全部品种果实 Cd 含量方差分析的 F 值(显著性水平) F value of ANOVA for Cd in fruit (significant level) of all tested cultivars	5.14 ($p < 0.01$)	21.42 ($p < 0.01$)
全部品种果实 Cd 含量变异系数 (%) Coefficient of variation (CV) for Cd in fruit of all tested cultivars	28.5	77.9
普通番茄品种果实 Cd 含量范围(平均值) (mg · kg ⁻¹) Range (Average) of Cd in fruit of common type cultivars	0.08 ~ 0.25 (0.16)	0.00 ~ 0.06 (0.02)
樱桃番茄品种果实 Cd 含量范围(平均值) (mg · kg ⁻¹) Range (Average) of Cd in fruit of cherry type cultivars	0.18 ~ 0.33 (0.22) **	0.04 ~ 0.09 (0.06) **

* * : 普通番茄和樱桃番茄的差异显著性检验,表示差异极显著 ($p < 0.01$) There was significant difference between common type and cherry type at $p < 0.01$ level

重度胁迫下 36 个番茄品种的果实 Cd 含量如图 2 所示。所有品种的果实 Cd 含量均超过 CAC 规定的 Cd 最高限值 ($0.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),超标率达 100%,说明在 Cd 含量为 $13.3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 左右的土壤中种植番茄,其果实产品受 Cd 污染的风险很高。在轻度胁迫下的果实 Cd 含量则如图 3 所示,共有 7 个品种的果实 Cd 含量超标,超标率达到 19.4%,其中属于樱桃番茄的品种就有 5 个,只有 1 个樱桃番茄品种未超标,因此樱桃番茄品种的 Cd 超标率达到 83.3%;普通番茄则有 2 个品种超标,超标率仅为 6.7%;果实 Cd 含量最高的是品种 No. 13,属于樱桃番茄,最低的是品种 No. 12、No. 16、No. 24、No. 35 和 No. 36,均未能在果实中检出 Cd,这些品种全部属于普



通番茄。由此可见,在国家土壤环境质量标准规定的3类土壤中,如种植樱桃番茄,其果实Cd含量超过CAC标准最高限值的概率是很高的,而种植经过筛选的普通番茄品种,其安全性就能得到更大的保障。

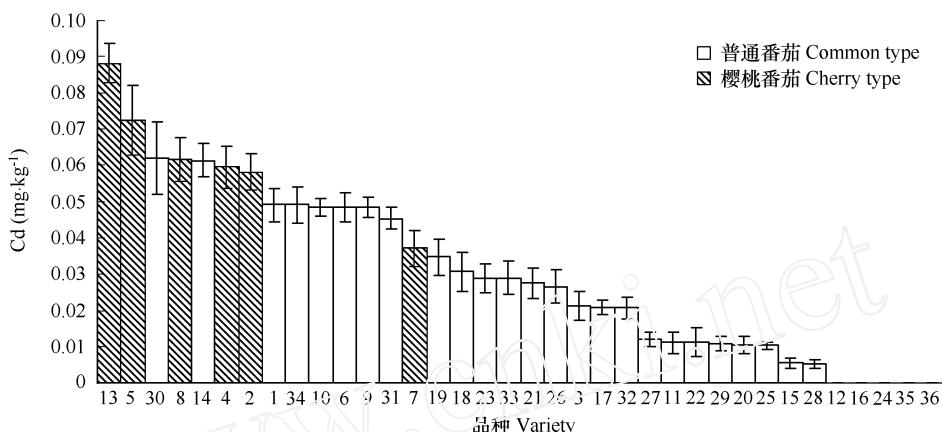


图3 轻度 Cd 胁迫下供试番茄果实中 Cd 含量

Fig. 3 Cd concentrations in fruits of tomato under lower Cd exposure

2.5 各器官 Cd 含量的相关性

各器官 Cd 含量间的直线相关系数如表 5 所示。在轻度胁迫条件下,只有茎和叶 Cd 含量间呈显著的正相关($p < 0.05$),其余器官间相关关系不显著。在重度 Cd 胁迫下,各营养器官的 Cd 含量间均呈极显著的正相关($p < 0.01$),而营养器官和果实间却不存在显著的相关性。

表5 供试番茄品种各器官 Cd 含量的相关系数

Table 5 Correlation coefficients between tissues each other among the tested cultivars

器官 Tissues	重度胁迫 Cd heavily exposed			轻度胁迫 Cd lightly exposed		
	茎 Stem	叶 Leaf	果实 Fruit	茎 Stem	叶 Leaf	果实 Fruit
根 Root	0.875 **	0.630 **	0.280	0.231	0.076	0.271
茎 Stem	—	0.749 **	0.217	—	0.440 *	0.067
叶 Leaf	—	—	0.222	—	—	0.134

* : 在 $p < 0.05$ 水平具有显著意义 Significant at $p < 0.05$ level ** : $p < 0.01$ 水平具有显著意义 Significant at $p < 0.01$ level

3 讨论

3.1 PSC 的重要意义

为了解决土壤污染问题,国内外开展了大量的受污染土壤的修复技术研究,其中筛选和应用超富集植物进行重金属污染土壤的生物修复是近年来的研究热点,并取得了一定的成果。例如,新近发现一种 Cd 超富集植物宝山堇菜(*Viola baoshanensis*),在总 Cd 含量平均为 $663\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的矿区土壤中,其植物地上部含 Cd 量为 $1168\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,但每年干物质产量较小,仅约为 $3\text{t}\cdot\text{hm}^{-2}$ ^[28],因而全年可以从该土壤中提取的 Cd 总量为 $3.5\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,如果将该植物应用于其生境土壤的 Cd 污染修复,按土壤容重 $1.3\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 计算,仅表层土壤(0~20cm)就需时 493a。在农田土壤,重金属含量远低于矿区土壤,如果种植超富集植物,因为重金属富集量与土壤重金属污染浓度的相关性,其吸收重金属的量一般也会下降,有的因为严格的适生性甚至难以生长^[29]。可见,应用超富集植物修复受重金属污染的土壤一般需耗费很长的时日,在受污染农田土壤修复方面的应用更是受到很多条件的局限,目前要实用化仍存在很多问题^[8,30]。

与此同时,由于我国人口压力巨大,目前仍有数量不明的受污染农田正在用于农作物生产。例如,湖南省安化县农田灌区由于土壤 Cd 含量严重超标(平均 $10.67\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),早稻和晚稻糙米平均镉含量分别高达 $1.13\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $2.05\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,所有被调查的玉米籽实 Cd 含量均超标^[31];在江西省贵溪市水田灌区,研究者

发现水稻糙米的 Cd 含量 100 % 超标 , 其含量范围为 $0.296 \sim 1.749 \text{ mg kg}^{-1}$ ^[32] 。此外 , 还有许多农田的受污染情况是不清楚的 , 同样是造成农作物污染的隐患。

如果在这样的农田应用超富集植物清除土壤中的重金属 , 则在一段时期内它们将不能用于农作物生产 , 而对于那些土壤污染情况不明的农田土壤 , 则难以有针对性地开展大规模修复工作。因此 , 作为有效降低农作物受农田土水污染物污染的风险的手段 , 应用 PSC 的策略具有明显的价值 , 经过进一步的研究 , 甚至可以将筛选和培育 PSC 的工作发展成为一个新的农作物育种方向 (Breeding of PSC) 。研究者试图通过对多种农作物目前正在使用的品种的研究 , 证明 PSC 的存在。可以预见 , 在受重金属污染或重金属污染情况不明的区域推荐使用 PSC 将能够有效降低农产品受重金属污染的风险 , 而且尤其适合我国的实际情况 , 对于确保我国食物安全具有重要的意义。

国内外自 20 世纪 80 年代以来对不同植物吸收积累 Cd 的差异作了不少研究^[33] , 结果表明 , 种间差异比较明显 ; 而 20 世纪 90 年代又发现一些农作物如生菜 (*Lactuca indica*) 、烟草 (*Nicotiana tabacum*) 等 , 种内 (不同变种或品种) 也存在明显差异^[34,35] 。对于作物果实中重金属积累量的品种间差异的研究并不多 , 大多数的研究集中在水稻 , 吴启堂等^[25] 发现在轻度 Cd 污染土壤浓度下 (1.0 mg kg^{-1}) 23 个水稻品种根、茎叶和果实 Cd 含量的变异系数分别为 43.0 % 、 52.5 % 和 29.6 % , 显示了较大的品种间变异 , 但供试品种中不存在符合国家食品卫生标准的品种 ($< 0.2 \text{ mg kg}^{-1}$, GB 15201-94) ; 对江苏省 57 个水稻品种的研究表明^[36] , 在太湖地区 Cd 含量为 0.427 mg kg^{-1} 乌棚土中生长的水稻籽粒的 Cd 含量的变化范围为 ($0.099 \pm 0.039 \text{ mg kg}^{-1}$), 变异系数达到 39.4 % , 指示不同水稻品种对同一土壤中 Cd 的吸收及其在籽粒中的积累存在显著差异 , 57 个品种中有 92 % 的样品 Cd 含量超出 USEPA (US Environment Protection Agency) 推荐的人类摄取的籽粒临界含量 ($1 \mu\text{g kg}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$) 。

3.2 番茄的 Cd-PSC

本研究结果表明 , 番茄是比较容易受到 Cd 污染的农作物种类 , 在土壤中 Cd 含量达到 13.3 mg kg^{-1} 的重度胁迫条件下 , 所有供试品种的果实 Cd 含量均超过 CAC 标准的最高限值 , 而且绝大多数品种超过了这个限值的 1~2 倍。因此 , 在此土壤污染水平下并不存在 PSC , 番茄受污染的可能性为 100 % 。即使在土壤 Cd 含量为 1.1 mg kg^{-1} 的胁迫条件 (略超过国家土壤质量标准规定的 3 类土壤的 Cd 含量) 下 , 也有 19.4 % 的供试品种的果实 Cd 含量超过了国家规定的食品卫生标准 , 其中樱桃型品种的超标率极高 , 6 个供试品种中有 5 个超标。因此 , 如果在受 Cd 污染的土壤中种植番茄 , 一旦品种选择不当 , 其产品受 Cd 污染的风险是很高的。然而 , 也有相当多的品种在土壤 Cd 含量略超过不适于种植农作物的 3 类土壤标准的情况下 , 其果实含量低于国家食品卫生标准限定的最大 Cd 允许含量 , 这些品种几乎全部属于普通番茄。其中有 5 个品种在果实中未检出 Cd , 分别是 No. 12、16、24、35、36 , 这些品种的营养体 Cd 含量也是相对较低的 , 品种 No. 35 和 No. 36 同时也是在重度胁迫水平下营养体 Cd 含量最低的品种。统计分析结果表明 , 无论在重度 Cd 胁迫或轻度 Cd 胁迫下 , 供试的 36 个番茄品种的根、茎、叶、果实 Cd 含量的品种间变异均远远大于品种内不同试验株 (重复) 的变异 , 尤其是在轻度胁迫下的果实 Cd 含量 , 品种间的变异是重复间的平均变异的 21 倍 , 说明番茄在特定土壤环境中吸收积累 Cd 的量属于品种的种性 ; 形态特征差异较大的普通番茄和樱桃番茄在吸收积累 Cd 的量的形态关联性差异也为上述论点提供了有力的证据。由此可见 , 在本研究所设定的 1.1 mg kg^{-1} 的 Cd 污染条件下 , 番茄这种农作物目前正在使用的品种中是存在 PSC 的 , 上述果实中未检出 Cd 的 5 个品种可以作为番茄的 Cd-PSC , 果实中 Cd 含量很低 , 同时试验株 (重复) 间变异较小的品种 No. 15、18、25 也可以推荐为比较安全的 Cd-PSC , 上述 PSC 品种全部属于普通番茄。至于樱桃番茄 , 在本研究的供试品种中 , 只有品种 No. 7 能够被推荐为 Cd-PSC , 但由于该品种营养体吸收积累 Cd 的浓度较高 , 在应用中必须慎重。需要强调的是 , 上述番茄的 Cd-PSC 只是相对于 Cd 含量为 1.1 mg kg^{-1} 以下的土壤污染水平而言 , 在重度胁迫情况下 , 无论是普通番茄还是樱桃番茄 , 均不存在 Cd-PSC 。

3.3 番茄生长对 Cd 胁迫的耐受力增加了产品受污染的风险

值得注意的是,本研究结果不仅证明了番茄是比较容易吸收积累 Cd 的农作物种类,在受污染或污染情况不明的土壤中种植番茄的风险是比较大的,而且还发现所有供试品种均能在重度胁迫条件下正常生长、结实,而且重度胁迫下根、茎、叶高量吸收 Cd 的品种如 No. 1 ~ No. 4 能够获得比轻度胁迫下更高的果实生物量,营养器官生物量也相差甚小,还有相当多的品种在重度胁迫下无论果实还是营养器官生物量与轻度胁迫差异不大甚至高于轻度胁迫,说明番茄对 Cd 的毒害作用有一定的耐性。这一特性将可能掩盖土壤的受污染程度,使生产者难以发现土壤中存在的问题,从而增加番茄果实产品受 Cd 污染的风险。同样,一项研究发现,用含 Cd (0.00060mg L^{-1}) 污水灌溉水稻和玉米,其籽实产量分别比清水灌溉提高了 3% 和 13%^[37];对 28 个小麦品种在不同浓度 Cd 胁迫下的幼苗生长状况的研究表明,在 $100\text{mg L}^{-1}\text{Cd}$ 胁迫下,部分品种的苗重高于对照,表现出较强的 Cd 耐性^[26]。可见,尽管 Cd 不是植物生长的必需元素,同时还具有一定的生物毒性,但在一定的低胁迫水平下对于一些植物却不能表现出明显的毒性,反而可能有促生长效应,因而增加了其通过农作物生产过程进入食物链的可能性。在此意义上,本研究供试的普通番茄品种 No. 27、28 和 No. 29 的特性是非常值得利用的,一方面在轻度胁迫条件下果实中 Cd 含量低于 0.02mg kg^{-1} ,果实产量也比较高,而在重度胁迫条件下果实产量明显降低,有利于发现土壤中存在的污染问题,从而降低受污染的风险。

3.4 番茄 Cd 积累量的器官关联性

在两种胁迫条件下番茄各器官的 Cd 含量大小顺序均为根 > 茎 > 叶 > 果实,其中重度胁迫下营养器官的 Cd 含量相互之间呈极显著相关,在轻度胁迫下则只有茎和叶之间有显著的相关性,说明胁迫程度对 Cd 在番茄体内的转移规律是有影响的,轻度胁迫下根系吸收的 Cd 可能被截留在根部,但在较高的胁迫水平下,根系对 Cd 的截留能力有限,不得不将所吸收的部分 Cd 转移到地上部,而且吸收能力和转移能力显然是成正比的,因而表现出根系含量越高,转移到茎叶中的量也越大的规律。然而,在两种胁迫条件下供试品种三个营养器官与果实的 Cd 含量之间的相关性均不显著,推测 Cd 向果实的转移不遵循数量关联的规律,应受到其他更多因素的影响。一般认为,Cd 从根到茎、叶的运输是通过木质部液靠蒸腾作用完成的^[38],对小麦的研究也证实了这一观点^[39]。对圆锥小麦的研究则发现,其籽粒中的 Cd 显然不是通过木质部,而很可能是通过韧皮部运输到籽粒中的,因而解释了为什么圆锥小麦茎叶 Cd 含量低于普通小麦,而籽粒 Cd 含量却高于普通小麦这一现象。同样地,已有证据也表明花生中 Cd 是通过韧皮部从根运输到正在发育的果实中的^[40]。由此可见,Cd 在番茄植株营养器官里的转运机制与营养器官向果实中转运的机制可能也是不同的。无论如何,以一个数量达到 36 个品种的品种群为研究对象所发现的根、茎、叶 Cd 含量之间的相关性从一个侧面说明了组织中 Cd 含量属于农作物品种的种性特征。

3.5 应用番茄的种植进行受 Cd 污染土壤修复的可行性

由于在重度胁迫条件下所有供试番茄品种均不适合于作为食物来生产,因此,也不存在应用营养体高量积累重金属,而果实重金属含量符合国家食品卫生标准的品种进行受污染土壤的生物修复的可能性。在轻度胁迫条件下,供试番茄品种单株营养体积累 Cd 总量最高的品种只能积累 0.05mg plant^{-1} 的 Cd,如果按种植密度为株行距 40cm 计算,则每个生长季可以积累约 3g hm^{-2} 的 Cd。按每年 2 个生长季、土壤容重为 1.3g cm^{-3} 计算,要应用此番茄品种将 Cd 含量为 1.1mg kg^{-1} 的土壤中的 Cd 水平降低到二类土壤标准水平(0.5mg kg^{-1}),仅表层土壤(0~20cm)就需时 260a。因此,此方法对于受 Cd 污染土壤的生物修复意义不大。

3.6 PSC 育种的可行性及今后的研究方向

按照本研究提出的概念,以培育防污染品种(PSC)的育种工作可以称为污染预防育种(Breeding of PSC)。由于世界上目前产生的污染物质数量越来越大、种类越来越多,其对人类健康的影响已经到了防不胜防的境地,因此,污染预防育种具有十分重要的现实意义。根据本研究以及我们正在进行的其他相关研究的结果,再结合已经发表的关于水稻的研究结果^[25,37],可以确定地下这样一个结论,即农作物不同品种对重金属的吸收积累能力有很大的品种间差异,而且这些差异与品种的形态特征(如果实的大小、种子的颜色等)具有关联性。因此,农作物对 Cd 的吸收积累量是一种可遗传的性状,这是 PSC 育种的重要基础。为了进一步充实关于 PSC

育种可行性的依据,在进一步筛选PSC的同时,应该加强对PSC的基础性研究,如PSC对污染物的吸收、转运和代谢机理、遗传学规律和机理以及遗传稳定性等的研究。一旦对这些问题的探索取得突破,PSC育种这样一个崭新的育种方向将会脱颖而出,从而为降低人类暴露于各种食物源污染物的风险提供有效而又简便的手段。

References:

- [1] Weigel H J. Subcellular distribution and chemical form of cadmium in bean plants. *Plant Physiol.*, 1980, 65:480~482.
- [2] Wagner G J. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. *Adv Agron.*, 1994, 51:173~212.
- [3] Yan L. Well protecting the ecological environments we living on. In: Wang, XJ ed. *How the Chinese government could get enough food for her people*. Beijing:China Finance and Economy Press, 1997. 203.
- [4] Wei F S, Chen J S, Wu Y Y, et al. Study on the Background Contents on 61 Elements of Soils in China. *Environmental Science*, 1991, 12(4):12~19.
- [5] Baker A J M. Metal tolerance. *New Phyto*, 1987, 106:93~111.
- [6] Robinson S H, Brooks R R, Howes A W. The potential of the high-biomass nickel hyperaccumulator *Berthelia coddii* for phytoremediation and phytomining. *Geochem. Explor.*, 1997, 60(2):115~126.
- [7] Lena Q M, Kenneth M K, Cong T. Afern that hyperaccumulates arsenic. *Nature*, 2001, 2(409):579.
- [8] Baker A J M, McGrath S, Sidoli C M D. The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Res. Cons. and Rec.*, 1994, 11:11~49.
- [9] Baker A J M. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements — a review of their distribution. *Ecology and Phytochemistry Biorecovery*, 1989, 1: 81~126.
- [10] Brown S L, Chaney R L, Angle J S. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulesens* and bladder camp ion for zinc and cadmium contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*, 1994, 23:1151~1157.
- [11] Paul R, Lucas P, Jan J. Cathrina draisma potentials and drawbacks of chelae enhanced phytoremediation of soils. *Environmental Pollution*, 2002, 116:109~121.
- [12] Florijn P J, van Beusichem M L. Uptake and distribution of cadmium in maize inbred lines. *Plant and Soil*, 1993, 150:25~32.
- [13] Florijn P J, Nelemans J A, van Beusichem M L. Cadmium uptake by lettuce varieties. *Neth J Agric Sci.*, 1991, 39:103~114.
- [14] Kuboi T, Noguchi A, Yazaki J. Family-dependent cadmium accumulation characteristics in higher plants. *Plant Soil*, 1986, 92:405~415.
- [15] Yin M L, Rufus L C, Albert A S. Genotypic variation in kernel cadmium concentration in sunflower germplasm under varying soil conditions. *Crops Sci.*, 1995, 35:137~141.
- [16] Yang J R, He J Q, Huang Y. Inter-and intraspecific differences of crops in cadmium tolerance . Interspecific difference. *Chin J Appl Ecol.*, 1994, 5(2):192~196.
- [17] Arthus E, Crews H, Morgan C. Optimizing plant genetic strategies for minimizing environmental contamination in the food chain. *Int J Phytoremed*, 2000, 2(1):1~21.
- [18] Boggess S F, Willavize S, Keppe D E. Differential response of soybean genotypes to soil cadmium. *Agron J*, 1978, 70:756~760.
- [19] John M K, Laerhoven N. Differential effects of cadmium on lettuce varieties. *Environ Poll*, 1976, 10:163~173.
- [20] Costa G, Morel J L. Efficiency of H⁺-ATPase activity on cadmium uptake by four cultivars of lettuces. *J Plant Nutr*, 1994, 17(4):627~637.
- [21] McLaughlin M J, Williams G M J, McKay A. Effect of cultivar on uptake of cadmium by potato tubers. *Aust J Agric Res.*, 1994, 45:1483~1495.
- [22] Oliver D P, Hannam R, Tiller K G. The effect of zinc fertilization on cadmium concentration in wheat grain. *J Environ Qual.*, 1994, 23:705~711.
- [23] Zhang G P, Fukami M, Sekimoto H. Genotypic differences in effects of cadmium on growth and nutrient compositions in wheat. *J Plant Nutr.*, 2000, 23:1337~1350.
- [24] Wang K R, Guo Y, He D Y. Studies on the influences of heavy metal pollution on the qualities of brown rice. *Agro-environ Prot*, 1993, 12(6):254~257.
- [25] Wu Q T, Chen L, Wang G T. Differences on Cd uptake and accumulation among rice cultivars and its mechanism. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 9(1):104~107.
- [26] Yang J R, He J Q, Huang Y. Inter-and intraspecific differences of crops in cadmium tolerance . Intraspecific difference. *Chin J Appl Ecol.*, 1995, 6(supp.):132~136.
- [27] Zhang S Q, Yang J R. Absorption and Transportation of Cd, Pb, As in crops. *Agro-environ Prot.*, 1992, 11(4):171~175.
- [28] Liu W, Su W S, Lan C Y. *Viola baoshanensis* — A new hyperaccumulator of Cd. *Chinese Science Bulletin*, 2003, 48(19):2046~2049.
- [29] Wei C Y, Chen T B. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil: a review of studies in China and abroad. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(7):1996~2003.

- [30] Robinson R H , Leblanc M , Daniel P . The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *Plant and Soil* , 1998 , 203 :47 ~ 56.
- [31] Wang K R , Chen Z M , Gong H Q , et al . The modes of agro-ecological regulation and safe efficient utilization of farmland polluted by Cd. *China Environmental Science* , 1998 , 18(2) :97 ~ 101.
- [32] Sun H , Zhang TL , Sun B . Assessment of pollution of heavy metals on paddy field with sewage irrigation in Guixi , Jiangxi Province. *Agro-environ Prot* , 2001 , 20(6) :405 ~ 407.
- [33] Adirao D C . Trace Elements in the Terrestrial Environment. New York : Springer-Verlag , Inc. , 1986 , 1(21) :107 ~ 154.
- [34] Florijn PJ , Nelemans J A , van Beusichem M L . The influence of the nitrogen nutrition on uptake and distribution of cadmium in lettuce varieties. *J. Plant Nutri.* , 1992 , 15 : 2405 ~ 2416.
- [35] Mench M , Martin E . Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L. , *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustica* L. *Plant and Soil* , 1991 , 132 :187 ~ 196.
- [36] Li Z W , Zhang Y L , Pan G X , et al . Grain contents of Cd、Cu and Se by 57 rice cultivars and the risk significance for human dietary uptake. *Environmental Science* , 2003 , 24(3) :112 ~ 115.
- [37] Zheng H L , Zheng B W , Lu W L . Effects of different sewage on soil heavy metals , crops yield and quality. *Tianjin Agricultural Sciences* , 2001 , 7(6) :17 ~ 20.
- [38] Salt D E , Prince R C , Pickering I J , et al . Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard. *Plant Physiol* , 1995 , 107 :1293 ~ 1301.
- [39] Hart J J , Welch R M , Novel W A , et al . Characterization of cadmium binding , uptake , and translocation in intact seedling of bread and durum wheat cultivars. *Plant Physiol* , 1998 , 116 :1413 ~ 1420.
- [40] Popelka J C , Schubert S , Schulz R , et al . Cadmium uptake and translocation during reproductive development of peanut (*Arachis hypogaea* L.) . *Angew Bot.* , 1996 , 70 :140 ~ 143.

参考文献:

- [3] 岩流. 保护好我们居住的生态环境. 见:王先进主编. 中国权威人士论中国怎样养活养好中国人. 北京:中国财经出版社,1997. 203 ~ 204.
- [4] 魏复盛,陈静生,吴燕玉,等. 中国土壤 61 种元素背景含量研究. *环境科学* , 1991 ,12(4) : 12 ~ 19.
- [16] 杨居荣,贺建群,黄翌. 农作物 Cd 耐性的种内和种间差异 . 种间差. *应用生态学报* , 1994 , 5(2) : 192 ~ 196.
- [24] 王凯荣,郭焱,何电源. 重金属污染对糙米品质影响的研究. *农业环境保护* , 1993 ,12(6) : 254 ~ 257.
- [25] 吴启堂,陈卢,王广涛. 水稻不同品种对 Cd 吸收积累的差异和机理研究. *生态学报* , 1999 ,19(1) : 104 ~ 107.
- [26] 杨居荣,贺建群,黄翌. 农作物 Cd 耐性的种内和种间差异 . 种内差. *应用生态学报* , 1995 , 6(supp.) : 132 ~ 136.
- [27] 张素芹,杨居荣. 农作物中 Cd、Pb、As 的吸收与转运. *农业环境保护* , 1992 ,11(4) :171 ~ 175.
- [28] 刘威,束文圣,蓝崇钰. 宝山堇菜——一种新的 Cd 超富集植物. *科学通报* , 2003 , 48(19) :2046 ~ 2049.
- [30] 韦朝阳,陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展. *生态学报* , 2001 ,21(7) : 1996 ~ 1203.
- [31] 王凯荣,陈朝明,龚惠群,等. 镉污染农田农业生态整治与安全高效利用模式. *中国环境科学* , 1998 ,18(2) : 97 ~ 101.
- [32] 孙华,张桃林,孙波. 江西省贵溪市污灌水田重金属污染状况评价研究. *农业环境保护* , 2001 ,20(6) :405 ~ 407.
- [36] 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. *环境科学* , 2003 ,24(3) :112 ~ 115.
- [37] 郑鹤龄,郑标伟,陆文龙. 不同污灌对土壤重金属、农作物产量和品种的影响. *天津农业科学* , 2001 ,7(6) :17 ~ 20.