

土壤镉污染特征及污染土壤的植物修复技术机理^{*}

茹淑华

苏德纯^{**} 王激清

(河北省农林科学院农业资源环境研究所 石家庄 050051) (中国农业大学资源与环境学院 北京 100094)

摘要 论述了土壤 Cd 污染的特点、Cd 在土壤中的形态转化特征、生物毒性及我国目前土壤 Cd 污染现状及危害。系统论述了 Cd 污染土壤的植物修复治理机理、研究进展及应用前景,并结合我国土壤 Cd 的污染特点和部分研究结果,提出今后的研究目标和方向。

关键词 Cd 土壤污染 植物修复

Characteristics of Cd pollution in soil and the mechanisms of phytoremediation for soil contamination. RU Shu-Hua (Agro-resources and Environment Institute, Hebei Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Shijiazhuang 050051, China), SU De-Chun, WANG Ji-Qing (College of Resources and Environment, China Agricultural University, Beijing 100094, China), *CJEA*, 2006, 14(4):29~33

Abstract The characteristics of Cd pollution in soil, Cd forms transformation in the soil and its biological toxicity are reviewed in this paper. In addition, the current situation and harm of soil Cd contamination are discussed. Meantime, the remedial mechanisms of phytoremediation for Cd-polluted soil, the research progresses and the applying prospect are described in detail. And the aims and directions for further research are put forward.

Key words Cadmium, Soil pollution, Phytoremediation

(Received Oct.27, 2004; revised March 4, 2005)

随着工业的发展和农业生产的现代化,土壤重金属污染已成为全球面临的一个严重的环境问题。Cd 是生物毒性最强的重金属元素之一,其迁移性很强,且极易被植物吸收并积累。据报道我国 Cd 污染土地面积约 1.3 万 hm^2 ,仅污灌区就有 11 处达到生产“镉米”的程度。传统治理 Cd 污染土壤的物理和化学方法如淋洗法、固化法、客土法等一般在小范围内较实用,且代价昂贵,还可能造成地下水或其他介质的潜在污染。植物修复技术(Phytoremediation)是近 10 年来发展起来的一种经济有效且具有广泛应用前景的绿色生物技术。与传统土壤修复方法相比,该方法具有成本低、不破坏土壤生态环境、不引起二次污染、保护人类健康和易为大众接受等优点。自 20 世纪 90 年代以来植物修复成为环境污染治理研究领域的一个前沿性课题。

1 土壤 Cd 污染特征

1.1 Cd 在土壤中的行为

Cd 是一种稀有分散元素,未污染土壤中的 Cd 主要来源于成土母质。土壤 Cd 含量范围一般为 0.01~2 mg/kg,我国土壤 Cd 背景值为 0.097 mg/kg,略低于日本和英国^[1]。Cd 一般以 CdS 和 CdCO_3 形式存在于锌矿中,含量介于 0.01%~0.5%之间。土壤 pH、Eh、CEC、质地、有机质等主要影响 Cd 在土壤中的溶解度和移动性。Cd 在 pH 较高,尤其是含有较多 CaCO_3 的碱性土壤中活性低,不易移动,而在酸性条件下则易移动,毒性增强。不少研究已证明,土壤 pH 和 CEC 含量越高,Cd 的溶解性就越差,土壤吸持的 Cd 也越多。Cd 在 pH 6 以上时就开始产生 CdS、 $\text{Cd}(\text{OH})_2$ 、 CdCO_3 和 $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$ 的沉淀,当 pH 达 7.5 以上时,这些沉淀物就很难溶出。土壤的氧化还原电位对 Cd 的活性也有明显影响,在土壤淹水时,由于物理、化学和微生物作用,土壤处于还原状态,土壤中的 Fe^{3+} 、 Mn^{4+} 和 SO_4^{2-} 分别被还原成 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 和 S^{2-} ,结果生成 FeS、MnS 等不溶性化合物而使 CdS 共沉淀,使 Cd 向非活性方向发展。Cd 的活性除受土壤 pH 和 Eh 的影响外,

^{*} 国家重点基础研究规划(973)项目(2002CB410804)和国家自然科学基金项目(30471005)资助

^{**} 通讯作者

收稿日期:2004-10-27 改回日期:2005-03-04

还受诸多相伴阳离子的影响。如水稻田中 Fe^{3+} 含量高时,会使可结合态镉增加,其反应为:



土壤矿物质黏粒和有机胶体对 Cd^{2+} 的吸附,可能是 Cd 被固定的重要机制。层状硅酸盐是土壤吸附 Cd 的重要成分,其边缘羟基点位(MOH)与 Cd 作用形成单齿配位和双齿配位:



而且形成的这类复合物会随土壤 pH 的升高而增加,从而使游离 Cd^{2+} 数量减少。铁氧化物不是重要的 Cd 吸附剂,它甚至减少土壤对 Cd 的吸附,其原因是铁氧化物可与层状硅酸盐作用相连,阻止了 Cd 向层状硅酸盐上固定电荷点位的靠近。但磷酸盐的存在有助于水化 Fe_2O_3 对 Cd 的吸附,且使被吸附的 Cd 更牢固地固持在氧化物表面。Cd 的有效性可能还会随时间推移而逐渐减弱,如水溶性镉施入土壤 0.5a 后,有效性仅变为原添加量的 70%~90%,1 年后则仅为 10%左右。有机质对 Cd 有一定吸附作用,有机质含量高的土壤可减轻 Cd 的毒害^[2]。

表 1 受 Cd 模拟污染后 Cd 在石灰性黏土中的形态

Tab.1 Cd forms in solutions of calcareous clay simulatively contaminated by Cd

投加 Cd 浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd conc.	水溶态+可交换态 Water-soluble and exchangeable		碳酸盐态 Carbonate		铁锰氧化物态 Fe and Mn oxide	
	Cd 浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd conc.	占总形态比例/% Percentage of all	Cd 浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd conc.	占总形态比例/% Percentage of all	Cd 浓度/ $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd conc.	占总形态比例/% Percentage of all
	Cd conc.	Percentage of all	Cd conc.	Percentage of all	Cd conc.	Percentage of all
11040	3217	63.4	1718	33.9	111	2.2
3324	2692	61.0	1600	36.3	97	2.2
1093	2273	56.1	1666	41.2	88	2.2
551	1875	51.8	1643	45.4	80	2.3
222	1201	40.5	1678	56.5	77	2.4
50	307	31.4	626	64.1	36	3.7

土壤中 Cd 的形态变化影响其活性和植物有效性。土壤中的 Cd 可分为水溶态、可还原态、交换态、DTPA 可提取态、碳酸盐结合态、铁锰氧化物结合态、有机态和残渣态等形态,其中碳酸盐结合态和可交换态的比例将影响植物对 Cd 的吸收。研究表明抗重金属水稻可通过改变重金属形态而降低其毒性,根际土壤交换态镉与有机态镉增加^[11]。Salim 等用模拟试验观测到石灰性黏土中的 Cd 以可交换态和碳酸盐闭蓄态为主,其他形态极少,且随 Cd 浓度升高,可交换态所占比例明显加重^[12](见表 1)。

1.2 土壤 Cd 污染状况

土壤中 Cd 的主要来源是工业废渣、废气中 Cd 的扩散、沉降和累积,含 Cd 废水灌溉农田,以及含 Cd 农药、化肥的大量施用等。我国 Cd 污染的土地涉及 11 个省市的 25 个地区。如江西省某县多达 44% 的耕地受污染,形成 670hm² 的“镉米”区;沈阳某污灌区农田土壤中 Cd 含量高达 130mg/kg;成都东郊污灌区内米中含 Cd 量高达 1.65mg/kg^[3]。农业部农业环境监测总站 1996~1998 年的监测结果表明,污灌区 Cd 污染面积最大,占重金属超标面积的 56.9%,而农产品 Cd 超标率达 10.2%(曹仁林等,2001)。我国各大城市的耕地土壤均存在不同程度的 Cd 污染,其中沈阳市郊区和西安污灌区土壤 Cd 污染尤为严重,如沈阳市农田土壤中 Cd 含量为 0.88mg/kg,西安污灌区土壤中 Cd 含量为 0.628mg/kg^[4]。

2 Cd 污染土壤的植物修复

2.1 超积累 Cd 植物

十字花科遏蓝菜属的遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*)是目前公认的超积累 Cd 植物之一^[13~15],目前已有许多有关其超积累 Cd 的特征和机理的研究^[16,17]。植物修复的效益主要取决于植物地上部金属含量和生物量及植物生长速率。遏蓝菜为莲座状生长,生长速率很慢且生物量小,许多学者认为不适宜严重 Cd 污染土壤的修复^[18,19]。十字花科芸苔属植物印度芥菜(*Brassica juncea* L.)是筛选出的另一种生长快、生物量大的积累 Cd 植物,同样条件下其生物量是遏蓝菜的 10 倍以上^[19]。印度芥菜地上部 Cd 含量低于遏蓝菜,但由于其生物量大,总吸 Cd 量和对污染土壤的净化率远高于遏蓝菜^[20,21]。蒋先军等通过温室栽培试验研究了 Cd 对富集植物印度芥菜的毒性,表明 Cd 对印度芥菜的毒害浓度在各生育期各有不同,植物吸收的 Cd 随土壤

Cd处理浓度的增加而增加。印度芥菜根和叶积累Cd最高浓度分别为300mg/kg和160mg/kg^[5]。但印度芥菜有其生长的地域性,在中国面积很小。

迄今为止,关于我国境内超积累Cd植物资源的调查、鉴定和研究报告较少。刘威等通过野外调查和水培试验,发现并证实宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)是一种Cd超富集植物。自然条件下宝山堇菜地上部Cd平均含量为1168mg/kg。营养液培养试验表明,宝山堇菜地上部Cd含量随生长介质中Cd浓度的增加而呈线性增加。营养液Cd浓度为50mg/L时,地上部Cd平均含量达到4825mg/kg^[6]。但宝山堇菜生物量亦较小,不适于大面积Cd污染土壤的修复。

大量筛选研究表明,十字花科芸苔属植物(*Brassica* spp.)中的很多种或基因型具有较强的吸收累积Cd特性^[21]。我国广泛种植的油菜(*B. campestris*)就是该属植物,其中某些品种或基因型在累积Cd方面可能很高,相当甚至超过印度芥菜。Su等和王激清等从安徽、四川、湖北等省收集了64个油菜品种并分别在中国农业大学植物营养系和香港浸会大学生物系做耐Cd毒和吸收Cd潜力的水培和土培试验,筛选出4份具有积累Cd特征、同时具有较高生物量的油菜基因型。经生物统计检验在相同土培和水培条件及Cd含量下,其生物量和地上部Cd含量均显著高于印度芥菜或与之相当^[7,22]。其中,两种积累Cd油菜地上部吸Cd量与土壤Cd浓度之间的关系符合二次型曲线模型,二者间相关性达极显著水平。与印度芥菜相比,两种积累Cd油菜有更强的吸Cd能力,积累Cd油菜“溪口花籽”有更高的修复Cd污染土壤的潜力。两种积累Cd油菜地上部Cd的分布规律均从植株基部叶片向顶部叶片Cd浓度依次降低^[23]。利用中国众多的油菜种质资源,筛选适合中国大面积生长的Cd积累植物,研究其吸收累积Cd的特征和机理,为提高其修复效率提供理论基础有着重要的研究意义和应用前景。

2.2 超积累Cd植物的修复机理

超量积累植物对重金属有很强的吸收和积累能力,不仅表现在外界重金属浓度很高时,且在重金属浓度相对较低的溶液或土壤中,超积累植物的重金属含量仍比普通植物高10倍甚至上百倍^[13,24]。超积累Cd植物能大量吸收Cd,且在很高浓度下未出现毒害,一定有其有效的根系吸收、运输和体内解Cd毒的机制。

超积累Cd植物对Cd的吸收机制。养分胁迫下植物能改变根际环境,提高养分的有效性,根际酸化和根分泌物的释放是两个共同作用的机制。植物根系分泌的特殊有机物(特别是有机酸)能螯合重金属或酸化根际,从而促进土壤重金属的溶解和根系的吸收。但大多研究结果表明,根际酸化不是影响植物吸收重金属的主要因子。而根分泌物能增加植物对重金属的吸收,很可能与重金属的超积累有关。如Robinson等^[18]发现,遏蓝菜体内Cd含量与土壤中有效态镉(由醋酸氨提取态)呈显著正相关,但与土壤pH无关。根系分泌物影响重金属修复的途径多种多样。根系对有毒金属活化途径见图1。重金属在土壤中一般呈难溶态,只有把它从土壤固相中溶解活化到溶液中才能被植物吸收。有研究表明燕麦根系分泌物可溶解铁氧化物从而增加Cd的植物有效性^[25]。Cieslinski等^[26]研究发现高Cd积累小麦品种(Kyle)根际土壤中低分子量有机酸显著高于低Cd积累小麦品种(Arcola);植物组织中Cd积累量与根际土壤中低分子量有机酸含量成正比。Yang等^[27]研究Cd胁迫下超积累植物黑麦草的根系能分泌出草酸、苹果酸和柠檬酸3种有机酸,但有机酸与植物对Cd的累积之间无明显相关性。Knight等^[28]研究发现,遏蓝菜吸收的Cd只有50%左右来自土壤的水溶态和交换态,说明Cd超积累植物能吸收土壤中的难溶态镉,这种专一性吸收的原因可能是在环境胁迫下,根系分泌出特殊的分泌物,可以专一性地螯合溶解根系附近的难溶性Cd,提高其生物有效性。苏德纯等和蒋先军等^[9,10]研究表明,印度芥菜根系分泌物能活化土壤中的难溶态镉。也有研究表明,超积累Cd植物遏蓝菜的根分泌物不能明显提高土壤中的Cd活性,与Cd的超积累无关^[29]。

超积累Cd植物对Cd的运输机制。研究表明印度芥菜地上部Cd的积累主要通过饱和运输系统调节^[20]。进一步研究表明,印度芥菜幼苗细胞中Cd的积累主要通过饱和运输系统调节,Ca、Zn和Mn对地上

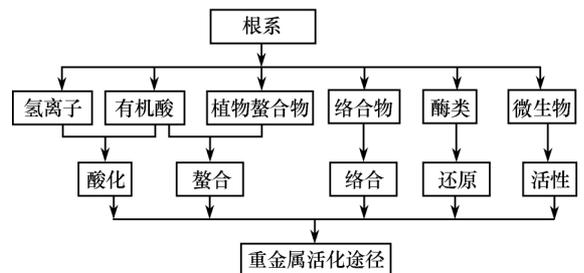


图1 根系分泌物活化重金属途径^[8]

Fig.1 Routes of heavy metal activation by root exudates

部 Cd 积累有竞争性抑制,对根系 Cd 积累有非竞争性抑制^[30]。Lombi 等^[31]使用¹⁰⁹Cd 示踪技术进一步研究表明,超积累 Cd 植物遏蓝菜基因型体内存在一个高亲合 Cd 的运输系统。

超积累 Cd 植物对 Cd 的整合和储存机制。超积累植物体内的有机酸可降低重金属的毒性,促进重金属的运输^[21]。其机理可能是通过生物代谢产生的特种有机酸对重金属元素产生螯合包被作用。在超积累植物 *Silene vulgaris* 中,Cd 主要积累在下表皮细胞中,液泡中储藏 Cd 可能是其忍耐 Cd 的机制。Salt 等发现,印度芥菜木质部汁液中的 Cd 主要通过氧键与有机酸结合,叶片中的 Cd 主要积累在叶表皮毛中以减少其对叶肉细胞的直接伤害,叶表皮毛中 Cd 含量比叶片组织高 43 倍^[20]。Vázquez 等^[32]用 X-射线分析仪(EDAX)测定 Cd 在遏蓝菜体内的分布发现,Cd 主要储存在质外体,即通过区域化方式解毒。

金属结合蛋白(多肽)的解毒作用。关于超积累植物体内存在的金属结合蛋白(多肽),不少研究者认为是类-MT。而以 Grill 为代表的研究者则认为是植物络合素(Phytochelation,简称 PC)。进入植物体内的重金属常与植物体内许多成分结合而失去毒性。当部分重金属穿过细胞壁和细胞膜进入细胞后,能和细胞质中的蛋白质、草酸、柠檬酸等形成复杂的稳定螯合物,降低金属离子的活性从而起到减轻或解除毒害作用。MT 是 Margoshes 和 Vallee 于 1957 年首先在马肾里发现的,它是一种富含半胱氨酸残基的金属结合蛋白,可通过半胱氨酸残基的巯基与重金属结合形成无毒或低毒络合物,从而消除重金属的毒害作用。然而在高等植物中分离得到最多的重金属结合肽是植物络合素,称为 PC。正常情况下 PC 在植物体内含量很低,但在重金属诱导下能以半胱氨酸为底物由 PC 合成酶催化合成。重金属胁迫下,植物能快速合成 PC,PC 可与重金属离子结合形成无毒化合物,降低了细胞内游离重金属离子浓度,从而直接减轻重金属对植物的毒害作用。据报道,一些植物细胞吸收的 Cd 中 90%是以 PC 形式存在的。PC 还可通过保护一些酶的活性间接降低重金属对植物的伤害^[33]。

植物钝化土壤中的 Cd 机理。除利用超积累植物提取修复 Cd 污染土壤之外,植物钝化方式也具有很好的应用前景。植物钝化是指利用植物根系的吸收能力和巨大的表面积去除被污染水体或淤泥中的重金属,以降低其生物有效性,或利用一些植物促进土壤中重金属转变为低毒形态,防止其进入地下水和食物链,从而减少其对环境和人类健康的治理污染技术。利用植物稳定处理 Cd 污染土壤,能使受污染土壤不继续被侵蚀,并减少土壤渗漏而防止 Cd 污染物的迁移,又可在其在根部积累和沉淀,或通过根表吸收金属来加强对污染物的固定。此外,种植低积累、低转移植物品种,或高吸收植物品种与普通植物品种互作,使普通植物品种不超标(将高吸收植物品种异地处理、不食用,以降低土壤 Cd 的有效性)也是植物钝化修复的方式。

3 小 结

综上所述,随着人们对环境的日益重视,净化治理 Cd 污染的土壤已刻不容缓。我国有广袤的国土、丰富的资源、复杂多样的地理条件,因而可能蕴藏着大量 Cd 超富集植物,为我国开展有关研究提供了良好基础。通过超积累 Cd 植物修复 Cd 污染土壤的植物修复技术作为一种新兴、高效生物修复技术已被科学家和政府部门认可和选用,并逐步走向商业化。总体而言,目前 Cd 污染土壤的植物修复技术大多停留于实验室模拟研究阶段,尚需不断、更多的田间结果来支撑该技术的发展。同时还需大力开展植物修复技术的基础性研究工作。此外,筛选并种植可食部位低积累 Cd 作物品种(低吸收或低转移),通过作物互做(间作、轮作)减少作物对 Cd 的吸收等植物修复方面的研究也需做进一步研究。

参 考 文 献

- 1 许嘉琳,杨居荣. 陆地生态系统中的重金属. 北京:中国环境科学出版社,1995.24~36
- 2 夏汉平. 土壤-植物系统中的 Cd 研究进展. 应用与环境生物学报,1997,3(3):289~298
- 3 陈怀满. 土壤圈物质循环系列专著:土壤-植物系统中的重金属污染. 北京:科学出版社,1996. 71~125
- 4 胡宁静,李泽琴,黄朋等. 我国部分市郊农田的重金属污染与防治途径. 矿物岩石地球化学通报,2003,22(3):251~254
- 5 蒋先军,骆永明,赵其国. Cd 污染土壤的植物修复及其调控研究. I. Cd 对富集植物印度芥菜的毒性. 土壤,2001,33(4):197~201
- 6 刘威,束文圣,蓝崇钰. 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)——一种新的 Cd 超富集植物. 科学通报,2003,48(19):2046~2049
- 7 王激清,刘波,苏德纯. 超积累 Cd 油菜品种的筛选. 河北农业大学学报,2003,26(1):13~16
- 8 旷远文,温达志,钟传文等. 根系分泌物及其在植物修复中的作用. 植物生态学报,2003,27(5):709~717
- 9 苏德纯,黄焕忠,张福锁. 印度芥菜对土壤中难溶态 Cd 的吸收及活化. 中国环境科学,2002,22(4):342~345
- 10 蒋先军,骆永明,赵其国. 重金属污染土壤的植物修复研究. III. 金属富集植物 *Brassica juncea* 对锌镉的吸收和积累. 土壤学报,2002,39(5):664~669

- 11 Shuman L. M., Wang J. Effect of rice variety on zinc, cadmium, iron and manganese content in rhizosphere and non-rhizosphere soil fraction. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 1997, 28(1): 23~36
- 12 Salim I. A., Miller C. J., Howard J. L. Sorption isotherm-sequential extraction analysis of heavy metal retention in landfill liners. *Soil Science Society of American Journal*, 1996, 60(1): 107~114
- 13 Brown S. L., Chaney R. L., Angle J. S., *et al.* Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and metal tolerant *Silene vulgaris* grown on sludge-amended soils. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29: 1581~1585
- 14 Lombi E., Zhao F. J., Dunham S. J., *et al.* Cadmium accumulation in populations of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi goesingense*. *New Phytologist*, 2000, 145(1): 11~20
- 15 Reeves R., Schwartz C., Morel J. L., *et al.* Distribution and metal-accumulating behaviour of *Thlaspi caerulescens* and associated metallophytes in France. *Int. Journal of Phytoremediation*, 2001, 3: 145~172
- 16 Perronnet K., Schwartz Ch., Morel J. L. Distribution of cadmium and zinc in the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown on multi-contaminated soil. *Plant and Soil*, 2003, 249(1): 19~25
- 17 Schwartz C., Echevarria G., Morel J. L. Phytoextraction of cadmium with *Thlaspi caerulescens*. *Plant and Soil*, 2003, 249(1): 27~35
- 18 Robinson B. H., Leblanc M., Petit D., *et al.* The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *Plant and Soil*, 1998, 203(1): 47~56
- 19 Ebbs S. D., Lasat M. M., Brady D. J., *et al.* Phytoextraction of cadmium and zinc from a contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*, 1997, 26(5): 1424~1430
- 20 Salt D. E., Prince R. C., Pickering I. J., *et al.* Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard. *Plant Physiology*, 1995, 109(4): 1427~1433
- 21 Kumar P. B. A. N., Dushenkov V., Motto H., *et al.* Phytoextraction the use of plant to remove heavy metals from soils. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29: 1232~1238
- 22 Su D. C., Wong J. W. C. Selection of mustard oilseed rape (*Brassica juncea* L.) for phytoremediation of cadmium contaminated soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 2004, 72: 991~998
- 23 Ru S. H., Wang J. Q., Su D. C. Characteristics of Cd uptake and accumulation in two Cd accumulator oilseed rape species. *Journal of Environmental Sciences*, 2004, 16(4): 594~598
- 24 McGrath S. P., Shen Z. G., Zhao F. J. Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleucum* grown in the contaminated soils. *Plant and Soil*, 1997, 188(1): 153~159
- 25 Mench M. J., Fargues S. Metal uptake by iron-efficient and inefficient oats. *Plant and Soil*, 1994, 164(2): 227~233
- 26 Cieslinski G., Van Rees K. C. J., Szmigielska A. M. Low-molecular-weight organic acids in rhizosphere soils of durum wheat and their effect on cadmium bioaccumulation. *Plant and Soil*, 1998, 203(1): 109~117
- 27 Yang H., Wong Jongathan W. C., Yang Z. M., *et al.* Ability of *Agropyron elongatum* to accumulate the single metal of cadmium, copper, nickel and lead and root exudation of organic acids. *Journal of Environmental Sciences*, 2001, 13(3): 368~375
- 28 Knight B., Zhao F. J., McGrath S. P., *et al.* Zinc and cadmium uptake by the hyperaccumulator in contaminated soils and its effects on the concentration and chemical speciation of metals in soil solution. *Plant and Soil*, 1997, 197(1): 71~78
- 29 Zhao F. J., Hamon R. E., McLaughlin M. J. Root exudates of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* do not enhance metal mobilization. *New Phytologist*, 2001, 151(3): 613~620
- 30 Salt D. E., Pickering I. J., Prince R. C., *et al.* Metal accumulation by aquacultured seedlings of Indian mustard. *Environmental Science and Technology*, 1997, 31(6): 1636~1644
- 31 Lombi E., Zhao F. J., McGrath S. P., *et al.* Physiological evidence for a high-affinity cadmium transporter highly expressed in a *Thlaspi caerulescens* ecotype. *New Phytologist*, 2001, 149(1): 53~60
- 32 Vázquez M. D., Barceñ J., Poschenrieder Ch., *et al.* Localization of zinc and cadmium in *Thlaspi caerulescens*, a metallophyte that can hyperaccumulate both metals. *Journal of Plant Physiology*, 1992, 140: 350~355
- 33 Grill E., Winnacker E. L., Zenk M. H. Phytochelations; the principal heavy-metal complexing peptides of higher plants. *Science*, 1985, 230(4726): 674~676