

杂草中具重金属超积累特征植物的筛选*

魏树和 周启星** 王新 曹伟 任丽萍 宋玉芳

中国科学院沈阳应用生态研究所陆地生态过程重点实验室, 沈阳 110016

摘要 针对目前植物修复中 Cd 单一污染和 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染的超富集植物缺乏研究, 采用田间盆栽模拟试验方法, 对东北沈阳地区 20 科 54 种田间杂草植物进行其重金属耐性及积累能力的初步系统研究. 结果发现: 蒲公英 (*Taraxacum mongolicum*)、龙葵 (*Solanum nigrum*) 和小白酒花 (*Conyza canadensis*) 对 Cd 单一及 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染耐性均较强, 对 Cd 有较高的积累能力, 具有超富集植物的基本特征, 进一步研究的价值很大. 重金属元素间存在着协同和拮抗效应, 在进行超富集植物筛选时, 单一元素试验应与复合元素试验相结合, 同时建议在利用某种重金属超富集植物进行修复实践之前, 也应该进行类似的评估, 以确保修复效果. 田间盆栽模拟试验具有方法简单, 接近植物生长环境条件, 便于植物种识别鉴定等优点, 是筛选重金属富集植物的一种尝试.

关键词 污染土壤 植物修复 超积累特征 杂草 重金属 镉

自从 Channy^[1]提出利用超富集植物 (hyperaccumulator) 清除土壤重金属污染的思想以来, 重金属污染土壤的植物修复研究已成为环境科学的热点和前沿领域^[2-4]. 由于这一技术普遍被认为具有物理、化学修复方法所无法比拟的费用低廉、不破坏场地结构、不造成地下水的二次污染、能起到美化环境的作用、易于为社会所接受等优点, 是一项很有发展前途的修复技术^[4-7]. 尽管国际上已报道的超富集植物已有 400 多种, 但具有我国知识产权的超富集植物仍然不多, 尤其是有关系统的筛选研究至今未见报道^[3]. 在这些超富集植物中, 大多是 Ni 超富集植物 (约 300 种), 此外还有 Co 26 种、Cu 24 种、Se 19 种、Zn 16 种和 Mn 11 种, Cd 仅仅只有 1 种^[7,8]. 具有同时超积累多种重金属的植物则很少报道. 因此, 超富集植物的筛选仍然是这一技术的基础和关键.

资料表明^[7-9], 已知的超富集植物存在着生物量小、生长缓慢、不利于机械作业或大面积栽培困难等缺点, 影响植物修复技术有效性和广泛应用, 在利用基因工程培育理想的超富集植物方面进展也

十分缓慢. 因而, 需要寻找更为理想、更为有效的超富集植物^[10-12]及其资源, 以便为植物修复技术的产业化提供必要的物质保证^[3,13].

我国是一个植物生物多样性十分丰富的国家, 植物类型众多^[14], 为超富集植物的筛选提供了有利条件. 其中, 遍布于农田周围的杂草, 一直都被认为是没有什么利用价值的植物类型. 其实这些植物易于在逆境中生长, 特别当水肥条件得到改善后, 生长迅速, 生物量增大, 能够弥补现有超富集植物的各种不足. 从有关文献的检索发现, 对田间杂草进行超富集植物的系统筛选研究在国内外都还未曾涉及. 为此, 我们采用田间盆栽模拟的方法, 首先从一些常见杂草中筛选具有超富集重金属 Cd 和同时超富集 Cd, Pb, Cu, Zn 的植物做一尝试.

1 材料与方法

1.1 试验地点与材料

试验地点设在中国科学院沈阳生态实验站内, 地理位置为东经 123°41′、北纬 41°31′, 地处松辽平原南部的中心地带, 距沈阳市区 35 km, 属温带半

2003-03-04 收稿, 2003-05-30 收修改稿

* 国家杰出青年科学基金 (批准号: 20225722) 和中国科学院知识创新重要方向 (KZCX2-SW-416) 资助

** 联系人, E-mail: Zhouq@mail. sy. ln. cn

湿润大陆性气候, 平均温度 5~9℃, 大于 10℃ 的年活动积温 3100~3400℃, 年总辐射量 520~544 kJ/cm², 无霜期 127~164 d, 年降水量 650~700 mm. 田间杂草资源非常丰富, 可以“就地取材”进行试验筛选. 供试土壤也采用该地表土(0~20 cm), 土壤类型为草甸棕壤, pH 值 6.5, 有机质 1.52%, CEC 23.7 mol/kg, 重金属元素背景值分别为 Cd 0.15 mg/kg; Pb 14.18 mg/kg; Cu 12.4 mg/kg; Zn 39.85 mg/kg.

1.2 试验处理

根据东北地区重金属污染状况和水平^[15,16], 确定 Cd 单一污染(T₁)和 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染(T₂)2 组试验, 其中 Cd 单一污染处理投加浓度为 10 mg/kg, 复合污染处理中 Cd, Pb, Cu 和 Zn 的投加浓度分别为 10, 1000, 400 和 1000 mg/kg, 相当于国家土壤环境质量标准(GB15618, 1995)三级标准值的 10, 2, 1, 2 倍. 投加的重金属形态分别为 CdCl₂·2.5 H₂O, Pb(CH₃COO)₂·3 H₂O, CuSO₄·5 H₂O 和 ZnSO₄·7 H₂O, 均为优级纯试剂, 分别以固态加入到土壤中, 充分混匀. 与此同时, 以不投加重金属的处理为对照(CK).

1.3 盆栽与管理

2002 年春于杂草开始生长季节, 将供试土壤风干、过 2 mm 筛后, 与一定量的重金属混合, 装入塑料盆(直径 $\phi = 20$ cm, 盆高 $H = 15$ cm)中, 平衡两周后, 选择生长一致的各种杂草幼苗分别移栽入 CK, T₁ 和 T₂ 处理的盆中. 根据植株大小, 每盆各栽 2~6 棵苗. 重复 3 次, 各重复间栽入的苗数一致. 露天栽培, 无遮雨设施. 根据盆缺水情况, 不定期浇自来水(水中未检出 Cd, Pb, Cu, Zn), 使土壤含水量经常保持在田间持水量的 80% 左右. 待植物成熟后或霜期来之前, 收获杂草.

1.4 样品分析及数据统计

收获的植物样分为根、茎、叶和花序, 分别用自来水充分冲洗以去除粘附于植物样品上的泥土和污物, 然后再用去离子水冲洗, 沥去水分, 之后在烘干前先在 105℃ 下杀青 30 min, 然后在 70℃ 下于烘箱中烘至恒重. 烘干后的植物样, 采用 HNO₃-HClO₄ 法消化、原子吸收分光光度计测定其中的重金属含量^[17].

分析所获数据, 在计算机上用 Microsoft Excel 进行平均值和标准差(SD)的计算, 并利用最低显著

性差异法(least significant difference, LSD)进行差异显著性测验.

2 结果与分析

2.1 耐性强弱及高积累植物的划分标准

植物在土壤重金属浓度较高的土壤中生长时, 当土壤中重金属浓度没有达到抑制植物生长的临界浓度条件下, 植物地上部生物量通常不会下降, 但一旦超过这一临界浓度, 植物的生长就会受到抑制, 其叶色、株高等生长特性就会发生不同程度的变化, 但最终集中反映在植物地上部生物量会显著降低. 因而, 在本试验条件下, 与对照相比, 根据参试植物地上部生物量的变化, 可将植物分为耐性强和耐性弱的两种类型, 植物地上部干重没有明显下降的是耐性较强植物, 地上部生物量显著下降的则为耐性较弱植物^[18,19].

富集系数(bioaccumulation coefficient, BC)是指植物体内某种重金属含量与土壤中该种重金属原有含量的比值^[20], 它反映了植物对某种重金属元素的富集能力. 富集系数越大, 其富集能力越强. 尤其是, 植物地上部富集系数越大越利于植物提取修复, 因为地上部生物量比较容易收获. 为了提高植物提取修复的效率, 植物地上部重金属含量应高于土壤中该重金属的含量, 尤其是在土壤中重金属浓度没有超过植物所能积累的最高临界含量的情况下更是如此^[21]. 因而, 在本试验条件下, 将参试植物地上部对某一种重金属富集系数大于 1 的植物称为高积累植物, 低于 1 的植物称为低积累植物.

根据参试植物对重金属的耐性强弱及地上部富集系数的大小可将植物分为以下 3 种类型: (I) 对重金属(Cd, Pb, Cu, Zn)耐性强(植物地上部干重未下降)且高积累的植物(植物地上部富集系数大于 1); (II) 对重金属耐性弱(植物地上部干重显著下降)但高积累的植物(植物地上部富集系数大于 1); (III) 对重金属积累能力一般的植物(植物地上部富集系数小于 1).

2.2 耐性较强且具有 Cd 超富集特征的植物

图 1 给出了 14 种对 Cd 高积累植物地上部的干重, 其中小酸浆、马齿苋、蒲公英、长喙婆罗门参、龙葵、刺儿菜、尖齿狗舌草、石防风、小白酒花和全叶马兰这 10 种植物对 Cd 单一污染耐性较强(地上部干重未下降), 尤其是蒲公英、马齿苋、尖齿狗舌草、石防风、小白酒花和全叶马兰 6 种植物

地上部的生物量没有下降却略有增加($p < 0.05$), 与对照相比, 地上部干重每盆依次分别提高了 0.16, 0.27, 1.34, 1.59, 2.35 和 3.43 g, 根的干重也相应显著增加. 出现这一现象可能是这些植物

对重金属 Cd 具有较强的耐性或毒排斥作用, 甚至在这一浓度水平表现出对植物生长有某种刺激作用, 这与已报道的植物对重金属污染的反应有相似之处^[4,22,23].

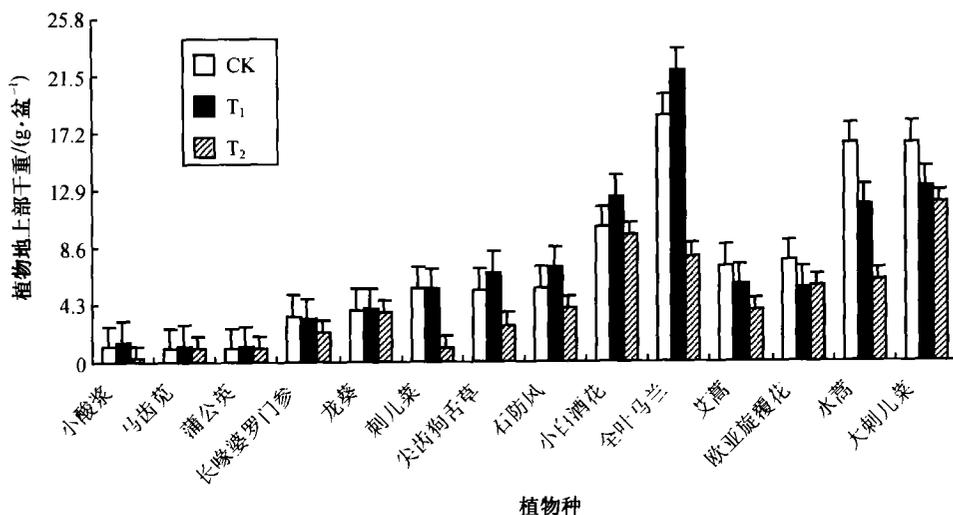


图1 Cd高积累植物地上部的生物量

CK—不投加重金属的对照; T₁-Cd单一污染; T₂-Cd-Pb-Cu-Zn复合污染

对于 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染处理来说, 马齿苋、龙葵和小白酒花地上部生物量与对照相比虽略有下降, 但差异均没有达到显著水平($p < 0.05$); 蒲公英地上部生物量与对照相比反而略有增加, 呈现出较强的对 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染的耐受性. 相反, 小酸浆、长喙婆罗门参、刺儿菜、尖齿狗舌草、石防风和全叶马兰等在单一 Cd 污染暴露下具有耐性的植物的生长却受到复合污染的严重抑制, 表现为地上部生物量显著下降($p < 0.05$), 其下降幅度分别为 74.3%, 48.9%, 81.2%, 28.7%, 57.0% 和 34.2%, 根干重也分别有所下降. 可见, 这些植物对复合污染的耐性较差, 其机理也可能是这 4 种重金属对这些植物的毒害作用具有加和或协同效应^[24]. 因此, 从植物对重金属单一和复合污染的耐受性来看, 马齿苋、蒲公英、龙葵和小白酒花具有超富集植物所应具有的基本特征^[6,20,21].

对这些具有 Cd 耐性特征的植物进行重金属积累的分析表明(表 1), 这 10 种植物地上部 Cd 富集系数均大于 1, 是 Cd 高积累植物, 而对 Pb, Cu 或 Zn 地上部富集系数均小于 1, 同时积累 Pb, Cu 或 Zn 的能力较差.

在 Cd 单一污染处理条件下, 蒲公英、龙葵、刺儿菜、小白酒花、全叶马兰等杂草对 Cd 富集能力较

强, 其地上部 Cd 含量分别为 32.64, 31.8, 16.3, 18.82 和 25.04 mg/kg, 都显著高于盆栽土壤中 Cd 的投加浓度, 且地上部 Cd 含量大于根部 Cd 含量, 表现出较强的从根部向地上部运输 Cd 的能力^[22,25], 具备了重金属超富集植物所应具有的基本特征^[6,20,21], 尤其是蒲公英、龙葵地上部 Cd 富集系数高达 3.21 和 3.13, 表现出很强的对重金属 Cd 的提取能力. 小酸浆、马齿苋、长喙婆罗门参、尖齿狗舌草、石防风等植物的地上部 Cd 富集系数虽也较高(大于 1), 对 Cd 的富集能力也很强, 但地上部 Cd 含量低于根部 Cd 含量, 从根部向地上部转移 Cd 的能力较弱, 其对土壤 Cd 提取、修复的能力可能会受到不同程度的限制, 因而并不具有超富集植物的基本特征.

从各植物在 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染条件下对 Cd 富集情况的趋势来看, 小酸浆、刺儿菜、尖齿狗舌草、小白酒花中 Cd 的积累量显著($p < 0.05$)高于其在 Cd 单一污染条件下 Cd 的积累量, 如刺儿菜在 Cd 单一污染时, 根部及地上部 Cd 含量分别为 2.37 和 16.3 mg/kg; 而在复合污染条件下, 其含量分别为 4.85 和 32.53 mg/kg, 其积累量显著提高了, 说明 Pb, Cu, Zn 的存在可能促进了这些植物对 Cd 的吸收, 它们之间存在着协同或加和效应^[24]. 全叶马

兰对 Cd 的富集则与此相反, Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染条件下对 Cd 的富集量显著 ($p < 0.05$) 低于在 Cd 单一污染条件下 Cd 的积累量, 说明它们之间可能存在着拮抗效应^[24]. 当然, 从这些地上部生物量没有明显下降且对 Cd 又有很强的富集能力来看, 可能是这些植物对重金属主动吸收的结果^[24, 26].

综上所述, 本研究中蒲公英、龙葵、小白酒花对 Cd 单一污染及 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染耐性较强且对 Cd 积累能力也很强, 基本具备超富集植物的主要特征, 进一步研究的价值很大, 但并不具有同时高积累 Pb, Cu 或 Zn 的特性, 对于 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染土壤的同时修复可能会受到一定限制.

表 1 高积累 Cd 植物对重金属的富集情况

植物种/科	处理	总 Cd/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)		总 Pb/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)		总 Cu/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)		总 Zn/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)		生长时间 /d	成熟情况	
		地上部	BC ^{a)}	根	地上部	根	地上部	根	地上部			根
小酸浆 茄科	CK	0.69		0.14	1.91	0.02	8.87	8.16	42.44	23.28	124	未熟
	T ₁	12.09	1.19	14.51								
	T ₂	27.17	2.67	27.89	51.72	54.55	16.88	43.18	257.80	644.12		
马齿苋 马齿苋科	CK	nd ^{b)}		0.23	nd	nd	6.11	9.88	24.21	54.48	118	成熟
	T ₁	13.99	1.37	92.82								
	T ₂	13.28	1.31	91.89	0.03	3.17	12.85	17.44	75.00	107.35		
蒲公英 菊科	CK	0.22		0.03	1.80	2.06	5.46	10.04	71.12	38.64	70	未熟
	T ₁	32.64	3.21	8.04								
	T ₂	31.79	3.13	7.35	24.21	49.18	22.04	35.28	34.38	62.40		
长喙婆罗 门参 菊科	CK	0.11		0.21	2.48	2.98	10.61	14.92	25.94	19.32	92	成熟
	T ₁	11.73	1.15	11.94								
	T ₂	10.98	1.08	11.44	17.91	189.57	56.81	81.42	188.51	389.52		
龙葵 茄科	CK	1.29		0.13	1.16	0.82	6.79	31.05	47.22	103.20	116	成熟
	T ₁	31.80	3.13	27.76								
	T ₂	31.61	3.11	27.49	51.72	213.70	11.44	79.80	73.76	380.40		
刺儿菜 菊科	CK	0.19		0.07	1.47	0.09	5.54	5.30	28.82	16.99	128	成熟
	T ₁	16.30	1.61	2.37								
	T ₂	32.53	3.20	4.85	32.32	76.51	14.96	38.51	49.34	107.81		
尖齿狗舌草 菊科	CK	0.73		0.21	3.10	1.60	2.62	6.81	13.85	15.11	60	成熟
	T ₁	12.45	1.22	17.75								
	T ₂	19.06	1.87	23.58	15.13	206.30	12.68	92.33	275.30	240.3		
石防风 伞形科	CK	0.15		0.26	4.05	4.87	4.41	7.33	26.11	33.36	70	成熟
	T ₁	10.85	1.06	14.75								
	T ₂	10.99	1.08	14.33	16.79	135.5	6.38	63.07	178.90	209.20		
小白酒花 菊科	CK	0.23		0.01	1.58	0.30	3.29	13.12	22.19	19.44	138	成熟
	T ₁	18.82	1.85	9.04								
	T ₂	22.68	2.23	18.00	24.87	84.32	15.11	54.52	179.82	96.43		
全叶马兰 菊科	CK	0.26		0.26	nd	0.45	3.71	9.75	29.16	14.14	158	成熟
	T ₁	25.04	2.46	17.71								
	T ₂	20.19	1.98	12.78	1.74	65.34	4.18	12.57	30.54	15.65		
艾蒿 菊科	CK	0.24		0.06	3.39	0.22	5.78	5.01	39.09	19.85	131	未熟
	T ₁	17.92	1.76	5.75								
	T ₂	35.59	3.51	11.46	20.87	36.61	25.62	22.42	510.91	53.05		
欧亚旋覆花 菊科	CK	0.67		0.21	1.73	0.50	6.48	8.83	34.84	14.32	118	成熟
	T ₁	24.26	2.39	11.67								
	T ₂	40.56	3.99	24.58	34.06	146.50	13.65	101.22	50.40	218.11		
水蒿 菊科	CK	0.32		0.16	nd	nd	2.63	5.15	13.43	22.41	151	成熟
	T ₁	20.61	2.03	6.18								
	T ₂	35.89	3.53	10.76	12.41	37.75	11.44	24.59	46.95	107.74		
大刺儿菜 菊科	CK	0.18		0.07	8.04	0.88	12.76	12.10	36.24	20.53	142	成熟
	T ₁	15.65	1.54	9.52								
	T ₂	15.22	1.49	8.02	37.16	100.40	13.75	54.98	222.01	216.20		

a) BC 为植物地上部富集系数, 由于复合处理中, 植物地上部 Pb, Cu 或 Zn 的富集系数均小于 1, 为节省篇幅, 植物地上部 Pb, Cu 和 Zn 的富集系数均省略; b) nd 代表未检出

2.3 耐性较弱但高积累 Cd 的植物

由图 1 可知, 与没有投加重金属的对照相比, 艾蒿、欧亚旋覆花、水蒿、大刺儿菜地上部生物量(干重表示), 无论是在 Cd 单一污染条件下还是在 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染条件下, 都有显著下降($p < 0.05$), 其下降幅度为 19.1% ~ 63.0%, 表现出在机理上对 Cd 单一污染和 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染的耐性均较弱. 除了上述这 4 种植物外, 与 CK 相比, 粘毛蓼、柳叶刺蓼、泥胡菜、篇蓄、红蓼、反枝苋、凹头苋、费那尔、苳草、苏丹草等植物, 在 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染条件下, 地上部生物量比 Cd 单一污染条件下明显下降($p < 0.05$), 生长受到严重抑制, 说明这些植物对重金属复合污染的耐性非常弱.

艾蒿、欧亚旋覆花、水蒿、大刺儿菜 4 种植物地上部生物量尽管有所下降, 但地上部 Cd 的富集系数均大于 1, 是 Cd 高积累植物, 且地上部含量均大于根部含量(表 1), 表现出较强的富集能力和从根部向地上部运输 Cd 的能力, 这可能是这些植物对重金属 Cd 被动吸收的结果^[24,26]. 其中, 艾蒿、欧亚旋覆花和水蒿 3 种植物在复合污染条件下植株地上部 Cd 的积累量显著($p < 0.05$)高于 Cd 单一污染条件下植株地上部对 Cd 的积累量, 反映出这些植物对 Cd 的吸收也表现出重金属 Cd-Pb-Cu-Zn 间存在着协同效应^[24].

篇蓄尽管在 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染条件下植株地上部 Cd 的富集系数也大于 1, 但在 Cd 单一污染条件下地上部富集系数明显降低且小于 1, 这可能是重金属 Cd-Pb-Cu-Zn 之间交互作用导致植株地上部吸收/积累增加的结果, 因而也将篇蓄列为低积累植物. 此外, 紫苏、水蓼、草木樨等植物也属于这类植物.

另从这 4 种植物对 Pb, Cu 和 Zn 的积累来看(表 1), 植物地上部 Pb, Cu 或 Zn 的富集系数均小于 1, 同时积累 Pb, Cu 和 Zn 的能力也很差. 因此, 这 4 种植物虽具有高积累 Cd 的特点, 但因其对重金属的耐性较弱, 用于 Cd 单一污染或 Cd-Pb-Cu-Zn 复合污染提取修复的作用可能会受到很大的限制.

2.4 对重金属积累能力一般的植物

对 Cd, Pb, Cu 和 Zn 积累能力较低的植物共有 40 种(表 2), 这些植物地上部 Cd, Pb, Cu 或 Zn 的含量也均未达到公认的超富集植物重金属临界含量

标准, 因此, 再从超富集植物(Cd, Pb, Cu 或 Zn)的角度进行研究意义可能不大.

表 2 对重金属低积累的植物

植物科	植物种
菊科	串叶松香草 <i>Silphium perfoliatum</i> ; 菊芋 <i>Helianthus tuberosus</i> ; 泥胡菜 <i>Hemistepta lyrata</i>
伞形科	水芹 <i>Oenanthe javanica</i>
莎草科	白颖苔草 <i>Carex rigescens</i>
萝藦科	萝藦 <i>Metaplexis japonica</i>
车前科	平车前 <i>Plantago depressa</i> ; 车前 <i>Plantago asiatica</i>
豆科	野大豆 <i>Glycine soja</i> ; 甘草 <i>Glycyrrhiza uralensis</i> ; 直立黄芪 <i>Astragalus adsurgens</i> ; 费那尔 <i>Premium forage</i> ; 草木樨 <i>Melilotus suaveolens</i>
锦葵科	苘麻 <i>Abutilon theophrasti</i>
十字花科	独行菜 <i>Lepidium apetalum</i>
禾本科	无芒稗 <i>Echinochloa crusgalli</i> ; 黑麦草 <i>Lolium perenne</i> ; 苳草 <i>Arthraxon hispidus</i> ; 苏丹草 <i>Sorghum sudancense</i>
唇形科	荔枝草 <i>Salvia plebeia</i> ; 野薄荷 <i>Mentha lapocalyx</i> ; 益母草 <i>Leonurus heterophyllus</i> ; 紫苏 <i>Perilla frutescens</i> ; 香薷 <i>Elsholtzia ciliata</i>
毛茛科	茵陈蒿 <i>Ranunculus chinensis</i>
鸭跖草科	鸭跖草 <i>Commelina communis</i>
蓼科	两色蓼 <i>Polygonum roseoviride</i> ; 齿果酸模 <i>Rumex dentatus</i> ; 酸模叶蓼 <i>Polygonum lapathifolium</i> ; 粘毛蓼 <i>Polygonum viscosum</i> ; 水蓼 <i>Polygonum hydropteris</i> ; 柳叶刺蓼 <i>Polygonum bungeanum</i> ; 篇蓄 <i>Polygonum aviculare</i> ; 红蓼 <i>Polygonum orientale</i> ;
桑科	野大麻 <i>Cannabis sativa</i>
柳叶菜科	月见草 <i>Oenothera biennis</i>
蔷薇科	伏萎陵菜 <i>Potentilla paradoxa</i>
大戟科	铁苋菜 <i>Acalypha australis</i>
苋科	反枝苋 <i>Amaranthus retroflexus</i> ; 凹头苋 <i>Amaranthus lividus</i>

3 讨论

超富集植物一词最初是由 Brooks 等^[27]提出的, 当时用以命名茎中 Ni 含量(干重)大于 1000 mg/kg 的植物. 现一般认为^[6,20,21,28]超富集植物应同时具备 3 个特征, (1) 植物地上部(茎和叶)重金属含量是普通植物在同一生长条件下的 100 倍, 其临界含量分别为 Zn 10000 mg/kg; Cd 100 mg/kg; Au 1 mg/kg; Pb, Cu, Ni, Co 均为 1000 mg/kg; (2) 植物地上部重金属含量大于根部该种重金属含量; (3) 植物的生长没有出现明显的受害症状且富集系数较大. 当然, 理想的超富集植物还应具有生长期短、抗病虫能力强、地上部生物量大、能同时富集两种或两种以上重金属的特点.

可见,植物在重金属污染程度较高的土壤上生活时,其地上部生物量没有显著减少是超富集植物区别于普通植物的一个重要特征.一方面利用超富集植物的提取作用修复重金属污染土壤,其前提是修复植物必须能在重金属污染的土壤上生长,这也说明修复植物对重金属的耐性强弱是决定植物修复能否成功的决定因素之一.另一方面,超富集植物能够超量积累重金属而生物量又没有明显下降的可能机理是液泡的区室化作用和植物体内某些有机酸对重金属的螯合作用消除了重金属对植物生长的抑制^[29~31],因而,植物地上部生物量没有显著降低可能是超富集植物所具有的区别于普通植物表现特征之一.而对于普通植物而言,虽有些植物在污染严重的情况下也能生存下来并完成生活史,但其地上部生物量往往会明显降低,通常表现为植株矮小,有的生物学特性还会改变,如叶子、花色变色等^[32].

植物地上部富集系数大于1,意味着植物地上部某种重金属含量大于所生长土壤中该种重金属的浓度,这是区别于普通植物对重金属积累的又一个重要特征.因为,当土壤中重金属浓度高到超过超富集植物应达到的临界含量标准时,甚至高出几倍的情况下,由于植物对重金属的积累有随土壤中重金属浓度升高而升高的特点^[9,33],植物对重金属的积累量虽达到了公认的临界含量标准,但当土壤中重金属浓度略低于超富集植物所应达到的含量标准时,植物对重金属的积累量可能就难以达到超富集植物应达到的临界含量标准而表现出与普通植物相同的特征,因此,植物地上部富集系数大于1也应是超富集植物区别于普通植物的必不可少的特征,至少植物地上部富集系数应当在土壤中重金属浓度与超富集植物应达到的临界含量标准相当时大于1.

然而,目前已发现的超富集植物大多数是通过野外采样分析方法筛选出来的,常见的是在金属矿山周围土壤重金属浓度较高的地区发现的^[34],在这些含较高重金属的土壤周围难以找到相对洁净的土壤,有时即使有相对洁净的土壤也不一定生长该种植物.因此,很难确认在重金属污染土壤中生长的植物地上部生物量是否明显下降.此外,这些地区土壤中重金属浓度可能超过“超富集植物”地上部应达到的临界含量标准值,有的甚至超出许多倍,使得植物地上部重金属富集系数经常小于1.其实这两个问题可以通过盆栽试验的方法来解决.通过

与不施加重金属的对照相比,可以看出在高浓度重金属条件下植物生物量的变化,从而比较其对重金属的耐性.通过不同浓度梯度试验,可以反应出植物地上部富集系数的变化趋势,并以此来检验植株的修复潜力,从而可以对通过野外采样分析得到的“超富集植物”进一步确定,这对确保植物修复的功效显然是不可或缺的.

从本研究的结果来看,重金属元素间存在着协同和拮抗效应,这对于通过野外采样分析方法筛选出来的“超富集植物”来说,可能存在某种假象,也有必要通过盆栽试验加以验证.若能在利用某种超富集植物进行修复实践之前,也进行类似的评估,或许可以确保修复效果.

本研究结果表明:蒲公英、龙葵、小白酒花对Cd的富集能力更强一些,具备了超富集植物的主要特征,若辅以一定的性能强化及技术强化措施如施加EDTA及无机肥料,其修复能力可能会更高.从目前报道的超富集植物种类来看,有不少也是杂草或具有明显“杂草性”的植物^[33],如遇蓝菜属的 *Thlaspi caerulescens*, 叶下珠属的 *Phyllanthus ser-pentines*, 麦瓶草属的 *Silene vulgaris*, 长叶莴苣 (*Lactuca sativa*)等.以杂草为研究对象,开展超富集植物的筛选工作可能会取得一些突破.

金属矿山周围植物群落多数已是顶级群落,其优势种多是蕨类、灌木或乔木,利用采样分析筛选方法往往容易忽略掉那些原本可以在此地生长但此地却又没有的物种,以及群落演替的先锋植物种和中间植物种,而且所选出的超富集植物可能是其长期对污染环境适应的结果,其本身可能并不带有超富集基因.同时,在植物种识别方面也存在困难,往往是采集的植物种经植物学家鉴定后,再次到野外采集时还可能出错,这是因为采集植物样本受植物生育时间、采集时期、研究经费等因素干扰而变得异常复杂.为了避免这些问题,采用室外盆栽模拟试验来进行筛选,具有以下明显的优点:(I)盆栽植物生长的环境条件与自然生长植物的环境条件比较相似,较容易反映植物在污染条件下的真实情况;(II)这种方法易于对被采集植物种的鉴定与识别.这是因为参试植物要在盆中生长一个生长季,可以很容易的对植物的整个生长期进行观察和利用摄像等手段进行记录;(III)由于参试植物均来源于未污染区,未经过任何驯化过程就进入污染试验,与长期生长在金属矿区污染土壤环境经过驯化的植

物相比, 被驯化的时间短, 植物因对污染物进行响应而表现出来的某种特征可能是植物本身就具有的某种特性, 而具有相应的遗传基因, 这更有利于植物修复资源的寻找与利用.

参 考 文 献

- 1 Channy R L. Plant uptake of inorganic waste constituents. In: Parr J F, ed. Land Treatment of Hazardous Waste, Park Ridge, New Jersey: Noyes Data Corporation, 1983
- 2 王 新, 等. 土壤汞污染及修复技术研究. 生态学杂志, 2002, 21(3): 43
- 3 周启星. 污染土壤修复的技术再造与展望. 环境污染治理技术与设备, 2002, 3(8): 36
- 4 魏树和, 等. 根际圈在污染土壤修复中的作用与机理分析. 应用生态学报, 2003, 14(1): 143
- 5 Raskin I, et al. Removal of Radionuclides and Heavy Metals from Water and Soil by Plants. Bioremediation: OECD Document, 1994
- 6 Channy R L, et al. Phytoremediation of soil metals. Current Opinons in Biotechnology, 1997, 8: 279
- 7 Brooks R R, et al. Phytomining. Trends in Plant Science, 1998, 3(9): 359
- 8 Ouyang Y. Phytoremediation: Modeling plant uptake and contaminant transport in the soil-plant-atmosphere continuum. Journal of Hydrology, 2002, 266: 66
- 9 周启星, 等. 植物修复的技术内涵及展望. 安全与环境学报, 2001, 1(3): 48
- 10 Hasegawa I, et al. Genetic improvement of heavy metal tolerance in plants by transfer of the yeast metallothionein gene (CUP1). Plant and Soil, 1997, 196: 277
- 11 周启星. 污染土地就地修复技术研究进展及展望. 污染防治技术, 1998, 11(4): 207
- 12 万云兵, 等. 重金属污染土壤中提高植物提取修复功效的探讨. 环境污染治理技术与设备, 2002, 3(4): 56
- 13 周启星, 等. 污染土壤及地下水修复的 PRB 技术及展望. 环境污染治理技术与设备, 2001, 2(5): 48
- 14 李扬汉. 植物学. 上海: 上海科学技术出版社, 1988
- 15 周启星, 等. 某铅锌矿开采区土壤镉的污染及有关界面过程. 土壤通报, 2002, 33(4): 300
- 16 顾继光, 等. 镉污染土壤的治理及植物修复. 生态科学, 2002, 21(4): 352
- 17 Ince N J. Assessment of toxic interactions of heavy metals in binary mixtures: A statistical approach. Arch Environ Contam Toxicol, 1999, 36: 365
- 18 高拯民, 主编. 土壤—植物系统污染生态过程. 北京: 中国科学技术出版社, 1986
- 19 孙铁珩, 等. 污染生态学. 北京: 科学出版社, 2001
- 20 Salt E D, et al. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. Biotechnology, 1995, 13: 468
- 21 Salt D E. Phytoextraction: Present applications and future promise. In: Wise D L, et al. eds. Bioremediation of Contaminated Soils, New York: Marcel Dekker, 2000
- 22 Kight B, et al. Zinc and cadmium uptake by the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* and in contaminated soils and its effects on the concentration and chemical speciation of metals in soil solution. Plant and Soil, 1997, 197: 71
- 23 刘秀梅, 等. 6种植物对 Pb 的吸收与耐性研究. 植物生态学报. 2002, 26: 533
- 24 周启星. 复合污染生态学. 北京: 中国环境科学出版社, 1995
- 25 Lasat M M, et al. Zinc phytoextraction in *Thlaspi caerulescens*. International Journal of Phytoremediation, 2001, 3(1): 129
- 26 张宪政, 等. 植物生理学. 长春: 吉林科学技术出版社, 1996
- 27 Brooks R R, et al. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. J Geochem Explor, 1977, 7: 49
- 28 Brown S L, et al. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. Soil Sci Soc Am J, 1995, 59: 125
- 29 Ortiz D F, et al. Transport of metal-binding peptides by HMT1, a fission yeast ABC-type vacuolar membrane protein. J Biol Chem, 1995, 270: 4721
- 30 Huang J W, et al. Lead phytoextraction: Species variation in lead uptake and translocation. New Phytol, 1996, 134: 75
- 31 Kramer U, et al. Free histidine as a metal chelator in plants that accumulate nickel. Nature, 1996, 379: 635
- 32 孔令韶. 植物对重金属元素的吸收积累及忍耐、变异. 环境科学, 1982, 1: 65
- 33 郭水良, 等. 金华市郊杂草对土壤重金属元素的吸收与富集作用(I)—6种重金属元素在杂草和土壤中的含量分析. 上海交通大学学报(农业科学版), 2002, 20(1): 22
- 34 Visoottiviset P, et al. The potential of Thai indigenous plant species for the phytoremediation of arsenic contaminated land. Environmental Pollution, 2002, 118: 453