水培条件下四种植物对 Cd、Pb 富集特征*

牛之欣[1] 孙丽娜[1**] 孙铁珩[1,2]

([1] 沈阳大学污染环境的生态修复与资源化技术实验室,沈阳 110044;[2] 中国科学研究院沈阳应用生态研究所,沈阳 110016)

摘 要 利用水培方法测定了不同浓度下向日葵、蓖麻、紫花苜蓿及芥菜的生物量和植物体内重金属 Cd、Pb 含量,分析了植物对重金属的富集特征。结果表明:经过 5 周培养后,4 种植物根部与地上部对重金属的富集量随着浓度的增加而增加,Cd 浓度为 20 mg·L^{-1}时,向日葵的根部 Cd 含量最高,达到 237.86 mg·kg^{-1},地上部 Cd 含量为 89.48 mg·kg^{-1};而 Pb 浓度为 200 mg·L^{-1}时,芥菜根部对 Pb 的吸收量较高,达到 597.22 mg·kg^{-1},地上部 Pb 含量最高的则出现在向日葵处理 Pb 100 mg·L^{-1}中,为 318.33 mg·kg^{-1}。4 种植物对 Cd、Pb 的富集系数随重金属浓度的增加而减小;根部及地上部富集系数与生物量和重金属浓度呈现出一定的相关性;另外,在 Cd、Pb 复合处理中,一种重金属的存在会在不同程度上影响植物对另一种重金属的吸收。通过比较 4 种植物根部与地上部的生物量和对 Cd、Pb 富集特征,认为相对于其他 3 种植物向日葵对 Cd、Pb 具有较强的吸收潜力,并可以作为 Cd、Pb 污染土壤植物修复的备选植物。

关键词 镉;铅;植物提取;水培

中图分类号 X171.5 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2010)2-0261-08

Enrichment characteristics of Cd and Pb by four kinds of plant under hydroponic culture.

NIU Zhi-xin[1], SUN Li-na[1], SUN Tie-heng[1,2] ([1]*Key Laboratory of Eco-remediation of Contaminated Environment and Resource Reuse, Shenyang* 110044, *China*; [2]*Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang* 110016, *China*). *Chinese Journal of Ecology*, 2010, **29**(2): 261-268.

Abstract: A hydroponic experiment with different concentrations of Cd and Pb was conducted to investigate the capabilities of sunflower, ricinus, alfalfa, and mustard in accumulating Cd and Pb. After treated for five weeks, the Cd and Pb contents in the roots and shoots of test plants increased with increasing concentrations of medium Cd and Pb. In treatment 20 mg Cd·L^{-1}, sunflower roots had the highest Cd content (237.86 mg·kg^{-1}), and its shoots accumulated 89.48 mg·kg^{-1} of Cd. In treatment 200 mg Pb·L^{-1}, mustard roots showed better capability in enriching Pb (597.22 mg·kg^{-1}). In treatment 100 mg Pb·L^{-1}, sunflower shoots had the highest content of Pb (318.33 mg·kg^{-1}). For the test plants, the enrichment coefficients of Cd and Pb decreased with increasing concentrations of medium Cd and Pb, and had definite correlations with plant biomass and the concentrations of medium Cd and Pb. In the treatments with combined application of Cd and Pb, there existed definite antagonism in the Cd and Pb uptake by the plants. Through the comparison of plant biomass and of the enrichment characteristics of Cd and Pd by roots and shoots, it was considered that relative to the other three test plants, sunflower could be selected as a potential candidate for the phytoextraction of soil Cd and Pb.

Key words: cadmium; lead; phytoextraction; hydroponic culture.

*国家高技术研究发展计划项目(2007AA06A405)和国家水体污染控制与治理科技重大专项资助项目(2008ZX07208-003-004 和 2008ZX07208-005-3)。

**通讯作者 E-mail: fnmag2008@hotmail.com

收稿日期:2009-06-29 **接受日期**:2009-09-19

随着现代工、农业的发展及越来越频繁的人类活动,诸如污水灌溉、污泥农用、采矿冶炼、化石燃料燃烧等,造成土壤污染,尤其是重金属污染状况日趋严重,对陆生生态系统构成潜在的巨大威胁,因而受重金属污染土壤的修复已引起人们的广泛重视(王林和周启星,2007)。在污染土壤中 Cd、Pb 污染最常见且危害很大,中国许多大城市郊区种植的蔬菜中重金属 Cd、Pb 严重超标(秦天才等,1994;渠荣遴等,2002)。

对 Cd、Pb 污染土壤的传统治理途径大都是采用物理、化学、物理化学方法等(Prasad,1995;Andrade *et al.*,2004)。从重金属污染土壤的修复效果和实用潜力上看,这些修复技术虽然在一定程度上减少了重金属对土壤及生态环境的危害,但存在能耗较高、有二次污染等问题。近些年,植物修复方法作为一种新兴的原位修复技术逐渐为国内外研究学者所重视。所谓重金属污染土壤的植物修复就是利用超积累植物(hyperaccumulator)吸收一种或几种有毒金属,并将其转移、贮存到植物茎叶,然后收割茎叶,离地处理的过程(董雯娟和赵保卫,2005)。这项技术具有成本低廉、操作简单、美化环境、应用范围广等优点。

迄今,关于向日葵(*Helianthus annuus*)、蓖麻(*Ricinus communis*)、紫花苜蓿(*Medicago sativa*)及芥菜(*Brassica juncea*)对重金属污染土壤修复方面的研究已有报道。Cindy 等(2006)发现向日葵可以与 *Pseudomonas putida* 联合修复 Cd^{2+} 及 Pb^{2+} 污染土壤。郭平等(2007)采用室内培养技术研究了向日葵幼苗对 Pb 的富集能力与耐受性,认为向日葵幼苗对 Pb 具有很强的富集能力。陆晓怡和何池全(2005)采用温室盆栽实验的方法考察了蓖麻对土壤中 Cd 的耐受性和积累效应,认为培养 60 d 后,蓖麻能在 10 ~ 400 mg · kg^{-1} Cd 浓度范围内对 Cd 进行吸收,在 Cd 浓度为 360 mg · kg^{-1} 时,蓖麻对 Cd 的累积量达到最大,为 4460.3 mg · kg^{-1}。另外,有报道表明,紫花苜蓿也能富集污泥中的 Cd(平均 4.6 kg Cd · hm^{-2})(Miller *et al.*,1995)。叶春和(2002)用 10 mmol · L^{-1} $Pb(NO_3)_2$ 处理紫花苜蓿幼苗 10 d,发现紫花苜蓿对 Pb 具有一定的耐受性并对 Pb 离子有较高的富集能力。芥菜富集重金属 Cd、Pb 的研究相对较多,早在 1997 年,Begonia(1997)就发现芥菜可以对土壤中的 Pb 有很好的吸收效果。近些年,苏德纯等(2002)通过根际袋法土培试验,研究了印度芥菜对石灰性土壤中难溶态 Cd 的吸收和体内累积规律,表明,印度芥菜能活化并吸收石灰性土壤中的难溶态 Cd,在难溶态 Cd 5 ~ 40 mg · kg^{-1} 浓度范围内,印度芥菜对土壤的净化率为 0.83% ~ 1.25%。

富集植物的选择是重金属污染土壤植物修复成功的关键(魏树和等,2008)。在富集植物的筛选中,水培实验是一种行之有效的方法,虽然植物根部在液体环境中对重金属的吸收量相对于土壤条件下的较高,但是水培实验结果能基本反映植物对重金属的富集能力。而且水培方法具有周期较短的优势,能快速筛选出富集植物,同时,实验室内水培环境条件操控性较好,可创造最佳的植物生长环境,并充分排除环境因素影响造成的实验误差。

本实验以重金属 Cd、Pb 为研究对象,考察了向日葵、蓖麻、紫花苜蓿、芥菜在水培条件下对 2 种重金属的富集特征,比较了 4 种植物在 Cd、Pb 胁迫条件下生物量差异以及对 Cd、Pb 的吸收量和富集系数的变化,从而为今后重金属 Cd、Pb 污染土壤的植物修复技术的应用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 种子准备

向日葵、蓖麻、紫花苜蓿和芥菜种子来源于沈阳大学环境工程重点实验室。种子表面用 75% 酒精浸泡 20 min,然后用自来水冲洗 5 次,并放入无菌蒸馏水中用摇床振荡清洗 6 h,转速 144 r · min^{-1}。将 4 种植物的种子均匀散布在不锈钢托盘上并覆上无菌纱布,将托盘放入培养箱中培养,温度控制在 28 ℃,湿度 60%。当幼苗达到 2 cm 的时候,将幼芽移栽到 Hoagland-Arnon 培养液中(Hoagland & Arnon,1938)。

1.2 培养基

选用 Hoagland-Arnon 培养液,具体成分见表 1。

表 1 Hoagland-Arnon 培养液成分

Tab. 1 Composition of Hoagland-Arnon nutrient solution

组分(分析纯)	含量
$Ca(NO_3)\cdot 2.4H_2O$	5 mmol · L^{-1}
KNO_3	5 mmol · L^{-1}
$MgCl_{24}\cdot 5H_2O$	1 mmol · L^{-1}
$BHKH_2PO_4$	1 mmol · L^{-1}
EDTA-Fe	10 μmol · L^{-1}
H_3BO_4	50 μmol · L^{-1}
$MnCl_2\cdot 4H_2O$	4.5 μmol · L^{-1}
$CuSO_4\cdot 5H_2O$	0.3 μmol · L^{-1}
$ZnSO_4\cdot 7H_2O$	3.8 μmol · L^{-1}
$H_2MoO_4\cdot H_2O$	0.1 μmol · L^{-1}

1.3 实验设计

培养液配制过程中,用去离子水溶解 $CdCl_2 \cdot 2.5H_2O$ 和 $Pb(NO_3)_2 \cdot H_2O$(分析纯),并分别加入到培养基中,处理为 Cd 5、10 和 20 mg·L^{-1}(Cd_5、Cd_{10}和 Cd_{20});Pb 50、100 和 200 mg·L^{-1}(Pb_{50}、Pb_{100}和 Pb_{200});Cd 20 mg·L^{-1} + Pb 200 mg·L^{-1}(复合 $Cd_{20}+Pb_{200}$);以无 Cd、Pb 的营养液为空白对照。

溶液的 pH 值调节在 6.8~7.0。配制好的营养液经过高压灭菌处理,并进行了无菌检验。之后将 4 种植物的幼苗(6 株)放在穿孔的纱布上并置于 450 ml 瓶上,其中含有 400 ml Hoagland-Arnon 营养液,使植物的根浸没在溶液中。

在第 1 周培养中用 1/2 Hoagland-Arnon 营养液,1 周之后培养液换为完全 Hoagland-Arnon 营养液,不同处理随机放入温室中,温度控制在 25 ℃,维持光照 16 h,同时对瓶中营养液进行连续通气。在 5 周的培养期间,每 4 d 更换一次培养液,并且每天用去离子水补充瓶中溶液,使之保持在 400 ml。每个处理设 3 次重复。

1.4 生物量测定

将 4 种植物(各 3 株)从不同处理中的培养液中取出,用不锈钢刀将根部及地上部分离,用自来水冲洗 20 min,之后用去离子水冲洗 5 次,并用滤纸吸干水分,烘干(72 ℃,8 h),称量。

1.5 重金属测定

将烘干的植物样品磨碎后,采用 HNO_3-$HClO_4$ 法(87∶13,v/v)消化,利用原子吸收分光光度计(瓦里安 AA-220),火焰法测定植物体内的 Cd 和 Pb 含量(Wei & Zhou,2004)。

1.6 数据处理

富集系数(bioconcentration factors,*BCF*) = $C_{植物}/C_{培养基}$

式中,$C_{植物}$和 $C_{培养基}$为植物和培养基中 Cd 或 Pb 浓度(mg·kg^{-1})。

实验所得数据采用 Excel 2003 及 SPSS 11.5 进行数据处理。利用 one-way ANOVA 单因素方差分析及多重比较(LSD)方法对数据进行分析,差异显著水平为 0.05。

2 结果与分析

2.1 生物量变化

35 d 的水培试验后,4 种植物的生物量如表 2。总体上看,向日葵的生物量较其他 3 种植物大($P<0.05$),Cd 5 mg·L^{-1}时达到 5.90 g,Pb 50 mg·L^{-1}时 6.05 g,其次是蓖麻,紫花苜蓿及芥菜。生物量的变化基本呈现出随着 Cd、Pb 浓度的升高而降低的趋势。从根部生物量来看,在 Cd 和 Pb 处理中向日葵根部生物量都较大,最小的是紫花苜蓿和芥菜。基本趋势同地上部一样,随浓度的升高呈现不同程度的减少。从表 2 还可以看出,4 种植物地上部生物量和根部生物量的变化基本相对应。另外,Cd 和 Pb 复合对紫花苜蓿及蓖麻生长的抑制比较明显。

2.2 4 种植物根部与地上部对 Cd、Pb 的吸收

2.2.1 Cd 处理中 4 种植物根部与地上部对 Cd 的吸收 由图 1 可见,4 种植物的根部富集 Cd 的量高于地上部分,但在 Cd 浓度为 5 mg·L^{-1}处理中蓖麻地上部 Cd 的含量高于根部(图 1)。向日葵在 Cd 20 mg·L^{-1}处理中对 Cd 的吸收量较高($P<0.05$),根部达到 237.86 mg·kg^{-1},地上部 Cd 的含量为 89.48 mg·kg^{-1}(图 1)。4 种植物的根部与地上部对 Cd 的吸收都呈现出随着 Cd 浓度的升高而升高的趋势。复合处理中,根部对Cd吸收量最高的出

表 2 4 种植物在不同处理中的生物量(g)

Tab. 2 Biomass of plants in different treatments

处理	根部生物量				地上部生物量			
	向日葵	蓖麻	紫花苜蓿	芥菜	向日葵	蓖麻	紫花苜蓿	芥菜
CK	0.88 aA	0.69 bA	0.26 cA	0.14 dA	8.81 aA	2.27 bA	1.60 cA	0.58 dB
Cd_5	0.80±0.30 aA	0.54±0.19 bC	0.18±0.11 cC	0.11±0.13 cB	5.10±0.11 aB	1.59±0.34 bB	1.56±0.07 bA	0.39±0.28 cC
Cd_{10}	0.69±0.14 aC	0.50±0.17 bC	0.14±0.09 cD	0.08±0.20 dC	4.74±0.24 aC	1.48±0.18 bC	1.08±0.12 cC	0.33±0.04 dC
Cd_{20}	0.48±0.28 aD	0.49±0.26 bD	0.15±0.24 bD	0.07±0.13 cC	3.37±0.50 aE	1.46±0.08 bC	0.99±0.26 cC	0.29±0.17 dD
Pb_{50}	0.75±0.10 aB	0.60±0.24 bB	0.22±0.11 cB	0.12±0.16 dB	5.30±0.40 aB	2.10±0.09 bA	1.66±0.21 cA	0.71±0.08 dA
Pb_{100}	0.62±0.24 aC	0.52±0.23 bC	0.20±0.21 cB	0.09±0.21 dC	4.06±0.55 aD	1.71±0.27 bB	1.28±0.32 bB	0.53±0.04 cB
Pb_{200}	0.48±0.19 aD	0.49±0.13 aCD	0.18±0.10 bC	0.09±0.15 bC	3.48±0.75 aE	1.68±0.21 abB	1.05±0.02 bC	0.53±0.14 cB
$Cd_{20}+Pb_{200}$	0.51±0.19 aD	0.44±0.03 aD	0.15±0.02 bD	0.07±0.00 bC	3.89±1.16 aD	1.23±0.12 bD	0.72±0.03 bD	0.29±0.04 bD

数据为平均值±标准差,同行中不同小写字母表示同一重金属浓度处理中 4 种植物根部及地上部生物量存在显著差异($P<0.05$,$n=3$);同列中不同大写字母表示同种植物在不同重金属浓度处理中地上部及根部生物量存在显著差异($P<0.05$,$n=3$)。下同。

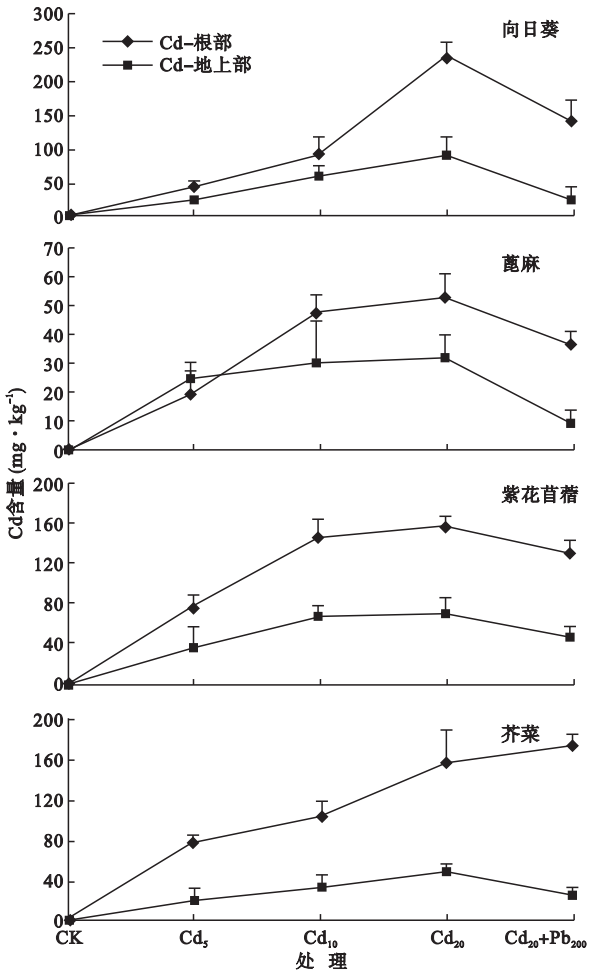


图1 4种植物根部及地上部中Cd的含量

Fig. 1 Cd contents enriched by roots and shoots of plants

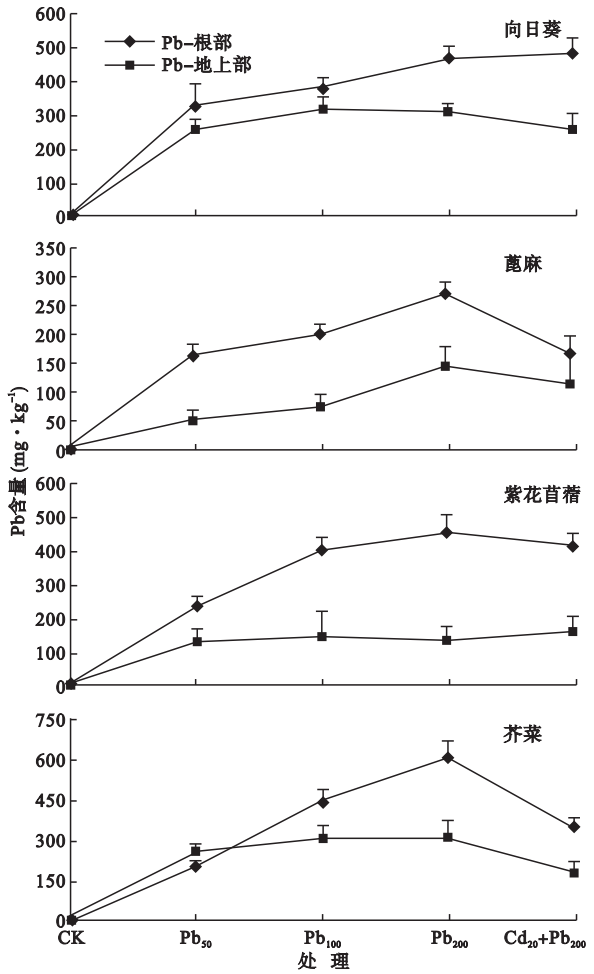


图2 4种植物根部及地上部中Pb的含量

Fig. 2 Pb content enriched by roots and shoots of plants

现在芥菜处理 Cd_{20} + Pb_{200} 中，为 173.62 mg·kg^{-1}；地上部对 Cd 的吸收最高的则出现在紫花苜蓿处理 Cd_{20} + Pb_{200} 中，达到 46.41 mg·kg^{-1}（P < 0.05）。可见，溶液中的 Pb 离子在很大程度上影响了植物根部及地上部对 Cd 的富集，在向日葵及蓖麻处理中这种抑制作用比较明显。

2.2.2 Pb处理中4种植物的根部和地上部对Pb的吸收 铅处理中，4种植物根部及地上部中 Pb 的含量变化见图2。与 Cd 处理相似的是，除了芥菜 Pb 50 mg·L^{-1}处理外（图2），植物根部中 Pb 含量较地上部的高 此外，在紫花苜蓿处理中根部和地上部 Pb 含量的差别较大（图2）。4种植物根部中 Pb 含量随着 Pb 浓度的增加而增加，而紫花苜蓿及芥菜处理不同浓度的 Pb 处理地上部中 Pb 含量差别不明显。复合处理中，向日葵根部和地上部在 Cd_{20} + Pb_{200} 处理中对 Pb 的吸收达到最大，分别为 492.66 和256.34 mg·kg^{-1}（P < 0.05）。在蓖麻及芥菜处理中，Cd 的存在同样也抑制了植物根部、地上部对 Pb 的吸收。

2.3 4种植物根部与地上部对Cd和Pb的富集系数比较

由表3可见，除了蓖麻外，其他3种植物的根部对 Cd 的富集系数（BCF）都是随着浓度的升高而降低，其中芥菜和紫花苜蓿在 Cd_5 处理中根部的 BCF 值达到最高（15.08 和 15.75）（P < 0.05）。蓖麻、紫花苜蓿和芥菜的地上部 BCF 也随重金属浓度的升高而降低，最高的出现在紫花苜蓿 Cd_5 处理中（7.59），最低的则是在蓖麻 Cd_{20} 中（1.55）（P < 0.05）。

不同浓度铅处理中，向日葵、蓖麻、紫花苜蓿对 Pb 的 BCF 值随浓度的升高而降低，而芥菜根部的 BCF 值在 Pb_{100} 处理中较高（表4） 地上部分 BCF 值最高的出现在用向日葵和芥菜处理 Pb_{50} 中，分别为 5.12 和 4.93（P < 0.05）。复合处理中，4种植物根部及地上部对 Pb 的富集系数下降比较明显。

表 3 4 种植物根部及地上部对 Cd 的富集系数

Tab. 3 BCF values of roots and shoots in Cd treatments

处理	根部 BCF				地上部 BCF			
	向日葵	蓖麻	紫花苜蓿	芥菜	向日葵	蓖麻	紫花苜蓿	芥菜
Cd_5	7.97 ±0.58 bC	3.76 ±0.41 cB	15.08 ±2.24 aA	15.75 ±1.62 aA	5.44 ±0.99 bA	4.75 ±0.42 bA	7.59 ±1.28 aA	4.62 ±0.78 bA
Cd_{10}	8.87 ±0.92 bB	4.65 ±0.24 cA	14.41 ±2.05 aA	10.29 ±0.74 bB	5.96 ±0.09 bA	2.95 ±0.28 cB	6.76 ±0.28 aA	3.43 ±0.53 cB
Cd_{20}	11.89 ±0.97 aA	2.60 ±0.48 cC	7.73 ±0.34 bB	7.90 ±1.55 bD	4.47 ±0.34 aB	1.55 ±0.12 dC	3.50 ±0.59 bB	2.51 ±0.44 cC
$Cd_{20} + Pb_{200}$	7.13 ±1.44 bC	1.77 ±0.09 cD	6.50 ±0.67 bC	8.68 ±0.37 aC	1.35 ±0.03 bC	0.45 ±0.12 cD	2.32 ±0.56 aC	1.36 ±0.24 bD

表 4 4 种植物根部及地上部对 Pb 的富集系数

Tab. 4 BCF values of roots and shoots in Pb treatments

处理	根部 BCF				地上部 BCF			
	向日葵	蓖麻	紫花苜蓿	芥菜	向日葵	蓖麻	紫花苜蓿	芥菜
Pb_{50}	6.67 ±0.14 aA	3.21 ±0.47 cA	4.83 ±0.64 bA	3.79 ±0.48 cB	5.12 ±0.11 aA	0.93 ±0.08 cA	2.74 ±0.10 bA	4.93 ±0.70 aA
Pb_{100}	3.85 ±0.06 aB	1.97 ±0.18 bB	4.11 ±0.34 aA	4.34 ±0.46 aA	3.18 ±0.08 aB	0.69 ±0.14 cB	1.55 ±0.11 bB	2.98 ±0.14 aB
Pb_{200}	2.39 ±0.19 bC	1.35 ±0.12 cC	2.33 ±0.28 bB	2.99 ±0.35 aC	1.56 ±0.04 aC	0.71 ±0.03 bB	0.70 ±0.25 bC	1.48 ±0.13 aC
$Cd_{20} + Pb_{200}$	2.46 ±0.73 aC	0.80 ±0.17 bD	2.13 ±0.19 aB	1.66 ±0.24 aD	1.28 ±0.13 aC	0.55 ±0.03 cC	0.84 ±0.07 bC	0.85 ±0.07 bD

2.4 4 种植物根部与地上部对 Cd、Pb 的富集系数与生物量和重金属浓度相关性

通过 4 种植物根部及地上部富集系数与生物量和重金属浓度的相关分析发现(表 5),向日葵在 Cd 处理中地上部 BCF 值与重金属浓度均呈现明显负相关关系($r = -0.957, -0.971, P < 0.05$)。紫花苜蓿处理中,根部和地上部 BCF 值与重金属浓度及生物量存在不同的相关性。而蓖麻处理中,地上部 BCF 值同重金属浓度及生物量都不存在相关关系。

表 5 4 种植物根部及地上部富集系数与生物量和重金属浓度相关性

Tab. 5 Correlation coefficients between BCF values and Cd or Pb concentrations and biomass of roots and shoots

植物	指标	处理	BCF-地上	BCF-地下
向日葵	浓度	Cd 处理	-0.957 *	0.997 *
		Pb 处理	-0.971 *	-0.931 *
	生物量	Cd 处理	-0.678	0.636
		Pb 处理	0.988 *	0.979 *
蓖麻	浓度	Cd 处理	-0.771	0.996 *
		Pb 处理	-0.703	-0.930 *
	生物量	Cd 处理	-0.549	0.159
		Pb 处理	0.768	0.996 *
紫花苜蓿	浓度	Cd 处理	-0.938 *	-0.973 *
		Pb 处理	-0.960 *	-0.999 *
	生物量	Cd 处理	0.876 *	0.996 *
		Pb 处理	1.000 *	0.944 *
芥菜	浓度	Cd 处理	0.560	-0.884 *
		Pb 处理	-0.965 *	-0.732
	生物量	Cd 处理	0.992 *	0.983 *
		Pb 处理	0.916 *	0.181

* $P < 0.05$, $n = 3$。

3 讨 论

在重金属胁迫条件下,植物的生物量可以作为评价植物对重金属耐性的间接指标,同时生物量也直接影响重金属污染土壤的植物修复效果。目前所发现的重金属富集植物大多生物量低,生长缓慢(Lasat,2002)。无疑,生物量高的植物种类能更好地对重金属污染土壤起到修复作用(Papoyan & Kochian,2004)。本研究表明,4 种植物的生物量基本随 Cd、Pb 浓度的升高而降低,这一规律在向日葵吸收 Cd、Pb 的土培实验中也有体现(牛之欣,2008)。此外,王林和史衍玺(2005)在研究辣椒吸收 Cd、Pb 实验中,发现随着 Cd、Pb 浓度的升高,辣椒生长受到明显抑制,生物量和株高出现了明显下降,硝酸还原酶(NR)活性、根系活力、叶绿素含量以及叶绿素 a/b 也显著下降。然而,也有学者认为,适当浓度的重金属可以促进植物的生长,例如,郭平等(2007)在研究重金属存在条件下向日葵生长变化时,发现低浓度 Pb 可以刺激向日葵幼苗茎叶脯氨酸的生成并促进了其营养生长。本实验中,向日葵较其他 3 种植物具备高生物量的优势,体现了其对 Cd、Pb 有较高的耐受力。

经过 5 周的水培实验,可以看出向日葵、蓖麻、紫花苜蓿、芥菜均对 Cd、Pb 的富集能力不同,其原因主要有以下几个方面:首先,植物本身的生理、生化特性导致不同植物对 Cd、Pb 的吸收、迁移转化机制存在较大差异。杜应琼等(2003)比较了不同叶类蔬菜对重金属 Pb 和 Cd 的吸收变化,发现蔬菜可

食部位累积的重金属元素 Pb、Cd 顺序为苋菜 > 叶用莴苣 > 雍菜 > 芥菜，造成这种现象的原因主要是由于植物种类特征以及重金属种类所引起的。

其次，植物吸收重金属的效率还与重金属生物毒性有关。本研究表明，Cd 及 Pb 对 4 种植物的生长代谢都有不同程度的损害，而植物也显示出对 2 种重金属不同的富集响应，在之后利用向日葵吸收 Cd、Pb 的土培实验中，向日葵对 Cd 及 Pb 的最大富集量分别为 100.3 mg · kg^{-1}（Cd 20 mg · L^{-1}），352.6 mg · kg^{-1}（Pb 200 mg · L^{-1}），二者有较大差异（牛之欣，2008）。Mohan 和 Hosetti（1997）认为在植物体内 Cd 或 Pb 会表现出对细胞的生理、生化活动的不同毒性，它们在植物体内发生大量的反应。植物在 Cd 胁迫下会产生超氧阴离子自由基、羟自由基等活性氧，引起细胞脂质过氧化，破坏光合系统和加速植物衰老（Kim *et al.*，2001；Shah *et al.*，2001；Pereira & Molina，2002），Pb 胁迫会破坏植物细胞核、线粒体、叶绿体超微结构，降低叶绿素含量，继而阻碍植物呼吸代谢、光合作用等生理过程的正常进行，并最终影响植物生物量与品质（周清等，1999）。一般而言，Pb 的毒性要低于 Cd，因此，Cd 的对植物的损害比 Pb 损害更能影响植物的生长及对重金属的耐受能力，这可以作为实验中 4 种植物对 Pb 的吸收多于 Cd 的一个解释。除了重金属生物毒性因素外，植物本身对 Cd、Pb 的吸收机制也存在差异。研究表明，植物对 Cd 的富集主要是通过植物细胞的吞饮或者是将 Cd 转化为有机结合态存储于体内（Hart *et al.*，1998）；而 Pb 的富集大多是通过植物细胞间隙（质外体）中的沉积作用（叶春和，2002）。关于 Cd、Pb 对植物的毒性机理及植物富集机制很复杂，仍然需要大量的实验进行研究和探讨。

另外，不同浓度下向日葵、蓖麻、紫花苜蓿、芥菜表现出对 Cd、Pb 富集变化。较高浓度的重金属虽然能提高植物组织中的重金属含量，但也会造成植物生长的屏障，而植物生长的紊乱必然会导致植物对重金属吸收量的减少。盆栽试验中，向日葵在高浓度的 Cd（20 mg · L^{-1}）或 Pb（200 mg · L^{-1}）处理中对 Cd 或 Pb 的富集量较高，但随之而来的是，生物量明显下降（牛之欣，2008）。陆晓怡和何池全（2005）报道，用蓖麻来处理土壤中 10 ~ 400 mg · kg^{-1} 浓度的 Cd，当土壤中 Cd 浓度超过 40 mg · kg^{-1} 时，蓖麻的生长速度开始降低，Cd 的吸收能力渐渐减弱；Han 等（2005）发现 *Vetiveria zizanioides* 对 Cd、Cr 及 Pb 的富集与浓度呈现负相关关系。可见，在不同重金属浓度及种类条件下，植物表现出的抗性/耐性及对有毒金属的富集特征有很大差异。

Cd、Pb 复合处理中，4 种植物对 2 种重金属表现出不同的富集特征。Cd、Pb 离子的存在会在一定程度上减少植物对 Pb、Cd 的吸收。这个结果与 Mohan 和 Hosetti 的研究（1997）基本一致。在盆栽实验中，发现 Cd^{2+} 限制了 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 的植物吸收。重金属复合污染加大了单一重金属对植物的危害，进而降低了植物对重金属的耐受能力，影响植物提取重金属的效率。龚宁等（2008）研究了不同质量浓度 Cu（0、25、50、100 和 200 mg · kg^{-1}）和 Cd（0、1.0 和 10.0 mg · kg^{-1}）及其复合污染对小白菜生理生化指标的影响。结果表明，Cd-Cu 复合处理组小白菜的生物量、叶绿素总量、叶绿素 a/b 值均低于对照及单一处理组；复合处理组的细胞膜透性明显低于单一处理组，过氧化物酶（POD）、过氧化氢酶（CAT）、超氧化物歧化酶（SOD）等保护酶活性高于相同浓度 Cd 单一处理组；张力群等（2008）在不同水平 Pb、Cd 复合污染土壤中种植龙须草，发现 Pb、Cd 复合污染可以降低光合综合指标，进而影响龙须草对重金属的耐受力。

Lin 等（2004）在考察小麦对重金属的吸收时，发现浓度为 5 mg · kg^{-1} Cd 能促进小麦对 Pb 的吸收；10 mg · kg^{-1} 的 Cd 能活化土壤中的 Pb。此外，Chakravarty 和 Srivastava（1997）认为特定浓度 Zn 和 Cd 的存在能大大减弱 Cd 对亚麻子（*Linum usitatissimum*）的毒性；王浩等（2009）采用盆栽试验研究了黄斑田和培泥砂田中 Pb、Cd 污染对小白菜生长和植株体内 Pb、Cd 积累的影响。结果表明，Pb、Cd 复合污染时，土壤中高浓度的 Pb 可促进 Cd 在小白菜植株中的积累；徐卫红等（2007）采用根袋土培试验研究了 Zn、Cd 单一及复合污染对黑麦草（*Loliurn perenne*）Zn、Cd 积累的影响。研究表明，Zn、Cd 复合污染根际土壤氨基酸总量最大，分别为对照、Zn 和 Cd 污染的 1.95、1.54 和 1.40 倍，根际土壤的 pH 值最低（5.18），这增加了土壤中 Zn、Cd 的生物有效性，促进了黑麦草对 2 种重金属的富集。在对向日葵吸收 Cd、Pb 的盆栽试验中，我们也发现向日葵在 $Cd_{10}+Pb_{100}$ 处理中对 Cd 及 Pb 富集量比其他 Cd、Pb 复合处理高，这可能是由于特定浓度重金属相互作用下，土壤中 Cd、Pb 赋存形态变化及毒性减弱所造成的（牛之欣，2008）。关于植物在复合污染情况下对

重金属的吸收特征及机制仍需要深入研究。

富集系数可以作为一个评价植物对重金属吸收能力的指标。本实验中高浓度的重金属处理中植物体内重金属含量较高,可是其富集系数却不高,另外,盆栽试验条件下,在低浓度 Cd(5 mg · L^{-1})处理中,向日葵根部对 Cd 富集系数最高,为 11.2,地上部 BCF 值达到 4.21;向日葵对 Pb 的富集系数也在低浓度的 Pb 50 mg · L^{-1} 处理中较高(根部 6.23;地上部 4.22)(牛之欣,2008)。造成这一结果的原因主要是由于过高浓度的 Cd 或 Pb 抑制了植物的正常生长和代谢,进而影响了植物对重金属的耐受性和吸收能力(贺玉姣等,2007;汤惠华等,2008)。另外,本研究中向日葵和紫花苜蓿根部和地上部的 BCF 值与生物量及 Cd、Pb 浓度存在一定的相关性,这可能也是植物种类及重金属生物毒性差异的结果。另外,在利用向日葵或紫花苜蓿修复 Cd、Pb 污染的时候,可以利用三者之间的关系来进一步评价这 2 种植物对 Cd、Pb 的吸收效果。

基于向日葵、蓖麻、紫花苜蓿、芥菜在不同浓度 Cd、Pb 水培条件下的生长及对 Cd、Pb 的吸收效果,可以看出向日葵表现出较明显的耐性,并且对 Cd、Pb 的富集能力也较强,因此可以考虑将向日葵作为修复 Cd、Pb 污染土壤的富集植物(Boonyapookana *et al.*,2005;Mani *et al.*,2007)。

4 结 论

在 Cd、Pb 胁迫条件下向日葵、蓖麻、紫花苜蓿和芥菜的生物量随浓度的升高而呈现不同程度的降低,这是 4 种不同类型植物对 Cd 及 Pb 耐受性差异的结果。

从 4 种植物根部与地上部对 Cd、Pb 的吸收量及富集系数的结果可以看出,植物的种类及生理生化特性、重金属生物毒性差异以及植物对 Cd、Pb 响应与富集机制都影响着植物对 Cd、Pb 的吸收效率。

对于特定植物,如本实验中的向日葵和紫花苜蓿,其根部和地上部的生物量及重金属浓度与富集系数之间存在一定相关性,利用这一关系可以为今后的植物修复 Cd、Pb 污染土壤提供理论参考。

相对于蓖麻、紫花苜蓿和芥菜,向日葵的根部及地上部生物量较大,而且对 Cd、Pb 的吸收效果较好,因此可以考虑作为 Cd、Pb 污染土壤植物修复的富集植物。

参考文献

董雯娟,赵保卫. 2005. 土壤污染的植物修复. 环境科学与技术,(S2):132-134.

杜应琼,何江华,陈俊坚,等. 2003. 铅、镉和铬在叶类蔬菜中的累计及对其生长的影响. 园艺学报,**30**(1):51-55.

龚 宁,薛长雷,李玉平,等. 2008. 低浓度 Cu 和 Cd 复合污染对小白菜生理生化特性的影响. 干旱地区农业研究,**26**(4):141-147.

郭 平,刘 畅,张海博,等. 2007. 向日葵幼苗对 Pb、Cu 富集能力与耐受性研究. 水土保持学报,**21**(6):23-29.

贺玉姣,刘兴华,蔡庆生. 2007. C4 植物甜高粱和玉米幼苗对 Zn 胁迫的响应差异. 生态环境,**17**(5):1839-1842.

陆晓怡,何池全. 2005. 蓖麻对重金属 Cd 的耐性与吸收积累研究. 农业环境科学学报,**24**(4):674-677.

牛之欣. 2008. 镉、铅污染土壤的植物-微生物联合修复研究(博士学位论文). 北京:中国科学院研究生院.

秦天才,吴玉树,王焕校. 1994. 镉、铅及其相互作用对小白菜生理生化特性的影响. 生态学报,**14**(1):46-50.

渠荣遴,李德森,杜荣骞,等. 2002. 水体重金属污染的植物修复研究(Ⅱ)——种苗过滤去除水中重金属铅. 农业环境保护,**21**(6):599-601.

苏德纯,黄焕忠,张福锁. 2002. 印度芥菜对土壤中难溶态 Cd 的吸收及活化. 中国环境科学,**22**(4):342-345.

汤惠华,杨 涛,胡宏友,等. 2008. 镉对花椰菜光合作用的影响及其在亚细胞中的分布. 园艺学报,**35**(9):1291-1296.

王 浩,顾国平,施彩仙,等. 2009. 土壤铅、镉污染对小白菜生长与积累的影响. 浙江农业科学,(2):398-426.

王 林,史衍玺. 2008. 镉、铅及其复合污染对萝卜生理生化特性的影响. 中国生态农业学报,**16**(2):411-415.

王 林,周启星. 2007. 化学与工程措施强化重金属污染土壤植物修复. 安全与环境学报,**7**(5):50-56.

魏树和,杨传杰,周启星. 2008. 三叶鬼针草等 7 种常见菊科杂草植物对重金属的超富集特征. 环境科学,**29**(10):121-128.

徐卫红,王宏信,刘 怀,等. 2007. Zn、Cd 单一及复合污染对黑麦草根分泌物及根际 Zn、Cd 形态的影响. 环境科学,**28**(9):2089-2095.

叶春和. 2002. 紫花苜蓿对铅污染土壤修复能力及其机理的研究. 土壤与环境,**11**(4):331-334.

张力群,林 鹏,李有志. 2008. Pb、Cd 复合污染对龙须草光合作用的影响. 湖南林业科技,**35**(6):54-58.

周 清,黄晓华,张建华,等. 1999. La-Gly 对 Pb 胁迫下大豆幼苗生理生化特性影响. 中国稀土学报,**17**(4):381-384.

Andrade ML, Covelo EF, Vega FA. 2004. Effect of the prestige oil spill on salt marsh soils on the coast of Galicia (Northwestern Spain). *Journal Environmental Quality*, **33**:2103-2110.

Begonia GB. 1997. Comparative lead uptake and responses of

some plants grown on lead contaminated soils. *Journal of the Mississippi Academy of Sciences*, **42**:101-106.

Boonyapookana B, Parkpian P, Techapinyawat S, *et al*. 2005. Phytoaccumulation of lead by sunflower (*Helianthus annuus*), tobacco (*Nicotiana tabacum*), and vetiver (*Vetiveria zizanioides*). *Journal of Environmental Science and Health*, **40**:117-137.

Chakravarty B, Srivastava S. 1997. Effect of cadmium and zinc interaction on metal uptake and regeneration of tolerant plants in linseed. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **61**:45-50.

Cindy HW, Thomas KW, Ashok M. 2006. Engineering plant-microbe symbiosis for rhizoremediation of heavy metals. *Applied and Environmental Microbiology*, **72**:1129-1134.

Han L, Zhang XP, Liu BR. 2005. Comparison of the accumulation ability of *Vetiveria zizanioides* to several heavy metals in soil. *Journal of Biology*, **22**:20-23.

Hart JJ, Welch RM, Norvell WA, *et al*. 1998. Characterization of cadmium binding, uptake, and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars. *Plant Physiology*, **116**:1413-1420.

Hoagland DR, Arnon DI. 1938. The water-culture method for growing plants without soil. *California Agricultural Experiment Station Bulletin*, **347**:36-39.

Kim Y, Hara M, Kubot T. 2001. Response of an active oxygen scavenging system to cadmium in cadmium-tolerant cell of carrot. *Plant Biotechnology*, **18**:39-43.

Lasat MM. 2002. Phytoextraction of toxic metals: A review of biological mechanisms. *Journal Environmental Quality*, **31**:109-120.

Lin Q, Chen YX, Wang ZW, *et al*. 2004. Study on the possibility of hydrogen peroxide pretreatment and plant system to remediate soil pollution. *Chemosphere*, **57**:1439-1447.

Mani D, Sharma B, Kumar C. 2007. Phytoaccumulation, interaction, toxicity and remediation of cadmium from *Helianthus annuus* L. (sunflower). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **79**:71-79.

Miller RW, Alkhazraji ML, Sisson DR. 1995. Alfalfa growth and absorption of cadmium and zinc from soils amended with sewage-sludge. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **53**:179-184.

Mohan BS, Hosetti BB. 1997. Potential phytotoxicity of lead and cadmium to Lemna minor grown in sewage stabilization ponds. *Environmental Pollution*, **98**:233-238.

Papoyan A, Kochian LV. 2004. Identification of *Thlaspi caerulescens* genes that may be involved in heavy metal hyperaccumulation and tolerance: Characterization of a novel heavy metal transporting ATPase. *Plant Physiology*, **136**:3814-3823.

Pereira GJG, Molina SMG, Lea PJ. 2002. Activity of antioxidant enzymes in response to cadmium in Grotalaria. *Plant and Soil*, **236**:123-132.

Prasad MNV. 1995. Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants. *Environmental and Experimental Botany*, **35**:525-545.

Shah K, Kumar RG, Verma S, *et al*. 2001. Effect of cadmium on lipid peroxidation, superoxide anion generation and activities of antioxidant enzymes in growing rice seedlings. *Plant Science*, **161**:1135-1141.

Wei SH, Zhou QX. 2004. Identification of weed species with hyperaccumulative characteristics of heavy metals. *Progress in Natural Science*, **14**:495-503.

作者简介 牛之欣,1976年生,男,博士,讲师。主要从事土壤环境污染的修复研究。E-mail:jesonniu@126.com

责任编辑 魏中青