

宣斌, 张凌云, 王济, 等. 土壤 Pb 污染修复植物的耐性及累积特性比较[J]. 福建农业学报, 2018, 33 (7): 732-738.
XUAN B, ZHANG L Y, WANG J, et al. Pb Tolerance and Accumulation of Pollutant-Remediation Plants [J]. *Fujian Journal of Agricultural Sciences*, 2018, 33 (7): 732-738.

土壤 Pb 污染修复植物的耐性及累积特性比较

宣斌, 张凌云, 王济*, 蔡雄飞, 李珊珊

(贵州师范大学地理与环境科学学院, 贵州 贵阳 550025)

摘要: 为筛选 Pb 污染土壤修复植物, 在文献调研的基础上, 选择禾本科、豆科、菊科和茄科的 12 种植物作为研究对象, 采用室内盆栽试验, 进行不同质量浓度 (0、500、1 000、1 500、2 000 mg · kg⁻¹) 的 Pb 胁迫处理。通过分析植物根长、株高、生物量、地上部和地下部 Pb 含量, 比较不同植物对 Pb 的耐性及累积特性。结果表明: 随着 Pb 处理浓度的增加, 12 种植物的生物量均呈现下降的趋势且植物 Pb 积累表现出明显的根系>茎叶的分异特性; 通过耐 Pb 性综合评价, 三叶草、黑麦草、早熟禾可作为铅锌矿区耐性栽培植物; 在土壤 Pb 施加浓度为 1 500 mg · kg⁻¹ 时, 富集系数大于 1 的共有 6 种, 依次为: 早熟禾 (3.46) > 三脉紫菀宽伞变种 (3.34) > 黑麦草 (2.32) > 狗牙根 (1.78) > 黑心菊 (1.72) > 辣椒 276 (1.26); 转运系数大于 1 的共有 3 种, 依次为: 辣椒 276 (1.36) > 黑心菊 (1.30) > 紫花苜蓿 (1.23)。最后综合富集、转运系数及修复潜力指数, 得出黑心菊在 1 025 mg · kg⁻¹ 时, 其地上部铅积累量最高, 为 2.576 mg · 株⁻¹, 具有很好的铅修复潜力, 可作为铅超富集植物的先锋物种。

关键词: 铅; 修复植物; 耐性; 累积特性

中图分类号: X 171

文献标识码: A

文章编号: 1008-0384 (2018) 07-732-07

Pb Tolerance and Accumulation of Pollutant-Remediation Plants

XUAN Bin, ZHANG Ling-yun, WANG Ji*, CAI Xiong-fei, LI Shan-shan

(School of Geographic and Environmental Science, Guizhou Normal University, Guiyang, Guizhou 550025, China)

Abstract: Based on a literature search, 12 species in the families of *Gramineae*, *Leguminosae*, *Compositae* and *Solanaceae*, that are phytoremediation plants capable of decontaminating Pb polluted soil, were studied for their Pb tolerance and accumulation capacities. The plants were subjected to Pb stress at varied concentrations (i. e., 0, 500, 1 000, 1 500 and 2 000 mg · kg⁻¹) in an indoor pot experimentation. The root length, height, biomass, above- and under-ground Pb contents were determined to compare the Pb tolerance and accumulation of the plants. The results showed that, as the Pb concentration in soil increased, all plants decreased on biomass and increased Pb content in the order of roots, stems, and leaves. A comprehensive evaluation suggested that *Campsis grandiflora*, *Lolium perenne* and *Poa pratensis* had the potentials for use of remediating the soil pollution in lead and zinc mining areas. Among the tested, 6 plants showed a bioconcentration factor (BCF) greater than 1 at the Pb contamination level of 1 500 mg · kg⁻¹: *Poa annua* at 3.46, *Aster ageratoides* at 3.34, *L. perenne* at 2.32, *Cynodon dactylon* at 1.78, *Rudbeckia hirta* at 1.72, and *Capsicum annuum* 276 at 1.26. And, three varieties had a translocation factor (TF) greater than 1: *C. annuum* 276 at 1.36, *R. hirta* at 1.30, and *Medicago sativa* at 1.23. Taking BCF, TF and repair potential index together into consideration, *R. hirta* appeared to be the choice species for Pb remediation on polluted soil with a displayed capability of accumulating 2.576 mg Pb per plant in above-ground parts from a soil containing Pb 1 025 mg · kg⁻¹.

Key words: lead; phytoremediation plants; tolerance; accumulation characteristics

收稿日期: 2018-01-09 初稿; 2018-06-10 修改稿

作者简介: 宣斌 (1992-), 男, 硕士研究生, 研究方向: 土壤重金属污染与修复 (E-mail: xuanbin216@126.com)

* 通讯作者: 王济 (1975-), 男, 教授, 硕士生导师, 研究方向: 土壤重金属污染 (E-mail: wangji@gznu.edu.cn)

基金项目: 贵州省科技支撑计划项目 (黔科合支撑 [2017] 2580); 贵州省科学技术基金重点项目 (黔科合 JZ 字 [2014] 2012 号); 贵州师范大学博士科研启动基金 (2011)

近年来, 由于 Pb/Zn 矿山的大量开采及其冶炼过程对环境的污染, 使得大量 Pb 进入土壤。Pb 是重金属污染最严重的元素之一, 也是土壤累积率最高的元素^[1-2]。土壤铅污染会使生态系统的正常功能遭到破坏, 对人类健康和生态系统造成巨大威胁, 治理和修复铅污染土壤迫在眉睫。

植物修复作为一种以太阳能为驱动的低成本、环境友好、效益高且前景广阔的重金属修复技术, 受到越来越多的研究者关注^[3]。目前, 重金属植物修复主要是利用超积累植物提取污染土壤中的重金属, 从而达到净化土壤的目的。而植物修复技术的基础和关键则是重金属耐性植物和超富集植物(hyper-accumulators)的筛选, 现今发现的超富集植物多为生物量小的草本植物, 且污染地区的本土优势植物是试验的首选^[4]。由于 Pb 具有较高的负电性, 易与土壤中的有机质和铁锰氧化物等形成共价键, 不易被植物吸收, 因此, 目前已见报道的 Pb 超富集植物并不多, 限制了 Pb 污染土壤的修复规模。研究表明, 伴生在金属矿区的禾本科、菊科、豆科、十字花科、廖科、莎草科、茄科和凤尾蕨科等植物的富集转运效果突出^[5], 已发现了东南景天 *Sedum alfredii* Hance、田菁 *Sesbania drummondii*、马尾草 *Hemidesmus indicus*、圆锥南芥 *Arabis paniculata*、车前草 *Plantago orbignyana* 等强耐 Pb 性富集植物^[6-7]。

但目前对于已发现的不同科属间耐性植物进行综合对比、评价的还比较少, 且植物资源分布具有区域性和时间性, 因此, 为植物修复技术筛选更多超富集植物和高生物量强耐性植物具有重要的现实意义。本研究通过梳理前人对重金属富集植物的研究成果^[8-12], 筛选出西南地区常见的 12 种草本植物, 并对其进行种子萌发、室内盆栽铅胁迫试验, 研究 12 种植物在不同浓度胁迫下的耐铅特性和富集转运特征, 以期积累植物耐铅机理资料, 筛选耐铅富集植物, 充实耐铅基因库提供科学数据参考。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试材料来源于贵州师范大学宝山校区相宝山上表层土壤及其本土植株(三脉紫菀 *Aster ageratoides*、血皮菜 *Gynura bicolor*), 另购买种子: 黑心菊 *Rudbeckia hirta*、硫华菊 *Cosmos sulphureus*、金盏菊 *Calendula officinalis*、三叶鬼针草 *Bidens pilosa*、紫花苜蓿 *Medicago sativa*、

三叶草 *Campsis grandiflora*、黑麦草 *Lolium perenne*、早熟禾 *Poa pratensis*、狗牙根 *Cynodon dactylon*、辣椒 276 *Capsicum annuum* cv. 276, 隶属于 4 科 12 属。

1.2 试验方法

将采集或购买的种子置于 4℃ 冰箱保存。播种前, 将种子用 10% 的双氧水消毒后, 用去离子水冲洗, 置于培养皿中在 (25±1)℃ 培养箱里催芽。选用萌发整齐的种子栽植在穴盘中, 每孔 1 株, 待长出两片真叶后, 选取长势均匀的幼苗, 移栽进准备好的花盆中, 每盆 5 株为 1 个处理, 设 5 个重复。供试土壤 pH 值为 7.36, 有机质 31.24 g·kg⁻¹, 全氮 213.52 mg·kg⁻¹, 有效磷 4.53 mg·kg⁻¹, 速效钾 4.27 mg·kg⁻¹。设置 Pb(NO₃)₂ 质量浓度分别为 0、500、1 000、1 500、2 000 mg·kg⁻¹, 与土样充分混匀后, 装入 15 cm×18 cm (直径×高) 的花盆中, 保持田间持水量 80%, 老化 2 个月用于盆栽试验, 期间用 10% 的 Hoagland 营养液培养。3 个月后将植物样品按地上部和根部分离, 先用自来水冲洗去除黏附于植物样品上的泥土和污物, 再用蒸馏水冲洗 2~3 遍, 滤纸吸干表面水分后在 105℃ 下杀青 30 min, 然后 70℃ 烘干至恒重, 烘干后的植物样品地上、地下部分别称重, 再用不锈钢粉碎机粉碎, 干燥保存。烘干后备用的植物样品过 100 目 (孔径为 0.143 mm) 尼龙筛, 混匀。采用 HNO₃/HClO₄ (5:1, V:V) 在高温、高压下 (180℃ 和 160 Pa) 用密闭的聚四氟乙烯罐消煮至澄清。消煮后的溶液洗至 100 mL 容量瓶中, 用高纯水定容, 采用原子吸收分光光度计 (ZEE nit700P) 测定铅含量。

1.3 数据处理和评价方法

采用 SPSS 22.0 和 Origin 9.0 进行数据分析和图表制作, 耐铅性综合评价采用隶属函数法和标准差系数赋予权重法^[13-14], 各指标标准化处理方法、权重、综合评价 D 值计算, 其主要步骤如下:

(1) 运用隶属函数对各指标进行标准化处理:

$$\mu(X_{ij}) = \frac{\bar{X}_{ij} - X_{j\min}}{X_{j\max} - X_{j\min}} \quad (1)$$

式中: $\mu(X_{ij})$ 表示 i 种类 j 指标的隶属值, \bar{X}_{ij} 表示 i 种类 j 指标的平均测定值, $X_{j\min}$ 和 $X_{j\max}$ 分别表示 j 指标的最小值和最大值。

(2) 权重确定

$$V_{ij} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^m [\mu(X_{ij}) - \mu(\bar{X}_{ij})]^2}}{\mu(\bar{X}_{ij})} \quad (i=1, 2, \dots, m) \quad (2)$$

$$W_{ij} = \frac{V_{ij}}{\sum_{j=1}^n V_{ij}} \quad (3)$$

式中: V_{ij} 表示各指标耐铅系数的标准差系数, W_{ij} 表示各指标的权重系数。

(3) 综合评价 D 值的计算

$$D = \sum_{j=1}^n [\mu(X_{ij}) \cdot W_{ij}] \quad (j=1, 2, \dots, n) \quad (4)$$

式中: D 表示各指标的综合评价价值, 并根据综合评价 D 值大小对各材料的耐铅性强弱进行排序, 以判断参试材料耐铅能力的大小。

2 结果与分析

2.1 不同 Pb 浓度胁迫对生物量的影响

不同 Pb 浓度处理对 12 种植物地上部干重 (Dry weight, DW) 的影响如图 1 所示, 随着 Pb 浓度的增加, 12 种植物地上部 DW 总体呈现波动下降的趋势。黑麦草、三叶草、三叶鬼针草在土壤 Pb 添加量为 $500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 其地上部 DW 呈现小幅上升的趋势, 表明低浓度的 Pb 会在一定程度

上促进植物的生长。刘素纯等研究表明, Pb 浓度低于 $200 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 会促进黄瓜幼苗的生长, 这种现象是因为低浓度的重金属会促进植物根茎分泌出有机酸, 刺激植物生长^[15]。而当土壤 Pb 添加量为 $2000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 狗牙根、早熟禾、黑心菊、硫华菊、血皮菜、金盏菊、紫花苜蓿的地上部 DW 与 CK 相比显著下降, 分别下降了 39.01%、64.36%、71.54%、35.47%、36.42%、33.98% 和 35.03%, 三脉紫菀和辣椒 276 在此质量浓度下无存活率, 说明高浓度 Pb 胁迫下植物表现出明显的抑制作用, 植物根系吸收土壤中施入的高浓度 Pb 后, 主要以 $\text{Pb}(\text{PO}_4)_2$ 和 PbCO_3 等形式沉淀以及离子态和络合态存在, 当植物 Pb 吸收达到饱和状态时, 由于根细胞的吸附、钝化或沉淀作用, 植物根系所吸收的 Pb 向地上部运输困难, 导致毒性累积, 抑制植物对 K、Ca、Mg 等大量元素及微量元素 Fe、Cu、Zn 等的吸收, 使植物因营养元素缺乏而导致生长缓慢或死亡^[16-17]。

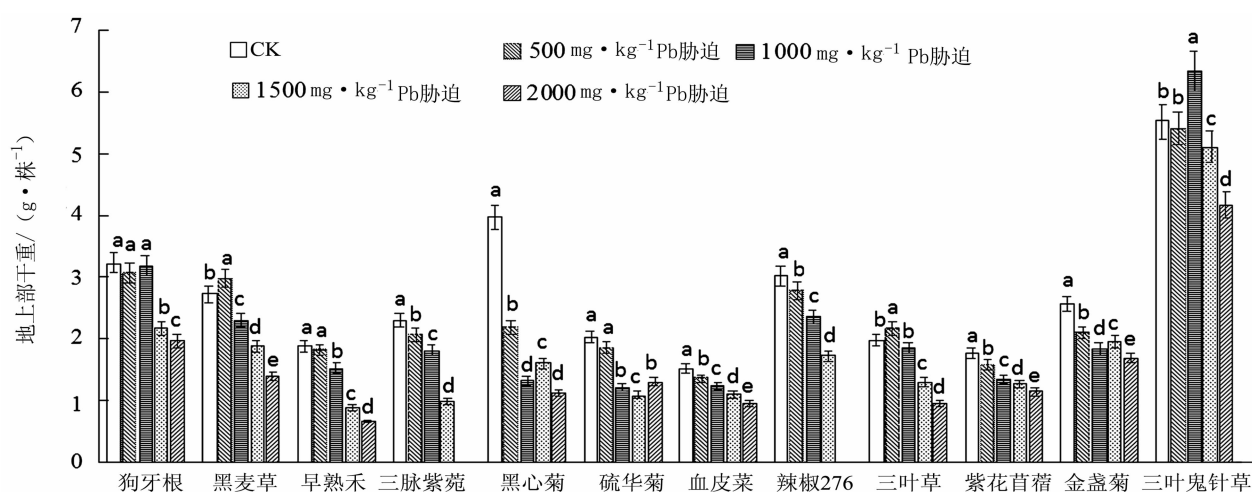


图 1 不同 Pb 处理浓度对 12 种植物地上部干重的影响

Fig. 1 Effect of Pb concentrations in soil on above-ground biomass of 12 species

注: 图中不同小写字母表示差异达显著水平 ($P < 0.05$)。

2.2 不同 Pb 浓度胁迫下植物根系和茎叶的 Pb 含量

由图 2 可知, 12 种植物对总 Pb 的吸收量表现为根系 $>$ 茎叶。在土壤 Pb 添加量为 500、1 000、1 500 和 2 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 豆科植物 (紫花苜蓿、三叶草) 和茄科植物 (辣椒 276) 茎叶的 Pb 吸收量远小于禾本科植物 (狗牙根、黑麦草和早熟禾), 且均未超过 $1000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 而在 4 种浓度处理下, 狗牙根、黑麦草和早熟禾的根系 Pb 吸收

量均超过相应对照组, 可以看出禾本科的狗牙根、黑麦草和早熟禾较于豆科的紫花苜蓿、三叶草以及茄科的辣椒 276 对 Pb 元素具有更强的根系吸附性; 而在菊科植物中, 三脉紫菀和黑心菊根系的总 Pb 吸收量明显强于同科的硫华菊、血皮菜、金盏菊和三叶鬼针草, 说明不同科属植物对 Pb 的耐性机制存在差异, 同科植物对不同浓度的 Pb 胁迫的反应机制也不相同。

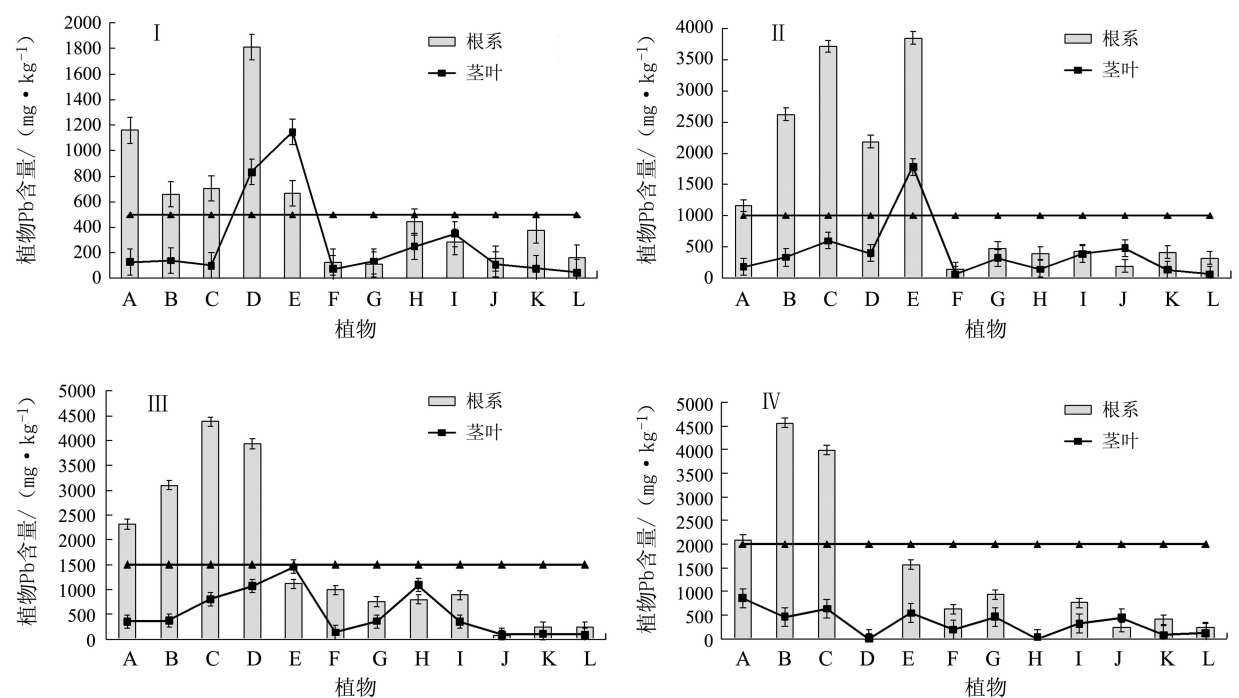


图 2 不同浓度处理下植物茎叶及根系的 Pb 含量

Fig. 2 Pb in above- and under-ground parts of plants grown on soil with varied Pb additions

注：横坐标下植物 A 为狗牙根，B 为黑麦草，C 为早熟禾，D 为三脉紫菀，E 为黑心菊，F 为硫华菊，G 为血皮菜，H 为辣椒 276，I 为三叶草，J 为紫花苜蓿，K 为金盏菊，L 为三叶鬼针草。图中 I、II、III、IV 分别为 500、1 000、1 500、2 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 浓度 Pb 胁迫处理。

2.3 不同 Pb 质量浓度胁迫下的植物富集和转运特征

富集系数 (Bioconcentration Factor, BCF) 指植物地上部与土壤重金属含量的比值，转运系数 (Translocation Factor, TF) 则是地上部与地下部重金属含量的比值，代表了植物向上转移重金属的能力，不同科属植物在不同质量浓度 Pb 胁迫下富集转运差异显著^[18]。由图 2 可知：在土壤 Pb 添加量为 1 500 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时，禾本科的狗牙根、黑麦草、早熟禾根系铅吸收量均达到 2 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以上，早熟禾最高达 4 381 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ；而菊科的三脉紫菀、黑心菊、硫华菊、血皮菜，茄科的辣椒 276 和豆科的三叶草的平均铅吸收量也高于 1 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，说明这 6 种植物铅的吸收性较好，而

紫花苜蓿基本无富集作用。土壤 Pb 添加量为 1 500 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时 12 种植物的富集和转运系数如表 1 所示：(1) BCF 大于 1 的共有 6 种，依次为：早熟禾 (3.46) > 三脉紫菀 (3.34) > 黑麦草 (2.32) > 狗牙根 (1.78) > 黑心菊 (1.72) > 辣椒 276 (1.26)；(2) 植物 TF 大于 1 的共有 3 种，依次为：辣椒 276 (1.36) > 黑心菊 (1.30) > 紫花苜蓿 (1.23)。综合分析富集系数和转运系数两项指标，辣椒 276 和黑心菊能很好地从土壤中吸收并从根系向地上部富集转运铅，但辣椒 276 不能耐受 2 000 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的质量浓度，其耐 Pb 性阈值稍低。所以，黑心菊是供试植物中理想的铅富集植物，具备了对 Pb 元素修复的巨大潜力。

表 1 12 种植物的富集及转运系数
Table 1 Pb BCF and TF of 12 species

植物	狗牙根	黑麦草	早熟禾	三脉紫菀	黑心菊	硫华菊	血皮菜	辣椒 276	三叶草	紫花苜蓿	三叶鬼针草	金盏菊
BCF	1.78	2.32	5.46	3.34	1.72	0.75	0.75	1.26	0.83	0.11	0.22	0.24
TF	0.15	0.12	0.11	0.27	1.30	0.14	0.48	1.36	0.39	1.23	0.39	0.42

2.4 耐铅性综合评价

利用隶属函数法和标准差系数赋予权重法对 12 种植物的耐 Pb 性进行排序, 在前人基础上采用株高、根长、地上和地下生物量, 以及地上部、地下部铅吸收量等 6 个植物基本生长指标, 来反映植物的综合耐铅性 (表 2)。对数据进行标准化处理之后, 根据前述公式 (2)、(3), 计算各指标的权重系数依次为 0.10、0.08、0.08、0.12、0.30 和 0.32。最后按照综合评价 D 值从高到低的顺序进行排名, 结果依次为: 三叶草>黑麦草>早熟禾>三脉紫菀>三叶鬼针草>硫华菊>狗牙根>紫花苜蓿>血皮菜>辣椒 276>黑心菊>金盏菊。

而石汝杰等^[19]曾通过地上部铅含量、根系铅含量、根系耐性指数以及富集系数 4 个指标对禾本科三种植物耐铅性进行研究, 最终得出其耐铅性依次为: 黑麦草>早熟禾>狗牙根, 与本研究得出的结论一致, 故此综合评价法可信度较高。从综合评价结果来看, 三叶草耐铅性评价较高, 其在各种质

量浓度铅处理下各生长指标表现正常, 铅吸收量较低, 表现出明显的抗铅性, 而黑麦草、早熟禾等禾本科耐性优势则表现为具有良好的铅吸收性, 可将其作为铅锌矿区或铅重污染地区首选的耐性培育植物, 实际的修复效果需要大田试验的进一步验证。

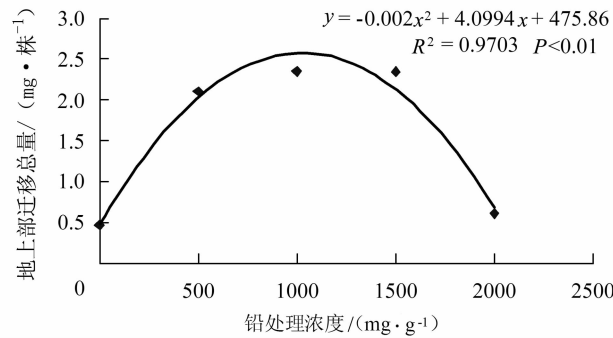


图 3 黑心菊地上部 Pb 累积总量随浓度变化的关系曲线
Fig. 3 Pb accumulated in above-ground parts of *R. hirta* plant as function of Pb concentration applied for treatment

表 2 不同植物的单项耐铅系数、隶属函数值及综合评价 D 值
Table 2 Individual Pb tolerance, subordination value and comprehensive evaluation D score of different species

植物	各指标耐 Pb 系数						隶属函数值						综合评价 D 值	耐铅性排序
	株高	根长	地上生物量	地下生物量	地上部铅含量	地下部铅含量	$\mu(1)$	$\mu(2)$	$\mu(3)$	$\mu(4)$	$\mu(5)$	$\mu(6)$		
狗牙根	0.87	0.70	0.80	0.89	5.71	26.03	0.639	0.450	0.597	0.625	0.323	0.576	0.504	7
黑麦草	0.89	0.72	0.78	0.83	22.28	56.98	0.722	0.533	0.549	0.555	0.559	0.477	0.568	2
早熟禾	0.96	0.70	0.65	0.82	3.15	37.46	0.576	0.440	0.569	0.564	0.501	0.581	0.542	3
紫花苜蓿	0.85	0.70	0.76	0.97	3.26	3.21	0.574	0.560	0.442	0.582	0.411	0.486	0.486	8
三叶草	0.96	0.70	0.79	0.86	2.50	2.63	0.480	0.628	0.574	0.587	0.694	0.457	0.569	1
黑心菊	0.86	0.70	0.39	0.54	8.48	8.99	0.625	0.600	0.322	0.331	0.535	0.355	0.450	11
硫华菊	0.84	0.71	0.74	0.58	2.11	11.11	0.435	0.550	0.436	0.172	0.524	0.697	0.523	6
金盏菊	0.95	0.73	0.67	1.18	1.27	4.39	0.591	0.880	0.264	0.273	0.398	0.338	0.411	12
三叶鬼针草	1.00	0.73	0.95	0.87	1.12	4.53	0.516	0.671	0.527	0.619	0.410	0.573	0.528	5
血皮菜	0.94	0.72	0.77	0.60	1.56	2.16	0.400	0.500	0.502	0.459	0.487	0.476	0.474	9
三脉紫菀	0.84	0.64	0.70	0.75	12.95	12.00	0.533	0.500	0.612	0.610	0.527	0.492	0.531	4
辣椒 276	1.26	0.68	0.76	0.74	4.17	4.05	0.698	0.417	0.576	0.521	0.300	0.474	0.454	10
权重							0.10	0.08	0.08	0.12	0.30	0.32		

3 讨论与结论

铅在土壤中的植物有效性较低, 向植株地上部的转运困难, 对大多数非超富集植物而言, 根系所吸收的铅大部分被滞留于根系组织 (大约为 90%), 仅有少量铅借助共质体途径向地上部输送并累积^[20]。本研究供试的 12 种植物中, 早熟禾、

硫华菊和狗牙根在 1 500 mg · kg⁻¹ 质量浓度处理下, 其滞留率分别为 0.89、0.88 和 0.85, 而在耐铅性综合评价中, 3 种植物的耐铅性分别为第 3、第 6 和第 7, 这说明植物耐 Pb 性和重金属根际滞留率成正相关, 滞留率越高, 耐性越强。Dushenkov 和 Rai 等^[21-22]研究也发现, 植物根系所分泌的磷酸盐可与 Pb 结合形成难溶性的磷酸

铅, 再经过螯合、络合、沉淀、分解、氧化还原等过程来改变重金属的化合价, 降低重金属 Pb 的可移动性和生物有效性, 并阻滞其向地上部运输, 从而增强植物的耐 Pb 性。

超富集植物是指能超量吸收重金属并能将其不断转运到地上部的植物^[23], 一般具有 3 个特征: ①临界含量特征, 植物体内重金属临界含量定为: Zn、Mn 为 $10\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Pb、Cu、Ni、Co、As 为 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Cd 为 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; ②具有富集系数和转移系数特征, 即富集和转运系数均大于 1; ③具有一定的耐性能力。本研究供试的 12 种植物中, 只有黑心菊能同时具备以上 3 个条件。以往发现的超富集植物生物量小, 生长缓慢, 重金属迁移总量相对不高。植物地上部的累积总量是评价植物修复重金属污染土壤潜力的重要指标, 修复潜力指数即植株地上部累积总量, 为植株地上部重金属含量与地上部生物量之积^[24]。由图 3 可知, 黑心菊地上部 Pb 累积总量与 Pb 处理质量浓度符合二项式拟合曲线 $y = -0.002x^2 + 4.0994x + 475.86$, 且拟合度 $R^2 = 0.9703$, 由拟合曲线可知, 黑心菊地上部 Pb 累积总量并非随着 Pb 处理质量浓度的增加而增加, 而是呈现先上升后下降的趋势, 在 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 附近时, 其累积总量达到一个饱和的状态, 并且在达到临界值之后, 其累积总量开始下降。根据拟合方程, 在土壤 Pb 质量浓度为 $1\,025\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, 黑心菊地上部铅积累量最高, 为 $2.576\text{ mg}\cdot\text{株}^{-1}$, 显著高于对照。而王红旗等^[25]研究的羽叶鬼针草在相同的质量浓度, 其地上部铅累积总量为 $0.326\text{ mg}\cdot\text{株}^{-1}$, 本研究所得的结果是它的 7.8 倍, 说明黑心菊的耐性和吸收能力比羽叶鬼针草更好。可见, 当土壤 Pb 质量浓度在 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 左右时, 黑心菊具有最佳的修复潜力。

综上所述, 供试植物中狗牙根、黑麦草、早熟禾、三脉紫菀、黑心菊、辣椒 276 具有较强的富集能力, 能有效吸收土壤中的重金属铅; 辣椒 276、黑心菊和紫花苜蓿有较强的转运能力。通过耐铅性综合评价, 三叶草、黑麦草、早熟禾可作为铅锌矿区或铅重污染区耐性栽培植物。黑心菊的富集系数和转运系数均大于 1, 根据修复潜力指数, 其在土壤 Pb 质量浓度为 $1\,025\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时, 地上部铅积累总量为 $2.576\text{ mg}\cdot\text{株}^{-1}$, 具有最佳的修复潜力, 可作为强富集植物修复铅污染土壤。今后, 应加强超富集植物对重金属污染物的富集及解毒机理研究, 对于已经筛选出的重金属强耐受性植物种, 可

以进一步研究植物重金属强耐受性关键基因以及关键基因的克隆, 从而构建植物转基因体系, 使超富集植物在重金属土壤污染的修复中发挥更大的应用潜力。

参考文献:

- [1] LUO Q, WANG S, SUN L, et al. Identification of root exudates from the pb-accumulator *sedum alfredii* under Pb stresses and assessment of their roles [J]. *Journal of Plant Interactions*, 2017, 12 (1): 272–278.
- [2] VENKATACHALAM P, JAYALAKSHMI N, GEETHA N, et al. Accumulation efficiency, genotoxicity and antioxidant defense mechanisms in medicinal plant *acalypha indica* l. under lead stress [J]. *Chemosphere*, 2017, 171: 544–553.
- [3] ALI H, KHAN E, SAJAD M A. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications [J]. *Chemosphere*, 2013, 91 (7): 869–881.
- [4] 秦丽, 祖艳群, 李元, 等. 会泽铅锌矿渣堆周边 7 种野生植物重金属含量及累积特征研究 [J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32 (8): 1558–1563.
- [5] 聂俊华, 刘秀梅, 王庆仁. Pb 富集植物品种的筛选 [J]. *农业工程学报*, 2004, 20 (4): 255–258.
- [6] SHARMA N C, GARDEA-TORRESDAY J L, PARSON J, et al. Chemical speciation of lead in *Sesbania drummondii* [J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2010, 23 (9): 2068–2073.
- [7] BECH J, DURAN P, ROCA N, et al. Shoot accumulation of several trace elements in native plant species from contaminated soils in the Peruvian Andes [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2012, 113 (1): 106–111.
- [8] WECKERLE C S, STAUB P O, SCHIESTL F P. Continuum Between Ritual and Medicinal Use of Plants: Smoke Analysis of Ritual Plants from Southwest China [J]. *Chimia International Journal for Chemistry*, 2011, 65 (6): 438–438.
- [9] ZU Y, YUAN L, SCHVARTZ C, et al. Accumulation of Pb, Cd, Cu and Zn in plants and hyperaccumulator choice in Lanping lead-zinc mine area, China [J]. *Environment International*, 2004, 30 (4): 567.
- [10] CUI S, ZHANG T G, ZHAO S L, et al. Evaluation of three ornamental plants for phytoremediation of Pb-contaminated soil [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2013, 15 (4): 299–306.
- [11] 伍钧, 孟晓霞, 李昆. 铅污染土壤的植物修复研究进展 [J]. *土壤*, 2005, 37 (3): 258–264.
- [12] 高红真, 郭伟珍, 毕君. 20 种植物对铅的耐性和富集特征研究 [J]. *中国农学通报*, 2014, 30 (19): 19–24.
- [13] 李慧芳, 王瑜, 袁庆华, 等. 铅胁迫对禾本科牧草生长、生理及 Pb^{2+} 富集转运的影响 [J]. *草业学报*, 2015, 24 (9): 163–172.
- [14] 李源, 刘贵波, 高洪文, 等. 紫花苜蓿种质苗期抗旱性综合评价研究 [J]. *草地学报*, 2009, 17 (6): 807–812.

- [15] 刘素纯, 萧浪涛, 廖柏寒. 铅胁迫与黄瓜幼苗生长及内源激素关系的研究 [J]. 农业环境科学学报, 2006, 25 (3): 592—596.
- [16] 王学礼, 常青山, 侯晓龙, 等. 三明铅锌矿区植物对重金属的富集特征 [J]. 生态环境学报, 2010, 19 (1): 108—112.
- [17] 刘英杰, 朱雪梅, 林立金, 等. 冬季农田杂草荠菜对铅的生理响应及积累特性研究 [J]. 农业环境科学学报, 2016, 35 (1): 29—36.
- [18] SUN Y, ZHOU Q, DIAO C. Effects of cadmium and arsenic on growth and metal accumulation of Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. [J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99 (5): 1103—1110.
- [19] 石汝杰, 陆引罡. 4 种草本植物对酸性黄壤中铅的吸收特性研究 [J]. 水土保持学报, 2007, 21 (3): 73—76.
- [20] 段德超, 于明革, 施积炎. 植物对铅的吸收、转运、累积和解毒机制研究进展 [J]. 应用生态学报, 2014, 25 (1): 287—296.
- [21] DUSHENKOV V, KUMAR P, HARRY M, et al. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous stream [J]. *Environmental Science and Technology*, 1995, 29 (5): 1239—1245.
- [22] RAI P K. An eco-sustainable green approach for heavy metals management: two case studies of developing industrial region [J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2012, 184 (1): 421—448.
- [23] BROOKS R R, LEE J, REEVES R D. Detection of nickeliferous rocks by analysis of indicator plants [J]. *Journal Geochemical Exploration*, 1997 (7): 49—77.
- [24] MONNI S, SALEMAA M. Copper resistance of *Calluna vulgaris* originating from the pollution gradient of a Cu-Ni smelter in southwest Finland [J]. *Environmental pollution*, 2000, 109 (2): 211—221.
- [25] 王红旗, 李华, 陆泗进. 羽叶鬼针草对 Pb 的吸收特性及修复潜力 [J]. 环境科学, 2005, 26 (6): 143—147.

(责任编辑: 林海清)