

DOI: 10.5846/stxb202203160639

陈伟, 蒋文艳, 杨玉霞, 廖洁, 王海军, 梁雪莲, 莫磊兴, 王天顺. 一种新发现的镉超积累植物——钻叶紫菀 (*Aster subulatus* Michx.). 生态学报, 2023, 43(13): 5592-5599.

Chen W, Jiang W Y, Yang Y X, Liao J, Wang H J, Liang X L, Mo L X, Wang T S. A newly discovered cadmium hyperaccumulator——*Aster subulatus* Michx. Acta Ecologica Sinica, 2023, 43(13): 5592-5599.

一种新发现的镉超积累植物——钻叶紫菀 (*Aster subulatus* Michx.)

陈伟^{1,2}, 蒋文艳^{1,2}, 杨玉霞^{1,2}, 廖洁^{1,2}, 王海军^{1,2}, 梁雪莲^{1,2}, 莫磊兴^{1,2}, 王天顺^{1,2,*}

1 广西农业科学院农产品质量安全与检测技术研究所, 南宁 530007

2 农业农村部甘蔗品质监督检验测试中心(南宁), 南宁 530007

摘要: 通过野外调查和温室营养液砂培试验, 发现并鉴定出钻叶紫菀 (*Aster subulatus* Michx.) 是一种新的镉 (Cd) 超积累植物。调查结果发现, 钻叶紫菀对土壤中高含量的 Cd 有很强的忍耐、吸收和积累能力, 其地上部茎、叶 Cd 含量分别为 90.0—150.7mg/kg 和 119.8—172.6mg/kg, 平均值分别为 132.8mg/kg 和 139.2mg/kg。砂基营养液培养试验证明, 钻叶紫菀对生长介质中的 Cd 有很强的忍耐能力, 当生长介质中 Cd 浓度高达 150mg/L 时, 植株仍生长正常, 其株高与对照相比无显著差异; 地上部 Cd 含量及其积累量均随生长介质中 Cd 浓度的增加而增加, 当生长介质中 Cd 浓度为 120mg/L 时, 地上部茎 Cd 含量和积累量达到最高值, 分别为 5672.50mg/kg、4.93mg/株。结果表明, 钻叶紫菀是一种新的 Cd 超积累植物, 为今后探明植物超积累 Cd 的机理和 Cd 污染土壤的植物修复提供一种新的种质资源。

关键词: 钻叶紫菀; 镉; 超积累植物; 耐性

A newly discovered cadmium hyperaccumulator——*Aster subulatus* Michx.

CHEN Wei^{1,2}, JIANG Wenyan^{1,2}, YANG Yuxia^{1,2}, LIAO Jie^{1,2}, WANG Haijun^{1,2}, LIANG Xuelian^{1,2}, MO Leixing^{1,2}, WANG Tianshun^{1,2,*}

1 Research Institute of Agro-products Quality Safety and Testing Technology, Guangxi Academy of Agriculture Sciences, Nanning 530007, China

2 Quality Supervision and Testing center for Sugarcane, Ministry of Agriculture and Rural Affairs of China, Nanning 530007, China

Abstract: *Aster subulatus* Michx. (AsM) was discovered and identified as a new cadmium (Cd) hyperaccumulator through field investigation and experiment of sand-based nutrient solution culture in greenhouse. The investigation results showed that AsM had strong tolerance, absorption and accumulation ability to high content Cd in soil, Cd content in stem and leaf of above-ground parts were 90.0—150.7mg/kg and 119.8—172.6mg/kg, respectively, with mean values of 132.8mg/kg and 139.2mg/kg, respectively. The experiment of sand-based nutrient solution culture demonstrated that AsM had a strong tolerance to Cd in the growth medium. When Cd concentration was up to 150mg/L in the growth medium, the plants still grew normally, and there was no significant difference between the plant height and the control. The content and accumulation of Cd in shoot gradually increased as Cd concentration increased in growth medium. When Cd concentration reached 120mg/L in the growth medium, the content and accumulation of Cd in stem reached the highest value, which were 5672.50mg/kg and 4.93mg/plant, respectively. The results suggested that AsM was a new species of Cd hyperaccumulator, which provided a new germplasm resource for future studying the mechanism of Cd hyperaccumulation and phytoremediation.

基金项目: 广西自然科学基金项目 (2020GXNSFAA259051); 广西农业科学院科技发展基金项目 (桂农科 2021JM30, 桂农科 2021JM117)

收稿日期: 2022-03-16; **网络出版日期:** 2023-03-09

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangts2325@163.com

of Cd contaminated soil.

Key Words: *Aster subulatus* Michx.; cadmium; hyperaccumulator; tolerance

Cd 是一种有毒的重金属,对植物是一种非必需元素,它可以通过二价金属离子通道、非特异性离子通道被植物根系迅速吸收转运^[1],一般植物叶片(干重)组织浓度超过 5—10mg/kg 时就会产生毒性^[2]。Cd 通过多种方式对植物产生毒性作用,如抑制受损 DNA 修复、导致线粒体和叶绿体退化、刺激氧化应激和诱导细胞死亡^[3]。Cd 通过食物链进入人体,会导致慢性中毒、肺癌、心血管疾病和肾功能障碍等^[4]。Cd 污染主要来源于工业采矿、农药、污泥和磷肥施用等人类活动^[5—8]。尤其是矿山开采过程洗选废液的排放及尾矿中所含有的重金属 Cd,对周围环境、地表水、地下水造成严重的污染^[9—10]。

通过各种途径进入环境中的 Cd,由于很难被土壤微生物所降解,且具有长期性、累积性、隐蔽性、不可逆性的特点,导致 Cd 污染治理非常困难,Cd 污染治理已成为当前环境科学界急需解决的重大课题^[11—12]。目前,重金属污染土壤的修复方法主要有物理、化学和生物学修复等。植物修复技术是生物修复技术中的一种,已经开始进入初步商业化阶段,是目前国际学术界研究的热点问题之一^[13—14]。植物修复技术成本低、效果好、无二次污染、应用前景广泛,且复垦后会有较多的生态效益和审美价值,可达到对污染土壤永久清洁修复,因而被公认为环境友好型原位绿色修复技术^[15—16]。因此,筛选挖掘重金属超积累植物,尤其是 Cd 超积累植物对于推动 Cd 污染环境的植物修复应用具有重要的时代意义。

超积累植物是指能超量吸收重金属并将其转移到地上部的植物^[17]。超积累植物不仅可超量累积植物生长发育所必需的重金属离子,而且可耐受并累积一些非必需重金属离子,如 Cd、Cr、Pb 等^[18]。目前超积累植物判定标准较多采用 Baker 和 Brooks 提出的参考值^[19],即将地上部 Cd 含量达到 100mg/kg,Co、Cu、Ni、Pb 含量达到 1000mg/kg,Mn、Zn 含量达到 10000mg/kg 以上的植物称为超积累植物。理想的超积累植物还应具有抗逆性强、生物量大(尤其是地上部生物量)、能同时富集两种或多种重金属的特点^[20]。据不完全统计,目前全球共发现约 720 多种重金属超积累植物,它们体内重金属浓度均达到或超过 Brooks 设定的标准,其中 Ni 超积累植物约 300 种,此外还有 Pb17 种、Zn21 种、Cd20 种、Cu38 种、Mn11 种和 As5 种等,而且多分布于欧洲、中亚、非洲和北美洲^[21]。我国具有自主知识产权的超积累植物近年来虽有报道但数量较少,如 Zn 超积累植物东南景天^[22]、As 超积累植物蜈蚣草^[23]、Cd 超积累植物油菜^[24]和宝山堇菜^[25]、Cr 超积累植物李氏禾^[26]以及 Mn 超积累植物商陆^[27]、青葙^[28],仅为有限的几种,这与我国是一个植物资源十分丰富的大国地位十分不相称。本文通过野外调查和营养液砂培试验研究钻叶紫菀(*Aster subulatus* Michx.)对 Cd 的富集累积特征。

1 材料与方法

1.1 野外调查与采样

调查区域位于广西某铅锌矿区,距玉林市区约 120km,开采处理后的矿渣、矿土堆积在矿厂周边,洗矿的废水排入厂区旁的蓄水池中。矿区属亚热带季风气候,四季分明,雨热同季,光照充足。春季干旱多风,夏季高温多雨,秋季温和凉爽,冬季温和少雨,年平均气温约 23℃,年均降雨量 1780mm,年无霜期一般长达 350d 以上。长期以来,开采冶炼排放的废气、废渣对当地大气、水体、土壤、牲畜、蔬菜和农作物等造成一定程度的污染,而且储存洗矿废水的蓄水池中也沉积大量的含 Cd 淤泥,对厂区及蓄水池周围的环境造成一定的污染。在矿厂范围内根据地形和植物的分布情况确定了 6 个采样区域,分别采集钻叶紫菀(整株)及相应的矿渣、矿土和蓄水池表层土壤(深度为 0—30cm)进行重金属含量调查与分析,并收集成熟的钻叶紫菀种子。对钻叶紫菀种子发芽繁育进行棚内栽培实验,在实验室控制条件下进一步确认钻叶紫菀的 Cd 富集累积特征。

1.2 钻叶紫菀营养液砂培 Cd 处理试验

采用营养液砂培试验,营养液组成参照文献^[28]。供试植物钻叶紫菀种子采自铅锌矿区,种子经乙醇消毒

后种植在无 Cd 土壤中,待钻叶紫菀幼苗长出完整的 6 个叶片时,选取生长一致的幼苗移栽于含砂塑料桶中。试验用塑料树脂桶,其口径、高和底径分别为 16、11cm 和 9cm,每桶用砂 2.5kg。共种植 18 桶,每桶栽培钻叶紫菀 4 株,每桶施加营养液 1L 进行植物培养,10d 后再施营养液 1L。试验设 6 个不同浓度 Cd 处理,浓度分别为 0、30、60、90、120、150mg/L (Cd 以 $\text{CdCl}_2 \cdot 2.5\text{H}_2\text{O}$ 形态加入),用 0.1mol/L NaOH 或 0.1mol/L HCl 调节营养液 PH 值 5.6 左右,处理相应标记为 T0、T30、T60、T90、T120、T150,每一处理 3 次重复。预培养 12d 后进行 Cd 处理,按上述浓度开始施加 Cd 溶液 1L,之后每隔 3d 施加 1 L Cd 溶液 1 次,处理 30d 后采样水分。处理结束后除去细纱,整株取出钻叶紫菀,先用自来水把根部冲洗干净,并将根部放在 20mmol/L 的 $\text{Na}_2\text{-EDTA}$ 溶液中浸泡 20min 除去表面吸附的 Cd^{2+} ,再用去离子水反复冲洗干净,晾干水分后测量全株鲜重和株高。将钻叶紫菀分为根、茎、叶 3 部分,放烘箱 105℃ 杀青 30min,再 70℃ 烘干至恒重测定干物质质量,用不锈钢研磨样品过 40 目筛。

1.3 样品处理与分析

土壤或矿泥样品经风干、研磨,过 100 目筛后供分析用。植物样品先用自来水冲洗附着在根、茎或叶表面的灰尘,然后用超纯水清洗,将根、茎、叶分开。植物根、茎、叶 105℃ 杀青 30min 后,70℃ 烘箱中烘干至恒重测定干物质质量,用不锈钢研磨样品过 40 目筛,供消解测定分析用。土壤或矿泥样品用王水消解^[22],植物样品采用湿法消解^[25],采用火焰-石墨炉原子吸收光谱仪测定样品消解液中 Cd 的含量。分析中所用试剂均为优级纯,而且采用国家标准参比物质土壤 (GBW07401)、柑橘叶 (GBW10020) 对土壤和植物样品分析进行质量控制,分析误差均控制在允许的误差范围内。

转移系数为植株地上部组织重金属含量与植株根部重金属含量的比值,记为 TF (Translocation factor)。富集系数为植株组织重金属含量与生长介质中重金属含量的比值,记为 BCF (Bioconcentration factor)。生物转运系数为植物地上部累积重金属的含量 S 与地下部累积重金属的含量 R 的比值,记为 S/R (Shoot/Root)。累积 Cd 含量为植物组织 (干物质) 平均重金属浓度 (mg/kg) $\times$ 12 株植物组织 (干物质) 总质量 (kg)。

1.4 数据分析

借助 SPSS 18.1 软件对数据进行差异显著性分析,借助 Excel 2010 软件分析统计数据。

2 结果与分析

2.1 矿区钻叶紫菀组织 Cd 的累积分布

调查发现铅锌矿区生长的植物主要有类芦、鬼针草 (*Bidens pilosa* L.)、笔管草、茅草和钻叶紫菀 (*Aster subulatus* Michx.), 其中钻叶紫菀分布于矿渣、矿土和蓄水池边。采样区土壤 pH 为 6.4—8.3、有机质 4.9—33.4g/kg、全磷 (P) 0.027%—0.094%、全钾 (K) 1.05%—1.34%、全氮 (N) 0.03%—0.168%、全 Cd 9.8—24.4mg/kg、全铅 (Pb) 539.8—1083.5mg/kg、全锌 (Zn) 548.3—1044.2mg/kg。

由表 1 可知钻叶紫菀地上部茎、叶 Cd 含量分别为 90.0—150.7mg/kg 和 119.8—172.6mg/kg, 平均值分别为 132.8mg/kg 和 139.2mg/kg, 其对应土壤中 Cd 含量为 9.83—24.4mg/kg。钻叶紫菀对土壤中的 Cd 有很强的富集能力,其茎、叶富集系数 BCF 分别为 5.9—14.3 和 5.3—13.7, 均大于 1; 钻叶紫菀对土壤中的 Cd 也有很强的转移能力,其茎、叶转移系数 TF 分别为 0.58—1.21 和 0.54—1.16。

2.2 营养液砂培条件下 Cd 对钻叶紫菀生长发育和产量的影响

营养液砂培试验表明,当营养液 Cd 浓度在 T0—T150 处理时,钻叶紫菀正常生长,没有出现肉眼可见的中毒症状,不同处理钻叶紫菀叶片颜色与对照无明显差异,并不断有新叶长出。T0 处理时钻叶紫菀平均株高最低,不同处理间钻叶紫菀的株高无明显差异 ($P < 0.05$), T30 处理时钻叶紫菀平均株高最高为 58.58cm, 较对照 T0 增加 15.3% (图 1)。但随着营养液 Cd 浓度的增加,钻叶紫菀的茎秆逐渐变细,在株高差异不明显的情况下,单株鲜重呈下降趋势,特别是 T60—T150 处理时,钻叶紫菀单株鲜重受到明显抑制,与对照 T0 相比差异显著 ($P < 0.05$), T150 处理时钻叶紫菀单株鲜重下降了 33.4% (图 2)。

表 1 调查采样点钻叶紫菀及土壤中 Cd 含量

Table 1 Cd content in AsM and soil at investigation sampling sites

编号 Number	茎 Stem/ (mg/kg)	叶 Leaf/ (mg/kg)	根 Root/ (mg/kg)	土壤 Soil/ (mg/kg)	茎转移系数 Stem TF	叶转移系数 Leaf TF	茎富集系数 Stem BCF	叶富集系数 Leaf BCF
S1	90.0±6.9	119.8±11.3	120.3±10.5	10.2±1.7	0.75	1.00	8.8	11.7
S2	150.7±9.8	145.7±15.6	161.4±11.6	19.8±1.8	0.93	0.90	7.6	7.4
S3	140.3±9.3	134.5±10.5	115.7±9.3	9.8±1.5	1.21	1.16	14.3	13.7
S4	124.2±8.4	133.6±9.7	152.4±9.7	17.5±1.8	0.81	0.88	7.1	7.6
S5	144.2±9.9	128.8±8.8	236.6±13.6	24.3±2.1	0.61	0.54	5.9	5.3
S6	147.2±10.2	172.6±12.1	255.5±16.4	24.4±2.7	0.58	0.68	6.0	7.1

TF(Translocation factor)为植株地上部组织重金属含量与植株根部重金属含量的比值;BCF(Bioconcentration factor)为植株组织重金属含量与生长介质中重金属含量的比值

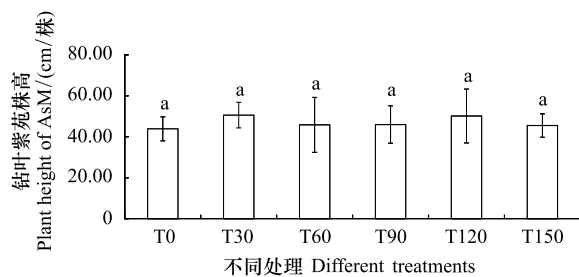


图 1 不同浓度 Cd 处理下钻叶紫菀的平均株高

Fig. 1 Average plant height of AsM treated with different Cd concentrations

相同小写字母表示差异不显著 ($P < 0.05$)

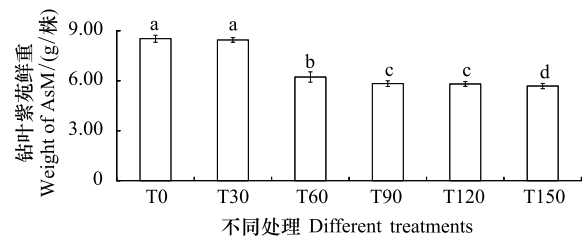


图 2 不同浓度 Cd 处理下钻叶紫菀的平均株鲜重

Fig. 2 Average plant fresh weight of AsM treated with different Cd concentrations

不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$)

2.3 钻叶紫菀对 Cd 的吸收

表 2 试验数据表明,随着 Cd 浓度的逐渐增加,钻叶紫菀根、茎和叶 Cd 含量逐渐增加(除 T120 处理茎 Cd 含量外),而且各处理间差异显著 ($P < 0.05$);其中 T120 处理时,钻叶紫菀茎中 Cd 含量达最大值 5672.50mg/kg, T150 处理时,钻叶紫菀根和叶中 Cd 含量达最大值分别为 4512.50mg/kg 和 862.50mg/kg。除不加 Cd(T0) 处理外,所有试验钻叶紫菀地上部(茎、叶) Cd 含量都超出 Cd 超累积临界值 100mg/kg,其中叶 Cd 含量为 128.75—862.50mg/kg、茎 Cd 含量为 161.25—5672.50mg/kg。且钻叶紫菀对 Cd 有极高的富集系数,叶片相对于培养液中 Cd 的富集系数最高可达 10.03,最低也有 4.29,茎相对于培养液中 Cd 的富集系数最高可达 47.27,最低也有 5.38。

表 2 不同浓度 Cd 处理下钻叶紫菀根、茎和叶中 Cd 含量及富集系数

Table 2 Content and enrichment coefficient of Cd in root, stem and leaf of AsM treated with different Cd concentrations

处理 Treatment	叶 Leaf/ (mg/kg)	茎 Stem/ (mg/kg)	根 Root/ (mg/kg)	镉浓度 Cd concentration/ (mg/L)	叶富集系数 Leaf BCF	茎富集系数 Stem BCF	根富集系数 Root BCF
T0	2.67±0.19e	2.33±0.24f	19.47±2.45f	0	—	—	—
T30	128.75±19.33d	161.25±21.02e	835.00±54.18e	30	4.29	5.38	27.83
T60	601.60±35.29c	1250.44±185.02d	2101.08±169.83d	60	10.03	20.84	35.02
T90	732.50±84.08b	2558.75±318.22c	3330.00±393.33c	90	8.14	28.43	37.00
T120	785.00±106.07ab	5672.50±692.96a	4021.25±213.90a	120	6.54	47.27	33.51
T150	862.50±165.17a	3890.00±347.04b	4512.50±295.46b	150	5.75	25.93	30.08

同列数据不同小写字母表示差异显著 ($P < 0.05$);BCF(Bioconcentration factor)为植株组织重金属含量与生长介质中重金属含量的比值

2.4 钻叶紫菀对 Cd 积累和分布

钻叶紫菀根、茎和叶 Cd 积累的变化趋势如表 3 所示,当 T120 处理时,其根、茎和叶 Cd 积累量均达最大值,分别为 18.61mg、56.48mg 和 2.67mg,是 T30 处理根、茎和叶 Cd 积累量 2.9、34.0 和 9.5 倍,其中茎 Cd 积累量增幅最大;随着 Cd 处理浓度的进一步增加,其根、茎和叶 Cd 积累量又呈现下降趋势。从表 2、表 3、图 3 和图 4 中可知,钻叶紫菀不仅对 Cd 有超强的富集能力,而且还能将 Cd 转移并储存在地上部分,特别是 T60—T150 处理时,尽管钻叶紫菀地上部(茎、叶)Cd 浓度含量低于根部(表 2),但由于其地上部生物量(茎、叶)大于根部(图 4),故钻叶紫菀地上部(茎、叶)累积 Cd 含量大于其地下部(根)累积 Cd 含量,而且钻叶紫菀地上部(茎、叶)Cd 浓度含量超过超积累植物临界值(100mg/kg),同时满足超积累植物 Cd 生物转运系数 S/R>1 的条件要求(表 3,图 3)。随着 Cd 处理浓度的增加,钻叶紫菀 S/R 值逐渐增大,T120 处理时 S/R 达最大值 3.12,随着 Cd 处理浓度的进一步增加,其 S/R 值又呈现下降趋势。

表 3 不同浓度 Cd 处理下钻叶紫菀根、茎、叶累积 Cd 含量

Table 3 Accumulation of Cd in root, stem and leaf of AsM treated with different Cd concentrations

处理 Treatment	Cd 浓度 Cd concentration/(mg/L)	根 Root/(mg)	茎 Stem/(mg)	叶 Leaf/(mg)	S/R
T0	0	0.15	0.02	0.01	0.20
T30	30	6.37	1.66	0.28	0.30
T60	60	10.71	11.40	2.48	1.30
T90	90	15.67	22.19	2.24	1.60
T120	120	18.61	56.48	2.67	3.12
T150	150	18.48	34.57	2.57	2.01

累积 Cd 含量为 3 重复处理 12 株钻叶紫菀累积的总量; S/R (Shoot/Root) 为植物地上部累积重金属的含量与地下部累积重金属的含量的比值

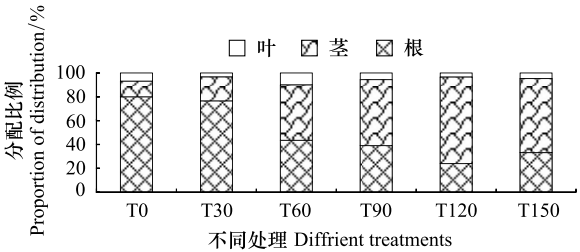


图 3 不同浓度 Cd 处理下钻叶紫菀不同组织 Cd 的分布
Fig.3 Cd distribution in different tissues of AsM treated with different Cd concentrations

Cd 分布比例为 3 重复处理 12 株钻叶紫菀累积的总量

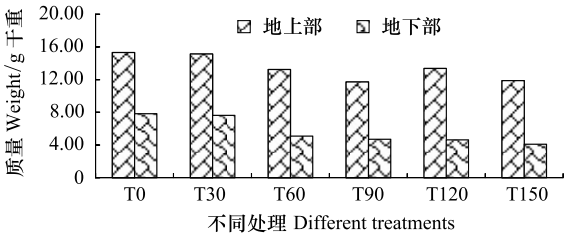


图 4 不同浓度 Cd 处理下钻叶紫菀不同组织质量
Fig.4 Weight in different tissues of AsM treated with different Cd concentrations

组织质量为 3 重复处理 12 株钻叶紫菀累积的总量

3 讨论

关于重金属超积累植物的判定标准,采用较多的是 Baker 和 Brooks^[19]提出的参考值。理想的超积累植物还应具有抗逆性强、地上部生物量大、能同时富集两种或多种重金属的特点^[20]。但鉴于 Cd 超积累植物较少的现状,对于地上部 Cd 含量达到 100mg/kg (干重)这一判定标准,一些学者提出不同意见,认为这一标准过于严格。因为含 Cd 土壤中生长的植物其地上部 Cd 含量为 0.01—5mg/kg(干重),超出这个范围就会影响植物的正常生长^[2]。Wenzel 等^[29]认为植物地上部 Cd 含量达 50mg/kg (干重)作为 Cd 超积累植物判定标准更合乎实际,当植物地上部 Cd 含量达到 50mg/kg 时,同时又能够富集其它重金属(如 Zn、Pb 等),可以认定它为具有很强重金属修复能力的超积累植物。

钻叶紫菀是一种菊科紫菀属植物,生于潮湿含盐的丰壤等地,得益于广西独特的热带亚热带气候条件,钻

叶紫菀生长周期长,在广西各地分布广泛。野外调查的研究结果表明(表1),自然生长于铅锌矿区附近的钻叶紫菀地上部(茎和叶)Cd 平均含量高于 100mg/kg 的临界标准,钻叶紫菀能将其根部超积累的 Cd 转移至地上部茎、叶,钻叶紫菀的这一富集累积特点可用作 Cd 污染土壤植物修复的优先选择,这对于 Cd 污染土壤和矿山土壤的植物修复或复垦及环境污染修复调控具有重要的研究价值和潜力。

营养液砂培试验也证明,钻叶紫菀叶和茎中 Cd 含量可分别达到 862.50mg/kg 和 5672.50mg/kg,说明钻叶紫菀对 Cd 有超强的富集能力。营养液砂培试验也证实钻叶紫菀不仅有超强的 Cd 吸收累积能力,而且能将其转移累积在茎和叶(图3)。以上结果证实钻叶紫菀是一种新的 Cd 超积累植物。植物对重金属的转移能力除了和生物转运系数有关外,还与该植物地上部生物量相关,虽然营养液砂培试验发现钻叶紫菀地上部(茎、叶)Cd 浓度含量低于根部(表2),但由于其地上部生物量大于根部(图4),因此 T60—T150 处理时该植物可收获部分(茎、叶) Cd 积累量大于根部,生物转运系数 $S/R > 1$ 。钻叶紫菀这一特点有利于其在 Cd 污染环境中实际修复应用。

如前所述,钻叶紫菀营养液砂培试验表明,当营养液 Cd 浓度达 120mg/L 时,钻叶紫菀茎中 Cd 含量和积累量达最大值,分别为 5672.50mg/kg 和 56.48mg。当培养介质 Cd 浓度达 150mg/L 时,钻叶紫菀依然可以正常生长,未表现出任何中毒症状,说明钻叶紫菀对 Cd 有极强的耐受能力。而且 Cd^{2+} 处理的钻叶紫菀根中的 Cd 浓度可高出营养液 Cd^{2+} 浓度的几十倍,这似乎很难通过被动吸收来实现。因此,钻叶紫菀可能存在主动吸收 Cd^{2+} 的机制。钻叶紫菀的这一特性,对研究植物中 Cd 的吸收、转运、耐性和解毒机理、机制等生理、生化特点均有重要的学术价值。报道较早研究最多的 Cd 超积累植物是 *T. caerulescens*^[30],Baker 等^[31]发现自然生长在废弃矿地上的 *T. caerulescens* 其地上部 Cd 含量平均达 164mg/kg,而 Lombi 等^[32]通过水培试验发现法国两个 *T. caerulescens* 种群其地上部 Cd 含量为 14187mg/kg,Brown 等^[33]水培试验发现 *T. caerulescens* 地上部 Cd 含量为 1140mg/kg。Wenzel 等^[29]研究报道植物 *A. Hlleri* 在自然生长条件下其上部 Cd 含量只有 80.6mg/kg,而 Kupper 等^[34]水培试验发现 *A. Hlleri* 地上部富集的 Cd 可高达 5722mg/kg。*T. caerulescens* 和 *A. Hlleri* 在自然条件下和水培条件下地上部 Cd 含量的较大差异和本研究发现钻叶紫菀 Cd 富集累积结果类似。矿渣、矿土和蓄水池边生长的钻叶紫菀体内 Cd 含量比营养液砂培条件下低,可能与生长介质的 pH 值和有效 Cd 浓度存在差异有关,而且矿渣、矿土和蓄水池土壤的理化性质和其它重金属的存在可能对钻叶紫菀吸收 Cd 也有一定的影响。其原因可能是自然环境较营养液砂培条件下的有效 Cd 含量低,不利于植物对 Cd 的吸收累积转运,从而大大限制了植物吸收 Cd 潜力的发挥。

植物修复的效率主要取决于植物地上部金属累积量和生物量大小及植物生长快慢。当前遇到的瓶颈主要是已知的绝大多数超积累植物生长慢、生物量小,且大多数为莲座生长,很难进行机械收获作业,因此一些学者对植物修复技术提出质疑,认为这些小型超积累植物不适宜大面积污染土壤的修复。鉴于上述现状,国内外学者对调查、鉴定和发现生长速率相对较快、生物量较大的超积累植物尤为关注^[22]。与国内重金属超积累喜阴植物伴矿景天靠扦插繁殖、蜈蚣草靠孢子繁殖、莲座植物遏蓝菜和宝山堇菜生物量小相比,钻叶紫菀具有生长周期长,而且依靠种子繁殖,生理性状稳定,便于扩繁等优点,在广西独特的热带亚热带气候条件下生长迅速,经野外调查发现,钻叶紫菀株高可达 160cm,地下主根长可达 30—45cm,单株地上部鲜重可达 1010.2g。超积累植物筛选是重金属污染土壤植物提取修复的基础和核心问题,理想的超积累植物应有超强的重金属吸收累积能力,并能将其转移贮存在地上部,还应有较大的生物量,才有利于应用于重金属污染环境修复实际。而钻叶紫菀恰好有理想的超积累植物这些生理特点,在 Cd 污染土壤植物修复应用方面具有巨大的潜力,是研究超积累植物 Cd 吸收富集及转运机制的一种理想材料。

4 结论

本研究证明钻叶紫菀是一种 Cd 的超积累植物,其能够在 150mg/L Cd 处理砂培营养介质中正常生长,没有出现肉眼可见的毒害症状,其株高与对照相比无显著差异;但此时钻叶紫菀单株鲜重受到明显抑制,高浓度

Cd 明显影响钻叶紫菀生物量。叶片 Cd 含量最高达 862.50mg/kg, 茎 Cd 含量最高达 5672.50mg/kg。这表明钻叶紫菀不但有非常强的 Cd 耐性, 同时也具有极强的 Cd 富集能力。钻叶紫菀是一种菊科紫菀属草本植物, 分布广泛, 易于存活, 生长迅速, 生理性状稳定, 依靠种子繁殖, 种子量大, 生物量大。因此, 该植物可为 Cd 污染土壤的植物修复及植物 Cd 富集和耐受机制的研究提供重要的种质资源。

参考文献 (References):

- [1] Liu J G, Liang J S, Li K Q, Zhang Z J, Yu B Y, Lu X L, Yang J C, Zhu Q S. Correlations between cadmium and mineral nutrients in absorption and accumulation in various genotypes of rice under cadmium stress. *Chemosphere*, 2003, 52(9): 1467-1473.
- [2] Six J. Plant nutrition for sustainable development and global health. *Plant and Soil*, 2011, 339(1): 1-2.
- [3] Đukić-Čosić D, Baralić K, Javorac D, Djordjević A B, Bulat Z. An overview of molecular mechanisms in cadmium toxicity. *Current Opinion in Toxicology*, 2020, 19: 56-62.
- [4] Nawrot T S, Staessen J A, Roels H A, Munters E, Cuypers A, Richart T, Ruttens A, Smeets K, Clijsters H, Vangronsveld J. Cadmium exposure in the population: from health risks to strategies of prevention. *Biometals*, 2010, 23(5): 769-782.
- [5] Gallego S M, Pena L B, Barcia R A, Azpilicueta C E, Iannone M F, Rosales E P, Zawoznik M S, Groppa M D, Benavides M P. Unravelling cadmium toxicity and tolerance in plants: insight into regulatory mechanisms. *Environmental and Experimental Botany*, 2012, 83: 33-46.
- [6] Daud M K, Ali S, Variath M T, Zhu S J. Differential physiological, ultramorphological and metabolic responses of cotton cultivars under cadmium stress. *Chemosphere*, 2013, 93(10): 2593-2602.
- [7] Shi G R, Xia S L, Liu C F, Zhang Z. Cadmium accumulation and growth response to cadmium stress of eighteen plant species. *Environmental Science & Pollution Research*, 2016, 23(22): 23071-23080.
- [8] Huang R Z, Jiang Y B, Jia C H, Jiang S M, Yan X P. Subcellular distribution and chemical forms of cadmium in *Morus alba* L. *International Journal of Phytoremediation*, 2018, 20(5): 448-453.
- [9] Liu J, Duan C Q, Zhang X H, Zhu Y N, Hu C. Characteristics of chromium (III) uptake in hyperaccumulator *Leersia hexandra* Swartz. *Environmental and Experimental Botany*, 2011, 74: 122-126.
- [10] Huang Y, Wang L Y, Wang W J, Li T Q, He Z L, Yang X E. Current status of agricultural soil pollution by heavy metals in China: a meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 2019, 651: 3034-3042.
- [11] Adamo P, Mingo A, Coppola I, Motti R, Stinca A, Agrelli D. Plant colonization of brownfield soil and post-washing sludge: effect of organic amendment and environmental conditions. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2015, 12(6): 1811-1824.
- [12] Tóth G, Hermann T, Da Silva M R, Montanarella L. Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*, 2016, 88: 299-309.
- [13] Ali H, Khan E, Sajad M A. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*, 2013, 91(7): 869-881.
- [14] Mahar A, Wang P, Ali A, Awasthi M K, Lahori A H, Wang Q, Li R H, Zhang Z Q. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2016, 126: 111-121.
- [15] Li Z, Jia M Y, Wu L H, Christie P, Luo Y M. Changes in metal availability, desorption kinetics and speciation in contaminated soils during repeated phytoextraction with the Zn/Cd hyperaccumulator *Sedum plumbizincicola*. *Environmental Pollution*, 2016, 209: 123-131.
- [16] Gong X M, Huang D L, Liu Y G, Zeng G M, Wang R Z, Wei J J, Huang C, Xu P, Wan J, Zhang C. Pyrolysis and reutilization of plant residues after phytoremediation of heavy metals contaminated sediments: for heavy metals stabilization and dye adsorption. *Bioresource Technology*, 2018, 253: 64-71.
- [17] Roger D R, Antony V D E, Alan J M B. Global distribution and ecology of hyperaccumulator plants. *Agromining: Farming for Metals*, 2018, 75-92.
- [18] Zeng L H, Zhu T, Gao Y, Wang Y T, Ning C J, Björn L O, Chen D, Li S S. Effects of Ca addition on the uptake, translocation, and distribution of Cd in *Arabidopsis thaliana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, 139: 228-237.
- [19] Baker A J M, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. *Biorecovery*, 1989, 1: 81-97.
- [20] Shi X, Chen Y, Wang S, Zhang X, Yuan Y. Growth and metal uptake of three woody species in lead/zinc and copper mine tailing. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31(7): 1818-1826.
- [21] Roger D R, Alan J M B, Tanjui J, Peter D E, Guillaume E, Antony V D E. A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloid trace elements. *New Phytologist*, 2018, 218(2): 407-411.
- [22] 杨肖娥, 龙新宪, 倪吾钟, 傅承新. 东南景天 (*Sedum alfredii* H) ——一种新的锌超积累植物. *科学通报*, 2002, 47(13): 1003-1006.
- [23] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 黄启飞, 鲁全国, 范稚莲. 神超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征. *科学通报*, 2002, 47(3): 207-210.

- [24] 苏德纯, 黄焕忠. 油菜作为超积累植物修复镉污染土壤的潜力. 中国环境科学, 2002, 22(1): 48-51.
- [25] 刘威, 束文圣, 蓝崇钰. 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物. 科学通报, 2003, 48(19): 2046-2049.
- [26] 张学洪, 罗亚平, 黄海涛, 刘杰, 朱义年, 曾全方. 一种新发现的湿生铬超积累植物——李氏禾(*Leersia hexandra* Swartz). 生态学报, 2006, 26(3): 950-953.
- [27] 薛生国, 陈英旭, 林琦, 徐圣友, 王远鹏. 中国首次发现的锰超积累植物——商陆. 生态学报, 2003, 23(5): 935-937.
- [28] Liu J, Shang W W, Zhang X H, Zhu Y N, Yu K. Mn accumulation and tolerance in *Celosia argentea* Linn.: A new Mn-hyperaccumulating plant species. Journal of Hazardous Materials, 2014, 267: 136-141.
- [29] Wenzel W W, Jockwer F. Accumulation of heavy metals in plants grown on mineralised soils of the Austrian Alps. Environmental Pollution, 1999, 104(1): 145-155.
- [30] Brown S L, Chaney R L, Angle J S, Baker A J M. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder campion for, bladder campion zinc- and cadmium-contaminated soil. Journal of Environmental Quality, 1994, 23(6): 1151-1157.
- [31] Baker A J M, Reeves R D, Hajar A S M. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens* J. and C. Presl (Brassicaceae). New Phytologist, 1994, 127(1): 61-68.
- [32] Lombi E, Zhao F J, Dunham S J, McGrath S P. Cadmium accumulation in populations of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi goesingense*. New Phytologist, 2000, 145(1): 11-20.
- [33] Brown S L, Chaney R L, Angle J S, Baker A J M. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. Soil Science Society of America Journal, 1995, 59(1): 125-133.
- [34] Kupper H, Lombi E, Zhao F J, McGrath S P. Cellular compartmentation of cadmium and zinc in relation to other elements in the hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. Planta, 2000, 212(1): 75-84.