



文章栏目：土壤污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202303113 中图分类号 X53 文献标识码 A

刘明庆, 王佳琪, 席运官, 等. 云南松华坝流域 3 种本土野生植物镉富集特性比较与应用[J]. 环境工程学报, 2023, 17(7): 2296-2304. [LIU Mingqing, WANG Jiaqi, XI Yunguan, et al. Comparison and application of cadmium enrichment characteristics of three native wild plants in Songhuaba Basin, Yunnan Province[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(7): 2296-2304.]

# 云南松华坝流域 3 种本土野生植物镉富集特性比较与应用

刘明庆<sup>1</sup>, 王佳琪<sup>1</sup>, 席运官<sup>1,✉</sup>, 杨育文<sup>1</sup>, 赵家印<sup>1</sup>, 杨涛明<sup>2</sup>, 和丽萍<sup>2</sup>

1. 生态环境部南京环境科学研究所, 南京 210042; 2. 云南省生态环境科学研究院, 昆明 650034

**摘要** 在镉(Cd)污染区域筛选富集能力强的本土野生植物是Cd污染土壤植物修复的路径之一。在云南松华坝流域土壤Cd含量超风险筛选值地块生长的杂草中,初步筛查表明牛膝菊、艾蒿和灰藜具有Cd富集潜力。为进一步探明其修复能力,通过盆栽和田间实验比较了这3种野生植物的Cd富集特性和修复能力。结果表明,牛膝菊和艾蒿Cd富集系数与转运系数均大于1,灰藜小于1。施肥措施不仅能显著提高3种本土野生植物的株高和地上部生物量,而且能显著提高牛膝菊地上部和根系的Cd含量、Cd转运系数和Cd富集系数。牛膝菊地上部和根系的Cd含量以及艾蒿的根系Cd含量均随土壤Cd含量的增加而增加。与艾蒿相比,牛膝菊具有更强的Cd转运和富集能力。在100 mg·kg<sup>-1</sup>外源Cd添加的土壤中,牛膝菊的地上部和根系Cd含量分别为165.5 mg·kg<sup>-1</sup>和147.5 mg·kg<sup>-1</sup>。田间实验表明,每茬牛膝菊和艾蒿的鲜重分别为26.0 t·hm<sup>-2</sup>和32.0 t·hm<sup>-2</sup>,可分别带走Cd 3.29 g·hm<sup>-2</sup>和3.35 g·hm<sup>-2</sup>,均可用作当地土壤修复的备选植物。该结果可为相似环境下的土壤镉污染植物修复材料的选择提供参考。

**关键词** 牛膝菊; 艾蒿; 镉超富集植物; 镉污染; 植物修复

我国农田重金属污染问题日益严重<sup>[1-2]</sup>。2014年,环境保护部和国土资源部发布的《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国耕地土壤点位超标率为19.4%,其中重金属镉(Cd)污染尤为严重。Cd毒性大、迁移性强、易被作物富集,进而通过食物链直接或间接危害人体健康,已成为重点关注的重金属元素之一<sup>[3]</sup>。

植物修复一般指利用超富集植物吸附并清除土壤重金属的过程,是一种治理效果好、环境友好、低成本的土壤重金属污染原位修复措施<sup>[4-5]</sup>。我国已发现的Cd超富集植物有80种,包括菊科、景天科、十字花科植物<sup>[6]</sup>。伴矿景天(*Sedum plumbizincicola*)是我国境内发现的一种生长较快的Cd超富集植物,具有很高的Cd转运和富集能力<sup>[7-8]</sup>。通过具有不同官能团的有机材料(稻草等)改良土壤可提高伴矿景天的Cd富集能力<sup>[9]</sup>。然而,伴矿景天生物量较小制约了其修复效率。龙葵(*Solanum nigtrum* L.)是我国从54种植物中自主发现的Cd超富集植物,在土壤中添加25 mg·kg<sup>-1</sup>的外源Cd,龙葵的茎和叶中的Cd质量分数可高达103.8 mg·kg<sup>-1</sup>和124.6 mg·kg<sup>-1</sup><sup>[10]</sup>,且施用硫酸铵等氮肥可显著增加龙葵的生物量和Cd富集能力<sup>[11]</sup>。Cd超富集植物分布广泛,然而均有各自的区域适应性,限制了其大规模推广应用<sup>[6,12]</sup>。张云霞等<sup>[13]</sup>发现,Cd超富集植物鬼针草(*Bidens pilosa*

收稿日期: 2023-03-20; 录用日期: 2023-05-11

基金项目: 云南省生态环境厅土壤修复项目(YNZDZB[2017]002)

第一作者: 刘明庆(1984—),男,高级工程师, [lmq@nies.org](mailto:lmq@nies.org); 通信作者: 席运官(1966—),男,博士,研究员, E-mail: [xyg@nies.org](mailto:xyg@nies.org)

L.) 在不同省份的 Cd 转运系数和 Cd 富集系数存在显著差异。同时, Cd 超富集植物的土壤修复能力还受施肥和灌溉等农艺措施影响<sup>[12]</sup>。因此, 筛选适合本土生境、生物量大且 Cd 积累量高的 Cd 超富集植物对 Cd 污染土壤的植物修复成功应用至关重要。

昆明松华坝流域是滇池主要入湖河流盘龙江的径流区。该区域土壤重金属背景值较高<sup>[14]</sup>, 以 Cd 积累尤为严重。本课题组前期研究表明, 该区域土壤中 Cd 的质量分数超过《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》中土壤污染风险筛选值<sup>[15-16]</sup>, 并以松华坝流域 Cd 含量超风险筛选值的农田为调查对象, 对农田中生物量大的野生植物进行了地上部 Cd 含量的初步筛选与比较, 发现牛膝菊、艾蒿和灰藜 3 种野生草本植物鲜基的 Cd 质量分数分别为 0.208 mg·kg<sup>-1</sup>、0.341 mg·kg<sup>-1</sup> 和 0.108 mg·kg<sup>-1</sup>, 具有一定的 Cd 富集潜力。本研究通过盆栽实验和田间应用对其 Cd 生物积累特性和富集能力进行进一步研究和表征, 以期利用本土野生植物作为土壤修复材料提供参考。

## 1 材料与方法

### 1.1 供试材料

盆栽土壤采自云南省昆明市松华坝地区 Cd 污染蔬菜地的表层土壤(0~20 cm)。土壤类型为红壤。土壤理化性质如下: pH 6.2, 有机质 21.3 mg·kg<sup>-1</sup>, 全氮 0.45 g·kg<sup>-1</sup>, 速效氮 39.5 mg·kg<sup>-1</sup>, 全磷 280 mg·kg<sup>-1</sup>, 速效磷 7.12 mg·kg<sup>-1</sup>, 全钾 7.30 g·kg<sup>-1</sup>, 速效钾 412 mg·kg<sup>-1</sup>, 总 Cd 0.36 mg·kg<sup>-1</sup>、有效态 Cd 0.067 mg·kg<sup>-1</sup>。供试土壤的总 Cd 质量分数超过《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018)中土壤(5.5<pH≤6.5)其他类型的土壤污染风险筛选值 0.3 mg·kg<sup>-1</sup>。根据单因子指数法<sup>[17]</sup>, 该地的 Cd 单项污染指数为 1.2, 属于轻度污染水平。土壤去除砾石和生物残渣后自然风干, 磨碎并匀混, 过 0.85 mm 孔径尼龙筛子, 保存备用。

实验选用牛粪有机肥的理化性质如下: 全氮 32.2 g·kg<sup>-1</sup>、全磷 28.2 g·kg<sup>-1</sup>、全钾 11.2 g·kg<sup>-1</sup>。实验选用的化肥是由尿素(含氮质量分数为 46.6%)和磷酸二氢钾(含磷质量分数为 22.8%、含钾质量分数为 28.7%)按比例配成的氮磷钾复合化肥, 购自上海国药集团化学试剂有限公司。碳酸钙为分析纯, 购自西陇科学股份有限公司生产; CdCl<sub>2</sub>·H<sub>2</sub>O 为分析纯, 购自国药集团化学试剂有限公司。供试植物为牛膝菊(*Galinsoga parviflora* Cav.)、艾蒿(*Artemisia argyi* Levl. et Van)和灰藜(*Chenopodium glaucum* L.), 均取自松华坝地区的蔬菜种植农田。

### 1.2 试验设计与方法

1) 不同施肥处理对植物生长和 Cd 富集特性的影响。采集云南省昆明市松华坝地区蔬菜种植地土壤, 风干过筛。盆栽实验中, 每盆装入 1.5 kg 土壤, 设置 5 个不同的施肥处理, 选择 3 种松华坝本土植物牛膝菊、艾蒿和灰藜的幼苗, 进行温室栽培。每种植物分别设置 5 个处理: 对照(CK), 不施肥; 化肥(CF), 每盆施加 2.06 g 尿素, 3.70 g 磷酸二氢钾; 有机肥(OF), 每盆施加 30 g 有机肥; 有机肥+化肥(OF+CF), 每盆施加 15.00 g 有机肥, 1.03 g 尿素, 1.85 g 磷酸二氢钾; 有机肥+碳酸钙(OF+CC), 每盆施加 30.00 g 有机肥, 1.50 g 碳酸钙。每种处理 3 个生物学重复, 合计 45 盆。植物生长 30 d 后, 开始追肥。追肥量为基肥施加量的 42.8%。植物生长 60 d 后进行收获处理, 测量植株株高, 地上部生物量及地上部和根系 Cd 质量分数。

2) 不同质量分数 Cd 处理对植物富集特性的影响。根据上述实验的结果, 选择转运系数和富集系数均大于 1 的 2 个候选植物牛膝菊和艾蒿, 进一步考察其 Cd 富集特性。盆栽实验采用松华坝地区蔬菜种植地风干过筛土壤, 设定 4 个外源 Cd 添加的质量分数: 0 mg·kg<sup>-1</sup>(Cd-0)、25 mg·kg<sup>-1</sup>(Cd-25)、50 mg·kg<sup>-1</sup>(Cd-50)、100 mg·kg<sup>-1</sup>(Cd-100), 每盆装入 6 kg 风干土。准确称取 0.268 7 g、0.537 3 g、1.074 6 g 的 CdCl<sub>2</sub>·H<sub>2</sub>O, 分别加入 20 mL 超纯水充分溶解, 再定容至 1 L。然后将 3 桶溶液分别一次性倒入相对应的盆内。同时, 对照(Cd-0)的土壤中加入 1 L 超纯水。充分搅匀, 根据称重法进行补

水,保持土壤含水率为55%~65%。置于温室静置40 d,然后对4盆土壤进行重金属含量检测,结果见表1。每个Cd水平设置3个重复。根据实验1)的结果,在每盆中施加土壤2% (质量分数)的有机肥。植物生长60 d后进行收获处理,测量植物地上部和根系Cd质量分数。

3)牛膝菊和艾蒿的田间修复效果评估。为证实牛膝菊和艾蒿在松华坝地区土壤Cd质

量分数超过土壤污染风险筛选值地块的实际去除Cd的能力,在当地进行了田间应用实验。在蔬菜收获后,不种植下茬蔬菜,而是保留艾蒿(春夏杂草)和牛膝菊(夏秋季杂草)生长,待到开花时,测量其生物量与Cd质量分数,测算2种本土野生植物对Cd去除能力。

### 1.3 样品收集与分析方法

土壤pH的测定采用电位法(土液比为1:2.5),参照NY/T 1121.2-2006《土壤检测第2部分:土壤pH的测定》;土壤和有机肥的含水量、有机质、全氮、速效氮、全磷、速效磷、全钾、速效钾含量测定参考《土壤农业化学分析方法》<sup>[18]</sup>的方法。土壤Cd质量分数的测定采用石墨炉原子吸收分光光度法,参照GB/T 17141-1997《土壤质量 铅、镉的测定》;土壤有效态镉含量的测定采用二乙烯三胺五乙酸浸提-电感耦合等离子体发射光谱法,参照HJ 804-2016《土壤8种有效态元素的测定》。

在植物收获后,小心将植株从盆中连根拔出,分别收集地上部和根系,测定株高。根系洗净泥土,再用去离子水冲洗3次,吸干表面水分,将地上部和根系放入烘箱中105℃杀青30 min,然后于60℃烘干至恒重、称量。将烘干后的地上部和根系分别粉碎,称取0.20 g,加入8 mL硝酸消解,过滤后定容至15 mL,利用电感耦合等离子体发射光谱仪测定Cd质量分数。

### 1.4 数据处理及分析

转运系数(translocation factor, TF)<sup>[19]</sup>为植物地上部Cd质量分数(mg·kg<sup>-1</sup>)与根系Cd质量分数(mg·kg<sup>-1</sup>)的比值;富集系数(bioaccumulation factor, BCF)<sup>[19]</sup>为植物地上部或根系Cd质量分数(mg·kg<sup>-1</sup>)与土壤Cd质量分数(mg·kg<sup>-1</sup>)的比值。原始数据经Excel整理并计算平均值和标准差,数据以平均值±标准差表示。运用SPSS Statistics 22软件进行单因素方差分析和数据拟合。图形绘制采用Origin 2021软件。

## 2 结果与分析

### 2.1 不同施肥处理对3种本土野生植物生长的影响

植物的生物量大小影响其在污染土壤上的植物修复效果,而施肥措施直接影响植物的生长<sup>[20]</sup>。首先考察了不同施肥措施对云南松华坝流域3种本土野生植物生长的影响(图1)。灰藜的株高最高,牛膝菊次之,艾蒿最矮(图1(a));灰藜的地上部生物量最大,艾蒿次之,牛膝菊最小(图1(b))。与CK相比,施肥处理均能显著增加3种野生植物的株高和生物量。其中,施肥对灰藜和艾蒿的株高和生物量的影响相对较大。与CK相比,施肥使灰藜的株高和生物量分别增加了49%~77%和93%~400%;施肥使艾蒿的株高和生物量分别增加了48%~129%和225%~320%。在不同处理下,牛膝菊、灰藜和艾蒿的株高分别在OF、OF+CF和OF+CC处理下达到最高值,地上部干重分别在OF、OF+CF和OF处理下达到最大值。这表明这3种本土野生植物的生长对不同肥料存在偏好,牛膝菊和艾蒿更偏好有机肥。

表1 老化40 d后的土壤Cd质量分数

Table 1 Cd content of soil after aging for 40 days

配置质量分数/(mg·kg <sup>-1</sup> )	实际重金属质量分数/(mg·kg <sup>-1</sup> )	
	Cd	有效态Cd
0	0.36	0.067
25	25.00	8.07
50	55.80	17.1
100	104.00	34.6

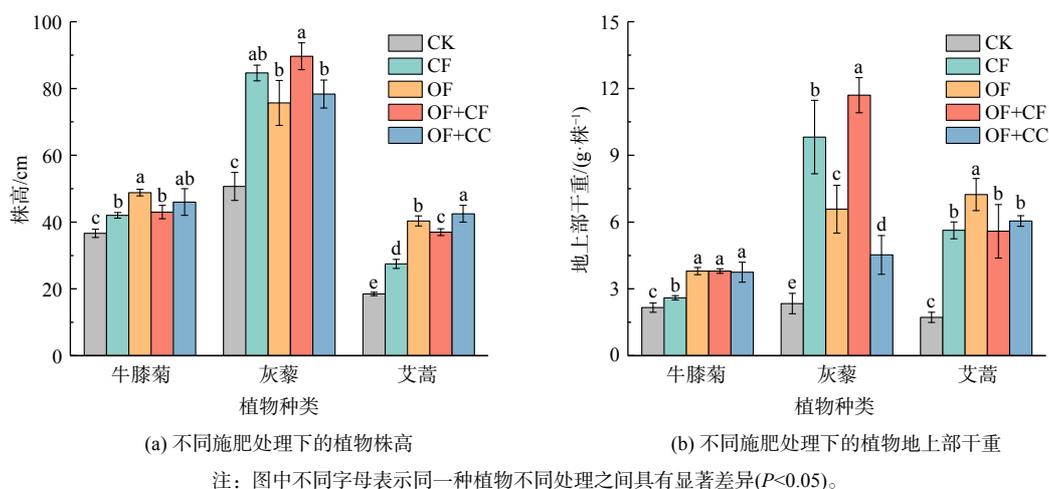


图 1 不同施肥处理下 3 种野生植物的株高和生物量

Fig. 1 Plant height and biomass of three wild plants under different fertilization treatments

## 2.2 不同施肥处理对 3 种本土野生植物 Cd 富集能力的影响

不同施肥处理对植物的重金属富集能力有较大的影响<sup>[21]</sup>。3 种本土野生植物在不同施肥处理下的地上部和根系 Cd 质量分数见图 2(a)~(b)。牛膝菊的地上部和根系的 Cd 含量最高，其次为艾蒿，灰藜最低。4 种施肥处理都对牛膝菊的地上部和根系 Cd 含量产生了明显影响。与 CK 相比，4 种施肥处理使牛膝菊的地上部和根系 Cd 含量分别增加了 61%~111% 和 23%~93%。其中在 CF 处理下，牛膝菊的地上部和根系 Cd 含量最高。与 CK 相比，施肥处理对艾蒿地上部和根系 Cd 含量的影响并不显著。虽然灰藜生物量较大(图 1(b))，但是除了 CF 处理下的根系 Cd 含量，其他施肥措施下灰藜的地上部和根系 Cd 质量分数均相对较低。

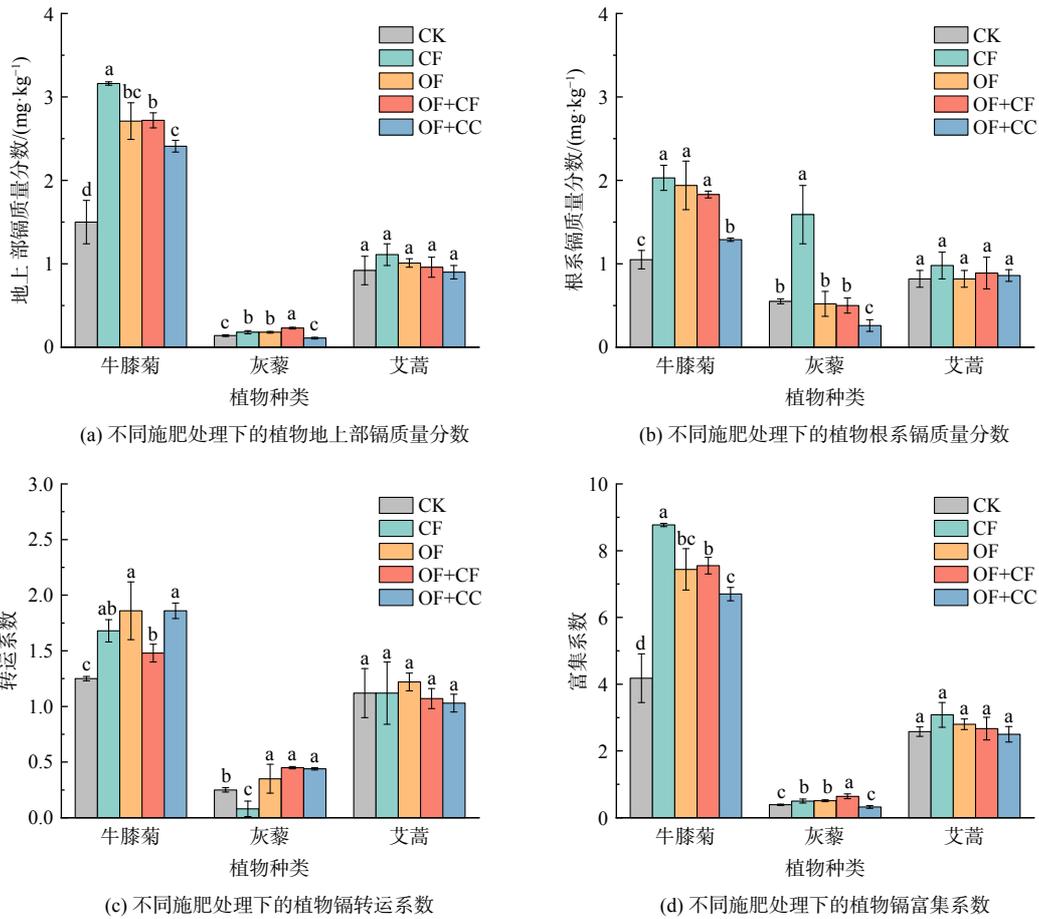
值得注意的是，在 CF 处理下，3 种野生植物的地上部和根系的 Cd 质量分数相对较高。而在 OF+CC 处理下，3 种野生植物的地上部和根系的 Cd 质量分数均相对较低，这很可能是碳酸钙的添加提高了土壤 pH，降低土壤中重金属 Cd 的有效态含量，从而降低了根系对 Cd 的吸收，进而减少了植株 Cd 积累，这与赵家印等<sup>[15]</sup> 研究结果一致。

转运系数反映植物将土壤中的重金属从根系转运到地上部的能力<sup>[19]</sup>。重金属超富集植物大多具备地上部重金属含量高于根系的特征，即转运系数大于 1<sup>[22-23]</sup>。转运系数越高的植物更适合进行植物修复去除重金属污染物，便于修复后集中处理及回收利用。由图 2(c) 可知，牛膝菊和艾蒿的 Cd 转运系数均大于 1。牛膝菊是已报道过的 Cd 超富集植物<sup>[6]</sup>。LIN 等<sup>[24]</sup> 和曹玉桃等<sup>[25]</sup> 发现不同生态型的牛膝菊的转运系数均大于 1。本研究结果表明，施肥处理能显著提高牛膝菊的转运系数。这表明施肥措施能提高牛膝菊将 Cd 从根系转运到地上部的能力。然而，灰藜在 5 种施肥处理下的 Cd 转运系数均小于 1，这表明灰藜吸收的 Cd 大部分集中在根系，转运能力较差，不适合作为修复植物。

富集系数反映重金属由土壤向植物迁移的难易程度。富集系数越大表明该植物对重金属的富集能力越强。在盆栽实验中，牛膝菊的富集系数大于艾蒿，灰藜的富集系数最小。从图 2(d) 可知，与 CK 相比，4 种施肥处理均显著提高牛膝菊地上部的 Cd 富集系数。综上所述，施肥措施显著提高牛膝菊地上部和根系 Cd 质量分数，使其具有更强的 Cd 转运和富集能力。

## 2.3 不同浓度 Cd 处理对野生植物生长和 Cd 质量分数的影响

为深入了解牛膝菊和艾蒿的 Cd 富集能力，在添加不同质量分数 Cd 的土壤中比较其生长情况并分析地上部和根系 Cd 质量分数。如图 3 所示，土壤 Cd 质量分数大于  $25 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  和  $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  分



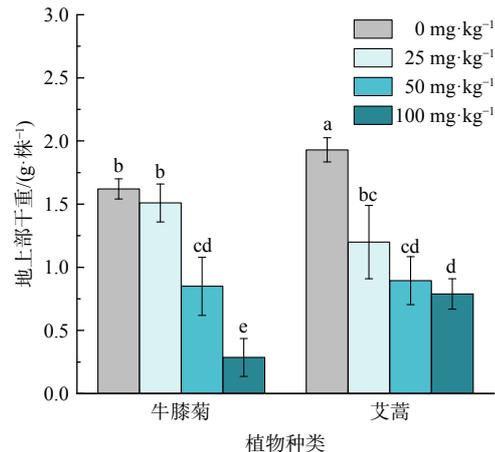
注：图中不同字母表示同一种植物不同处理之间具有显著差异( $P<0.05$ )。

图 2 不同施肥处理对 3 种野生植物镉富集能力的影响

Fig. 2 Effect of different fertilization treatments on the Cd enrichment ability of three wild plants

别对艾蒿和牛膝菊的生长产生了显著抑制，牛膝菊对 Cd 胁迫的耐受性较强。陈迪等<sup>[26]</sup>通过比较 4 种草本植物也发现粗毛牛膝菊生物量在 Cd 质量分数为 0~50 mg·kg<sup>-1</sup> 的土壤中没有显著差异，表现出较好的 Cd 毒害耐受性。

添加不同 Cd 质量分数处理的土壤中牛膝菊和艾蒿的地上部和根系 Cd 质量分数如图 4(a)~(b) 所示，牛膝菊地上部和根系的 Cd 含量随着土壤 Cd 质量分数的增加而增加。分析显示，牛膝菊地上部和根系的 Cd 质量分数与土壤 Cd 质量分数为正相关关系。地上部拟合方程为  $y=1.585x+3.409$ ,  $R^2=0.9972$ ；根系拟合方程为  $y=1.790x+1.175$ ,  $R^2=0.9065$ 。在 100mg·kg<sup>-1</sup> 外源 Cd 添加的土壤中，牛膝菊的地上部和根系 Cd 质量分数达到了最高值，分别为 165.5 mg·kg<sup>-1</sup> 和 147.5 mg·kg<sup>-1</sup>。这与 LIN 等<sup>[24]</sup>的研究结果一致，牛膝菊在 Cd 质量分数 100 mg·kg<sup>-1</sup> 的土壤



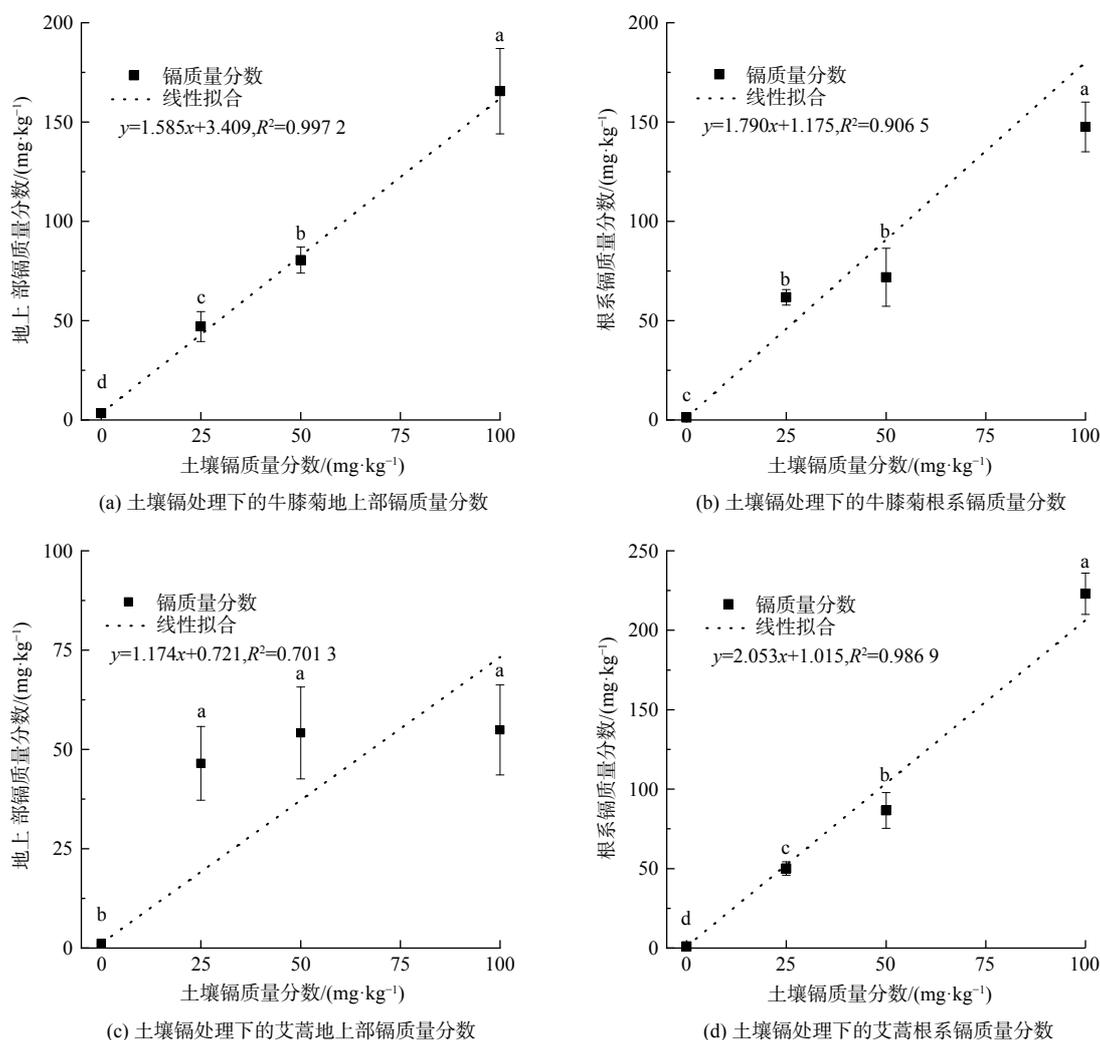
注：图中不同字母表示不同处理之间具有显著差异( $P<0.05$ )。

图 3 不同镉处理下牛膝菊和艾蒿的地上部干重

Fig. 3 Dry weight of the shoots of *G. parviflora* and *A. argyi* under different Cd treatments

中生长, 地上部和根系的 Cd 质量分数也达到了  $137.63 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $105.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 叶片的 Cd 质量分数可达到  $165.84 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。这个数值超过了 Cd 超富集植物要求的  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  [19]。

由图 4(c) 可知, 与对照 Cd-0 相比, 外源添加 Cd 导致艾蒿地上部 Cd 质量分数显著提高。然而, 在 Cd-25, Cd-50 和 Cd-100 处理下, 艾蒿地上部 Cd 质量分数为  $46\sim 55 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 差异并不显著, 均不超出 Cd 超富集植物要求的  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。然而, 艾蒿根系的 Cd 质量分数随着土壤 Cd 质量分数的增加而增加 (图 4(d))。分析显示, 艾蒿根系的 Cd 质量分数与土壤 Cd 质量分数呈正相关关系, 其拟合方程为  $y=2.053x+1.015$ ,  $R^2=0.9869$ 。艾蒿根系的 Cd 质量分数在土壤 Cd 质量分数为  $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  处理下达到了最大值, 为  $223 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。虽然艾蒿的地上部 Cd 质量分数相对较低, 但是艾蒿具有发达的根系 [26], 有利于增加根系与土壤的接触面积, 其根系的 Cd 质量分数也相对较高。



注: 图中不同字母表示不同处理之间具有显著差异( $P<0.05$ )。

图 4 不同镉处理下牛膝菊和艾蒿地上部和根系的镉含量

Fig. 4 Cd contents in the shoots and roots of *G. parviflora* and *A. argyi* under different Cd treatments

#### 2.4 不同浓度 Cd 处理下植物 Cd 富集能力比较

由图 5(a) 可知, 4 种质量分数 Cd 处理下牛膝菊的转运系数均显著大于艾蒿。与 Cd-0 相比, Cd-25 和 Cd-100 处理下, 牛膝菊的 Cd 转运系数没有显著降低, 而且在 Cd-50 处理下, 牛膝菊反而具有更高的 Cd 转运系数, 表明牛膝菊具有较强的从根系转运 Cd 到地上部的能力。艾蒿的 Cd 转运

系数随着土壤 Cd 质量分数的升高而降低, Cd 胁迫降低了艾蒿的 Cd 转运能力。

与对照 Cd-0 相比, 在外源高浓度 Cd 添加下 2 种植物富集系数显著降低, 但牛膝菊的 Cd 富集系数均高于艾蒿 (图 5(b))。在 Cd-25、Cd-50 和 Cd-100 处理下, 牛膝菊的 Cd 富集系数没有显著差异, 而艾蒿 Cd 富集系数随着土壤 Cd 质量分数的增加而显著降低, 这表明高 Cd 胁迫抑制了艾蒿的 Cd 富集能力。因此, 在高浓度 Cd 的土壤中, 牛膝菊具有更强的 Cd 转运和 Cd 富集能力。

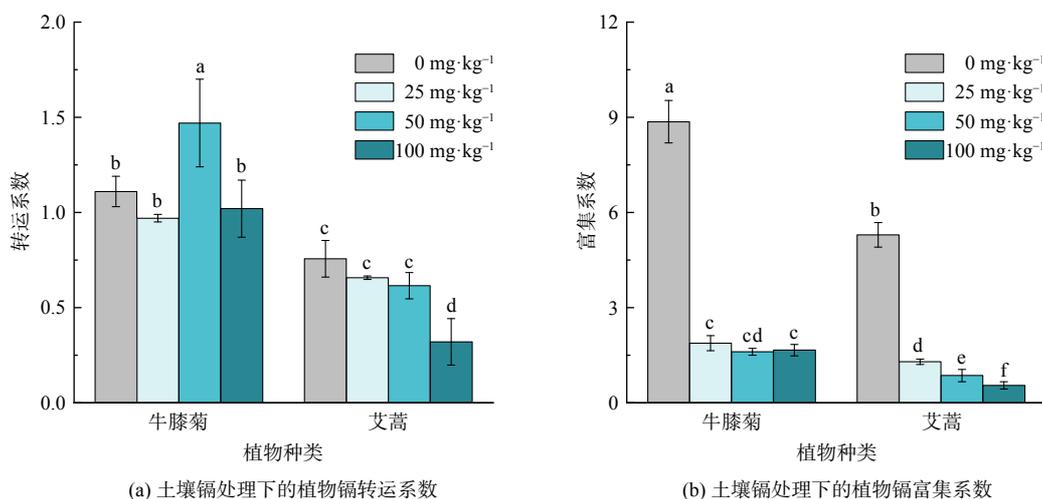


图 5 不同土壤镉处理下牛膝菊和艾蒿的 Cd 转运系数和地上部 Cd 富集系数  
Fig. 5 Cd translocation factor and bioaccumulation factor of the shoots in *G. parviflora* and *A. argyi* under different Cd treatments

牛膝菊和艾蒿单株地上部吸收 Cd 的总质量见表 2。牛膝菊的单株地上部吸收 Cd 总量随着土壤 Cd 质量分数的升高先增加后减少, 而艾蒿的单株地上部分吸收 Cd 总质量随着土壤 Cd 质量分数的升高持续增长。在 4 个土壤 Cd 水平下, 牛膝菊单株地上部吸收 Cd 的总质量均高于艾蒿。特别是在 Cd-25 和 Cd-50 处理下, 牛膝菊的单株吸收的 Cd 总质量是艾蒿的 2.67 倍和 1.68 倍。

## 2.5 牛膝菊和艾蒿田间 Cd 修复应用效果

在松华坝流域 Cd 污染的蔬菜地块, 进行了牛膝菊和艾蒿去除 Cd 的应用实验。在上一茬蔬菜收获后, 分别在 4 月和 6 月种植艾蒿和牛膝菊, 于 7 月和 9 月收获, 并测定 Cd 质量分数。如表 3 所示, 在轻度 Cd 污染的蔬菜地块, 艾蒿的生物量大于牛膝菊, 但是牛膝菊的干基 Cd 质量分数 ( $2.43 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) 高于艾蒿的干基 Cd 质量分数 ( $0.826 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )。经估算, 每万平方米 (公顷) 牛膝菊可带走 3.29 g Cd, 每万平方米 (公顷) 艾蒿可带走 3.35 g Cd。

牛膝菊和艾蒿是松华坝流域田间的主要野生杂草, 能适应当地的土壤与气候条件。其生长迅速, 生物量大且生长周期短, 在修复植物中具有一定的优势。建议在松华坝流域农业生产实践中, 牛膝菊和艾蒿不要就地还田或作为堆肥的原料, 而是成熟后收割地上部用作生物质原料加工

表 2 不同土壤 Cd 质量分数下牛膝菊和艾蒿单株地上部吸收镉的总质量

Table 2 Total amount of Cd absorbed by the shoots of *G. parviflora* and *A. argyi* under different soil Cd contents

土壤中 Cd 质量分数/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	单株地上部吸收重金属 Cd 总质量/mg	
	牛膝菊	艾蒿
0	0.005 5±0.001 2c	0.002 3±0.001 9b
25	0.071 2±0.014 0a*	0.045 8±0.003 4a
50	0.064 8±0.044 5a*	0.048 4±0.006 4a
100	0.047 4±0.017 2b	0.043 3±0.006 0a

注: 图中不同字母表示同一植物不同处理之间具有显著差异 ( $P<0.05$ )。\*表示同一浓度 Cd 处理下两种植物之间具有显著差异 ( $P<0.05$ )。

表 3 牛膝菊和艾蒿的田间修复效果

Table 3 Field remediation effects of *G. parviflora* and *A. argyi*

植物种类	种植时间	生物量(鲜重)/(t·hm <sup>-2</sup> )	含水量/%	干基Cd质量分数/(mg·kg <sup>-1</sup> )	总Cd/(g·hm <sup>-2</sup> )
牛膝菊	6~9月	26	94.8	2.43	3.29
艾蒿	4~7月	32	87.3	0.826	3.35

成为生物质能源<sup>[27]</sup>。牛膝菊和艾蒿均属于菊科。目前,我国研究者发现的Cd超富集植物中菊科植物种类最多<sup>[6]</sup>,本研究亦进一步印证了菊科植物在Cd污染土壤植物修复中的优势,并启示在筛选本土野生植物作为植物修复物种时要重点关注菊科植物。近年来,已有研究者在挖掘牛膝菊和艾蒿作为修复植物的潜力。王晶晶等<sup>[28]</sup>利用艾蒿修复Cd污染土壤,土壤Cd质量分数从21.85 mg·kg<sup>-1</sup>降至9.80 mg·kg<sup>-1</sup>。黄科文等<sup>[29]</sup>研究发现,砧穗互作影响牛膝菊嫁接后代的Cd积累,不同生态型相互嫁接能提高植株的Cd毒害耐受性,一定程度上会提高其Cd富集能力。

### 3 结论

1) 牛膝菊、艾蒿、灰藜3种本土野生植物的长势与施肥相关。牛膝菊、艾蒿偏好有机肥而灰藜偏好化肥,施肥均能促进3种植物的生长并影响对Cd的吸收,相比有机肥,施用化肥可提高3种植物对Cd的富集量。牛膝菊和艾蒿的富集系数与转运系数大于1,具有Cd富集潜力,灰藜的富集系数与转运系数均小于1,Cd富集能力低。施肥措施能显著提高牛膝菊地上部和根系的Cd质量分数、Cd转运系数和Cd富集系数,但对艾蒿的Cd富集特性影响不显著。

2) 土壤外源添加高浓度Cd的盆栽实验表明,牛膝菊和艾蒿表现出不同的Cd转运与富集特性。总体上,牛膝菊的Cd富集能力更强,满足Cd超富集植物的条件,艾蒿的Cd富集能力低于牛膝菊,但其植株生物量大于牛膝菊。在土壤Cd重污染条件下生长耐受能力比牛膝菊更强,同样可作为Cd污染土壤修复的备选植物。

3) 牛膝菊和艾蒿是松华坝流域农田的主要野生杂草,生长良好,生物量较大,可以吸收带走土壤中一定量的Cd。因此,建议生产实践中牛膝菊和艾蒿不要就地还田或作为堆肥的原料,而是在植物收集后用作生物质能源进行处理。

### 参 考 文 献

- ZHAO F J, MA Y, ZHU Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(2): 750-759.
- 樊霆, 叶文玲, 陈海燕, 等. 农田土壤重金属污染状况及修复技术研究[J]. *生态环境学报*, 2013, 22(10): 1727-1736.
- KHAOKAEW S, LANDROT G. A field-scale study of cadmium phyto remediation in a contaminated agricultural soil at Mae Sot District, Tak Province, Thailand: (1) Determination of Cd-hyperaccumulating plants[J]. *Chemosphere*, 2015, 138: 883-887.
- HAMADOUCHE N A, AOUMEUR H, DJEDIAI S, et al. Phyto remediation potential of *Raphanus sativus* L. for lead contaminated soil[J]. *Acta Biologica Szegediensis*, 2012, 56(1): 43-49.
- 徐一芄, 黄益宗, 张利田, 等. 镉污染土壤修复技术的文献计量分析[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(10): 2882-2894.
- 李熠, 陈熹, 肖丕显, 等. 中国镉超富集植物种类组成及分布特征研究[J]. *中国野生植物资源*, 2020, 39(6): 11-16.
- 吴龙华, 周守标, 毕德, 等. 中国景天科植物一新种——伴矿景天[J]. *土壤*, 2006, 38(5): 632-633.
- 熊娟, 王依涵, 陈畅, 等. 伴矿景天修复农田土壤镉污染的研究进展[J]. *农业环境科学学报*, 2022, 41(3): 441-454.
- WU L, LI Z, AKAHANE I, et al. Effects of organic amendments on Cd, Zn and Cu bioavailability in soil with repeated phyto remediation by *Sedum plumbizincicola*[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2012, 14(10): 1024-1038.
- WEI S, ZHOU Q, WANG X, et al. A newly-discovered Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L.[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2005, 50(1): 33-38.
- YANG W, DAI H, SKUZA L, et al. The front-heavy and back-light nitrogen application mode to increase stem and leaf biomass significantly improved cadmium accumulation in *Solanum nigrum* L.[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 393: 122482.
- 李旭, 晁赢, 阎祥慧, 等. 植物修复技术治理农田土壤重金属污染的研究进展[J]. *河南农业科学*, 2022, 51(12): 10-18.
- 张云霞, 周浪, 肖乃川, 等. 鬼针草(*Bidens pilosa* L.)对镉污染农田的修复潜力[J]. *生态学报*, 2020, 40(16): 5805-5813.
- 汪洁, 龚亮, 刘雨佳, 等. 昆明市土壤重金属污染特征及其生态与健康

- 风险评价[J]. 轻工学报, 2022, 37(4): 118-126.
- [15] 赵家印, 席运官, 代慧杰, 等. 钝化剂与有机肥配施对土壤有效态重金属及其在生菜中累积的影响[J]. 生态与农村环境学报, 2019, 35(11): 1460-1467.
- [16] 杨育文, 陈秋会, 席运官, 等. 不同施肥模式对酸性土壤镉、铜有效态含量及在结球生菜中累积的影响[J]. 云南农业大学学报(自然科学), 2022, 37(2): 344-350.
- [17] 李颖慧, 姜小三, 王振华, 等. 基于土壤肥力和重金属污染风险的农用地土壤质量综合评价研究-以山东省博兴县为例[J]. 土壤通报, 2021, 52(5): 1052-1062.
- [18] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业科学技术出版社, 2000.
- [19] 周晓声, 姜厦, RADNAEVA L D, 等. 植物对土壤重金属富集特性研究进展[J]. 生态毒理学报, 2022, 17(3): 400-410.
- [20] 俞花美, 焦鹏, 葛成军, 等. 施肥措施对重金属污染土壤-植物系统影响的研究进展[J]. 热带农业科学, 2012, 32(2): 61-66.
- [21] 徐明岗, 曾希柏, 周世伟, 等著. 施肥与土壤重金属污染修复[M]. 北京: 科学出版社, 2014.
- [22] 赵雅曼, 陈顺钰, 李宗勋, 等. 铅锌矿集区7种草本植物对重金属的富集效果[J]. 森林与环境学报, 2019, 39(3): 232-240.
- [23] 向明文, 王丹, 姚天月, 等. 8种植物对铊和镉的富集特性[J]. 环境工程学报, 2017, 11(1): 594-601.
- [24] LIN L, JIN Q, LIU Y, et al. Screening of a new cadmium hyperaccumulator, *Galinsoga parviflora*, from winter farmland weeds using the artificially high soil cadmium concentration method[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2014, 33(11): 2422-2428.
- [25] 曹玉桃, 彭晓辉, 雷青, 等. 两种生态型富集植物及超富集植物的镉积累特性差异研究[J]. 陕西农业科学, 2015, 61(11): 61-65.
- [26] 陈迪, 李伯群, 杨永平, 等. 4种草本植物对镉的富集特征[J]. 环境科学, 2021, 42(2): 960-966.
- [27] 戴悦, 范占煌, 段清明, 等. 草本植物修复重金属污染土壤研究进展[J/OL]. 分子植物育种: 1-9[2023-06-12]. <http://kns.cnki.net/kcms/detail/46.1068.S.20221007.1452.002.html>.
- [28] 王晶晶, 吝美霞, 赵琦慧, 等. 冻融作用对石油烃与镉复合污染土壤修复植物生理特性的影响[J]. 应用技术学报, 2022, 22(1): 76-82.
- [29] 黄科文, 姚欢, 马倩倩, 等. 相互嫁接对两种生态型牛膝菊后代生长及镉积累的影响[J]. 中国土壤与肥料, 2020, 289(5): 207-212.

(责任编辑: 靳炜)

## Comparison and application of cadmium enrichment characteristics of three native wild plants in Songhuaba Basin, Yunnan Province

LIU Mingqing<sup>1</sup>, WANG Jiaqi<sup>1</sup>, XI Yunguan<sup>1\*</sup>, YANG Yuwen<sup>1</sup>, ZHAO Jiayin<sup>1</sup>, YANG Taoming<sup>2</sup>, HE Liping<sup>2</sup>

1. Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China; 2. Yunnan Institute of Ecological and Environmental Sciences, Kunming 650034, China

**Abstract** It is one way of phytoremediation of Cd-contaminated soils by selecting native wild plants with cadmium (Cd) enrichment ability in Cd-contaminated soils. Preliminary screening showed that *Galinsoga parviflora* Cav., *Artemisia argyi* Levl. et Van, and *Chenopodium glaucum* L had the potential for Cd enrichment among weeds growing on the field with soil Cd content exceeding risk screening value in the Songhuaba region of Kunming. In order to further explore their remediation capabilities, the enrichment characteristics and remediation capabilities of these three native wild plants were compared in pot and field experiments in this study. The results showed that the Cd translocation factor and bioaccumulation factor of *G. parviflora* and *A. argyi* were greater than 1, and that of *C. glaucum* was less than 1. Fertilization could not only significantly increase the plant height and shoot biomass of these three native wild plants, but also significantly increase the Cd contents, translocation factor, and bioaccumulation factor of the shoots and roots of *G. parviflora*. The Cd contents in the shoots and roots of *G. parviflora* and roots of *A. argyi* were increased with the increase of soil Cd contents. Compared with *A. argyi*, *G. parviflora* had stronger Cd transport and enrichment capabilities. In the soil applied with 100 mg·kg<sup>-1</sup> Cd, the Cd contents in the shoots and roots of *G. parviflora* were 165.5 mg·kg<sup>-1</sup> and 147.5 mg·kg<sup>-1</sup>, respectively. The field application experiment showed that *G. parviflora* had stronger Cd enrichment ability and *A. argyi* had higher biomass. The field experiment showed that the fresh weights of *G. parviflora* and *A. argyi* in each crop were 26.0 t·hm<sup>-2</sup> and 32.0 t·hm<sup>-2</sup>, respectively. *G. parviflora* and *A. argyi* could transfer 3.29 g hm<sup>-2</sup> and 3.35 g hm<sup>-2</sup> of Cd, respectively, and they are potential phytoremediators for local soil Cd contamination.

**Keywords** *Galinsoga parviflora*; *Artemisia argyi*; Cadmium hyperaccumulator; Cadmium contamination; phytoremediation