

龙玉梅,刘杰,傅校锋,等. 4种Cd超富集/富集植物修复性能的比较[J]. 江苏农业科学,2019,47(8):296-300.
doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2019.08.067

4种Cd超富集/富集植物修复性能的比较

龙玉梅¹,刘杰^{1,2},傅校锋¹,孟德佳²

(1. 桂林理工大学/环境污染控制理论与技术广西重点实验室,广西桂林 541004;

2. 桂林理工大学岩溶地区水污染控制与用水安全保障协同创新中心,广西桂林 541004)

摘要:以广西阳朔、广西河池、天津3个地区不同镉(Cd)污染程度的土壤为培养基质,通过温室盆栽试验,比较籽粒苋(*Amaranthus hypochondriacus* L.)、龙葵(*Solanum nigrum* L.)、商陆(*Phytolacca acinosa* Roxb.)、青葙(*Celosia argentea* L.)这4种植物对土壤的修复性能。结果表明,含Cd量为3.89 mg/kg的广西阳朔土壤,种植青葙可收获的Cd总量显著高于其他植物($P < 0.05$),分别是籽粒苋、龙葵、商陆的2.20、1.83、5.25倍;含Cd量为22.44 mg/kg的广西河池土壤,4种植物可收获的Cd总量高低依次为籽粒苋>青葙>商陆>龙葵,相互间差异不显著($P > 0.05$);含Cd量为1.57 mg/kg的天津土壤,龙葵可收获的Cd总量显著高于商陆、籽粒苋可收获的Cd总量,分别是商陆、籽粒苋的5.00、2.50倍,与青葙的可收获Cd总量差异不显著。可见,青葙对3个地区的Cd污染土壤表现出较强的修复能力,可作为修复Cd污染土壤的优选植物。

关键词:镉;植物修复;籽粒苋;龙葵;商陆;青葙

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2019)08-0296-05

土壤镉(Cd)污染是我国突出的环境问题之一,《全国土壤污染状况调查公报》显示,在所有无机类污染物中,土壤Cd位点超标率是最高的,达到7%^[1]。植物修复技术具有绿色、经济且能大面积原位实施的特点,被认为是修复农田Cd污染土壤最为理想的方式^[2]。选用生物量大、能够忍耐Cd污染,并能大量富集Cd的植物是植物修复技术的关键^[3]。目前,世界上已发现的Cd超富集植物约有17种^[4],我国报道的Cd富集或超富集植物有宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)、龙葵(*Solanum nigrum* L.)、东南景天(*Sedum alfredii* H.)、商陆(*Phytolacca acinosa* Roxb.)、圆锥南芥(*Arabis paniculata* L.)、籽粒苋(*Amaranthus hypochondriacus* L.)、忍冬(*Lonicera japonica* Thunb.)、青葙(*Celosia argentea* L.)等8种^[5-12]。

龙葵、商陆、籽粒苋、青葙是生物量较大的超富集植物,在Cd污染土壤的修复中可能更具有较好的应用前景。但是,前人在研究这4种植物对Cd的富集效应时采用的试验方法和条件存在较大差异,导致相互间可比性较差。姚诗音等研究青葙对Cd的富集特征时,设置使用的Cd最低处理浓度为1 mg/kg^[12],而魏树和等研究龙葵对Cd的富集特征时,使用的Cd最低处理浓度为10 mg/kg^[13],二者相差10倍;聂发辉研究商陆对Cd的富集效应时,盆栽土壤采用有机质含量为1.48 g/kg、pH值为5.1的强酸性土壤,并用Cd(NO₃)₂溶液污染土壤^[14],而李凝玉等研究籽粒苋对Cd的耐性及积累特

征时,供试的土壤pH值为7.2、有机质含量是前者的10倍,且以3CdSO₄·8H₂O溶液污染土壤^[15]。由于土壤Cd的浓度、形态、试验周期、土壤理化性质等有所不同,导致难以直接有效比较龙葵等4种植物对Cd污染土壤的修复性能,进而难以从中筛选出最适合Cd污染土壤的修复植物。此外,试验多采用人工模拟Cd污染土壤,其土壤中Cd的生物有效性会较真实污染土壤高很多,植物对土壤的修复会与实际情况存在一定差异^[16]。本试验以籽粒苋、龙葵、商陆、青葙这4种我国本土的Cd超富集/富集植物为研究对象,采用来自广西阳朔、广西河池、天津等3个地区理化性质、Cd污染来源和污染程度不同的农田土壤开展室内盆栽试验,比较4种植物对不同Cd污染土壤的修复性能,以期筛选出我国Cd污染土壤修复工程中更具应用价值的超富集植物。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 供试土壤 2017年3月,分别采集来自广西阳朔某铅锌尾砂库、广西河池某冶炼厂、天津某污灌区的周边污染农田^[17-19]0~20 cm表层土作为试验土壤,阴凉处风干;压碎,过2 mm筛,保存备用;采用TRF-2B型土壤多功能分析仪分别测定土壤pH值及有机质、有效氮、有效磷、有效钾含量等基本理化性质,采用HNO₃-HF-HClO₄法消解、电感耦合等离子体发射光谱法(ICP-OES)测定总Cd含量,结果见表1。

1.1.2 供试植物 籽粒苋种子,购买于牧草公司;龙葵、商陆、青葙种子,均采自桂林理工大学校园周边地区。

1.2 试验处理

试验在桂林理工大学重金属污染植物修复试验基地进行。2017年4月8日,选取颗粒饱满的种子均匀播种于育苗盘中,每盘100粒左右,置于温室中培养,室温保持在25~30℃;4月25日,待幼苗长出3~4张真叶时,选取长势一致

收稿日期:2018-01-13

基金项目:国家自然科学基金(编号:41471270);广西科技重大专项(编号:桂科AA17204047)。

作者简介:龙玉梅(1994—),女,广西桂林人,硕士研究生,从事受损土壤环境生态修复研究。E-mail:1016905065@qq.com。

通信作者:刘杰,博士,教授,从事受损环境生态修复和有害元素生物地球化学研究。E-mail:liujie@glut.edu.cn。

表1 供试土壤的理化性质

土壤来源	pH 值	有机质含量 (%)	有效氮含量 (mg/kg)	有效磷含量 (mg/kg)	有效钾含量 (mg/kg)	总 Cd 含量 (mg/kg)
广西阳朔	6.48	0.50	15.20	51.40	125.80	3.89
广西河池	5.66	0.30	19.90	34.00	167.90	22.44
天津	8.34	1.00	22.50	57.70	93.19	1.57

的幼苗,分别移栽到装有 1 kg(以干土计)来自 3 个不同地区土壤、大小为 12.5 cm × 17 cm、体积为 2 L 的盆钵中,每盆 1 株,每种土壤、每个植物重复 3 次,共计 36 盆;用经检不含 Cd 的自来水进行浇灌,使土壤含水量经常保持在田间持水量的 80% 左右;移栽后 60 d 收获,待测。

1.3 测定内容与与方法

将收获的 4 种植物样品分为根、茎、叶 3 个部分;根部用 5 mmol/L Ca(NO₃)₂ 溶液浸泡 15 min,以交换掉根表面吸附的 Cd 离子,超声波清洗仪清洗 10 min,用去离子水冲洗 3 次^[20],茎、叶直接用去离子水清洗 3 次;将洗净的样品 105 ℃ 杀青 30 min,60 ℃ 烘干至恒质量,测定干质量;植物干样磨碎,过 5 mm 筛,采用 HNO₃ - HClO₄ 消解,采用 ICP - OES 测定 4 种植物根、茎、叶的 Cd 含量,计算植物对土壤 Cd 的转运系数、富集系数及可收获的 Cd 总量、重金属去除率,公式分别为

转运系数 = 植物地上部分 Cd 含量/植物根部 Cd 含量;

富集系数 = 植物地上部分 Cd 含量/土壤中 Cd 含量;

可收获的 Cd 总量 = 植物地上部分 Cd 含量 × 地上部分生物量;

重金属去除率 = (植物地上部分 Cd 含量 × 地上部分生物量) / (土壤中 Cd 含量 × 供试土壤质量) × 100%。

植物样品分析过程中,采用国家标准参比物质 GBW10015(GSB - 6)和平行全空白样进行分析质量控制,同

时,为保证结果准确,加标回收率控制在 95% ~ 105%,试验试剂均为优级纯。

1.4 数据统计分析

采用 SPSS 19.0 软件对试验数据进行单因素方差分析(ANOVA),采用 Origin 软件进行作图;采用最小显著性差异法(LSD 法)对数据进行差异显著性检验。

2 结果与分析

2.1 不同土壤条件下植物的生长情况

试验结果表明,籽粒苋、龙葵、商陆、青葙这 4 种植物在 3 个不同地区的土壤上均能正常生长,未出现肉眼可见的 Cd 中毒现象,这说明 4 种植物对 Cd 均有较强的耐受能力。由表 2 可见,对广西阳朔土壤而言,其种植出的籽粒苋地上部分生物量显著高于其他植物($P < 0.05$),是生物量最小植物龙葵的 1.67 倍,商陆、青葙的地上部分生物量分别为 2.16、2.17 g/株,相互间差异不显著($P > 0.05$);对天津土壤而言,4 种植物的生长状况基本相似,其根、叶及地上部分的生物量相互间差异不显著;对广西河池土壤而言,商陆根部、地上部分生物量显著高于其他植物($P < 0.05$);广西河池土壤种植的 4 种植物地上部分生物量总和相对较低,为 5.90 g/株,分别比广西阳朔、天津土壤种植的 4 种植物地上部分生物量总和低 29.17%、41.76%。

表2 不同土壤条件下 4 种植物的生物量

土壤来源	植物名称	生物量(g/株)			
		根	茎	叶	地上部分
广西阳朔	籽粒苋	0.45 ± 0.05b	1.07 ± 0.09ab	1.43 ± 0.18a	2.50 ± 0.19a
	龙葵	0.32 ± 0.04b	0.75 ± 0.05c	0.74 ± 0.16c	1.50 ± 0.18c
	商陆	0.83 ± 0.14a	0.94 ± 0.07b	1.22 ± 0.04ab	2.16 ± 0.07b
	青葙	0.42 ± 0.08b	1.13 ± 0.08a	1.04 ± 0.20b	2.17 ± 0.12b
广西河池	籽粒苋	0.20 ± 0.06b	0.46 ± 0.24a	1.02 ± 0.26b	1.15 ± 0.50b
	龙葵	0.18 ± 0.04b	0.62 ± 0.36a	0.50 ± 0.15c	1.11 ± 0.41b
	商陆	0.83 ± 0.15a	0.82 ± 0.11a	1.56 ± 0.16a	2.38 ± 0.28a
	青葙	0.23 ± 0.07b	0.49 ± 0.15a	0.77 ± 0.18bc	1.26 ± 0.33b
天津	籽粒苋	0.25 ± 0.03a	0.57 ± 0.05b	1.44 ± 0.46a	2.02 ± 0.50a
	龙葵	0.55 ± 0.29a	1.55 ± 0.47a	1.52 ± 0.47a	3.07 ± 0.91a
	商陆	0.34 ± 0.13a	0.63 ± 0.13b	1.82 ± 0.30a	2.46 ± 0.41a
	青葙	0.51 ± 0.10a	1.03 ± 0.25b	1.55 ± 0.30a	2.58 ± 0.48a

注:同列数据后不同小写字母表示同一土壤不同植物相互间差异显著($P < 0.05$)。下表同。

2.2 不同土壤条件下植物各部分 Cd 含量及转运系数

由表 3 可见,对广西阳朔土壤而言,其种植的籽粒苋、龙葵、商陆、青葙这 4 种植物的地上部分 Cd 含量相互间差异显著($P < 0.05$),其中,青葙的地上部分 Cd 含量相对最高,为 48.59 mg/kg,显著高于其他 3 种植物,分别是籽粒苋、龙葵、商陆地上部分 Cd 含量的 2.15、1.17、5.44 倍;对广西河池土壤而言,植物地上部分的 Cd 含量高低表现为籽粒苋 > 青

苋 > 龙葵 > 商陆,相互间差异显著,籽粒苋、青葙叶中的 Cd 含量差异不显著($P > 0.05$),但青葙茎中的 Cd 含量显著低于籽粒苋;对天津土壤而言,龙葵的地上部分 Cd 含量相对最高,为 3.34 mg/kg,显著高于籽粒苋、商陆,分别是二者的 1.61、4.39 倍,而与青葙地上部分 Cd 含量差异不显著;对不同地区而言,天津土壤种植的植物地上部分最高 Cd 含量仅为 3.34 mg/kg,而广西阳朔、广西河池土壤种植的植物地上

部分最高 Cd 含量分别为 48.59、206.25 mg/kg,前者分别为后两者的 6.87%、1.62%。

植物种类不同,植物对土壤中 Cd 的转运能力也会有所差别,主要通过转运系数这一指标来体现。由表 3 可见,对广西阳朔土壤而言,除籽粒苋外,龙葵、商陆、青葙对 Cd 的转运

系数均大于 1;对广西河池土壤而言,4 种植物对 Cd 的转运系数大小表现为商陆 > 青葙 > 籽粒苋 > 龙葵,相互间差异显著 ($P < 0.05$);对天津土壤而言,4 种植物对 Cd 的转运系数大小为籽粒苋 > 龙葵 > 商陆 > 青葙,相互间差异不显著 ($P > 0.05$)。

表 3 不同土壤条件下 4 种植物各部分 Cd 含量及转运系数

土壤来源	植物名称	Cd 含量 (mg/kg)				转运系数
		根	茎	叶	地上部分	
广西阳朔	籽粒苋	46.60 ± 8.03a	23.95 ± 1.26b	21.50 ± 2.16b	22.59 ± 0.68c	0.50 ± 0.10c
	龙葵	16.61 ± 2.06b	26.38 ± 1.95b	57.24 ± 5.39a	41.39 ± 0.37b	2.53 ± 0.35a
	商陆	7.87 ± 1.64b	7.94 ± 0.12c	9.71 ± 0.69c	8.94 ± 0.39d	1.17 ± 0.24b
	青葙	48.65 ± 9.40a	36.48 ± 3.89a	61.59 ± 3.30a	48.59 ± 0.32a	1.02 ± 0.18b
广西河池	籽粒苋	191.67 ± 13.18a	185.49 ± 10.09a	216.60 ± 18.00a	206.25 ± 8.00a	1.08 ± 0.07c
	龙葵	162.04 ± 17.96b	136.75 ± 5.97b	182.74 ± 23.06b	160.84 ± 11.56c	0.99 ± 0.97d
	商陆	48.98 ± 5.47c	51.58 ± 5.83d	109.76 ± 4.80c	89.81 ± 2.58d	1.85 ± 0.24a
	青葙	144.87 ± 9.92b	99.71 ± 1.34c	235.80 ± 24.14a	183.55 ± 15.77b	1.26 ± 0.07b
天津	籽粒苋	1.20 ± 0.37ab	1.36 ± 0.08b	2.36 ± 1.11ab	2.07 ± 0.82b	1.74 ± 0.39a
	龙葵	3.03 ± 0.86a	2.85 ± 0.01a	3.79 ± 1.10a	3.34 ± 0.57a	1.57 ± 1.15a
	商陆	0.67 ± 0.21b	0.73 ± 0.62c	0.77 ± 0.05b	0.76 ± 0.24c	1.19 ± 0.29a
	青葙	3.23 ± 0.91a	1.46 ± 0.48b	3.65 ± 1.26a	2.72 ± 0.44ab	0.86 ± 0.10a

2.3 不同土壤条件下植物对 Cd 的富集系数

富集系数是植物地上部分 Cd 含量与土壤中 Cd 含量的比值^[21],可反映在土壤-植物系统中重金属 Cd 迁移的难易程度,是表征植物吸收 Cd 能力的评价指标^[11]。由图 1 可知,除天津土壤上栽种的商陆外,3 个地区各植物的富集系数均大于 1.0,其中,在广西阳朔土壤上栽种的青葙对 Cd 的富集

系数高达 12.49,分别是龙葵、籽粒苋、商陆的 1.17、2.15、5.43 倍;广西河池土壤上栽种的植物富集系数大小为籽粒苋 > 青葙 > 龙葵 > 商陆;对天津土壤而言,其栽培的龙葵、青葙对 Cd 的富集系数分别为 2.13、1.73,高于其他 2 种植物,与商陆差异显著 ($P < 0.05$)。

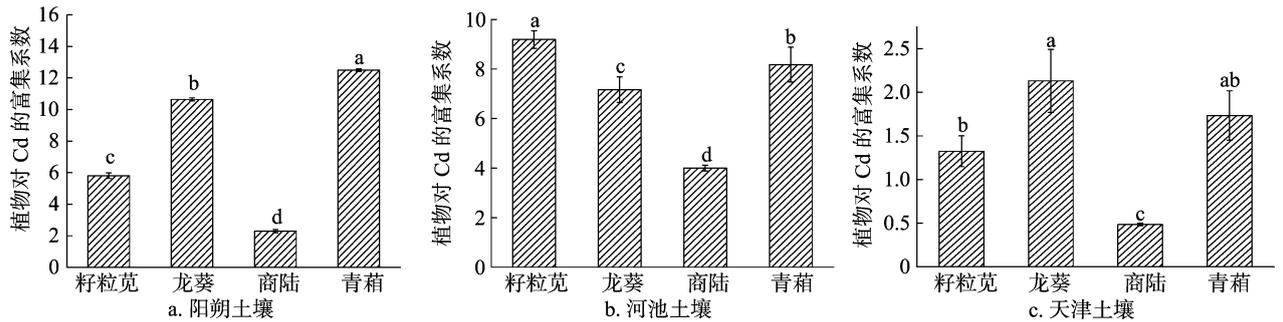


图 1 不同土壤条件下 4 种植物的富集系数

2.4 不同土壤条件下 4 种植物可收获的 Cd 总量及对 Cd 的去除率

2.4.1 可收获的 Cd 总量 植物可收获的 Cd 总量是由植物地上部分 Cd 浓度和地上部分生物量决定的。由图 2 可见,广西阳朔土壤上栽种的青葙可收获 Cd 总量为 0.11 mg/株,显著高于籽粒苋、龙葵、商陆 ($P < 0.05$),分别是其 2.20、1.83、5.25 倍;广西河池土壤上可收获 Cd 总量最高的植物是籽粒苋,其次是青葙,但 4 种植物可收获的 Cd 总量相互间差异不显著 ($P > 0.05$);天津土壤上龙葵、青葙可收获的 Cd 总量相对较高,两者之间差异不显著,高于其他 2 种植物,其中,龙葵可收获的 Cd 总量相对最高,分别是商陆、籽粒苋的 5.00、2.50 倍。

2.4.2 对 Cd 的去除率 植物对 Cd 污染土壤修复效果的好坏可用植物对土壤中 Cd 的去除率来衡量。由表 4 可见,广西阳朔土壤上 4 种植物对 Cd 的去除率为 0.50% ~ 2.71%,其

中,青葙对 Cd 的去除率最高,龙葵次之,两者之间差异显著 ($P < 0.05$);广西河池土壤上 4 种植物对 Cd 的去除率为 0.79% ~ 1.37%,4 种植物对 Cd 的去除率相互间差异不显著;天津土壤上 4 种植物对 Cd 的去除率为 0.12% ~ 0.67%,龙葵对 Cd 的去除率相对最高,青葙次之,两者之间差异不显著。

3 结论与讨论

土壤中的镉 (Cd) 会对植物产生一定的毒害作用,引起一系列生理特征的改变^[22]。本试验中,各土壤上栽种的籽粒苋、龙葵、商陆、青葙这 4 种植物均未出现叶片失绿、叶片卷曲等典型的 Cd 中毒症状^[23],表明这 4 种植物对 Cd 均有较强的耐受能力。程国玲等研究表明,植物修复技术并不适用于高浓度重金属污染的土壤环境治理^[24],但可用于治理中低浓度重金属污染的土壤^[25]。孙正国研究表明,土壤中 Cd 浓度的

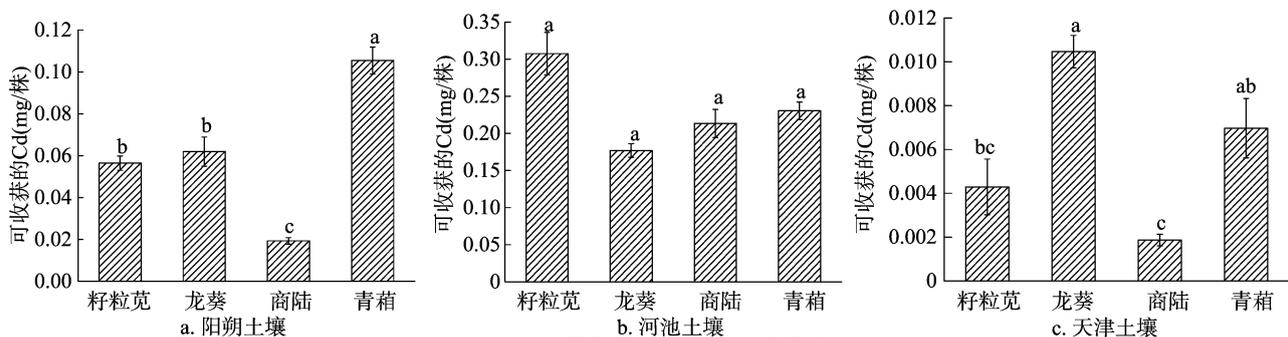


图2 不同土壤条件下4种植物可收获的Cd总量

表4 不同土壤条件下4种植物对Cd的去除率

植物名称	对Cd的去除率(%)		
	阳朔	河池	天津
籽粒苋	1.45b	1.37a	0.27bc
龙葵	1.59b	0.79a	0.67a
商陆	0.50c	0.95a	0.12c
青苜	2.71a	1.03a	0.44ab

增加会导致植物生物量的降低^[26]。Salt 等研究结果表明,植物主要通过地上部分吸收土壤中的重金属,植物地上部分生物量能反映植物对重金属的耐性情况^[27]。本研究结果表明,重度Cd污染的广西河池土壤上种植的4种植物,其地上部分生物量总和较中度、轻度Cd污染的广西阳朔、天津土壤有一定程度降低,在Cd含量高达22.44 mg/kg的广西河池土壤上栽种的植物生长受到一定抑制,说明高浓度重金属土壤环境会影响植物的生长,从而削弱植物对重金属污染土壤修复治理的优势;在重度Cd污染的广西河池土壤上栽种的商陆,其地上部分生物量仍相对较高,显著高于籽粒苋、青苜、龙葵($P < 0.05$),这表明商陆对Cd的耐受程度相对较强,与聂发辉的研究结论^[14]一致。

植物体内Cd含量及对Cd的富集系数可作为衡量植物对Cd污染土壤修复性能的指标。龙新究等研究表明,一个地区土壤中的Cd含量越高,该地区植物中的Cd含量相对越高,植物对Cd的吸收量与土壤中的Cd总量呈正相关^[28]。聂发辉等在土壤Cd浓度、pH值相似的情况下外源添加20 mg/kg Cd(NO₃)₂,结果表明,添加Cd的商陆叶片Cd含量达到294.22 mg/kg,富集系数为7.49^[29];Li等在pH值为7.10的土壤中外源添加5 mg/kg 3CdSO₄·8H₂O再栽种籽粒苋发现,籽粒苋叶片中的Cd含量高达146.50 mg/kg,富集系数高达22.30^[30]。本研究结果表明,轻度Cd污染的天津土壤上栽种的植物,其地上部分最大Cd含量仅为3.34 mg/kg,仅为重度Cd污染的广西河池土壤上栽种植物地上部分最大Cd含量的1.62%,这进一步佐证了前人的观点;4种植物中,商陆的地上部分Cd含量及富集系数在3个地区土壤上栽培均是相对最低的,在广西河池含Cd为22.44 mg/kg的重度镉污染土壤上栽种,其叶片Cd含量也仅为109.76 mg/kg,富集系数为4.0,而籽粒苋在pH值为6.48、含Cd量为3.89 mg/kg的广西阳朔土壤上栽种,其叶片Cd含量仅为21.50 mg/kg,富集系数为5.81,与聂发辉等的研究结论^[29-30]存在较大差异,同样结果也出现在青苜^[12]、龙葵^[31]中,这可能是由于本研究中土壤分别取自污灌区、铅锌矿尾砂库及冶

炼厂周边农田,Cd主要以铁锰氧化态、残渣态、还原态等非水溶性态Cd形态存在^[32-34],而其他试验多以Cd(NO₃)₂·3CdSO₄·8H₂O、CdCl₂等植物易吸收的水溶性态Cd模拟土壤Cd污染,非水溶性态Cd的生物有效性较水溶性态Cd要低得多^[35]。因此,对真实的Cd污染土壤植物修复而言,植物修复人工模拟的Cd污染土壤试验评价结果缺乏外推效应。较其他3种植物来说,青苜在轻度、中度Cd污染的天津、广西阳朔土壤上栽种均能富集更多的Cd,其中,在中度Cd污染的阳朔土壤上其地上部分Cd含量显著高于其他植物,富集系数高达12.49,表明青苜对土壤中的Cd有很强的提取能力,可适用于不同形态Cd污染土壤的修复,这与姚诗音等的研究结论^[12]相似,建议将青苜作为中国Cd污染土壤植物修复工程中推广应用的优选植物。

植物可收获的Cd总量及对Cd的去除率是衡量植物修复性能的2个关键指标。本研究结果表明,籽粒苋在重度Cd污染的广西河池土壤上栽种,其可收获的Cd总量及对Cd的去除率相对最高,与其他植物相比差异不显著($P > 0.05$);龙葵在轻度Cd污染的天津土壤上栽种,其可收获的Cd总量及对Cd的去除率显著高于籽粒苋、商陆,但清除其他2种污染土壤中Cd的优势不大,这说明龙葵可能较适用于低Cd污染土壤的修复;青苜在中轻度Cd污染的土壤上栽种其可收获的Cd总量及对Cd的去除率均相对较高,说明青苜在中轻度Cd污染的土壤上能表现出较好的修复性能,而目前我国90%以上的Cd污染土壤为中轻度污染^[1],因此,青苜在土壤修复工程实践中具有更强的适用性。

须指出的是,以籽粒苋修复广西河池重度Cd污染的土壤使其达到GB 15618—1995《土壤环境质量标准》中的三级标准,按每茬籽粒苋对Cd的提取率1.37%计算,至少需要种植70茬才能达到修复效果,因此,对重度Cd污染的地区采用植物修复技术治理土壤污染效率相对较低,应考虑物理化学法治理修复^[36-37]。另外,在污染土壤植物修复过程中,受外界环境及土壤内部环境影响,土壤中的重金属活性有可能会下降,进而导致植物吸收重金属的量下降,使修复效率降低^[38],可通过添加柠檬酸、苹果酸或施加氮肥、真菌等措施^[12,39-40],以提高作物叶片对Cd的吸收,提高植物修复性能。

参考文献:

- [1] 环境保护部,国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报[R]. 北京:环境保护部,2014:1-5.

- [2] Hao Q, Jiang C. Heavy metal concentrations in soils and plants in Rongxi Manganese Mine of Chongqing, Southwest of China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2015, 35(1): 46-51.
- [3] 徐剑锋, 王雷, 熊瑛, 等. 土壤重金属污染强化植物修复技术研究进展[J]. 环境工程技术学报, 2017, 7(3): 366-373.
- [4] Cappa J J, Pilon-Smits E A. Evolutionary aspects of elemental hyperaccumulation[J]. Planta, 2014, 239(2): 267-275.
- [5] 刘威, 束文圣, 蓝崇钰. 宝山堇菜(*Viola baoshanensis*)——一种新的镉超富集植物[J]. 科学通报, 2003, 48(19): 2046-2049.
- [6] 魏树和, 周启星, 王新, 等. 一种新发现的镉超积累植物龙葵(*Solanum nigrum* L.) [J]. 科学通报, 2004, 49(24): 2568-2573.
- [7] 杨肖娥, 龙新宪, 倪吾钟, 等. 古老铅锌矿山生态型东南景天对镉耐性及超积累特性的研究[J]. 植物生态学报, 2001, 25(6): 665-672.
- [8] Xue S G, Chen Y X, Reeves R D, et al. Manganese uptake and accumulation by the hyperaccumulator plant *Phytolacca acinosa*, Roxb. (Phytolaccaceae) [J]. Environmental Pollution, 2004, 131(3): 393-399.
- [9] 汤叶涛, 仇荣亮, 曾晓雯, 等. 一种新的多金属超富集植物——圆锥南芥(*Arabis paniculata* L.) [J]. 中山大学学报(自然科学版), 2005, 44(4): 135-136.
- [10] 李凝玉, 李志安, 丁永祯, 等. 不同作物与玉米间作对玉米吸收积累镉的影响[J]. 应用生态学报, 2008, 19(6): 1369-1373.
- [11] 刘周莉, 何兴元, 陈玮. 忍冬——一种新发现的镉超富集植物[J]. 生态环境学报, 2013, 22(4): 666-670.
- [12] 姚诗音, 刘杰, 王怡璇, 等. 青葙对镉的超富集特征及累积动态研究[J]. 农业环境科学学报, 2017, 36(8): 1470-1476.
- [13] 魏树和, 周启星, 王新. 超积累植物龙葵及其对镉的富集特征[J]. 环境科学, 2005, 26(3): 167-171.
- [14] 聂发辉. 镉超富集植物商陆及其富集效应[J]. 生态环境, 2006, 15(2): 303-306.
- [15] 李凝玉, 卢焕萍, 李志安, 等. 籽粒苋对土壤中镉的耐性和积累特征[J]. 应用与环境生物学报, 2010, 16(1): 28-32.
- [16] 周建利, 郭晓方, 吴启堂, 等. 活化土壤重金属天然植物螯合剂的筛选[J]. 生态学报, 2010, 30(5): 1390-1396.
- [17] 林炳营. 广西某铅锌矿区土壤-作物镉污染研究[J]. 土壤通报, 1997, 28(5): 235-237.
- [18] 项萌, 张国平, 李玲, 等. 广西铅锑矿冶炼区表层土壤重金属污染的分布规律[J]. 矿物学报, 2011, 31(2): 250-255.
- [19] 王祖伟, 张辉. 天津污灌区土壤重金属污染环境质量与环境效应[J]. 生态环境学报, 2005, 14(2): 211-213.
- [20] 吴秉奇, 刘淑杰, 张森, 等. 接种耐镉细菌对青葙吸收积累土壤中镉的影响[J]. 生态学杂志, 2014, 33(12): 3409-3415.
- [21] Tanhan P, Kruatrachue M, Pokethitiyook P, et al. Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by siam weed [*Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson] [J]. Chemosphere, 2007, 68(2): 323-329.
- [22] 李广云, 曹永富, 赵书民, 等. 土壤重金属危害及修复措施[J]. 山东林业科技, 2011, 41(6): 96-101.
- [23] 徐正浩, 沈国军, 诸常青, 等. 植物镉忍耐的分子机理[J]. 应用生态学报, 2006, 17(6): 1112-1116.
- [24] 程国玲, 胥家楨, 马志飞, 等. 螯合诱导植物修复技术在重金属污染土壤中的应用[J]. 土壤, 2008, 40(1): 16-20.
- [25] 胡亚虎, 魏树和, 周启星, 等. 螯合剂在重金属污染土壤植物修复中的应用研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(11): 2055-2063.
- [26] 孙正国. 龙葵对镉污染土壤的响应及其修复效应研究[J]. 江苏农业科学, 2015, 43(10): 397-401.
- [27] Salt D E, Smith R D, Raskin I. Phytoremediation [J]. Annual Review of Plant Biology, 1998, 49: 643-668.
- [28] 龙新宪, 王艳红, 刘洪彦. 不同生态型东南景天对土壤中Cd的生长反应及吸收积累的差异性[J]. 植物生态学报, 2008, 32(1): 168-175.
- [29] 聂发辉, 吴彩斌, 吴双桃. 商陆对镉的富集特征[J]. 浙江林学院学报, 2006, 23(4): 400-405.
- [30] Li N Y, Fu Q L, Zhuang P, et al. Effect of fertilizers on Cd uptake of amaranthus hypochondriacus, a high biomass, fast growing and easily cultivated potential Cd hyperaccumulator [J]. International Journal of Phytoremediation, 2012, 14(2): 162-173.
- [31] Zhang X F, Xia H P, Li Z, et al. Identification of a new potential Cd-hyperaccumulator *Solanum photeinocarpum* by soil seed bank-metal concentration gradient method [J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 189(1/2): 414-419.
- [32] 孙约兵, 徐应明, 史新, 等. 污灌区镉污染土壤钝化修复及其生态效应研究[J]. 中国环境科学, 2012, 32(8): 1467-1473.
- [33] 许超, 夏北成, 吴海宁. 尾矿库尾砂及周边农田土壤重金属形态分布及其生物有效性[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(11): 2293-2296.
- [34] 李翔, 刘永兵, 程言君, 等. 湖南某铅锌矿污染土壤稳定化修复研究[J]. 中国土壤与肥料, 2016(2): 137-144.
- [35] 张季惠, 王黎虹, 张建奎. 土壤中镉的形态转化、影响因素及生物有效性研究进展[J]. 广东农业科学, 2013, 40(6): 169-171.
- [36] 王家乐. 土壤镉污染及治理技术综述[J]. 中国西部科技, 2010, 9(7): 7-9.
- [37] 李婧, 周艳文, 陈森, 等. 我国土壤镉污染现状、危害及其治理方法综述[J]. 安徽农学通报, 2015, 21(24): 104-107.
- [38] 孙鑫, 娄燕宏, 王会, 等. 重金属污染土壤的植物强化修复研究进展[J]. 土壤通报, 2017, 48(4): 1008-1013.
- [39] 王林, 周启星, 孙约兵. 氮肥和钾肥强化龙葵修复镉污染土壤[J]. 中国环境科学, 2008, 28(10): 915-920.
- [40] 毛亮, 靳治国, 高扬, 等. 微生物对龙葵的生理活性和吸收重金属的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(1): 29-36.