

碎米荠对硒、镉超富集特性研究

刘亚峰^{1,3}, 龙胜桥^{2,3}, 邵树勋^{1,*}

(1.中国科学院地球化学研究所 矿床地球化学国家重点实验室,贵阳 550081;

2.中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室,贵阳 550081; 3.中国科学院大学,北京 100049)

摘要: 超富集植物在营养元素生物强化及重金属污染植物修复技术领域有重大应用前景。通过野外调查和栽培实验,研究了碎米荠植物对硒镉的吸收富集特征。研究表明:野生碎米荠中 Se 含量达数百 mg/kg,叶片中 Se 最高含量为 1 365 mg/kg。地上部 Se 的生物富集系数在 2.8~43.8 的范围内,大部分超过 10;生物转移系数在 0.46~1.88 之间,大部分大于 1。地上部 Cd 含量都超过了 100 mg/kg,叶中的 Cd 含量大部分在 400~800 mg/kg 之间。富集系数都大于 1,且农田及小流域植株地上部 Cd 的生物富集系数高达几十甚至上百,Cd 的生物转移系数大部分超过 1。露天栽培条件下,碎米荠中的硒镉含量随盆栽土壤中硒镉浓度的上升呈现出先增加后降低的特征,当 Se 含量为 50 mg/kg 时植物中的 Se 含量最高,此时地上部 Se 含量为 995 mg/kg,地下部 Se 含量 1 100 mg/kg。当 Cd 浓度为 80 mg/kg 时,植株当中 Cd 含量最高,地上部和地下部中的 Cd 含量分别高达 550 mg/kg、337 mg/kg。研究认为湖北渔塘坝发育的碎米荠植物是硒镉多元素超富集植物,在硒镉生态环境污染修复方面具有重大应用前景。

关键词: 碎米荠; 超富集植物; 硒; 镉; 吸收富集

中图分类号: X53 文献标识码: A 文章编号: 1672-9250(2018)02-0173-06 doi: 10.14050/j.cnki.1672-9250.2018.46.022

我国农田土壤重金属污染形势非常严峻,土壤污染治理刻不容缓^[1]。重金属污染植物修复技术是目前世界范围内的研究热点,亦是目前土壤污染治理的环境友好技术,因其经济、环保、可持续发展等技术优势,具有良好的应用前景^[2-4]。超富集植物是植物修复土壤污染技术的关键。2007年,邵树勋等人在湖北恩施渔塘坝矿区发现了硒超富集植物碎米荠(*Cardamine violifolia*),也是我国发现最早的硒超富集植物(当时定名为遏蓝菜)^[5]。此植物被发现以来引起了我国硒学术界的极大关注,许多学者对该植物进行了生物学、生理学、硒富集特征、硒形态等方面的研究^[6-11]。在以上研究的基础上,湖北恩施当地企业对碎米荠进行了规模化种植开发,从中提取植物硒蛋白等补硒添加剂有效成分,生产出了系列补硒产品,为当地创造巨大的经济效益,已成为恩施当地富硒特色产业的拳头产品^[12]。白宏峰等^[13]通过调查和栽培实验发现碎米荠对镉具有超富集特征,龙胜桥等^[14]通过野外调查发现碎米荠不仅超富集硒镉,还对锌具有超富集特性。为

了进一步查明该植物对硒、镉吸收富集特征,探索其修复硒镉污染环境的潜能。通过野外调查采样及盆栽试验,研究碎米荠中硒镉的分布、积累特征,以为修复硒镉重金属污染土壤提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 碎米荠及采样区概况

研究植物堇叶碎米荠(*Cardamine violifolia*)为十字花科碎米荠属植物,多年生草本植物。2010年,王玉兵等^[15]人认定在湖北恩施渔塘坝发现的碎米荠植物是壶瓶碎米荠。后来,向极钎等^[16]通过对不同产区碎米荠 DNA 序列分析及亲缘关系的研究,认为湖北恩施渔塘坝发育的碎米荠为堇叶碎米荠。其生长期为 3~7 月,喜冷凉气候,适宜温度在 15~30℃,主要生长于海拔 800~1 400 m 的水沟湿地。从植物形态来看,叶、茎、根分化明显,上部常有分枝,单叶互生,叶呈披针形,开白花,成熟期结子,植株高可达 1 m 以上。

野生碎米荠发育地湖北省恩施渔塘坝硒矿区,

收稿日期: 2017-06-21; 改回日期: 2017-07-25

基金项目: 国家自然科学基金项目(40473048、40971287)。

第一作者简介: 刘亚峰(1991-)女,硕士研究生,主要研究方向为重金属污染治理。E-mail: liuyafeng@mail.gyig.ac.cn.

* 通讯作者: 邵树勋(1964-)男,博士,研究员,研究方向为矿山环境污染修复。E-mail: shaoshuxun@vip.gyig.ac.cn.

位于恩施市区东南 73 km 处,地理位置为 30°10'16" N, 109°46'39" E。上世纪 60 年代爆发过世界上首例人群硒中毒,中毒症状为当地村民脱发掉甲、神智紊乱、牲畜皆中毒死亡,导致渔塘坝村整体搬迁^[16]。渔塘坝地貌景观为四面环山、封闭的小型山间盆地,富硒岩矿层在山边裸露,发育有世界上唯一的独立硒矿床。矿石类型主要为硅质碳质页岩(当地称之为石煤)和碳质硅质岩,围岩主要为灰岩和白云岩,其中石煤矿石硒含量最高达 8 500 mg/kg^[17]。该地气候湿热,雨量充足,风化强烈,形成了由矿坑、矿渣堆、溪流、农田组成的富硒生态系统。碎米茅主要发育于矿区溪流、矿渣堆、农田等富硒生态景观。

1.2 栽培试验设计

2014 年 4~10 月在贵阳市中国科学院地球化学研究所(地化所)进行了露天盆栽试验,栽培土壤取自地化所(贵阳)院内花园草地土壤。用 CdCl₂、Na₂SeO₃ 分析纯试剂处理调控盆栽土壤镉、硒浓度。硒处理的土壤浓度梯度分别为 0、10、20、40、50、90 mg/kg; 镉处理的土壤浓度梯度分别为 0、20、40、60、80、100 mg/kg。

将渔塘坝硒矿区采集的碎米茅野生种子,于 2014 年 4 月在地化所(贵阳)小区土壤播种育苗。盆栽土壤量为每盆 2 kg,根据硒镉含量计算对应浓度梯度所需的试剂添加量,分别以固态形式加入土壤中并充分混匀。2014 年 6 月,挑选长势优良的碎米茅幼苗移栽至花盆中,10 月底待植株成熟后收割。种植期间,盆栽放置于室外空旷处,除对植株进行不定期浇水外,无其他处理。收割的植株分别采集其地上部分和地下部分供分析测定。

1.3 样品处理与分析方法

将采集的新鲜植物样品先用自来水冲洗 3 次,

除去根部土壤及茎叶表面的尘土,再用去离子水冲洗干净,然后把植物样品摊在保鲜膜上自然风干,而后在烘箱中低温 45 °C 干燥至烘干。将干燥的碎米茅植物分为根、茎、叶三部分,分别用植物碎样机粉碎至 60~80 目左右。采集的土壤样品放置在通风条件好的场地自然风干后,放置于玛瑙研钵中进行研磨,再过 120 目筛。将磨好的植物样品及土壤样品均密封于聚乙烯塑料袋中,室温存储,备分析使用。

土壤样品 HF/HNO₃/HClO₄ 消化,植物样品 HNO₃/HClO₄ 消化,硒(Se)测定仪器为氢化物原子荧光光谱(AFS),镉(Cd)测定仪器电感耦合等离子质谱仪(ICP-MS)。采用标准物质(植物:GBW07428;土壤:GBW07428)进行植物和土壤分析的质量控制,分析误差小于 10%。野外采集样品是在贵州地矿实验中心完成的,栽培试验采集样品测试工作在澳实分析检测(广州)有限公司完成。

2 结果

2.1 自然生长条件下碎米茅中硒镉的富集特征

野外调查所采集的样品来自渔塘坝矿区矿渣堆、流经矿区的小溪流流域及溪流下游农田。由于其生长环境不同,土壤中的硒镉含量、碎米茅中硒镉分布及富集特征差异较大。

2.1.1 硒的富集特征

渔塘坝硒矿区碎米茅中 Se 的含量及生物富集系数等参数列于表 1 中。调查结果显示,相对其他两个类型采样点,小溪下游农田土壤 Se 含量最低,皆低于 10 mg/kg,碎米茅根、茎、叶中 Se 含量也最低,介于 16~192 mg/kg 之间,皆低于 200 mg/kg。小溪流域土壤中的 Se 含量在 12.2~39.3 mg/kg 范围内,矿渣堆中 Se 含量最高,在 66.6~185 mg/kg 范

表 1 渔塘坝硒矿区碎米茅、土壤中的 Se 含量及生物富集系数、转移系数

Table 1 Se contents in plant and soil and its bioconcentration factor and transfer coefficient

样品编号	采样点	土壤 Se (mg/kg)	植物 Se/(mg/kg)			生物富集系数		转移系数	
			叶	茎	根	叶	茎	叶	茎
SP-19		5.2	29	30	16	5.6	5.8	1.82	1.88
SP-16	农田	6.6	105	85	83	15.8	12.9	1.26	1.02
SP-22		7.9	184	89	192	23.2	11.3	0.96	0.46
SP-11		12.2	290	320	360	23.8	26.0	0.81	0.89
SP-06	小溪流域	39.3	360	600	570	9.2	15.3	0.63	1.05
YT-16		28.0	1 226	512	841	43.8	18.4	1.46	0.70
SP-04		66.6	280	380	370	4.2	5.7	0.76	1.03
SP-03	矿渣堆	140	390	500	330	2.8	3.6	1.20	1.52
YT-5		185	1 365	700	1 168	7.4	3.8	1.20	0.60

围内。虽然小溪流域土壤 Se 含量远比矿渣堆低,但是两类采样点的碎米荠皆超常富集 Se,含量相差不大。其中,小溪流域的 YT-16 和矿渣堆的 YT-5 两个样品的叶片中 Se 含量分别高达 1 226 mg/kg、1 365 mg/kg,超过了 Baker 等人提出的 Se 超富集植物标准(1 000 mg/kg)^[18]。

由表 1 可知,渔塘坝硒矿区富 Se 环境自然生长条件下的碎米荠,茎叶地上组织对土壤中 Se 的生物富集系数(植物 Se/土壤 Se)皆大于 1,在 2.8~43.8 的范围内,且大部分超过了 10,说明碎米荠地上部组织对土壤中 Se 的吸收富集能力强。另外,反映植物从地下部向地上部转移元素能力的生物转移系数(植物地上部 Se/根 Se)介于 0.46~1.88,大部分大于 1,说明碎米荠具有从根部向地上部转移 Se 的生物性能。

2.1.2 镉的富集特征

渔塘坝硒矿区碎米荠中 Cd 的含量及生物富集系数等参数列于表 2 中。调查结果显示,三类采样点中,农田土壤的 Cd 含量最低,小溪流域土壤 Cd 含量次之,矿渣堆 Cd 含量最高;分别介于

2.2~5.4 mg/kg、3.9~16.6 mg/kg 和 31.6~184 mg/kg 范围内。所有采样点的碎米荠中 Cd 含量都比较高,地上部含量均超过 100 mg/kg。其中,叶中 Cd 含量在 201~805 mg/kg 范围内,大部分在 400~800 mg/kg 之间;茎和根组织中的 Cd 含量相对较低,大部分在 100~300 mg/kg 范围内,个别样品超过 500 mg/kg。同一碎米荠植株的根、茎、叶组织中 Cd 含量有一定的差异,总体上呈现叶>茎>根的富集规律。

渔塘坝硒矿区富硒环境自然生长条件下,所有碎米荠地上部组织对土壤中 Cd 的生物富集系数(植物 Cd/土壤 Cd)都大于 1。农田及小溪流域的 Cd 生物富集系数很高,达几十甚至上百;矿渣堆采样点由于土壤 Cd 含量高,其生物富集系数相对较低,但也都超过了 1。总体上,叶中 Cd 的生物富集系数大于茎,相差近 2 倍,说明碎米荠地上部组织对土壤中 Cd 的吸收富集能力比较强。而 Cd 的生物转移系数结果显示,叶中 Cd 的转移系数大部分大于 2,茎中 Cd 的转移系数大部分超过了 1,具有从根部向地上部转移 Cd 的生物性能。

表 2 渔塘坝硒矿区碎米荠、土壤中的 Cd 含量及生物富集系数、转移系数

Table 2 Cd contents in plant and soil and its bioconcentration factor and transfer coefficient

样品 编号	采样点	土壤 Cd 含量 /(mg/kg)	植物 Cd 含量/(mg/kg)			生物富集系数		转移系数	
			叶	茎	根	叶	茎	叶	茎
SP-19	农田	2.2	350	192	153	159	87	2.29	1.25
SP-20		2.4	201	107	74	84	45	2.72	1.45
SP-14		5.4	775	427	351	144	79	2.21	1.22
SP-13	小溪流域	3.9	719	380	171	184	97	4.20	2.22
SP-12		8.8	342	167	190	39	19	1.80	0.88
SP-11		16.6	543	273	367	33	16	1.48	0.74
SP-03	矿渣堆	31.6	805	583	557	25	18	1.45	1.05
SP-01		127	459	160	215	3.61	1.26	2.13	0.74
SP-04		184	690	296	303	3.75	1.61	2.28	0.98

表 3 栽培条件下碎米荠中的 Se、Cd 含量及生物富集系数、转移系数

Table 3 The contents of Se and Cd in *Cardamine violifolia* under cultivation condition and their bioconcentration factors and transfer coefficients

盆栽植物 编号	处理 类型	处理浓度 /(mg/kg)	Se 或 Cd 含量/(mg/kg)		富集系数	转移系数
			地上部	地下部		
Ep-11	Se	0	2.92	4.78	—	—
EP-12		10	33	70	7.0	0.48
EP-28		20	235	208	10.4	1.13
EP-29		40	827	741	18.5	1.12
EP-15		50	995	1 100	22.0	0.90
EP-30		90	733	570	6.3	1.29
EP-01		Cd	0	4.59	1.58	—
EP-07	20		119	93	4.7	1.28
EP-08	40		388	225	5.6	1.72
EP-09	80		550	337	4.2	1.63
EP-10	100		478	332	3.3	1.44

2.2 人工栽培条件下碎米荠对硒、镉的富集

本次栽培实验,添加 CdCl_2 试剂的植株长势较差,添加 Na_2SeO_3 试剂的植株长势较好。表3列出了本次栽培实验碎米荠中的硒镉含量及地上部组织的生物富集系数及转移系数数据。

2.2.1 栽培试验碎米荠中硒的富集

从表3中可以看出,实验组碎米荠硒含量明显高于无添加硒的对照组实验。随着盆栽土壤中硒浓度的上升,碎米荠地上部和地下部的硒含量明显增加。当处理浓度上升到 40 mg/kg 后,碎米荠地上部及地下部中的硒含量急剧增加到 700 mg/kg 以上; 50 mg/kg 梯度时植物中的硒含量最高,此时,地上部 Se 含量达 995 mg/kg (接近硒超富集植物 1000 mg/kg 的参照值^[17]),地下部 Se 含量达 1100 mg/kg 。当土壤硒浓度上升到 90 mg/kg 时,植物中硒含量降低。地上部硒的富集系数在 $6.3\sim 22$ 的范围内,平均值为 12.8 ,证明该植物在人工栽培条件下对硒具有吸收富集功能。除 10 mg/kg 处理浓度之外,地上部对硒的转移系数皆接近或大于 1 ,说明该植物具有从根部向地上部转移硒的生物性能。

2.2.2 栽培试验碎米荠中镉的富集

从表3中可知,与无添加 Cd 的对照组实验相比,添加 Cd 的碎米荠中的 Cd 含量明显增加,地上部中 Cd 含量皆超过了 100 mg/kg ,达到了 Cd 超富集植物的参照值^[17]。随着土壤 Cd 处理浓度梯度的上升,总体上植株中 Cd 含量明显升高。当 Cd 处理浓度为 80 mg/kg 时,植株当中 Cd 含量最高,地上部和地下部中的 Cd 含量分别为 550 mg/kg 和 337 mg/kg 。当土壤 Cd 含量达 100 mg/kg 时,植株当中 Cd 含量开始降低。地上部对 Cd 的生物富集系数在 $3.3\sim 5.6$ 范围内,皆大于 3 ,说明该植物在人工栽培条件下也能将土壤中的 Cd 吸收富集到地上部组织。该植物对 Cd 的转移系数皆大于 1 ,说明在人工栽培条件下具有从根部向茎叶转移 Cd 生物性能。

3 讨论

Channey 等人认为超富集植物是指能从土壤中超量富集重金属并转移到地上的植物,其地上部(茎和叶)金属元素含量是普通植物在同一生长条件下的 100 倍以上且不影响正常生理活动的植物^[19]。目前,关于超富集植物的衡量标准应同时具有 2 个基本特征:其一是临界含量,即植物地上部富集的重金属应达到某临界含量,对不同重金属,其

超富集植物富集浓度界限也不同。广泛采用的参考值是植物茎或叶中重金属富集的临界含量: Zn 和 Mn 为 10000 mg/kg , Se、Pb、Cu、Ni、Co 及 As 均为 1000 mg/kg , Cd 为 100 mg/kg , Au 为 1 mg/kg ^[17]。其二是转移特征,即植物地上部重金属含量大于其根部重金属含量;另外,在植物的生长未受明显的伤害情况下,植物地上部富集系数大于 1 ^[20]。

渔塘坝硒矿区发育的野生碎米荠,农田土壤硒含量低于 10 mg/kg ,碎米荠植株中硒含量介于 $16\sim 192\text{ mg/kg}$;小溪流域和矿渣堆土壤硒含量大于 10 mg/kg ,地上部硒含量都超过 200 mg/kg ,地上部组织叶中最高硒含量达 1365 mg/kg ,超过了硒富集植物标准。另外,硒的生物富集系数介于 $2.8\sim 43.8$ 的范围内,皆大于 1 ,大部分超过 10 ;转移系数在 $0.46\sim 1.88$,大部分大于 1 。栽培条件下,随着硒处理浓度的增加,碎米荠中硒含量明显增加(图1)。当 Se 含量为 50 mg/kg 时,植物中的 Se 含量最高。此时,地上部 Se 含量为 995 mg/kg ,地下部 Se 含量 1100 mg/kg ,超过了 1000 mg/kg 的硒超富集植物标准。硒的富集系数都大于 1 ,介于 $6.3\sim 22$ 之间,转移系数变化较大,介于 $0.48\sim 1.29$ 之间。总体上,不管在自然生长条件下还是露天盆栽条件下,碎米荠植株对土壤中的硒都有较强的吸收富集能力,即该植物具有超富集硒的生物特性。

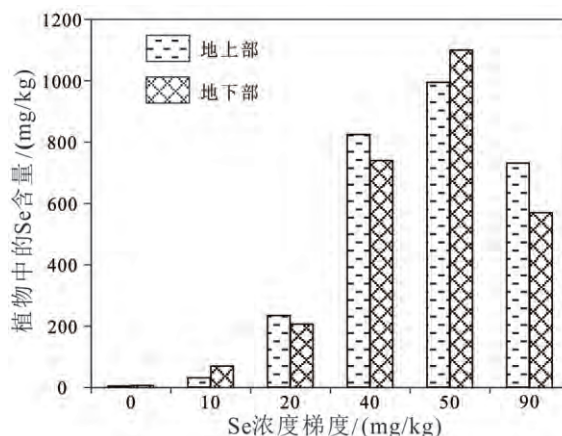


图1 Na_2SeO_3 处理栽培试验碎米荠中的 Se 含量

Fig. 1 Contents of Se in *Cardamine violifolia* under cultivation condition with Na_2SeO_3

在野外自然条件下,所有类型采样点的碎米荠样品地上部 Cd 含量都超过了 100 mg/kg ,叶中的 Cd 含量大部分在 $400\sim 800\text{ mg/kg}$ 范围内,茎和根组织中的镉含量相对较低,大部分在 $100\sim 300\text{ mg/kg}$ 范围内。所有植物样品对镉的富集系数也都大于 1 ,

农田及小溪流域地上部 Cd 的生物富集系数高达几十甚至上百。另外,叶对 Cd 的生物转移系数都超过 1,茎对 Cd 的转移系数部分超过 1。露天栽培条件下,随着土壤中镉浓度的增加,碎米荠中镉的含量先增加后降低(图 2),且实验组植株地上部镉含量都大于 100 mg/kg。当 Cd 浓度为 80 mg/kg 时,植株当中 Cd 含量最高,地上部最高含量为 550 mg/kg,远远超过了 Cd 超富集植物标准。另外,植株中镉的富集系数及转移系数都大于 1,分别介于 3.3~5.6、1.28~1.72 之间。结合野外条件下植株对镉的富集特征,碎米荠植株的根、茎、叶组织中镉含量,呈现叶>茎>根的富集规律。表明,碎米荠不仅具有吸收富集镉的能力,还具有向地上部转移重金属的生物性能。

实验结果表明,碎米荠无论在野外自然生长条件下,还是人工施加外源硒镉的盆栽试验条件下,碎米荠皆达到了硒镉超富集标准,基于上述两个超富集植物衡量标准,认为湖北恩施渔塘坝硒矿区发育的碎米荠具有超富集硒镉的生物性能,是一种硒镉多金属超富集植物。

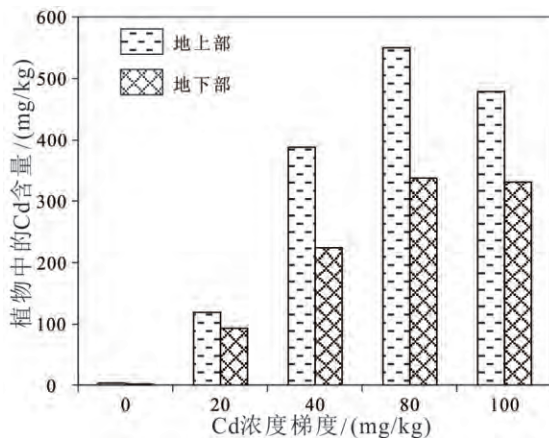


图 2 CdCl₂ 处理栽培试验碎米荠中的 Cd 含量

Fig. 2 Contents of Cd in *Cardamine violifolia* under cultivation condition with CdCl₂

碎米荠超富集硒镉生物性能的确定,为该植物的进一步开发利用提供了理论依据。调查发现,野生的碎米荠植株最高可超过 1 m,且此植物生长速度快,一年可收获两季,生物量较大,是修复硒镉污染土壤的有较大应用潜力的植物材料,可用于治理硒镉污染的生态环境。但此研究仅仅是进行小规模实验研究,碎米荠在实际污染土壤中的生长情况,以及复合污染条件下对硒镉的吸收富集特征和实际修复效果有待于进一步研究。

4 结 论

通过对渔塘坝硒矿区碎米荠吸收富集 Se、Cd 的调查研究及其盆栽实验研究,取得以下结论:

1) 自然生长条件下,碎米荠含 Se 量达数百 mg/kg,叶片中 Se 最高含量达 1 365 mg/kg;地上部 Cd 含量都超过 100 mg/kg,叶中镉含量大部分在 400~800 mg/kg 之间;栽培条件下,碎米荠中的 Se、Cd 含量随 Se、Cd 浓度的上升呈现出先增加后降低的特征,表现出一定的耐受性,当 Se、Cd 含量分别为 50 mg/kg 和 80 mg/kg 时,植物中的 Se、Cd 含量最高。

2) 野外条件下,地上部 Se 的生物富集系数在 2.8~43.8 的范围内,生物转移系数在 0.46~1.88 之间;Cd 的生物富集系数高达几十甚至上百,地上部 Cd 的生物转移系数大部分都超过 1。栽培条件下,地上部 Se 的富集系数在 6.3~22 的范围内,地上部对 Se 的转移系数皆接近或大于 1;Cd 的生物富集系数在 3.3~5.6 范围内,生物转移系数皆大于 1。

3) 湖北渔塘坝发育的莖叶碎米荠植物具有超富集 Se、Cd 的生物性能,是 Se、Cd 多元素超富集植物,在硒镉生态环境污染修复方面具有良好的应用前景。

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]. 中国: 环境保护部,国土资源部,2014.
- [2] 安婧,宫晓双,魏树和. 重金属污染土壤超积累植物修复关键技术的发展[J]. 生态学杂志,2015,31(11): 3261-3270.
- [3] 蒲晨新,余渊,孙大江. 土壤重金属污染现状与植物修复研究[J]. 四川环境,2014,33(5): 140-145.
- [4] 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]. 安徽农业通报,2015,21(24): 104-107.
- [5] 邵树勋,郑宝山,苏宏灿,等. 湖北渔塘坝硒矿区发现超富集硒植物[J]. 矿物学报,2007,27(3/4): 567-570.
- [6] 向天勇,吴永尧,肖蓉. 不同浓度外加硒对恩施碎米荠生长发育的影响[J]. 浙江农业科学,2008,(2): 148-150.
- [7] 雷红灵,刘林春,吴永尧. 硒对恩施碎米荠根系抗氧化的影响[J]. 湖南农业科学,2011,(19): 31-34.
- [8] 雷红灵,吴金龙. 硒对恩施碎米荠叶片光合色素及非酶抗氧化物的影响[J]. 湖北农业科学,2015,50(24): 5157-5159.
- [9] 万海英,向极钎,杨永康,等. 植物对硒的吸收、转化及生理功能研究综述[J]. 安徽农业科学,2014,42(21): 6923-6926.

- [10] Yuan L, Zhu Y, Lin Z, et al. A Novel Selenocystine-Accumulating Plant in Selenium Mine Drainage Area in Enshi, China [J]. PLOS ONE, 2013, 8(6): 1147-1157.
- [11] Shao S X, Deng G D, Mi X B, et al. Accumulation and speciation of selenium in *Cardamine* sp. in Yutangba Se Mining Field, Enshi, China. Chinese Journal of Geochemistry, 2014, 33: 357-364.
- [12] 德源健康产业集团. 2016. <http://www.enshi.gov.cn/2016/0717/272248.shtml>.
- [13] 白宏锋, 李晓明. 超积累植物壶瓶碎米荠的镉富集[J]. 江苏农业学报, 2012, 28(1): 76-79.
- [14] 龙胜桥, 邵树勋. 渔塘坝硒矿区发现 Se、Zn、Cd 多元素超富集植物[J]. 矿物学报, 2016: 198-198.
- [15] 王玉兵, 陈发菊, 梁宏伟. 湖北省碎米荠属一新记录种—壶瓶碎米荠[J]. 湖北农业科学, 2010, 49(9): 2160-2161.
- [16] 向极钎, 李锡香, 王萌, 等. 不同产区碎米荠 nrDNA ITS 序列分析及亲缘关系鉴定. 湖北农业科学, 2014, 53(19): 4737-4740.
- [17] 杨光析, 王淑真, 周瑞华. 湖北恩施地区原因不明脱发脱甲症病因的研究[J]. 中国医学科学院学报, 1981, 3(2): 1-6.
- [18] Baker A J M, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements—a review of their distribution, ecology and phytochemistry [J]. Biorecovery, 1989, 1: 81-126.
- [19] Chaney R L, Malik M, Li Y M. Phytoremediation of soil metals. Environmental biotechnology [J]. Current Opinion in Biotechnology, 1997, 8: 297-284.
- [20] Mattina M I, Lannucci B W, Mussante C, et al. Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollution from soil [J]. Environmental Pollution, 2003, 124: 375-378.

A Study on Hyperaccumulation of Se and Cd in *Cardamine violifolia*

LIU Yafeng^{1,3}, LONG Shengqiao^{2,3}, SHAO Shuxun¹

(1. State Key Laboratory of Ore Deposit Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 2. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Hyperaccumulator has considerable application potential for nutrient elements biofortification and phytoremediation of heavy metals contamination. Through field investigation and cultivation experiment, the study discussed the intake and accumulation of Se and Cd in *Cardamine violifolia*. Results show that Se contents in wild *Cardamine violifolia* are up to hundreds of mg/kg, and the highest Se content in leaves is 1 365 mg/kg. The bioconcentration factor of Se in the overground part is in the range of 2.8-43.8 and most of them are higher than 10; the transfer coefficient is in the range of 0.46-1.88 and most of them are higher than 1. The Cd contents in the overground part of the plant are higher than 100 mg/kg, and most of leaf-Cd contents are between 400 mg/kg and 800 mg/kg. The concentration factor is higher than 1, and bioconcentration factors of Cd in shoots or leaves from farmland and stream area are higher with dozens or over one hundred. Almost all of the biological transfer coefficient of Cd in leaves and stems are higher than 1. Under pot cultivation condition, Se or Cd contents in the plant increase significantly with its increasing gradient of soil, and Se content in the plant is the highest at Se gradient of 50 mg/kg, being 995 mg/kg and 1100 mg/kg in shoot and root, respectively; Cd content is the highest at Cd gradient of 80 mg/kg, being 550 mg/kg and 337 mg/kg in shoot and root, respectively. Our research suggests that *Cardamine violifolia* is a Se/Cd multi-element hyperaccumulator, moreover, it potentially has important application prospect in ecological remediation of Se and Cd contamination.

Key words: *Cardamine violifolia*; hyperaccumulator; Selenium; Cadmium; bioaccumulation