

DOI: 10.11766/trxb201710240432

四川省凉山州紫茎泽兰的重金属含量及其肥用安全性评价*

白如霞¹ 刘 海^{1, 2} 王玉书¹ 黄建国^{1†}

(1 西南大学资源环境学院, 重庆 400716)

(2 贵州省农业科技信息研究所, 贵阳 550006)

摘 要 在中国西南地区, 紫茎泽兰 (*Eupatorium adenophorum*) 大规模侵入农田、森林和草场, 造成了巨大的经济损失和严重的生态灾难, 是我国危害最严重的入侵植物, 防除与资源化利用相结合是控制其蔓延的重要途径之一。经过生物堆肥腐熟后, 紫茎泽兰的繁殖器官死亡, 抑制植物、动物和微生物生长繁殖的有毒化感物质降解, 重金属含量成为紫茎泽兰能否作为有机肥的关键性问题。选择四川省凉山州典型矿区、农林和交通用地, 采集42个紫茎泽兰群落的土壤、植株、邻近植物和就地腐熟生产的紫茎泽兰有机肥, 测定重金属含量, 并对其肥用安全性进行评价。结果表明, 土壤和紫茎泽兰重金属含量的变幅较大, 土壤全砷 (As)、二乙基三胺五乙酸 (DTPA)/盐酸提取态铅 (Pb) 和镉 (Cd)、碳酸氢钠提取态As与紫茎泽兰的重金属含量均呈显著正相关, 相关系数依次为0.528、0.337 6、0.761 2和0.313 7 ($n=38 \sim 42, p < 0.05$)。在紫茎泽兰体内, 茎的重金属含量最低, 根系含量最高的重金属是铬 (Cr) 和As, 叶片含量最高的则为Pb、Cd和汞 (Hg)。与12种邻近植物相比, 紫茎泽兰的重金属含量和富集系数低于它们中的绝大多数, 其平均值和最大值也显著低于或相似于邻近植物。说明在自然条件下, 紫茎泽兰吸收重金属类似普通植物, 无特别的偏嗜性, 不支持紫茎泽兰富集重金属的观点。紫茎泽兰有机肥各重金属含量均显著低于《有机肥国家标准》(NY525-2012)。因此, 在紫茎泽兰泛滥成灾的四川省凉山州, 就地腐熟紫茎泽兰做肥用不具有重金属安全风险, 且无不同区域之间的重金属迁移, 产生土壤污染的风险极小, 值得推广应用。

关键词 紫茎泽兰; 重金属; 有机肥; 安全性; 就地腐熟

中图分类号 S451; S452 **文献标识码** A

紫茎泽兰 (*Eupatorium adenophorum*) 是一种菊科多年生恶性毒草, 原产于中美洲, 20世纪40年代从中缅边境侵入中国。该植物适应能力极强, 既能在光、热、水充足的环境中迅速生长, 又耐阴、耐瘠、耐旱。此外, 紫茎泽兰种子轻小, 极易传播^[1], 广泛分布于滇、黔、川、渝、桂、西藏亚热带和热带地区的农田、草场、森林、

山坡、乱石缝隙等, 局部地区的危害面积超过幅员的20%, 被列为中国危害最严重的入侵植物^[2]。

紫茎泽兰体内含单萜类、倍萜类、三萜类、苯丙素类、黄酮类及各种衍生物等100多种化学物质, 大部分具有多环芳烃结构, 具有植物、动物和微生物毒性^[3]。在紫茎泽兰侵入过程中, 这些化学物质产生化感效应, 排除其他植物, 形成单优群

* 国家重点基础研究发展计划 (973) 项目 (2013CB127405) 和四川省烟草公司科技项目 (201551340027159) 资助 Supported by the National Basic Research Program (973) of China (No.2013CB127405) and the Technology Project of Tobacco Company in Sichuan Province of China (No.201551340027159)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: huang99@swu.edu.cn

作者简介: 白如霞 (1993—), 女, 内蒙古人, 硕士, 主要从事植物营养学研究。E-mail: 18306038510@163.com

收稿日期: 2017-10-24; 收到修改稿日期: 2017-12-27; 优先数字出版日期 (www.cnki.net): 2018-01-09

落，给农业、林业、畜牧业造成巨大危害。目前，人们主要采用化学、生物、人工和机械拔除等方法防除紫茎泽兰。但是，漫山遍野的紫茎泽兰需要大量施用化学除草剂，不仅造成环境污染，而且还不能彻底杀灭其根系^[4]；泽兰实蝇、旋皮天牛和链格孢菌等抑制紫茎泽兰生长的效果有限，防效欠佳^[5-7]。防除与资源化利用相结合有益于控制紫茎泽兰蔓延，但紫茎泽兰做饲料有毒，造纸纤维太短，作建材和家具的强度不够，做燃料热值不高，尚无有效的利用方法^[8-10]。因此，在紫茎泽兰的人工和机械防除过程中，大量堆砌的植物残体急需无害化处理和资源化利用。值得注意的是，紫茎泽兰分布广，生长快，生物量大，富含有机质，氮、磷、钾含量高于玉米、小麦、水稻等禾本科作物秸秆。经生物堆制腐熟后，紫茎泽兰的繁殖器官死亡，对植物、动物和微生物有毒的化感物质降解^[8, 11]，是一种潜在的优良有机肥源。在农业生产中，施用有机肥和秸秆还田可均衡补充氮、磷、钾及微量元素，保持或提高土壤有机质含量，改善土壤物理结构，增强微生物活性，提高养分生物有效性^[12-14]。

据报道，紫茎泽兰富集重金属能力强，镉（Cd）和铅（Pb）含量高^[15-16]，做肥料存在污染土壤的风险^[17]。但是，植物对重金属的富集能力与土壤中重金属含量和生物有效性密切相关，故紫茎泽兰的重金属含量可能因地域和土壤类型而异^[18-19]。在重金属背景值较低的土壤和区域，紫茎泽兰存在做有机肥源的可能性。四川省凉山州是紫茎泽兰侵入的重灾区^[20]，因此，本研究在当地采集不同紫茎泽兰群落的土壤、植株、邻近植物和就地腐熟的有机肥，测定Pb、汞（Hg）、砷（As）、铬（Cr）、Cd含量，了解土壤—紫茎泽兰—有机肥的重金属含量及相关性，并对紫茎泽兰的肥用安全性做出评价。

1 材料与方 法

1.1 研究区域概况

凉山州（100°15'E~103°53'E，26°03'N~29°27'N）位于四川省西南部，川、黔、滇交界处，全

州辖1市16县，属印度洋季风气候，年均气温14~17℃，年日照2 000~2 400 h，年降水1 000~1 100 mm，年蒸发量2 352 mm，无霜期230~306 d。当地地形地貌多样，气候类型复杂，具有南亚热带至温带的多种气候类型，水、热、光照充足，适宜多种植物生长，是中国紫茎泽兰分布最多的地区之一，7—9月紫茎泽兰生物量最大。

1.2 样品采集与测定

2016年8月，根据紫茎泽兰在凉山州的分布状况，分别在7个主要分布的县（市），选择具有代表性的矿区、农林和交通用地，采集42个紫茎泽兰群落的土壤、植株和邻近植物（表1），并同步在当地县（市）采集野外就地腐熟生产的紫茎泽兰有机肥各1个样品。

土壤、植物、有机肥样品制备：在室内风干，除去土壤中的石块、植物根系和凋落物等，制备出过2 mm、1 mm和0.149 mm筛土样，分别用于测定土壤pH、提取态重金属含量和重金属全量。用自来水清洗植物表面黏附的土壤之后，再用去离子水淋洗3遍，80℃烘干、粉碎，制备出过2 mm筛植物样用于重金属含量测定。取紫茎泽兰有机肥，制备出过1 mm筛风干有机肥样品，用于测定重金属含量。

土壤、植物、有机肥样品的预处理方法：土壤pH采用土:水=1:2.5电极法测定。土壤As和Hg全量采用反王水（HNO₃:HCl=3:1）法消化；土壤Pb、Cd全量采用王水（HNO₃:HCl=1:3）—高氯酸法消煮；土壤Cr全量采用二苯基碳酰二肼比色法测定；土壤提取态As和Hg采用碳酸氢钠法提取；土壤提取态Pb和Cd采用DTPA（pH≥6.5）/盐酸（pH<6.5）法提取；土壤提取态Cr采用醋酸铵法提取；植物重金属采用硝酸—高氯酸（HNO₃:HClO₄=5:1）法消化；有机肥重金属采用湿灰化法（HNO₃:HClO₄=5:1）消化。试验用品均经稀硝酸浸泡，试验用水均为去离子水，试验药品均为优级纯。

土壤、植物、有机肥样品重金属测定：非色散原子荧光光度计（普析PF6-3型，北京普析通用仪器有限公司）测定As和Hg；原子吸收分光光度计（Hitachi Z-5000型，日立仪器有限公司，日本）测定Pb、Cr和Cd^[21]。

表1 样地基本情况

Table 1 Basic information of the sampling sites

位置 Locations	海拔 Altitude (m)	pH	土壤质地 Soil texture	备注 Remarks
会东县Huidong County (102°13' ~ 103°3'E, 26°12' ~ 26°55'N)	1 840 ~ 2 130	7.04 ~ 8.26	黏壤 ~ 轻黏壤 Clay loam ~ Sandy clay	农用地(Farmland, n=1)、公路边 (Road side, n=1)、林地(Forest land, n=1)
会理县Huili County (101°52' ~ 102°38'E, 26°5' ~ 27°12'N)	1 447 ~ 2 150	5.23 ~ 8.47	砂壤 ~ 黏壤 Sandy loam ~ Clay loam	沟渠边 (Ditch side, n=2)、公路 边 (Road side, n=4)、林地 (Forest land, n=2)、农用地(Farmland, n=3)
普格县Puge County (102°26' ~ 102°46'E, 27°13' ~ 27°30'N)	1 500 ~ 1 900	5.00 ~ 8.27	砂壤 ~ 黏壤 Sandy loam ~ Clay loam	农用地(Farmland, n=1)、林地 (Forest land, n=1)、公路边(Road side, n=1)
宁南县Ningnan County (102°27' ~ 102°55'E, 26°50' ~ 27°18'N)	930 ~ 1 300	7.85 ~ 8.40	中壤 ~ 黏土 Loam ~ Clay	公路边 (Road side, n=5)、水库边 (Reservoir side, n=1)
西昌市Xichang City (101°46' ~ 102°25'E, 27°32' ~ 28°10'N)	1 500 ~ 1 590	7.74 ~ 8.42	砂壤 ~ 中壤 Sandy loam ~ Loam	草地 (Grass land, n=1)、林地 (Forest land, n=2)、沟渠边 (Ditch side, n=1)、铁路旁 (Beside the railway, n=1)、高速桥下 (Under the high speed bridge, n=1)
冕宁县Mianning County (101°38' ~ 102°25'E, 28°05' ~ 29°02'N)	1 600 ~ 1 750	7.54 ~ 8.27	砂土 ~ 黏壤 Sand ~ Clay loam	撂荒地 (Abandoned land, n=1)、 公路边 (Road side, n=1)、稀土矿 区(Rare earth mining area, n=1)、 铅锌矿区 (Area near Pb-Zn mine, n=1)
德昌县Dechang County (101°54' ~ 102°29'E, 27°05' ~ 27°36'N)	1 175 ~ 1 480	5.12 ~ 8.20	砂壤 ~ 黏壤 Sandy loam ~ Clay loam	河边 (River side, n=1)、公路边 (Road side, n=6)、林地 (Forest land, n=1)、废弃堆煤场 (Waste cinder yard, n=1)

1.3 数据处理

用Excel 2010和SPSS19.0进行基本计算和统计分析, 多重比较采用最小显著差异 (LSD) 法, 显著水平设置为 $p < 0.05$ 。

重金属富集系数 (Enrichment coefficient) 能更好反映植物对重金属富集程度的高低或富集能力的强弱, 其计算公式如下:

$$\text{重金属富集系数} = \frac{\text{植物体内重金属含量}}{\text{土壤中重金属含量}}$$

2 结果

2.1 凉山州紫茎泽兰样地土壤重金属含量

全量: 紫茎泽兰群落不同, 土壤重金属全量亦不同 (表2)。Pb、Cr、Cd、As和Hg的变幅 (mg kg^{-1}) 分别为9.55 ~ 1474、6.96 ~ 456.9、0.00 ~ 25.19、2.36 ~ 22.72和0.00 ~ 1.90, 平均含量 (mg kg^{-1}) 分别为73.45、57.27、1.90、8.78和0.32, 变异系数 (%) 分别为305.9、118.7、266.8、51.74和99.99。

提取态: 土壤提取态重金属也因群落不同而异 (表2)。DTPA/HCl提取态Pb和Cd、 NaHCO_3 提取态As和Hg, 以及 NH_4Ac 提取态Cr的变幅 (mg kg^{-1}) 分别为0.00 ~ 42.86、0.000 ~ 6.575、0.067 ~ 0.673、0.000 0 ~ 0.159 3和0.003 7 ~ 0.053 2, 平均含量 (mg kg^{-1}) 分别为4.424、0.459、0.263、0.028 9和0.019

1, 变异系数 (%) 分别为166.7、229、53.09、108.4和74.93。

表2 样地土壤重金属含量

Table 2 Heavy metal contents in soil relative to sampling site

重金属 Heavy metals	形态 Forms	范围 Ranges (mg kg ⁻¹)	平均值 Means (mg kg ⁻¹)	变异系数 CV (%)
Pb	全量 Total	9.55 ~ 1 474	73.45	305.9
	DTPA/HCl提取 DTPA/HCl-extracted	0.00 ~ 42.86	4.424	166.7
Cr	全量 Total	6.96 ~ 456.9	57.27	118.7
	醋酸铵提取NH ₄ OAc-extracted	0.003 7 ~ 0.053 2	0.019 1	74.93
Cd	全量 Total	0.00 ~ 25.19	1.9	266.8
	DTPA/HCl提取DTPA/HCl-extracted	0.000 ~ 6.575	0.459	229
As	全量 Total	2.36 ~ 22.72	8.78	51.74
	碳酸氢钠提取NaHCO ₃ -extracted	0.067 ~ 0.673	0.263	53.09
Hg	全量 Total	0.00 ~ 1.90	0.32	99.99
	碳酸氢钠提取NaHCO ₃ -extracted	0.000 0 ~ 0.159 3	0.028 9	108.4

2.2 紫茎泽兰的重金属含量、分布和积累

表3可见，紫茎泽兰群落不同，植株重金属含量亦不同：植株整体的平均含量 (mg kg⁻¹) 分别为14.17 (Cr) > 4.55 (Pb) > 1.47 (Cd) > 0.167 (As) > 0.021 (Hg)，对应变幅 (mg kg⁻¹) 为1.01 ~ 86.01、0.48 ~ 15.30、0.19 ~ 6.57、0.015 ~ 0.495和0.000 ~ 0.054，变异系数 (%) 相应为121.21、87.75、89.75、71.87和58.27 (表3)。

在紫茎泽兰茎中，各重金属含量最低 (Cd例外，低于叶片，但与根系无显著差异)，各重金属在根叶中的含量为茎的2.88倍 ~ 5.48倍 (Pb)、1.66倍 ~ 3.59倍 (Cr)、1.17倍 ~ 2.68倍 (Cd) 和

2.14倍 ~ 3.58倍 (As)、1.80倍 ~ 2.73倍 (Hg)。此外，Cr和As在根系中的含量最高；Pb、Cd和Hg在叶片内的含量最高 (表3)。

与12种邻近植物的平均值相比，紫茎泽兰重金属含量和富集系数的平均值和最大值显著低于或相似于邻近植物 (表4)。其中，紫茎泽兰的Pb、Cr、Cd、As和Hg含量分别低于或相似于8、4、7、9和9种邻近植物，其富集系数分别低于或相似于8、5、5、9和8种邻近植物。此外，紫茎泽兰对重金属的富集系数Cd最高 (\bar{x} =3.356)，As最低 (\bar{x} =0.022)，Cr、Pb、Hg变化于二者之间，变异系数 (%) 分别为108.1 (Cd)、37.9 (As)、98.35 (Cr)、88.55 (Pb) 和118.6 (Hg)。

表3 紫茎泽兰根、叶、茎及植株重金属含量

Table 3 Heavy metals contents in roots, leaves, and stems and whole plants of *E. adenophorum* (mg kg⁻¹)

		Pb	Cr	Cd	As	Hg
根 Roots	范围 Ranges	0.58 ~ 6.09	4.37 ~ 52.60	0.32 ~ 1.91	0.064 ~ 0.807	0.000 ~ 0.059
	平均值 Means	2.99b	23.40a	1.27b	0.354a	0.025b
	变异系数CV (%)	58.9	78.03	45.19	74.31	78.33
叶 Leaves	范围 Ranges	1.16 ~ 14.14	1.23 ~ 32.19	1.02 ~ 5.23	0.049 ~ 0.374	0.000 ~ 0.070
	平均值 Means	5.68a	10.79b	2.92a	0.212b	0.038a
	变异系数CV (%)	66.99	98.25	48.45	52.69	68.53
茎 Stems	范围 Ranges	0.00 ~ 2.02	0.38 ~ 18.63	0.26 ~ 1.60	0.017 ~ 0.264	0.000 ~ 0.034
	平均值 Means	1.04c	6.52c	1.09b	0.099c	0.014c
	变异系数CV (%)	70.66	98.78	45.9	73.95	83.1
植株 Whole plants	范围 Ranges	0.48 ~ 15.30	1.01 ~ 86.01	0.19 ~ 6.57	0.015 ~ 0.495	0.000 ~ 0.054
	平均值 Means	4.55	14.17	1.47	0.167	0.021
	变异系数CV (%)	87.75	121.21	89.75	71.87	58.27

注：在同一列中，有不同小写字母表示差异显著 Note: In the same column, data followed by different letters are significantly different at $p < 0.05$

表4 紫茎泽兰与邻近植物的重金属含量和富集系数

Table 4 Contents and enrichment coefficients of heavy metals in *E. adenophorum* and neighboring plants

植物种类 Plant species	Pb			Cr			Cd			As			Hg		
	含量 Content (mg kg ⁻¹)	富集系数 Enrichment coefficient	含量 Content (μg kg ⁻¹)	富集系数 Enrichment coefficient	含量 Content (μg kg ⁻¹)	富集系数 Enrichment coefficient									
	鬼针草 ^②	10.86	0.551	32.03	1.180	4.648	10.97	0.046	0.17	0.046	31.55	0.157			
牛膝菊 ^③	10.49	0.474	14.16	0.699	4.683	15.66	0.047	0.24	0.047	46.53	0.233				
野艾蒿 ^④	13.94	0.792	45.14	1.413	4.872	13.28	0.060	0.25	0.060	58.51	0.267				
鼠尾粟 ^⑤	11.53	0.585	11.96	0.691	1.152	1.758	0.012	0.05	0.012	30.49	0.139				
土荆芥 ^⑥	9.35	0.501	3.68	0.136	1.167	0.734	0.038	0.22	0.038	54.85	0.264				
野苋菜 ^⑦	27.54	1.476	9.51	0.352	2.122	1.335	0.044	0.25	0.044	66.49	0.320				
牛筋草 ^⑧	13.72	0.735	4.76	0.176	0.936	0.589	0.056	0.32	0.056	16.28	0.078				
毛叶悬钩子 ^⑨	1.95	0.204	58.34	1.425	0.168 2	7.026	0.145	0.34	0.145	nd	---				
狼尾草 ^⑩	5.94	0.622	63.46	1.550	0.094 9	3.962	0.106	0.25	0.106	22.37	0.043				
马鞭草 ^⑪	4.51	0.003	3.87	0.556	0.212 6	0.404	0.009	0.04	0.009	45.29	0.195				
黄花蒿 ^⑫	4.84	0.003	4.54	0.652	0.446 6	0.849	0.006	0.03	0.006	21.47	0.092				
大麦苗 ^⑬	9.93	0.007	7.14	1.026	0.303 2	0.577	0.092	0.45	0.092	15.64	0.067				
紫茎泽兰 ^①	范围 Ranges	1.44~10.38	0.002~0.803	0.119~1.958	0.214~2.146	0.350~8.939	0.009~0.031	0.05~0.14	0.009~0.031	0.00~54.21	0.000~0.296				
	平均值 Means	6.36b	0.383b	23.22a	0.777a	0.918 2b	3.356a	0.09b	0.022a	20.76b	0.101b				
	变异系数 CV (%)	58.1	88.55	139	98.35	88.03	108.1	37.2	37.9	101.6	118.6				
邻近植物	范围 Ranges	1.95~27.54	0.003~1.476	3.68~63.46	0.136~1.550	0.094 9~4.872	0.404~15.66	0.03~0.45	0.006~0.145	15.64~66.49	0.043~0.32				
Neighboring plants	平均值 Means	10.38 a	0.496 a	21.55 a	0.820 a	1.734 a	4.762 a	0.22 a	0.055 a	37.22 a	0.169 a				
	变异系数 CV (%)	63.42	84.72	103.6	59.80	109.5	117.1	58.85	75.48	48.23	55.54				

注: nd表示未检测到Note: nd means not detected. ① *E. adenophorum* (n=5) ② *Bidens pilosa* (n=5) ③ *Galinsoga parviflora* (n=3) ④ *Artemisia lavandulaefolia* (n=4) ⑤ *Sporobolus fertilis* (n=3) ⑥ *Chenopodium ambrosioides* (n=1) ⑦ *Herbaser Radix Amaranthi* (n=1) ⑧ *Eleusine indica* (n=1) ⑨ *Rubus poliphyllus* (n=1) ⑩ *Pennisetum alopecuroides* (n=1) ⑪ *Herba Verbenae Officinalis* (n=1) ⑫ *Artemisia annua* (n=1) ⑬ *Hordeum vulgare* (n=1).

2.3 土壤—紫荇泽兰重金属含量的相关性

图1可见，在紫荇泽兰生长的土壤中，全As与植株含量呈显著正相关 ($r=0.528^*$, $n=42$)。此外，土壤 NaHCO_3 提取态As、DTPA/HCl提取态Pb

和Cd等与紫荇泽兰植株含量也呈显著正相关，相关系数依次为0.3137、0.3376、0.7612 ($p<0.05$, $n=38\sim 42$)。

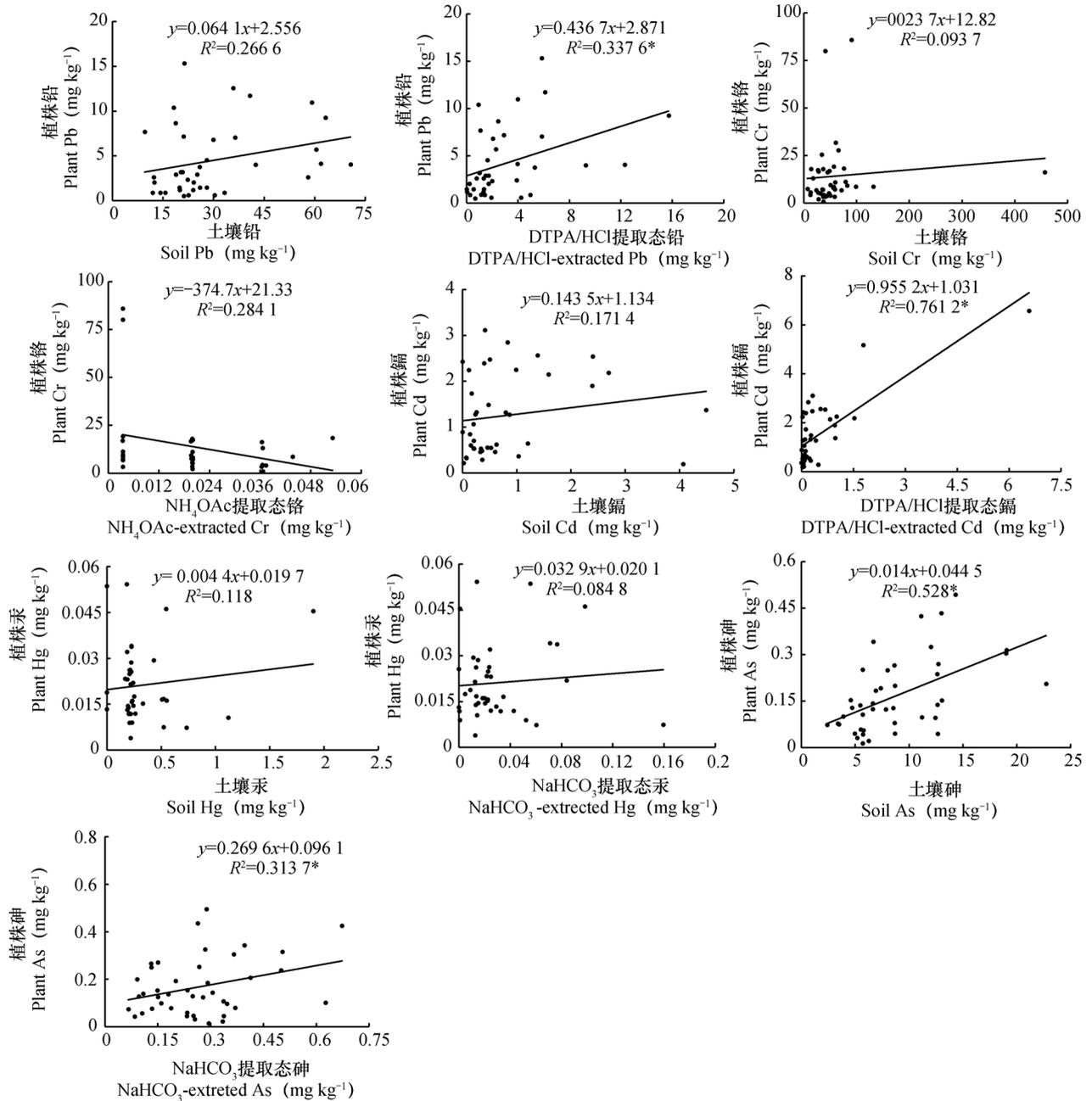


图1 紫荇泽兰的重金属含量和土壤重金属含量的相关性

Fig. 1 Relationships between *E. adenophorum* and soil of heavy metal content ($n=32\sim 42$)

2.4 紫荇泽兰有机肥重金属含量

在紫荇泽兰有机肥中，Cr和Pb含量较高，平均值分别为21.04和8.15 mg kg⁻¹，Cd次之 ($\bar{x}=1.71$ mg kg⁻¹)，As和Hg最低，平均值依次为0.30和

0.13 mg kg⁻¹。此外，紫荇泽兰有机肥的重金属含量变幅较大，最大值为最小值的2.4倍 (Pb)、2.26倍 (Cr)、2.58倍 (Cd)、1.35倍 (As)、1.70倍 (Hg) (表5)。

表5 紫茎泽兰有机肥的重金属含量

	Pb	Cr	Cd	As	Hg
变幅 Ranges	4.67 ~ 11.21	12.05 ~ 27.24	0.84 ~ 2.17	0.26 ~ 0.35	0.10 ~ 0.17
平均值 ± 标准差 Means ± SD	8.15 ± 2.62	21.04 ± 3.16	1.71 ± 0.35	0.30 ± 0.08	0.13 ± 0.04
变异系数CV (%)	32.15	15.02	20.47	26.32	31.75

3 讨论

本研究采集的紫茎泽兰群落包括了紫色土、黄壤和红壤等当地主要土壤类型,以及农用地、林地、交通用地和矿区土壤,各样地的重金属含量变异较大。其中,稀土矿区的Pb和Cd、废弃堆煤场的Hg、铅锌矿区的Pb达到严重污染水平,显著高于农林用地,说明人类活动影响土壤重金属含量,与前人研究^[22]一致。与土壤重金属含量相似,紫茎泽兰的重金属含量变异也较大,变异系数58.27%~121.2%,说明土壤环境影响紫茎泽兰吸收重金属。统计分析表明,紫茎泽兰的重金属含量与土壤全As、DTPA/HCl提取态Pb和Cd、NaHCO₃提取态As和Hg以及NH₄OAc提取态Cr等均呈显著正相关,相关系数为0.3137~0.7612 ($p < 0.05$, $n = 38 \sim 42$),类似前人在烤烟、玉米等植物上的研究结果^[23-24]。因此,土壤上述形态的重金属可指示其有效性,一定程度上反映紫茎泽兰对重金属的吸收。但值得注意的是,在前人的培养试验中,人为向土壤添加Cd、Zn、Pb和Cu之后,紫茎泽兰吸收增加^[15]。但本研究中,稀土矿区土壤中的Pb和Cd、废弃煤场的Hg、铅锌矿区的Pb远高于总体平均值,而紫茎泽兰的重金属含量却低于平均值。因此,在自然条件下,紫茎泽兰吸收重金属不随土壤全量增加而提高;在人为设置的土壤污染试验中,紫茎泽兰对重金属的吸收难以反映自然吸收的真实情况。

重金属种类不同,紫茎泽兰富集系数也不同。结果表明,在重金属由土壤向紫茎泽兰迁移的过程中,Cd容易,As较难,Cr、Pb、Hg介于二者之间。此外,重金属富集系数的变化较大,类似土壤质地对蔬菜Cd和Hg富集系数的影响^[25-27]。但与邻近植物相比,紫茎泽兰的Pb、Cr、Cd、Hg和As含量及富集系数(它们的平均值和最大值)均低于

或相似于绝大多数邻近植物。在废弃堆煤场、稀土和铅锌矿区,尽管土壤中的某些重金属全量较高,但它们与紫茎泽兰的重金属含量无显著相关。据报道,铅锌矿区的土壤Cd含量较高,紫茎泽兰的含Cd量1.68 mg kg⁻¹^[15],接近本研究供试42个紫茎泽兰样品的平均值(1.47 mg kg⁻¹)。众所周知,香根草(*Vetiveria zizanioides*)、蜈蚣草(*Pteris vittata*)、小鳞苔草(*Carex gentilis*)、天蓝遏蓝菜(*Thlaspi caerulescens*)、印度芥菜(*Brassica juncea*)等大多数重金属富集植物生长缓慢,生物量小,生态适应性差^[28-30],而紫茎泽兰则相反,生长迅速,年产鲜嫩茎叶10.86 t hm⁻²^[31],且分布广泛,泛滥成灾。因此,在自然条件下,紫茎泽兰对重金属的吸收类似普通植物,无特别的偏嗜性,不支持紫茎泽兰是重金属富集植物的观点^[16, 32]。

防除与资源化利用相结合是控制紫茎泽兰蔓延的有效途径之一。据报道,经过生物堆肥腐熟后,紫茎泽兰的繁殖器官死亡,浸提液对小鼠安全无毒^[8],抑制植物和微生物生长繁殖的化感物质降解,促进辣椒等作物的种子发芽和幼苗生长,提高产量、品质^[33-34]。因此,重金属含量成为紫茎泽兰能否作为有机肥的关键性问题。根据NY525-2012《有机肥国家标准》^[35],在42个紫茎泽兰植株样品中,除3个样品的Cd含量超标之外,其余的重金属含量远低于规定标准。在腐熟紫茎泽兰过程中,有机质分解,重金属可能浓缩,为此,本研究进一步测定了肥料重金属含量。结果表明,其最大值和平均值均显著低于国家标准,推测其原因可能是紫茎泽兰整个植株的重金属含量较低,茎的重金属含量远低于根系。此外,在农业生产中,就地腐熟施用紫茎泽兰有机肥无不同区域之间的重金属迁移,出现土壤重金属污染的风险极小。紫茎泽兰属菊科,生长迅速,富含氮、磷、钾及微量元素^[33-34, 36],所制备

的有机肥优于禾本科作物秸秆。因此,在我国紫茎泽兰泛滥成灾的西南地区,就地腐熟施用紫茎泽兰生产有机肥是防除与资源化利用相结合的重要途径之一。

4 结 论

紫茎泽兰的重金属含量和富集系数低于或类似于绝大多数邻近植物,体内重金属含量与土壤全As、DTPA/HCl提取态Pb和Cd、NaHCO₃提取态As和Hg以及NH₄OAc提取态Cr等均呈显著正相关,紫茎泽兰有机肥各重金属含量的最大值和平均值显著低于国家有机肥标准。就地腐熟施用紫茎泽兰有机肥无不同区域之间的重金属迁移,产生土壤污染的风险极小,值得推广应用。

参 考 文 献

- [1] 张丽坤,王朔,冯玉龙.紫茎泽兰种子形态特征和萌发特性与其入侵性的关系.生态学报,2014,34(13):3584—3591
Zhang L K, Wang S, Feng Y L. Effects of seed characteristics and germination on invasiveness of *Ageratina adenophora* (In Chinese). Acta Ecologica Sinica, 2014, 34 (13) : 3584—3591
- [2] Wang R, Wang Y Z. Invasion dynamics and potential spread of the invasive alien plant species *Ageratina adenophora* (Asteraceae) in China. Diversity & Distributions, 2006, 12 (4) : 397—408
- [3] Kaushal V, Dawra R K, Sharma O P, et al. Biochemical alterations in the blood plasma of rats associated with hepatotoxicity induced by *Eupatorium adenophorum*. Veterinary Research Communications, 2001, 25 (7) : 601—608
- [4] 曹勘程,芮昌辉,郭美霞,等.紫茎泽兰的化学防除及生态修复效果.安全与环境学报,2006,6(3):80—85
Cao A C, Rui C H, Guo M X, et al. Chemical control of *Eupatorium adenophorum* spreng and the effect on the ecological recovery (In Chinese). Journal of Safety and Environment, 2006, 6 (3) : 80—85
- [5] 韩勇,黄小柱.罗甸县紫茎泽兰综合防治措施.现代农业科技,2012(8):175—175
Han Y, Huang X Z. Comprehensive control measures of *Eupatorium adenophorum* in Luodian County (In Chinese). Modern Agricultural Science and Technology, 2012 (8) : 175—175
- [6] 王文琪,王进军,赵志模.不同微生境中泽兰实蝇寄生对紫茎泽兰有性繁殖的影响.植物保护学报,2006,33(4):391—395
Wang W Q, Wang J J, Zhao Z M. Effects of parasitizing on the sexual reproduction of *Eupatorium adenophorum* spreng by procecidocharesutilis stone at different microhabitats (In Chinese). Acta Phytophylacica Sinica, 2006, 33 (4) : 391—395
- [7] 万佐玺,朱晶晶,强胜.链格孢菌毒素对紫茎泽兰的致病机理.植物资源与环境学报,2001,10(3):47—50
Wan Z X, Zhu J J, Qiang S. The pathogenic mechanism of toxin of *Alternaria alternata* (Fr.) Keissler to *Eupatorium adenophorum* spreng (In Chinese). Journal of Plant Resources and Environment, 2001, 10 (3) : 47—50
- [8] 杨红军,杜如万,吴叶宽,等.紫茎泽兰野外微生物堆肥及毒性评价.草业学报,2017,26(6):131—138
Yang H J, Du R W, Wu Y K, et al. Microbial composting and detoxification of *Ageratina adenophora* (In Chinese). Acta Prataculturae Sinica, 2017, 26 (6) : 131—138
- [9] 杨亚峰.紫茎泽兰制造中密度纤维板的研究.中国人造板,2006,13(10):13—16
Yang Y F. Study on medium density fiberboard of croftonweed (In Chinese). Chinese Wood—based Panel, 2006, 13 (10) : 13—16
- [10] 陈应华,范德强,王萍,等.紫茎泽兰气化作燃料试验研究.草业与畜牧,2013(5):14—16
Chen Y H, Fan D Q, Wang P, et al. Study on the conversion of *Eupatorium adenophorum* fuel (In Chinese). Prataculture and Animal Husbandry, 2013 (5) : 14—16
- [11] 王满莲,冯玉龙.紫茎泽兰和飞机草的形态、生物量分配和光合特性对氮营养的响应.植物生态学报,2005,29(5):697—705
Wang M L, Feng Y L. The effects of soil nitrogen levels on morphology, mass allocation and growth in *Ageratina adenophora* and *Chromolaena odorata* (In Chinese). Journal of Plant Ecology, 2005, 29 (5) : 697—705
- [12] 张国娟,濮晓珍,张鹏鹏,等.干旱区棉花秸秆还田和施肥对土壤氮素有效性及根系生物量的影响.中国农业科学,2017,50(13):2624—2634
Zhang G J, Pu X Z, Zhang P P, et al. Effects of stubble returning to soil and fertilization on soil nitrogen availability and root biomass of cotton in arid region (In Chinese). Scientia Agricultura Sinica,

- 2017, 50 (13): 2624—2634
- [13] 赵士诚, 曹彩云, 李科江, 等. 长期秸秆还田对华北潮土肥力、氮库组分及作物产量的影响. 植物营养与肥料学报, 2014, 20 (6): 1441—1449
Zhao S C, Cao C Y, Li K J, et al. Effects of long-term straw return on soil fertility, nitrogen pool fractions and crop yields on a fluvo-aquic soil in north China (In Chinese). Journal of Plant Nutrition and Fertilizer, 2014, 20 (6): 1441—1449
- [14] 李昌明, 王晓玥, 孙波. 不同气候和土壤条件下秸秆腐解过程中养分的释放特征及其影响因素. 土壤学报, 2017, 54 (5): 1206—1217
Li C M, Wang X Y, Sun B. Characteristics of nutrient release and its affecting factors during plant residue decomposition under different climate and soil conditions (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2017, 54 (5): 1206—1217
- [15] 赵小英. 紫茎泽兰在Cd、Zn、Pb和Cu胁迫下的耐性和富集特征研究. 四川雅安: 四川农业大学, 2013
Zhao X Y. Characteristics of *Eupatorium adenophorum* under fedde under cadmium, zinc, lead and copper stress (In Chinese). Yaan, Sichuan: Sichuan Agricultural University, 2013
- [16] 刘小文, 齐成媚, 欧阳灿斌, 等. Pb、Cd及其复合污染对紫茎泽兰生长及吸收富集特征的影响. 生态环境学报, 2014, 23 (5): 876—883
Liu X W, Qi C M, OuYang C B, et al. Growth and absorption enrichment responses of *Eupatorium adenophorum* to lead, cadmium and their combined stress (In Chinese). Ecology and Environment Sciences, 2014, 23 (5): 876—883
- [17] 董睿, 胡文友, 黄标, 等. 南京沿江典型蔬菜生产系统土壤重金属异常的源解析. 土壤学报, 2014, 51 (6): 1251—1261
Dong L R, Hu W Y, Huang B, et al. Sources of heavy metals in soils of a typical vegetable production system along Yangtze River in Nanjing (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2014, 51 (6): 1251—1261
- [18] 胡文. 土壤—植物系统中重金属的生物有效性及其影响因素的研究. 北京: 北京林业大学, 2008
Hu W. Heavy metal bio-availability and its affecting factors in soil—plant system (In Chinese). Beijing: Beijing Forestry University, 2008
- [19] 王玉军, 欧名豪. 徐州农田土壤养分和重金属含量与分布研究. 土壤学报, 2017, 54 (6): 1438—1450
Wang Y J, Ou M H. Contents and distribution of soil nutrients and heavy metal elements in farmlands of Xuzhou (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2017, 54 (6): 1438—1450
- [20] 华劲松. 凉山州紫茎泽兰的分布及危害情况调查. 现代农业科技, 2012 (22): 139—140
Hua J S. Investigation on the distribution and damage of *Eupatorium adenophorum* in Liangshan (In Chinese). Modern Agricultural Science and Technology, 2012 (22): 139—140
- [21] 杨剑虹, 王成林, 代亨林. 土壤农化分析与环境监测. 北京: 中国大地出版社, 2008
Yang J H, Wang C L, Dai H L. Soil chemical analysis and environmental monitoring (In Chinese). Beijing: China Earth Press, 2008
- [22] 张晗, 靳青文, 黄仁龙, 等. 大宝山矿区农田土壤重金属污染及其植物累积特征. 土壤, 2017, 49 (1): 141—149
Zhang H, Jin Q W, Huang R L, et al. Characteristics of heavy metal pollution in agricultural soils and bioaccumulation in plants of Dabaoshan mine (In Chinese). Soils, 2017, 49 (1): 141—149
- [23] 杨威. 植烟土壤重金属镉有效性钝化技术的研究. 贵阳: 贵州大学, 2015
Yang W. Study on passivation of available cadmium in tobacco-growing soil (In Chinese). Guiyang: Guizhou University, 2015
- [24] 贾丽. 吉林省镍矿区耕地土壤/玉米体系中重金属的污染特征及迁移规律. 长春: 吉林大学, 2016
Jia L. Pollution Characteristics and migration of heavy metals in soil—corn system located in nickel mining area of Jilin Province (In Chinese). Changchun: Jilin University, 2016
- [25] 蔡奎, 段亚敏, 栾文楼, 等. 河北平原农田土壤重金属元素Pb、Hg地球化学行为的影响因素. 中国地质, 2016, 43 (4): 1420—1428
Cai K, Duan Y M, Luan W L, et al. Geochemical behavior of heavy metals Pb and Hg in the farmland soil of Hebei Plain (In Chinese). Geology in China, 2016, 43 (4): 1420—1428
- [26] 王凌, 张国印, 耿暖, 等. 河北省平原区不同土壤质地与蔬菜重金属富集系数分布特征的关系研究//中国土壤学会. 面向未来的土壤科学(下册). 成都: 电子科技大学, 2012
Wang L, Zhang G Y, Geng N, et al. Research on relation between different soil texture and the characteristic of plant uptake factor of heavy metal for vegetables in Hebei Plain (In Chinese) // Soil Science Society of China. Soil science for the future (volume 3 of 3). Chengdu: University of Electronic Science and Technology of China, 2012
- [27] 王坤, 王小敏, 赵勇, 等. 土壤质地和碳氮比对龙葵富集重金属Cd的影响. 水土保持学报, 2014, 28

- (2): 199—203
Wang K, Wang X M, Zhao Y, et al. Influence of soil textures and carbon nitrogen ratio on enrichment heavy metal Cd of *Solanum nigrum* L (In Chinese). *Journal of Soil and Water Conservation*, 2014, 28 (2): 199—203
- [28] 彭雪梅, 刘金祥, 杨允菲. 不同种群香根草叶生长分析. *草业科学*, 2013, 30 (7): 1094—1098
Peng X M, Liu J X, Yang Y F. Leaf growth analysis of different vetiver grass populations (In Chinese). *Pratacultural Science*, 2013, 30 (7): 1094—1098
- [29] 徐小蓉, 张习敏, 刘雅妮, 等. 印度芥菜和蜈蚣草对外源汞胁迫的生理生化响应. *广东农业科学*, 2014, 41 (21): 31—36
Xu X R, Zhang X M, Liu Y N, et al. Physiological and biochemical responses to exogenous mercury stress in *Brassica juncea* and *Eremochloa ciliaris* (In Chinese). *Guangdong Agricultural Sciences*, 2014, 41 (21): 31—36
- [30] 韦朝阳, 陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展. *生态学报*, 2001, 21 (7): 1196—1203
Wei Z Y, Chen T B. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil: A review of studies in China and abroad (In Chinese). *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21 (7): 1196—1203
- [31] 李兵, 周金玉, 马武芬. 紫茎泽兰在云南等地的开发利用前景. *现代农业科技*, 2008 (17): 94—95
Li B, Zhou J Y, Ma W F. Prospects of exploitation and utilization of *Eupatorium adenophorum* in Yunnan (In Chinese). *Modern Agricultural Science and Technology*, 2008 (17): 94—95
- [32] 刘月莉, 伍钧, 唐亚, 等. 四川甘洛铅锌矿区优势植物的重金属含量. *生态学报*, 2009, 29 (4): 2020—2026
- [33] 焦玉洁, 桑宇杰, 杨磊, 等. 新鲜和腐熟紫茎泽兰对三种茄科蔬菜生理和辣椒产量品质的影响. *中国农业科学*, 2016, 49 (5): 874—884
Jiao Y J, Sang Y J, Yang L, et al. Allelopathic effects of *Ageratina adenophora* on three *Solanaceae* vegetables (In Chinese). *Scientia Agricultura Sinica*, 2016, 49 (5): 874—884
- [34] 焦玉洁, 杜如万, 王剑, 等. 腐熟紫茎泽兰对土壤细菌、养分和辣椒产量品质的影响. *微生物学报*, 2017, 57 (2): 209—219
Jiao Y J, Du R W, Wang J, et al. Effect of composted *Ageratina adenophora* on soil bacteria, nutrients, and pepper yield and quality (In Chinese). *Acta Microbiologica Sinica*, 2017, 57 (2): 209—219
- [35] 中华人民共和国农业部. 有机肥标准: NY525—2012. 北京: 中国标准出版社, 2012.
Ministry of Agriculture of China. The standard of organic fertilizer: NY525—2012 (In Chinese). Beijing: China Standard Press, 2012
- [36] 汪禄祥, 刘家富, 束继红, 等. 有害杂草的微量元素分析. *广东微量元素科学*, 2002, 9 (6): 68—71
Wang L X, Liu J F, Shu J H, et al. Analysis on trace elements in poisonous weeds (In Chinese). *Guangdong Trace Elements Science*, 2002, 9 (6): 68—71

Heavy Metal Contents in *Eupatorium Adenophorum* in Liangshan of Sichuan, and Safeness of Using the Plant as Organic Manure

BAI Ruxia¹ LIU Hai^{1, 2} WANG Yushu¹ HUANG Jianguo^{1†}

(1 College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China)

(2 Guizhou Institute of Agricultural Science and Technology Information, Guiyang 550006, China)

Abstract 【Objective】 *Eupatorium adenophorum*, an alien perennial plant of Compositae, native of Central America invaded China extensively via Myanmar in the 1940s. The invasive plant is now widespread in farmlands, forests, and pastures in tropical and subtropical areas of Southwest China, such as Yunnan, Guizhou, Guangxi, Sichuan and Tibet, covering as high as about 20% of the total land in certain regions and causing enormous economic loss and serious ecological calamities, because of its strong

ability to adapt various environments. Therefore, *E. adenophorum* is considered to be the most harmful invasive plant in this country. To control overspreading of the invasive plant, prevention in combination with utilization could be one of the most economical and effective ways. It is necessary to point out that *E. adenophorum* is no good to be used as pulp, building materials, fuel, and animal food because this plant is short of fiber, weak in rupture strength, and low in combustion value, and contains chemicals noxious to animals. However, this harmful plant is rich in organic matter and mineral nutrient, such as nitrogen, phosphorus, potassium, and microelements. Bio-composting of the plant through inoculation of certain specific microbes can kill the reproductive organs of the plant and decompose the chemicals contained in *E. adenophorum* noxious to animals, microbes, and other plants. Its content of heavy metals is the critical issue for the plant to be used as source of organic manure. 【 Method 】 Samples of *E. adenophorum* plants, soils, neighboring plants and in-situ bio-composted *E. adenophorum* plants were collected from 42 *E. adenophorum* colonies in lands of mining, agriculture, forestry and transportation typical of Liangshan, Sichuan for analysis of contents of Pb, Cd and Cr using an atomic absorption spectrophotometer, and contents of Hg and As using an atomic fluorescence spectrophotometer in order to evaluate safeness of utilizing *E. adenophorum* as source of organic manure. 【 Result 】 Results show that heavy metals in the plants varied sharply, exhibiting a sequence of Cr ($\bar{x}=14.17 \text{ mg kg}^{-1}$) > Pb ($\bar{x}=4.55 \text{ mg kg}^{-1}$) > Cd ($\bar{x}=1.47 \text{ mg kg}^{-1}$) > As ($\bar{x}=0.167 \text{ mg kg}^{-1}$) > Hg ($\bar{x}=0.021 \text{ mg kg}^{-1}$), and they did too in the soils, with variation coefficient of Hg, Pb, Cr, Cd and As (%) being 99.99, 305.9, 118.7, 266.8 and 51.74 in the soils, and 58.27, 87.75, 121.2, 87.75 and 71.87 in the plants, respectively, which suggests that absorption of heavy metals by *E. adenophorum* plants is subject to soil environment. Contents of heavy metals in *E. adenophorum* plants are positively related to total As, DTPA/HCl extractable Pb, DTPA/HCl extractable Cd, and NaHCO₃ extractable As in the soils, with correlation coefficient being 0.528, 0.337 6, 0.761 2 and 0.313 7 ($n=38 \sim 42$), respectively. Among the organs of the plant, stem is the lowest in heavy metal content, root the highest in Cr and As content and leaf the highest in Pb, Cd and Hg content. In the plant Cr and As is not so movable as Pb, Cd and Hg, which move easily from roots to leaves. Compared to most of the 12 plants growing near the *E. adenophorum* colonies, *E. adenophorum* plants were lower or similar in heavy metal content, accumulation coefficient and mean and maximum content, which indicates that in the nature *E. adenophorum* behaves similarly like common plants and does not have any special preference in nutrient or heavy metal absorption and doesn't support the conclusion drawn by scientists in the past that *E. adenophorum* is a heavy metal accumulator. Furthermore, heavy metals in the composted *E. adenophorum*, stems and leaves, were obviously lower than the criteria set in the National Standard for Organic Manure (NY525-2012). 【 Conclusion 】 *E. adenophorum* is not a heavy metal accumulator. In *E. adenophorum* infested areas, the utilization of in-situ composted *E. adenophorum* plants as organic manure does not pose any heavy metal toxication risk and the risk of translocation of heavy metals between regions and generation of soil pollution is very limited. So this technique is worth extrapolating.

Key words *Eupatorium adenophorum*; Heavy metals; Organic manure; Safeness; Composting in situ

(责任编辑: 陈荣府)