

铅锌尾矿污染区 3 种菊科植物体内重金属的亚细胞分布和化学形态特征

朱光旭¹, 肖化云¹, 郭庆军², 张忠义^{1,3}, 杨曦^{2,3}, 孔静^{2,3}

(1. 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; 2. 中国科学院地理科学与资源研究所环境修复中心, 北京 100101; 3. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 通过实地调查分析广西阳朔某铅锌尾矿污染农田自然生长的 3 种常见菊科植物野艾蒿、胜红蓟和野茼蒿体内的重金属含量, 并采用差速离心与化学试剂提取法分析重金属在植物中的亚细胞分布及其存在的化学形态, 探究菊科植物对重金属的积累、耐受特征和机制。结果表明, 污染区土壤受 Cd、Pb、Zn 这 3 种重金属污染严重, 其含量分别比国家土壤环境二级标准(GB 15618-1995) 超标 37.7、5.7 和 8.9 倍, 植物体内 Cd、Pb 和 Zn 含量都超过正常范围。野茼蒿和胜红蓟对 Cd 具有较强的迁移能力和富集能力, 适用于 Cd 污染土壤的生态修复。此外, 野茼蒿的茎和叶中 Cd 的含量分别为 159.6 mg·kg⁻¹ 和 219.5 mg·kg⁻¹, 超过 Cd 超富集植物的临界标准, 可见野茼蒿完全具有 Cd 超富集植物的基本特征, 是 Cd 超富集植物。3 种菊科植物地下部和地上部的 Cd、Pb 和 Zn 主要分布在液泡可溶组分和细胞壁中, 而在细胞器中的分布较少。植株中大部分的重金属以迁移性较低的氯化钠提取态、醋酸提取态和盐酸提取态存在。因此, 液泡区隔化、细胞壁固持和重金属以低活性的化学形态为主可能是 3 种菊科植物应对重金属胁迫的重要耐受性机制。与野艾蒿相比, 胜红蓟和野茼蒿茎叶中的 Cd 更多地贮存在液泡中, 且地上部“活性态”Cd 的积累比例低于根系, 这些很可能是胜红蓟和野茼蒿忍耐和富集镉的重要途径。

关键词: 重金属污染; 铅锌尾矿; 亚细胞分布; 化学形态; 菊科植物

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)07-3054-07 DOI: 10.13227/j.hjxx.201612249

Subcellular Distribution and Chemical Forms of Heavy Metals in Three Types of Compositae Plants from Lead-Zinc Tailings Area

ZHU Guang-xu¹, XIAO Hua-yun¹, GUO Qing-jun², ZHANG Zhong-yi^{1,3}, YANG Xi^{2,3}, KONG Jing^{2,3}

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China; 2. Center for Environmental Remediation, Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China; 3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Field investigation on the content of heavy metals in soils and three types of widely distributing compositae plants (*Artemisia lavandulaefolia*, *Ageratum conyzoides* L., *Crassocephalum crepidioides*) in lead-zinc tailings farmland of Yangshuo, Guangxi Zhuang Autonomous Region was carried out, and the differential centrifugation technique and sequential chemical extraction method were used to study the subcellular distribution and chemical forms of heavy metals in these plants. The results indicated that the soil in the tailings farmland was highly contaminated by Cd, Pb and Zn, and their concentrations were 37.7, 5.7 and 8.9 times higher than their respective values of national standard for soil environment quality (Grade II). The contents of Cd, Pb and Zn in the analyzed plants exceeded the normal ranges. *Ageratum conyzoides* L. and *Crassocephalum crepidioides* showed strong capability in tolerance, accumulation and transport of Cd, and they could be used as pioneer plants for Cd-phytoremediation in study area and some related areas. In addition, Cd concentrations in the stem and leaf of *Crassocephalum crepidioides* were 159.6 mg·kg⁻¹ and 219.5 mg·kg⁻¹, respectively, which exceeded the threshold of Cd hyperaccumulator. Thus, *Crassocephalum crepidioides* can be regarded as a Cd-hyperaccumulator. Majority of total Cd, Pb and Zn were found in soluble fraction and cell wall in the plants, while only a small quantity were distributed in organelles. As for chemical forms distribution, Cd, Zn and Pb predominated NaCl-, HAC-, and HCl-extractable forms both in roots and shoots of the plants. Therefore, cell wall binding, vacuolar compartmentalization and distribution mainly in lower active chemical forms were supposed to be the main mechanisms for tolerance to heavy metals in the study plants. A difference of Cd subcellular distribution and its chemical forms in the three Compositae plants was observed. Compared with the shoot of *Artemisia lavandulaefolia*, more Cd was located in the vacuolus and cellular soluble parts in *Ageratum conyzoides* L. and *Crassocephalum crepidioides*. Moreover, the proportion of active chemical Cd in the shoots was lower than that in the roots. These results showed that the subcellular distribution and chemical forms of Cd were related to the plant species, and also indicated *Ageratum conyzoides* L. and *Crassocephalum crepidioides* were likely to possess a higher tolerance and accumulation of Cd.

收稿日期: 2016-12-29; 修订日期: 2017-01-19

基金项目: 国家自然科学基金项目(41425014, A1625006); 中国博士后科学基金项目(2015M582578); 国家重点基础研究发展规划(973)项目(2014CB238906); 中国科学院特色研究所“典型区域土壤和地下水污染修复的综合技术方案与集成示范”项目

作者简介: 朱光旭(1986-), 男, 博士, 主要研究方向为重金属污染评价及修复, E-mail: zhuguangxu@mail.gyig.ac.cn

Key words: heavy metal pollution; lead-zinc tailings; subcellular distribution; chemical forms; compositae plants

有色金属矿产资源开采冶炼形成的废渣、废石场、尾矿库不仅占用大量土地,也给矿山及周边区域带来生态破坏和环境污染。近年来,植物修复技术作为一项绿色、低成本和潜在经济效益的治理措施,主要是利用对重金属具有特殊耐性和富集能力的植物来修复重金属污染土壤,具有十分广阔的应用前景^[1-3]。而植物材料的筛选在矿业废弃地的植被恢复和重金属污染土壤的植物修复中是非常重要的关键环节^[4]。在重金属污染区的自然植被中,由于长期自然选择的作用,某些特殊植物能够适应这种极端的生境,对本地逆境条件具有很强的耐性、适应性,甚或偏好性,这些植物在重金属污染的植物修复中起到决定性的作用^[5,6]。

为适应环境中的重金属胁迫,植物形成了特定的耐性机制,如结合到细胞壁或液泡区隔化,与有机酸或蛋白质等络合形成活性较低的解毒形态^[7,8]。植物吸收转运重金属后,会以不同的化学结合形态将重金属贮存于植物的各个器官组织中,限制其在植物体内的移动,从而减轻对植物的毒害。植物中重金属的亚细胞分布及化学形态与其毒性、迁移能力及生物有效性密切相关^[9-11]。因此,对耐性植物体内重金属的化学形态、亚细胞分布特征进行探讨,将有利于认识耐性植物的耐性及解毒机理,对重金属污染土壤的植物修复具有重要意义。

由于生长周期短、生物量较大且积累迅速、繁殖能力强,对异质环境具有较强的适应能力,相对比较容易形成重金属耐性,菊科植物对于植物修复来说可能是一类较理想的植物资源^[12,13]。本研究以某铅锌尾矿污染区自然生长的 3 种优势菊科植物为试验材料,采用差速离心技术分离植物各组织的亚细胞组分,并运用化学试剂逐步提取法对重金属在植物各组织细胞内的亚细胞分布特征和化学形态进行了研究,试图从重金属在 3 种菊科植物根、茎、叶组织中的亚细胞分布特征和形态差异来揭示重金属的积累机制,以期为进一步探索这些植物对重金属的耐受和富集机制提供参考。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区域位于广西阳朔县兴坪镇思的村,地处中亚热带季风性气候区,受季风影响,一年的旱、涝、冷、热变化大,年平均温度 19.5℃,年均降雨量

1 700 mm 以上。坐落于思的村东北方向的老厂铅锌矿,自 20 世纪 50 年代进行开采,并于 1958 年在采矿坑口建立小型浮选厂进行选矿生产^[14]。20 世纪 70 年代的一次强降雨导致尾矿砂坝坍塌,大量尾砂沿河谷冲入思的村,造成大范围的土壤重金属污染,部分沿河谷农田因污染严重而废弃。

1.2 样品采集与处理

试验植物样品为思的村荒废农田上生长旺盛且优势度高的 3 种菊科植物,包括胜红蓟(*Ageratum conyzoides* L.)、野茼蒿(*Crassocephalum crepidioides*)和野艾蒿(*Artemisia lavandulaefolia*)。将该种植物 3~5 株混合成一个样品,植物的茎叶和根部分开装袋,并按多点混合采集土壤样品(0~20 cm)。将采集回的植物样品用自来水冲洗尘土和夹渣物,再用去离子水漂洗干净,再分成两部分,一部分保存于液氮中备用,用于测定植株亚细胞组分和不同化学形态的重金属含量。另一部分晾干后于 105℃ 下杀青 30 min,然后 60℃ 烘干至恒重,不锈钢粉碎机粉碎,放入干燥箱备用。土壤样品经自然风干后磨细,过 100 目尼龙筛,以备测定分析。

1.3 样品分析

过筛后的植物样品采用 HNO₃-HClO₄ 法、土壤样品采用 HNO₃-HF-HClO₄ 法消化测定重金属含量^[15],土壤重金属元素的有效态采用 0.1 mol·L⁻¹ 的 HCl 浸提制备待测液^[16]。土壤 pH 值采用精密 pH 计(PHS-3B,中国雷磁公司)测定。参照李红婷等的方法^[17],采用差速离心法分离得到植物样品的细胞壁、细胞器和液泡组分;采用化学试剂逐步提取法进行植物样品的重金属化学形态分析,包括乙醇提取态、去离子水提取态、NaCl 提取态、HAc 提取态、HCl 提取态和残渣态。待测液中重金属浓度利用电感耦合等离子体质谱仪(ELAN-DRC-e,美国 PerkinElmer 公司)测定。通过设置空白样、平行样和标准物质控制数据准确度。

2 结果与分析

2.1 研究区土壤中主要重金属元素含量

采集到的土壤样品的 pH 值为 5.48,主要重金属总量及有效态含量的测定结果表明(表 1):参照国家土壤环境质量二级标准(GB 15618-1995),研究区土壤中 Cd、Pb 和 Zn 含量均超标,这 3 种元素的含量分别为二级标准的 38.7、6.7 和 9.9 倍,Cd

超标最严重。Cd、Pb 和 Zn 具有较高的生物有效性系数(有效态含量占重金属总量的比值),分别为

59.5%、67.5%和 45.4%,可见 Cd、Pb、Zn 是该区土壤的主要重金属胁迫因子。

表 1 研究区土壤重金属含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

Table 1 Concentrations of heavy metals in soil of the study area/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

指标	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
总量	11.6	75.2	144.2	33.3	1 664.4	1 978.5
有效态	6.9	0.8	65.3	3.2	1 124.3	898.2
国家二级标准(pH < 6.5)	0.3	150	150	40	250	200

2.2 植物对重金属的富集特征

富集系数常用来衡量植物重金属积累能力和修复潜力大小的重要指标,是指植物地上部与土壤中相应有效态重金属含量的比值,富集系数越大,植物富集能力越强^[13,18]。胜红蓟、野苘蒿和野艾蒿根、茎和叶中的 Cd、Pb、Zn 含量的测定结果和富集系数见表 2。可以看到,重金属在 3 种菊科植物中的分布不均匀,不同种类植物对同种重金属的吸收量也不同。Cd、Pb 和 Zn 在各菊科植物组织中的含量范围为: Cd $5.9 \sim 219.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Pb $45.1 \sim 411.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; Zn $945.3 \sim 2 216.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,均超过一般植物的正常重金属含量值^[19]。3 种植物对污染土壤重金属胁迫均表现出很好的适应性和耐性。3 种植物体内的 Zn 含量均较高,根、茎、叶对 Zn 的富集系数均 > 1,以野苘蒿和野艾蒿叶片中 Zn 含量最高,分别为 $2 196.9 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $2 216.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,但没有达到 Zn 超富集植物的临界含量标准(10 000

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)^[20]。Pb 在 3 种植物中含量较低,富集系数均 < 1,最高均出现在各自的根部,地上部分对 Pb 的富集系数 ≤ 0.1 ,表明这些植物会通过自身的排斥机制来阻止从地下部分吸收的 Pb 向地上转运,以减少对植物生理系统的伤害。野苘蒿的地上部对 Cd 具有很强的富集能力,富集系数最小为 23.14,叶片和茎的 Cd 含量分别高达 $219.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $159.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,超过 $100 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 这一 Cd 超富集植物应达到的临界含量标准^[20];同时,野苘蒿茎和叶对 Cd 的转运系数(地上部与根部含量比值)分别为 2.00 和 2.75。由此可见,在本研究区,野苘蒿对 Cd 的富集特征已完全具有 Cd 超富集植物的 4 个主要特征:即耐性特征、临界含量特征、强富集特征和向上转移特征,基本可以认定野苘蒿是 Cd 的超富集植物^[20,21]。胜红蓟表现出较强的 Cd 富集能力和向地上运输能力,也可作为 Cd 富集植物,用于 Cd 污染土壤的修复。

表 2 植物体内 Cd、Pb、Zn 含量及富集系数

Table 2 Concentrations and enrichment coefficients of Cd, Pb and Zn in plants

植物名称	部位	含量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$			富集系数		
		Cd	Pb	Zn	Cd	Pb	Zn
野艾蒿	叶	11.6	62.1	2 216.5	1.68	0.06	2.47
	茎	5.9	60.9	1 331.4	0.86	0.05	1.48
	根	10.1	262.2	1 575.6	1.47	0.23	1.75
胜红蓟	叶	67.6	60.4	1 480.1	9.79	0.05	1.65
	茎	50.9	45.1	945.3	7.37	0.04	1.05
	根	39.2	257.0	1 636.9	5.68	0.23	1.82
野苘蒿	叶	219.5	85.6	2 196.9	31.81	0.08	2.45
	茎	159.6	113.2	1 405.5	23.14	0.10	1.56
	根	79.8	411.3	1 122.8	11.57	0.37	1.25

2.3 重金属在植物体内的亚细胞分布

野艾蒿、胜红蓟和野苘蒿根、茎、叶亚细胞组分中 Cd、Pb 和 Zn 的分布情况见图 1。从图 1 可知,3 种植物叶、茎和根中的重金属主要蓄积在细胞壁(31.2%~71.7%)和液泡的可溶性组分中(17.7%~54.7%),少量存在于细胞器组分中(3.4%~22.1%),表明细胞壁和液泡的可溶组分是 3 种供试菊科植物储存重金属的两个最重要位点。在野艾蒿

的各组织中,Cd、Pb 和 Zn 主要分布在细胞壁,占总量的 50.9%~71.1%,其次为液泡部分,而在细胞器中的平均含量分数分别仅为 18.0%、9.1%和 9.2%。3 种重金属在胜红蓟叶片的亚细胞组分中的含量高低顺序为:液泡 > 细胞壁 > 细胞器,而在野苘蒿的叶片中则表现为细胞壁 > 液泡 > 细胞器。在胜红蓟和野苘蒿的茎中,Cd 和 Zn 在液泡组分中所占比例分别约为 60% 和 50%;Pb 在胜红蓟的茎中主

要分布在细胞壁,占总量的 49.6%,野茼蒿茎中的细胞壁和液泡中的 Pb 含量相当,分别为 47.2% 和 48.9%。各金属在野茼蒿的根细胞壁中的分配比例以绝对优势占据总量的 57.8%~63.6%,液泡次之。在胜红蓟的根细胞中,Cd 大部分存在于细胞壁,而 Pb 和 Zn 主要分布在液泡的可溶性组分中。

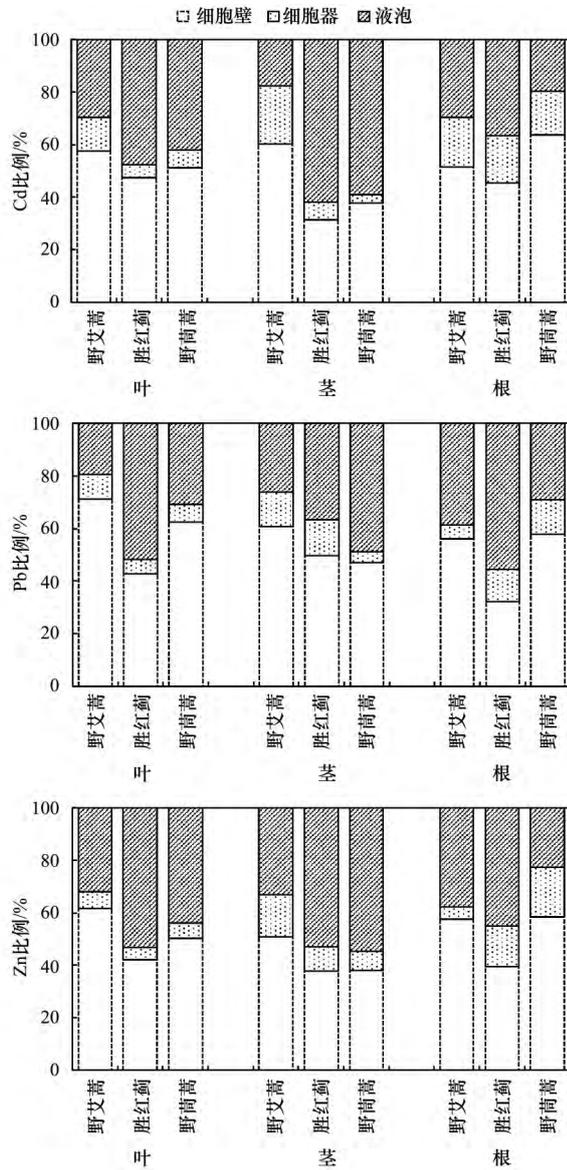


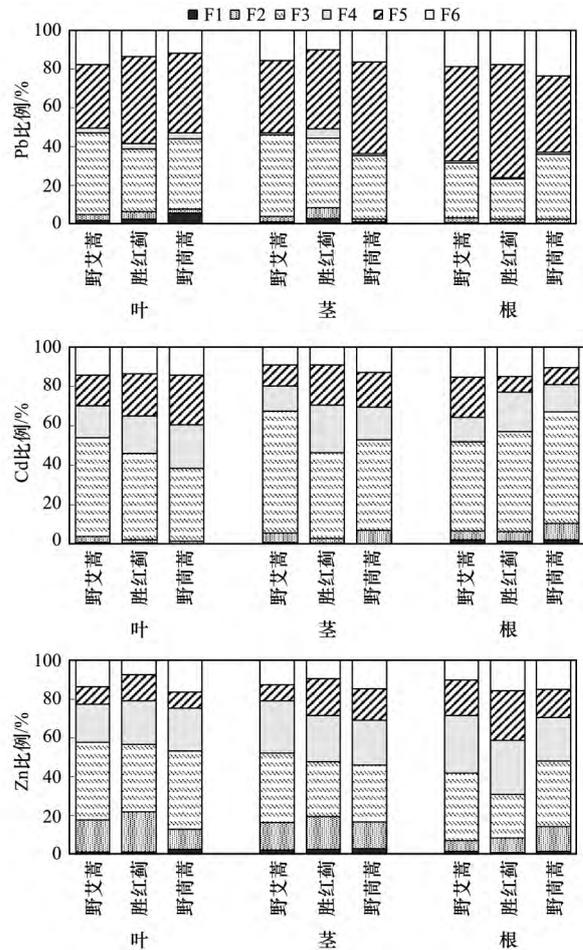
图1 Cd、Pb、Zn 在 3 种菊科植物亚细胞组分中的分布

Fig. 1 Subcellular distribution of Cd ,Pb and Zn in three types of Compositae plants

2.4 植物中重金属的化学形态特征

采用提取剂分级提取测定 6 种不同化学形态的重金属,3 种菊科植物各组织 Cd、Pb 和 Zn 所占比例如图 2 所示。可以看出,在 3 种植物的各部位,乙醇提取态 Cd、Pb 和 Zn 的分配比例均很低,最高仅为 5.8%。Cd 在 3 种植物中以 NaCl 提取态为主,这部分形态所占比例为 37.0%~61.9%,去离子水提

取态的分配比例较少,平均仅为 4.3%。Pb 在植物组织中以 NaCl 提取态(20.6%~42.1%)和 HCl 提取态(32.9%~58.4%)占多数,其次为残渣态,乙醇提取态、去离子水提取态和 HAc 提取态合计仅占总量的 3.9%~13.2%。Zn 在植物茎叶的形态主要是 NaCl 提取态,HAc 提取态和去离子水提取态次之;在植物根细胞中,Zn 以 NaCl 提取态和 HAc 提取态为主导形态,其次为 HCl 提取态。



F1 为乙醇提取态;F2 为去离子水提取态;F3 为氯化钠提取态;F4 为醋酸提取态;F5 为盐酸提取态;F6 为残渣态

图2 Cd、Pb、Zn 在 3 种菊科植物中的化学形态分布

Fig. 2 Chemical forms of Cd ,Pb and Zn in three types of Compositae plants

3 讨论

重金属在细胞壁的沉淀及细胞内的区隔化分布是植物内部解毒的两个重要途径^[22]。植物细胞壁含有蛋白质、多糖、果胶酸以及大量的羟基、羧基、醛基、氨基或磷酸基等亲金属的配位基团,容易固定重金属离子^[23,24]。因此,细胞壁是重金属进入细胞内部的第一道屏障,对于维持细胞正常生理代谢、保护植物正常生长起到关键作用。在本研究中,野

艾蒿各组织细胞中细胞壁组分的重金属含量均占有最高分配比,可见细胞壁的固持作用是野艾蒿对重金属忍耐与解毒的主要机制。此外,在野茼蒿体内积累的 Pb 和 Zn 主要与细胞壁结合,从而降低对其他细胞结构的伤害。当重金属离子在细胞壁上的结合达到饱和,大部分进入到细胞的重金属会被转运至液泡中,与液泡中含有的糖类、有机酸、氨基酸、无机盐等多种物质络合,实现区隔化^[25]。长柔毛委陵菜细胞内的 Cd 主要分布在细胞壁和可溶组分中,且叶片中 90% 以上原生质体中的 Cd 富集在液泡中^[26]。美洲商陆中 53.7% ~ 68.3% 的 Cd 蓄积在细胞可溶组分中,其次是细胞壁^[27]。周守标等^[28]的研究结果表明,皖景天的细胞内的 Cd 主要储存在可溶部分,在叶中可溶部分 Cd 占 93% 以上。本试验发现,Cd 在胜红蓟和野茼蒿茎叶细胞液泡中占有相当高的分布比例(42.3% ~ 61.9%),显著高于液泡的 Cd 在野艾蒿茎和叶细胞的分配比(分别为 17.7% 和 29.7%),因此,液泡区隔化作用可能是胜红蓟和野茼蒿能够强富集 Cd 的关键因素。胜红蓟各组织细胞液泡中较高的 Pb、Zn 含量也说明了液泡中的可溶部分在胜红蓟耐受 Pb 和 Zn 胁迫中发挥主要作用。

由于重金属在不同极性提取剂中的溶解度有很大差别,不同提取剂的提取量可以反映重金属存在的化学形态差异^[9]。乙醇主要提取无机盐、氨基酸盐等物质;去离子水主要提取水溶性有机酸盐等;氯化钠主要提取与蛋白质结合或吸附态以及果胶酸盐等;醋酸主要提取难溶于水的重金属磷酸盐;盐酸提取草酸盐等。乙醇和去离子水提取态生物毒性和迁移活性最强,最容易使植物受到毒害,氯化钠提取态次之,醋酸与盐酸提取态生物毒性与迁移活性最弱^[29,30]。本研究结果发现,Cd、Pb 和 Zn 在 3 种植物体内主要以蛋白质结合或吸附态及果胶酸盐的形式存在,结合分析 3 种重金属元素在植物中亚细胞分布特征,这部分形态的重金属可能与细胞壁和细胞膜中果胶酸和蛋白质等的固定作用有关;其次是以磷酸盐和草酸盐的形式存在,而这部分移动性较差形态的重金属可能与液泡中的有机酸的络合作用有关。

吴朝波等^[30]和钟海涛^[31]等发现在海雀稗和小飞扬草中 Cd 主要以 NaCl 提取态和 HAc 提取态为主。超积累东南景天^[32]植物体内 Cd 形态以 NaCl 提取态、HAc 提取态和水提取态占优势。然而在三色堇^[33]和萱草^[34]中却发现 Cd 主要以活性较强的

乙醇提取态为优势形态。本试验中,3 种菊科植物根和茎叶的 Cd 形态都是以 NaCl 提取态最多,但 3 种植物间的 Cd 化学形态分布特征存在一定的差异。在野艾蒿中,活性较弱、毒性较低的 Cd 形态(HAc 提取态 + HCl 提取态 + 残渣态)分别占叶和茎中 Cd 总量的 46.3% 和 32.6%,低于胜红蓟的 54.2% 和 53.7% 以及野茼蒿的 61.7% 和 47.3%。胜红蓟和野茼蒿茎叶中蓄积更多的 Cd 以低毒性的形态存在,有利于减弱 Cd 对植物茎叶的毒害作用,增强植物对 Cd 的耐性。从植物根系来看,野茼蒿根系中较高的有效态 Cd(乙醇提取态 + 去离子水提取态 + NaCl 提取态)含量,有助于野茼蒿对 Cd 的吸收及向地上部的转运和积累。

4 结论

(1) 野茼蒿、胜红蓟和野艾蒿 3 种菊科植物对铅锌尾矿污染土壤中的 Cd 和 Zn 具有较强的富集能力,其中野艾蒿达到 Cd 超富集植物的标准。

(2) 细胞壁的固持作用和液泡的区隔化作用以及 Cd、Pb、Zn 主要以活性较弱的氯化钠提取态、醋酸提取态及盐酸提取态存在是 3 种菊科植物应对重金属胁迫的重要耐性机制。

(3) 胜红蓟和野茼蒿茎叶细胞液泡可溶组分中 Cd 含量较高,且茎叶中“活性态”Cd 的积累比例低于根系,有助于地上部蓄积更多的 Cd,极大地限制了 Cd 的毒害作用。

参考文献:

- [1] 张鸿龄,孙丽娜,孙铁珩,等. 矿山废弃地生态修复过程中基质改良与植被重建研究进展[J]. 生态学杂志,2012,31(2): 460-467.
Zhang H L, Sun L N, Sun T H, et al. Substrate amelioration and vegetation reconstruction in ecological remediation of abandoned mines: research advances [J]. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(2): 460-467.
- [2] Shu W S, Ye Z H, Zhang Z Q, et al. Natural colonization of plants on five lead/zinc mine tailings in Southern China [J]. Restoration Ecology, 2005, 13(1): 49-60.
- [3] Ali H, Khan E, Sajad M A. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications [J]. Chemosphere, 2013, 91(7): 869-881.
- [4] 邢丹,刘鸿雁,于萍萍,等. 黔西北铅锌矿区植物群落分布及其对重金属的迁移特征[J]. 生态学报,2012,32(3): 796-804.
Xing D, Liu H Y, Yu P P, et al. The plant community distribution and migration characteristics of heavy metals in tolerance dominant species in lead/zinc mine areas in Northwestern Guizhou Province [J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(3): 796-804.
- [5] 李江遐,张军,黄伏森,等. 铜矿区土壤重金属污染与耐性

- 植物累积特征[J]. 土壤通报, 2016, 47(3): 719-724.
- Li J X, Zhang J, Huang F S, *et al.* Heavy metal contamination of soil and its accumulation in tolerant plants in copper mine Tongling area[J]. Chinese Journal of Soil Science, 2016, 47(3): 719-724.
- [6] 赵玉红, 敬久旺, 王向涛, 等. 藏中矿区先锋植物重金属积累特征及耐性研究[J]. 草地学报, 2016, 24(3): 598-603.
- Zhao Y H, Jing J W, Wang X T, *et al.* Study on heavy metals bioaccumulation characteristics and tolerance of pioneer plants from central Tibet mining area[J]. Acta Agrestia Sinica, 2016, 24(3): 598-603.
- [7] 袁祖丽, 孙晓楠, 刘秀敏. 植物耐受和解除重金属毒性研究进展[J]. 生态环境, 2008, 17(6): 2494-2502.
- Yuan Z L, Sun X N, Liu X M. Advance for heavy metal tolerance and detoxification research in plants[J]. Ecology and Environment, 2008, 17(6): 2494-2502.
- [8] Gallego S M, Pena L B, Barcia R A, *et al.* Unravelling cadmium toxicity and tolerance in plants: insight into regulatory mechanisms [J]. Environmental and Experimental Botany, 2012, 83: 33-46.
- [9] 徐劫, 于明革, 陈英旭, 等. 铅在茶树体内的分布及化学形态特征[J]. 应用生态学报, 2011, 22(4): 891-896.
- Xu J, Yu M G, Chen Y X, *et al.* Characteristic of distribution and chemical forms of Pb in tea plant varieties [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2011, 22(4): 891-896.
- [10] Angelova V, Ivanov K, Ivanova R. Effect of chemical forms of lead, cadmium, and zinc in polluted soils on their uptake by tobacco [J]. Journal of Plant Nutrition, 2004, 27(5): 757-773.
- [11] 游少鸿, 滕云, 马丽丽, 等. 香蒲吸收镉的途径及体内镉化学形态研究[J]. 环境工程, 2016, 34(8): 58-61.
- You S H, Teng Y, Ma L L, *et al.* Characteristics of Cd uptake and chemical forms in *Typha angustifolia* [J]. Environmental Engineering, 2016, 34(8): 58-61.
- [12] 陈红琳, 张世熔, 李婷, 等. 汉源铅锌矿区植物对 Pb 和 Zn 的积累及耐性研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(2): 505-509.
- Chen H L, Zhang S J, Li T, *et al.* Heavy-metal accumulation and tolerance of plants at zinc-lead mine tailings in Hanyuan [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2007, 26(2): 505-509.
- [13] 朱光旭, 肖化云, 郭庆军, 等. 锌冶炼渣堆场优势植物的重金属累积特征研究[J]. 生态环境学报, 2016, 25(8): 1395-1400.
- Zhu G X, Xiao H Y, Guo Q J, *et al.* Accumulation of heavy metals by dominant plants in zinc smelting slag field [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2016, 25(8): 1395-1400.
- [14] 覃朝科, 李艺, 韦松, 等. 阳朔铅锌矿的环境现状与尾矿废水处理模式分析[J]. 矿产与地质, 2005, 19(1): 99-102.
- Qin C K, Li Y, Wei S, *et al.* Analysis on present environmental situation and treatment model of tailing waste water in Yangshuo lead-zinc deposit [J]. Mineral Resources and Geology, 2005, 19(1): 99-102.
- [15] Zhang H Z, Guo Q J, Yang J X, *et al.* Cadmium accumulation and tolerance of two castor cultivars in relation to antioxidant systems [J]. Journal of Environmental Sciences, 2014, 26(10): 2048-2055.
- [16] 钟晓兰, 周生路, 赵其国, 等. 长三角典型区土壤重金属有
- 效态的协同区域化分析、空间相关分析与空间主成分分析 [J]. 环境科学, 2007, 28(12): 2758-2765.
- Zhong X L, Zhou S L, Zhao Q G, *et al.* Coregionalization, spatial-correlation and spatial-factor analysis of soil available heavy metals in a typical region of the Yangtze River Delta [J]. Environmental Science, 2007, 28(12): 2758-2765.
- [17] 李红婷, 董然. 铅在 4 种宿根花卉中的亚细胞分布及迁移转化特点 [J]. 南京林业大学学报(自然科学版), 2015, 39(4): 57-62.
- Li H T, Dong R. Migration and transformation characteristics and subcellular distribution of lead in four perennial flowering plants [J]. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Sciences Edition), 2015, 39(4): 57-62.
- [18] Xu W H, Kachenko A G, Singh B. Effect of soil properties on arsenic hyperaccumulation in *Pteris vittata* and *Pityrogramma calomelanos* var. *austramericana* [J]. International Journal of Phytoremediation, 2009, 12(2): 174-187.
- [19] 何东, 邱波, 彭尽晖, 等. 湖南下水湾铅锌尾矿库优势植物重金属含量及富集特征[J]. 环境科学, 2013, 34(9): 3595-3600.
- He D, Qiu B, Peng J H, *et al.* Heavy metal contents and enrichment characteristics of dominant plants in a lead-zinc tailings in Xiashuiwan of Hunan Province [J]. Environmental Science, 2013, 34(9): 3595-3600.
- [20] 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(4): 81-126.
- [21] 孙约兵, 周启星, 任丽萍. 镉超富集植物球果薹菜对镉-砷复合污染的反应及其吸收积累特征[J]. 环境科学, 2007, 28(6): 1355-1360.
- Sun Y B, Zhou Q X, Ren L P. Growth responses of *Rorippa globosa* and its accumulation characteristics of Cd and As under the Cd-As combined pollution [J]. Environmental Science, 2007, 28(6): 1355-1360.
- [22] Brune A, Urbach W, Dietz K J. Compartmentation and transport of zinc in barley primary leaves as basic mechanisms involved in zinc tolerance [J]. Plant, Cell & Environment, 1994, 17(2): 153-162.
- [23] Rauser W E. Structure and function of metal chelators produced by plants: the case for organic acids, amino acids, phytin, and metallothioneins [J]. Cell Biochemistry and Biophysics, 1999, 31(1): 19-48.
- [24] Allan D L, Jarrell W M. Proton and copper adsorption to maize and soybean root cell walls [J]. Plant Physiology, 1989, 89(3): 823-832.
- [25] Cosio C, Martinoia E, Keller C. Hyperaccumulation of cadmium and zinc in *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri* at the leaf cellular level [J]. Plant Physiology, 2004, 134(2): 716-725.
- [26] 周小勇, 仇荣亮, 应蓉蓉, 等. 锌对长柔毛委陵菜体内镉的亚细胞分布和化学形态的影响 [J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(3): 1066-1071.
- Zhou X Y, Qiu R L, Ying R R, *et al.* Effects of Zn on subcellular distribution and chemical forms of Cd in *Potentilla griffithii* var. *velutina* [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2008, 27(3): 1066-1071.
- [27] Fu X P, Dou C M, Chen Y X, *et al.* Subcellular distribution and

- chemical forms of cadmium in *Phytolacca americana* L. [J]. Journal of Hazardous Materials ,2011 ,**186**(1) : 103-107.
- [28] 周守标,徐礼生,吴龙华,等. 镉和锌在皖景天细胞内的分布及化学形态[J]. 应用生态学报,2008 ,**19**(11) : 2515-2520.
- Zhou S B ,Xu L S ,Wu L H ,*et al.* Subcellular distribution and chemical forms of Cd and Zn in *Sedum jinianum* [J]. Chinese Journal of Applied Ecology ,2008 ,**19**(11) : 2515-2520.
- [29] 王明新,陈亚慧,白雪,等. 孔雀草对镉胁迫的响应及其积累与分布特征[J]. 环境化学,2014 ,**33**(11) : 1878-1884.
- Wang M X ,Chen Y H ,Bai X ,*et al.* Cd stress , accumulation and distribution characteristics in *Tagetes patula* L. [J]. Environmental Chemistry ,2014 ,**33**(11) : 1878-1884.
- [30] 吴朝波,王蕾,郭建春,等. 镉在海雀稗体内的分布及化学形态特征[J]. 环境化学,2016 ,**35**(2) : 330-336.
- Wu C B ,Wang L ,Guo J C ,*et al.* Distribution and chemical forms of Cd in *Paspalum vaginatum* Sw. [J]. Environmental Chemistry ,2016 ,**35**(2) : 330-336.
- [31] 钟海涛,潘伟斌,张太平,等. 小飞扬草(*Euphorbia thymifolia* L.) 中镉的亚细胞分布及化学形态 [J]. 环境保护科学,2013 ,**39**(3) : 50-54.
- Zhong H T ,Pan W B ,Zhang T P ,*et al.* Subcellular distribution and chemical forms of cadmium in *Euphorbia thymifolia* L. [J]. Environmental Protection Science ,2013 ,**39**(3) : 50-54.
- [32] 李会合,杨肖娥. 硫对超积累东南景天镉累积、亚细胞分布和化学形态的影响[J]. 植物营养与肥科学报,2009 ,**15**(2) : 395-402.
- Li H H , Yang X E. Effects of sulfur on accumulation , subcellular distribution and chemical forms of cadmium in hyperaccumulator-*Sedum alfredii* Hance [J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science ,2009 ,**15**(2) : 395-402.
- [33] 白雪,陈亚慧,耿凯,等. 镉在三色堇中的积累及亚细胞与化学形态分布[J]. 环境科学学报,2014 ,**34**(6) : 1600-1605.
- Bai X ,Chen Y H ,Geng K ,*et al.* Accumulation , subcellular distribution and chemical forms of cadmium in *Viola tricolor* L. [J]. Acta Scientiae Circumstantiae ,2014 ,**34**(6) : 1600-1605.
- [34] 李红婷,董然. 2 种萱草对铅、镉的吸收累积及其在亚细胞的分布和化学形态特征[J]. 华南农业大学学报,2015 ,**36**(4) : 59-64.
- Li H T , Dong R. Pb & Cd absorption and accumulation characteristics , subcellular distribution and chemical forms in two types of Hemerocallis plants [J]. Journal of South China Agricultural University ,2015 ,**36**(4) : 59-64.