

广西锰矿区废弃地优势植物重金属含量及富集特征

唐文杰, 李明顺

(广西师范大学 环境与资源学院, 广西 桂林 541004)

摘要:调查了广西全州、板苏、下雷 3 个锰矿区废弃地植物,并对 20 种主要优势植物及其土壤重金属含量进行了对比分析。结果表明,3 个锰矿区土壤中 Mn、Cd 是主要的污染因子。矿区植物体内的 Mn 含量较高;商陆、油茶表现出很强的 Mn 累积特征,是 Mn 污染土壤植物修复的理想物种;芦竹是矿渣堆、尾矿坝等严重污染区良好的恢复植物;五节芒、飞蓬对重金属有很强的耐性,在贫瘠、干旱环境下生长良好,可作为废弃地早期恢复的先锋种。优势植物对土壤重金属元素的富集能力普遍较低,部分植物对特定金属元素的转移能力较强。板苏矿区种植的玉米、木薯食用部分重金属含量不符合食品安全限量标准,因此不宜在废弃地恢复早期采用农业利用恢复模式。

关键词:锰矿废弃地;优势植物;矿区土壤;重金属;生物富集系数;生物转移系数;广西

中图分类号:X173 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)05-1757-07

Heavy Metal Concentrations of Dominant Plants and Bioaccumulation in Three Manganese Mine Wastelands, Guangxi

TANG Wen-jie, LI Ming-shun

(School of Environment and Resources, Guangxi Normal University, Guilin 541004, China)

Abstract: Heavy metal contamination of metal-mined wasteland is an overlooked problem in China, and Guangxi, the largest Mn-ore mining region, has vast areas of minelands awaiting restoration. An extensive ecological survey and sampling were conducted on Quanzhou, Bansu and Xialei manganese mine wastelands in Guangxi. Soils and twenty dominant plants were determined for the heavy metal concentrations (Cu, Cr, Cd, Pb, Zn and Mn). The results showed that Cd and Mn were the main contaminants of the minesoils. Among the three wastelands, Quanzhou minesoil was most seriously polluted by Mn. Heavy metal levels in the mineland plants were generally in the order of Mn>Zn>Cr>Cu>Pb>Cd, consistent with the trend of metal concentrations in minesoils. The Mn contents in the plant tissues were usually higher than normal. *Phytolacca acinosa* and *Camellia sinensis* exhibited very strong Mn accumulation characteristics, suitable for use in phytoremediation of manganese-contaminated soils; *Arundo donax* may be used as a good stabilizer for the loose slag dumps and tailings dams; *Miscanthus floridulus* and *Erigeron acer* are metal-tolerant grass species and resistant to drought and inadequacy of nutrients, thus can be used as pioneer plants for revegetation of manganese-mine wastelands. The dominant plants usually had low bioaccumulation of metals in tissues, but some species (e.g. *Phytolacca acinosa*) had very high transfer ability for particular metals (e.g. Cd, Cr and Mn). The edible parts of corn and cassava grown in Bansu mineland failed to satisfy the Maximum Allowable Levels for Food Safety Standards of China, thus agricultural utilization as a restoration prototype for reclaiming mine wasteland at early stage is not recommended.

Keywords: manganese mine wasteland; dominant plant; minesoil; heavy metal; bioaccumulation factor; biological transfer factor; Guangxi

矿产资源开采是迄今人类最大规模改变地球表

收稿日期:2007-11-21

基金项目:国家自然科学基金(30560032);广西科学研究与技术开发计划项目(桂科基 0575047);广西师范大学引进人才科研启动基金资助项目

作者简介:唐文杰(1980—),男,广西桂林人,硕士,主要从事环境生态学方面的研究。

通讯作者:李明顺 E-mail:msli@mailbox.gxnu.edu.cn

面景观和破坏地表生态系统的有组织的人类活动^[1]。据统计,目前全国矿区废弃地面积达 40 000 hm²,并且每年以 330 hm² 的速度增长^[2]。开采活动严重干扰和超过生态系统的自我恢复承受限度,若任由采矿废弃地依靠自然演替恢复,可能需要 100~10 000 a^[3]。尤其是金属矿开采后的废弃地,其表面形成极端生境,不利于植物生长和其他生物活动。广西素有“有色金属之乡”的美誉,锰矿的开采规模和强度居全国首位^[4],

有大量的废弃地等待恢复。此外,广西地处亚热带,土壤类型多属酸性赤红壤、红壤,对土壤活性锰的升高有进一步的诱发作用,从而对作物生产构成潜在的威胁。

本文调查广西全州、板苏、下雷3个锰矿区废弃地上的自然定居植物和人工种植的植物,并对主要优势植物及其土壤进行采样分析,对比3个矿区优势植物重金属累积特征,探讨它们作为锰污染土壤修复和锰矿区生态恢复备选植物的可行性,以期为我国南方金属矿山的生态恢复和植被重建提供科学依据。

1 研究地概况

全州锰矿($25^{\circ}52.8'N, 110^{\circ}55.8'E$),位于广西桂林市全州县绍水镇(图1),多年平均气温 $17.7^{\circ}C$, 年均日照时数 $1\,488.7\text{ h}$, 平均降雨量 $1\,492.2\text{ mm}$ 。板苏锰矿($23^{\circ}24'N, 108^{\circ}19.8'E$)位于广西武鸣县双桥镇, 年平均气温 $21.7^{\circ}C$, 年均日照时数 $1\,660\text{ h}$, 年平均降雨量 $1\,300\text{ mm}$;下雷锰矿($24^{\circ}54'N, 106^{\circ}40.8'E$)位于广西大新县下雷镇,现为广西最大锰矿, 年平均气温 $21.3^{\circ}C$, 年均日照时数 $1\,695\text{ h}$, 年降雨量 $1\,368\text{ mm}$;3个锰矿区均属亚热带季风气候,丘陵地貌,土壤类型多属赤红壤、红壤。地带性植被为亚热带常绿阔叶林。

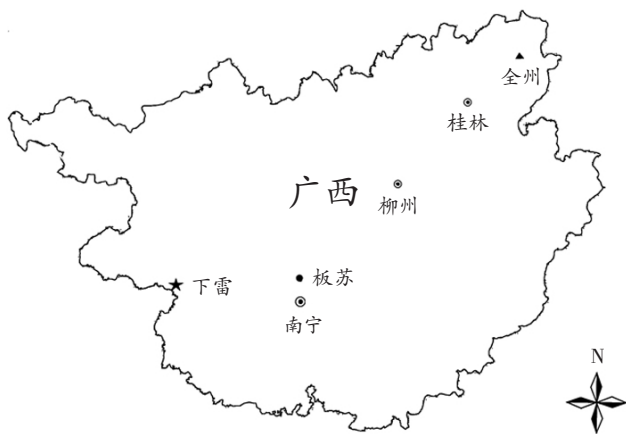


图1 广西全州、板苏、下雷锰矿区地理位置

Figure 1 Geographic location of Quanzhou, Bansu and Xiaolei Mn mines in Guangxi

2 采样点设置与样品采集分析

根据矿区开采及植被覆盖情况,将全州矿区分为尾矿坝Ⅰ区($Q_w I$)、尾矿坝Ⅱ区($Q_w II$)、矿渣堆(Q_{kd})和开采区(Q_{kq})。尾矿坝Ⅰ区($Q_w I$)地表基本裸露,主要植物有五节芒(*Miscanthus floridulus*)、圆果雀稗(*Paspalum orbiculare*)、商陆(*Phytolacca acinosa*)

等长势较好。尾矿坝Ⅱ区($Q_w II$)恢复良好,形成以油茶(*Camellia sinensis*)和木荷(*Schima superba*)为主的灌木林。矿渣堆(Q_{kd})植物有草本植物飞蓬(*Erigeron acer*)、革命菜(*Gynura crepidioides*)等定居。开采区(Q_{kq})表土裸露,水土流失严重,有狗尾草(*Glycine soja*)、五节芒等先锋植物。

板苏矿区分为尾矿坝Ⅰ区($B_w I$)、尾矿坝Ⅱ区($B_w II$)、恢复区Ⅰ(B_{f1})和恢复区Ⅱ(B_{f2})。尾矿坝Ⅰ区中部积矿液,植物有芦竹(*Arundo donax*)、商陆、乌毛蕨(*Blechnum orientale*)等;尾矿坝Ⅱ区主要植物有山麻黄(*Trema orientalis*)、革命菜等;恢复区Ⅰ植被恢复情况较好,以经济作物玉米(*Zea mays*)、番木瓜(*Carica papaya*)、木薯(*Manihot esculenta*)为主,同时肿柄菊(*Tithonia diversifolia*)也有分布;恢复区Ⅱ为桉树林,林下植被单一。

下雷矿区分为恢复Ⅰ区($X_f I$)、恢复Ⅱ区($X_f II$)和恢复Ⅲ区($X_f III$)。恢复Ⅰ区植物主要有金钟藤(*Merremia boissiana*)、宿根画眉草(*Eragrostis perennans*)和芦竹(*Arundo donax*)等。恢复Ⅱ区马唐(*Digitaria sanguinalis*)和猪屎豆(*Crotalaria mucronata*)分布较广。恢复Ⅲ区优势植物有飞蓬(*Erigeron acer*)和醉鱼草(*Buddleja davidii*)等。

土壤样品按直线法或梅花布点法采集,每个采样点,将3~5个点的土样(0~20 cm)混为一个样品,同步采集3个平行样。对各区主要优势植物,按根、茎、叶分开,分别采集邻近3~5株相同植物混合成一个样品。所有样品用聚乙烯塑料袋封装后运回实验室。土壤样品自然风干后碾碎,过100目筛,用混合酸(浓HCl+浓HNO₃+HF+HClO₄)消解。植物样品用去离子水洗净,105℃烘箱中杀青30 min,于78℃烘干后粉碎。植物样品采用湿法消解法(浓HCl+HClO₄)消解。消解后的样品用原子吸收分光光度法(PE-AAAnalyst700型)测定Cu、Cr、Cd、Pb、Zn、Mn的含量。数据处理用Excel、SPSS11.5完成。

3 结果与分析

3.1 锰矿废弃地土壤的重金属含量

全州、板苏、下雷三矿区土壤重金属含量见表1。从表可以看出,不同矿区环境土壤的重金属含量差异明显。在3个矿区中,除Cr外,Pb、Zn、Cu、Cd、Mn的含量均高于广西土壤背景值。其中Cd、Mn的含量非常高,分别是广西土壤背景值的22~246倍和39~1 009倍,且Cd的含量超过土壤质量三级标准($1.0\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$),

表 1 广西废弃锰矿地土壤重金属含量(mg·kg⁻¹)

Table 1 Heavy metal concentrations in soils in the Mn Mine Wastelands of Guangxi(mg·kg ⁻¹)							
矿区	采样地	Cu	Cr	Cd	Pb	Zn	Mn
全州	尾矿坝 I (Qw I)	45.57±2.11	133.75±1.87	5.55±0.22	72.88±7.96	237.1±19.47	160 055.2±6 974.1
	尾矿坝 II (Qw II)	58.11±0.50	222.23±10.13	2.81±0.95	122.02±13.43	103.14±6.68	6 939.2±1 440.2
	矿渣堆 (Qkd)	36.64±0.34	306.11±27.37	9.01±1.21	53.94±6.59	364.81±24.36	193 541.9±1 353.0
	开采区 (Qkq)	40.04±3.65	98.44±7.02	1.92±0.19	106.09±7.38	138.44±10.68	22 545.5±7 699.3
板苏	尾矿坝 I (Bw I)	96.26±1.27	92.32±11.42	7.99±0.65	150.41±20.31	149.69±6.06	14 499.1±204.1
	尾矿坝 II (Bw II)	78.43±5.19	67.25±19.23	6.31±0.35	133.4±3.56	123.06±48.83	7 997.5±2 579.9
	恢复 I 区 (Bf I)	138.03±3.61	48.12±11.16	10.06±0.68	81.96±4.24	241.98±8.03	26 106.0±629.7
	恢复 II 区 (Bf II)	125.86±10.97	16.26±4.99	16.42±0.55	82.91±6.61	194.02±8.39	31 516.9±979.5
下雷	恢复 I 区 (Xf I)	79.19±0.71	12.26±8.57	3.59±0.47	39.5±1.33	141.76±3.61	21 188.9±380.1
	恢复 II 区 (Xf II)	68.24±6.25	78.49±25.07	4.48±0.65	61.8±3.71	106.21±20.77	18 791.9±663.9
	恢复 III 区 (Xf III)	78.64±2.28	17.34±9.66	7.05±0.39	67.03±14.04	94.14±8.96	15 718.7±468.9
	广西土壤背景值 ^[9]	23.1	65.3	0.073	19.5	51.8	176
土壤质量标准(二级)		150	150	0.3	250	200	NA

注:表中矿区采样地重金属含量数据为(平均值±标准误差,n=3)。

超标倍数为 6~54 倍,3 个矿区均受到了 Cd 的严重污染。按国家土壤环境质量二级标准(GB 15618—1995)来看,Cu、Pb 未超过污染警戒值。目前土壤环境质量标准未对 Mn 元素做出规定,根据其他研究表明^[9],土壤中的 Mn 的适中标准为 170~1 200 mg·kg⁻¹,而锰矿区土壤 Mn 的平均含量远远超过上限值,Mn 可能已成为 3 个矿区土壤的重金属污染元素。

3.2 矿区优势植物的重金属富集特征

3.2.1 优势植物的重金属含量

3 个矿区 20 种主要优势植物组织重金属含量见表 2。

总体而言,植物体内 Mn 含量最高,趋势为 Mn>Zn>Cr>Cu>Pb>Cd,这与土壤重金属含量趋势基本一致。从 Mn 来看,较高的有五节芒根、油茶叶、木荷叶、芦竹和商陆叶,其中芦竹根中 Mn 含量达 25 005.06 mg·kg⁻¹,显示出极强的耐性和独特的吸收能力。Zn 只有五节芒根、玉米根、肿柄菊叶、飞蓬叶超出正常范围,Cu、Pb 均在正常范围之内,绝大部分植物 Cr 含量都超出正常范围上限值。

从 3 个矿区中分别选取五节芒、商陆、芦竹、革命菜和飞蓬,分析它们在不同矿区土壤中 6 种重金属的吸收富集情况(图 2)。结果表明同一植物在不同矿区、不同生境体内重金属含量不同,如下雷恢复区 I 芦竹 Mn 含量(根:25 005.1 mg·kg⁻¹,叶:241.5 mg·kg⁻¹),板苏尾矿坝 I 芦竹 Mn 含量(根:1 288.2 mg·kg⁻¹,叶:1 206.3 mg·kg⁻¹);全州尾矿坝 I 五节芒 Mn 含量(根:8 389.9 mg·kg⁻¹ 叶:1 038.7 mg·kg⁻¹),板苏尾矿坝 I 五节芒 Mn 含量(根:1 312.4 mg·kg⁻¹,叶:

786.9 mg·kg⁻¹),可见同一植物在不同的环境胁迫下对重金属的吸收富集情况差异明显。商陆在不同矿区累积重金属表现出相似性,吸收 Mn、Zn、Cu、Cd 较多、Cr 较少,同时其叶的累积能力最强,尤其是 Mn 与 Cd。

3.2.2 优势植物的重金属富集与转移

生物富集系数(Bioaccumulation Factor, BAF)是指植物体内某种重金属含量与土壤中同种重金属含量的比值,它反映了植物对土壤重金属元素的富集能力。由表 3 可见,除全州油茶叶 Mn 富集系数>1,其余植物 Mn 富集能力都较小(BAF 范围在 0.01~0.81),可能是植物直接生长于锰矿废弃地上,废弃地的 Mn 含量高,所以 BAF<1。飞蓬、肿柄菊叶 Zn 富集系数分别为 1.96、1.05,且飞蓬叶 Zn 含量超出正常值,为 184.38 mg·kg⁻¹,表现出较强的 Zn 富集能力。3 个矿区植物对 Cu、Pb、Zn 的富集系数均<1。

植物吸收重金属后,从根部向地上部分的转移能力,可用生物转移系数(Biological Transfer Factor, BTF)表示,即用植物地上部分重金属的量除以根部该重金属的量^[9]。从表 3 可看出,商陆对 Mn 的迁移转化能力最强(转移系数 79.62),木薯次之,转移系数为 35.45;飞蓬、马唐、肿柄菊对 Zn 的转移系数分别为 14.41、9.11、5.78,表现出很强的 Zn 转移能力。肿柄菊和木薯对 Pb、飞蓬和商陆对 Cd、Cr、Cu 的转移系数均大于 1。从超累积植物的特征来看,这些植物具备了超累积植物的一些特征^[10]。因此,商陆、飞蓬、木薯、肿柄菊均可为锰矿废弃地理想的生态恢复备选植物。

表 2 矿区主要优势植物的重金属含量(mg•kg ⁻¹)									
Table 2 Heavy metal concentrations of the main dominant plants in the Mn minelands(mg•kg ⁻¹)									
植物名称	生境	生活型	组织	Cu	Cr	Cd	Pb	Zn	Mn
五节芒	Qw I	多年生草本	茎叶	7.61	28.85	1.07	12.40	65.28	1 038.7
<i>Miscanthus floridulus</i>			根	13.90	45.75	1.34	16.10	259.20	8 389.9
圆果雀稗		一年生草本	茎叶	11.70	176.07	1.36	12.70	49.51	1 272.3
<i>Paspalum orbiculare</i>			根	26.70	65.84	1.56	12.90	49.51	1 052.3
油茶	Qw II	灌木	叶	4.85	9.12	0.86	11.20	31.05	8 161.4
<i>Camellia oleifera</i>			茎	8.62	8.77	1.16	26.20	44.13	2 623.6
			根	4.74	24.55	0.73	8.47	48.81	584.6
木荷		乔木	叶	5.45	162.82	0.15	7.42	20.01	5 599.8
<i>Schima superba</i>			茎	8.64	154.42	0.47	25.10	22.28	891.7
			根	36.70	168.12	0.64	2.93	20.60	404.1
革命菜	Qkd	一年生草本	茎叶	21.29	16.90	2.28	26.69	88.53	1 170.0
<i>Eleusina indica</i>			根	12.02	24.66	1.75	20.98	48.74	1 632.3
狗尾草	Qkq	一年生草本	茎叶	5.78	191.00	0.73	16.70	47.52	519.3
<i>Glycine soja</i>			根	9.37	240.94	0.35	15.50	42.21	1 724.2
乌毛蕨	Bw I	一年生草本	叶	8.24	1.29	0.48	1.38	28.09	573.8
<i>Blechnum orientale</i>			根	25.10	—	0.58	12.50	60.99	1 935.7
芦竹		多年生草本	茎叶	16.10	—	0.51	13.20	50.68	1 206.3
<i>Arundo donax</i>			根	19.60	305.10	0.42	9.42	78.31	1 288.2
商陆		多年生草本	叶	33.40	16.96	3.70	7.08	98.00	11 080.2
<i>Phytolacca acinosa</i>			茎	17.30	25.76	1.95	9.59	35.75	831.0
			根	21.50	0.91	0.94	—	92.21	139.2
山麻黄	Bw II	乔木	叶	8.36	39.57	0.83	2.40	82.00	1 859.8
<i>Trema orientalis</i>			茎	7.71	19.70	1.53	6.24	25.99	956.8
			根	7.07	26.91	1.11	10.50	23.46	711.2
玉米 *	Bf I	一年生草本	叶	16.20	56.01	2.02	10.80	46.95	2 596.2
<i>Zea mays</i>			茎	13.60	9.09	0.98	—	31.11	448.9
			根	26.10	109.50	1.20	13.60	184.10	3 058.3
			果实	2.98	12.49	0.07	2.57	19.81	11.4
木薯 *		灌木	叶	7.34	104.08	0.39	9.85	81.53	599.0
<i>Manihot esculenta</i>			茎	4.84	37.86	0.54	3.24	24.36	102.4
			根	2.12	—	—	2.34	13.09	16.9
肿柄菊		多年生草本	叶	13.50	152.67	1.07	4.02	253.50	1 377.1
<i>Tithonia diversifolia</i>			茎	11.00	72.50	0.31	1.30	38.06	59.0
			根	17.90	113.41	0.36	0.59	43.89	1 331.9
桉树 *	Bf II	乔木	叶	5.89	19.61	0.28	10.10	19.93	3 424.7
<i>Eucalyptus robusta</i>			茎	6.13	—	—	5.63	9.77	1 185.3
			根	5.65	—	0.36	7.90	19.90	689.5
金钟藤	Df I	多年藤本	叶	11.80	36.56	0.19	0.93	21.87	2 415.9
<i>Merremia boissiana</i>			茎	11.20	33.59	—	3.11	20.48	418.2
			花	18.10	23.56	0.20	1.52	20.96	640.7
			根	12.90	49.90	0.49	3.53	31.06	367.1
芦竹		多年生草本	茎叶	9.50	36.48	0.17	6.72	21.91	241.5
<i>Arundo donax</i>			根	42.10	104.06	0.65	21.30	83.61	25 005.1
宿根画眉草		多年生草本	茎叶	9.29	36.59	0.15	3.67	35.38	638.6
<i>Eragrostis perennans</i>			根	28.40	117.13	0.06	9.41	52.34	2 478.8
马唐	Df II	一年生草本	茎叶	5.68	169.92	0.37	4.07	84.38	2 202.2
<i>Digitaria sanguinalis</i>			根	10.49	46.65	0.17	—	9.26	793.0
飞蓬	Df III	一年生草本	茎叶	16.20	45.64	0.80	4.11	184.60	602.1
<i>Erigeron acer</i>			根	4.39	—	0.08	2.61	12.81	93.4
醉鱼草		多年生草本	叶	14.30	56.89	0.44	2.14	21.51	254.3
<i>Buddleja davidii</i>			茎	12.90	14.20	0.54	4.79	16.52	175.8
			根	5.64	—	0.19	1.74	10.33	76.0
植物正常含量 ^⑦				0.4~45.8	0.2~8.4	0.2~0.8	0.1~41.7	1~160	1~700 ^⑧

注: * 为人工种植物种;—为低于检测限。

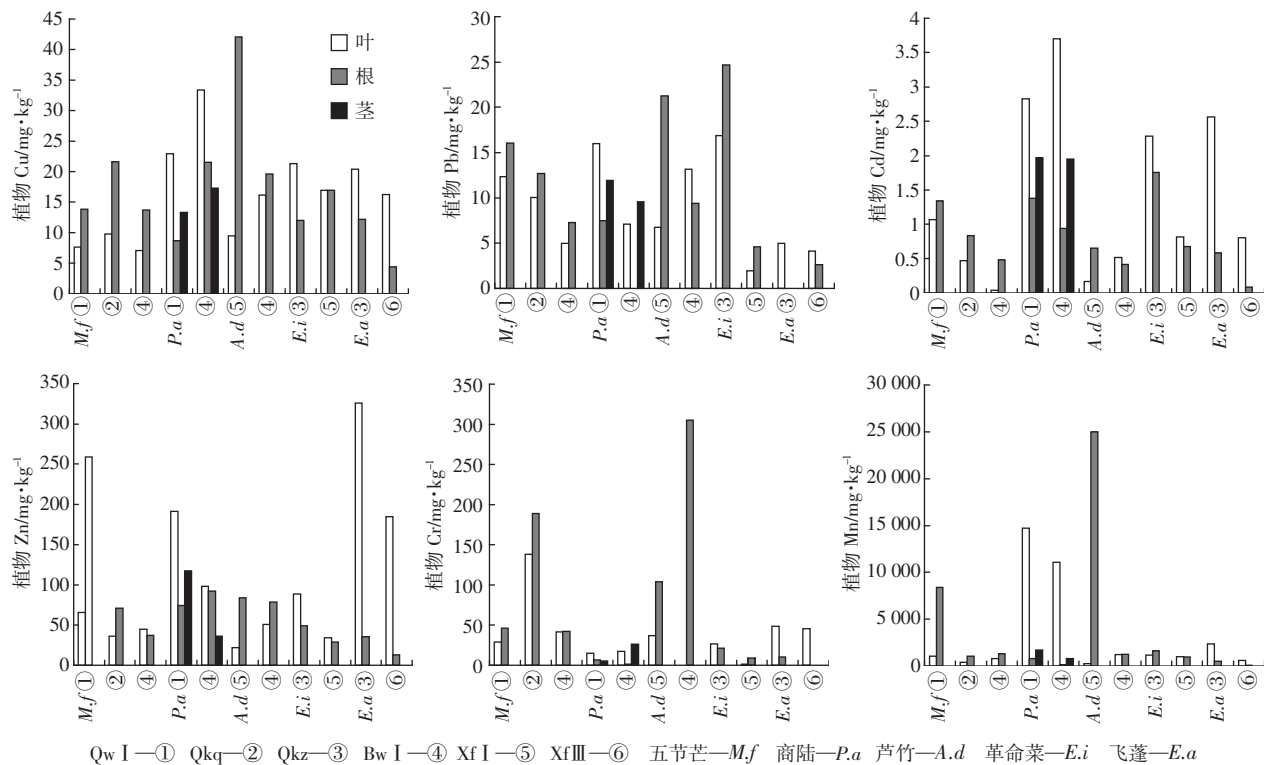


图 2 同种植物在不同矿区重金属含量

Figure 2 Heavy metal concentrations in plants from different minelands

4 讨论

通过对广西全州、板苏、下雷 3 个锰矿区废弃地优势植物的调查和分析,禾本科的五节芒,菊科飞蓬在矿区生长旺盛,分布广,形成小群落,能适应土壤中 Mn、Zn、Cd、Cr 等重金属元素较高、贫瘠、干旱的环境,可作为矿区废弃地恢复的先锋种。其中五节芒表现出较强的 Mn、Zn、Cd 富集能力,飞蓬体内能富集高浓度的 Zn、Cr 并有很强的向地上部分转移能力。禾本科芦竹浅根,蔓延性强,生物量大,耐涝耐旱,其根对 Mn、Cr 的富集能力很强,是矿渣堆、尾矿坝等严重污染区良好的恢复植物。

土壤中重金属的赋存形态决定其在土壤中的迁移性、生物可利用性以及毒性。常用的分步提取法中,可交换态与高等植物的富集吸收和毒性效应最为直接,但并未展现直接的线性关系。通过对板苏矿区土壤重金属赋存形态进行研究,发现 Cu、Pb、Mn 以铁锰氧化物结合态为主(分别占 52.72%、58.37%、88.17%),Cr、Cd、Zn 以残留态为主(占 87.44%、74.00%、63.87%)。Cu、Cr、Cd、Pb、Zn、Mn 可交换态部分只占 10.74%、0.60%、3.98%、3.56%、0.07%、0.61%(详细数据另文报道),说明土壤中的重金属对植物的可利用性低,毒

性相对较小。同种植物组织在矿区不同生境重金属含量差异很大,如芦竹根在下雷恢复区 I Mn 的含量是在板苏尾矿坝 I 含量的 19.4 倍;五节芒根在全州尾矿坝 I Mn 的含量是在板苏尾矿坝 I 含量的 6.4 倍,表明植物的金属富集量受多种复杂因子的综合调控,其中与土壤 pH、有机质、根际微生物、有效金属离子活性、重金属赋存形态等密切相关^[11-13]。除残留态外,不同形态的重金属元素对植物累积吸收的贡献也存在差异^[14]。

根据相关研究,木荷是潜在的 Mn 超富集植物^[15],其叶片中 Mn 含量可达 30 075.94 mg·kg⁻¹,而本次调查全州矿区的木荷叶 Mn 含量只有 5 599.8 mg·kg⁻¹,离 Mn 超富集植物标准(10 000 mg·kg⁻¹)仍有差距。从转移系数来看,木荷 BTF_{Mn} 为 8.05,表现出很强的 Mn 转移能力;BAF_{Mn} 0.81 也不低,且木荷是乔木,生物量大,Mn 耐性较强,具有培养土壤肥力,保持水土等功能,如果能在矿区地势高处种植,将能很好地防止水土流失和改善矿区环境。另外同属山茶科的油茶 BAF_{Mn}、BTF_{Mn} 也很高,具有潜在的 Mn 超富集特性,体现出植物的同属效应^[16]。商陆作为一种 Mn 超富集植物^[17],对 Cd 的吸收较多,已有报道商陆也是 Cd 超富集植物^[18],这表明商陆在修复 Mn 矿区废弃地土壤上

表 3 锰矿区主要优势植物地上部位富集系数及转移系数

Table 3 Bioaccumulation factor (BAF) and Biological transfer factor (BTF) of the main dominant plants (above-ground parts) in the Mn Minelands

矿区	植物	Cu		Cr		Cd		Pb		Zn		Mn	
		BAF	BTF	BAF	BTF	BAF	BTF	BAF	BTF	BAF	BTF	BAF	BTF
全州	五节芒	0.17	0.55	0.22	0.63	0.19	0.80	0.17	0.77	0.28	0.25	0.01	0.12
	油茶	0.08	1.02	0.04	0.37	0.31	1.18	0.09	1.32	0.30	0.64	1.18	13.96
	圆果雀稗	0.26	0.44	1.32	2.67	0.24	0.87	0.17	0.98	0.21	0.99	0.01	1.21
	木荷	0.15	0.15	0.53	0.97	0.02	0.23	0.14	2.54	0.05	0.97	0.81	8.05
	革命菜	0.37	1.77	0.08	0.69	0.81	1.30	0.22	1.27	0.86	1.82	0.17	0.72
	狗尾草	0.14	0.62	1.94	0.79	0.38	2.12	0.16	1.08	0.34	1.13	0.02	0.30
	板苏	0.12	0.62	1.16	0.51	0.20	1.69	0.13	0.80	0.19	0.26	0.10	0.85
板苏	木薯	0.05	3.46	2.16	—	0.04	—	0.12	4.21	0.34	6.23	0.02	35.45
	肿柄菊	0.10	0.75	3.17	1.35	0.11	3.01	0.05	6.83	1.05	5.78	0.05	1.03
	乌毛蕨	0.09	0.33	0.01	—	0.06	0.84	0.01	0.11	0.19	0.46	0.04	0.30
	芦竹	0.17	0.82	—	—	0.06	1.23	0.09	1.40	0.34	0.65	0.08	0.94
	商陆	0.35	1.55	0.18	18.55	0.46	3.93	0.05	—	0.65	1.06	0.76	79.62
	山麻黄	0.11	1.18	0.59	1.47	0.13	0.75	0.02	0.23	0.67	3.50	0.23	2.61
	桉树	0.05	1.04	1.21	—	0.02	0.76	0.12	1.28	0.10	1.00	0.11	4.97
	下雷	0.15	0.91	2.98	0.73	0.05	0.40	0.02	0.26	0.15	0.70	0.11	6.58
	宿根画眉草	0.12	0.33	2.98	0.31	0.04	2.32	0.09	0.39	0.25	0.68	0.03	0.26
	马唐	0.08	0.54	2.16	3.64	0.08	2.18	0.07	—	0.79	9.11	0.12	2.78
下雷	飞蓬	0.21	3.68	2.63	—	0.11	9.67	0.06	1.57	1.96	14.41	0.04	6.45
	醉鱼草	0.18	2.53	3.28	—	0.06	2.32	0.03	1.23	0.23	2.08	0.02	3.35

有较大的应用潜力。

另外,对板苏矿区的玉米、木薯可食用部分重金属含量的分析表明,与国家食品卫生标准(玉米:Cu 10 mg·kg⁻¹,Zn 50 mg·kg⁻¹, Cd 0.1 mg·kg⁻¹,Cr 1.0 mg·kg⁻¹,Pb 0.2 mg·kg⁻¹;薯类:Cu 10 mg·kg⁻¹,Zn 50 mg·kg⁻¹, Cd 0.1 mg·kg⁻¹,Cr 0.5 mg·kg⁻¹,Pb 0.2 mg·kg⁻¹) 相比,木薯 Pb 含量超标,玉米 Pb、Cr 含量超标,不符合食品安全限量标准。我国对蔬菜地、果园等耕地土壤要求符合土壤环境质量二级标准。而 3 个锰矿区土壤 Cd 含量均严重超标,达不到耕作土壤的质量要求。另外,锰矿区土壤的 Mn 含量异常高,且伴随 Pb、Cr、Zn 的复合污染,如果不进行特别的修复,直接在矿区土壤上种植食用农作物,可能危害人畜健康。

参考文献:

[1] 李明顺,唐绍清,张杏辉,等. 金属矿山废弃地的生态恢复实践与对策[J]. 矿业安全与环保, 2005, 32(4): 6–18.
LI Ming-shun, TANG Shao-qing, ZHANG Xing-hui, et al. Practice and strategy of ecological restoration for metal-mined wasteland[J]. *Mining Safety and Environmental Protection*, 2005, 32(4): 16–18.

[2] 李永庚,蒋高明. 矿山废弃地生态重建研究进展[J]. 生态学报, 2004, 24(1): 95–100.
LI Yong-gen, JIANG Gao-ming. Ecological restoration of mining waste-

land in China and abroad; an overview[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2004, 24(1): 95–100.

[3] Bradshaw A D. Restoration of mined lands – using natural process[J]. *Ecol Eng*, 1997, 8: 255–269.

[4] 中国自然资源丛书编委会. 中国自然资源丛书·广西卷[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995. 115–123.
The editorial committee of Chinese natural resources. Series of Chinese natural resources (vol. Guangxi) [M]. Beijing: China Environment Science Press, 1995. 115–123.

[5] 广西环境保护科学研究所. 土壤背景研究方法及广西土壤背景值 [M]. 南宁: 广西科学技术出版社, 1992.
The environmental research institution of Guangxi. Research methodology and soil background value in Guangxi [M]. Nanning: Guangxi Science and Technology Press, 1992.

[6] 王敬国. 植物营养元素的土壤化学[M]. 北京: 中国农业大学出版社, 1995.
WANG Jing-guo. Plant nutrient element of soil chemistry [M]. Beijing: China Agricultural University Press, 1995.

[7] 曹鉴燎,池柏良. 都市生态走廊[M]. 北京: 气象出版社, 2001.
CAO Jian-liao, CHI Bai-liang. City ecological corridor [M]. Beijing: China Meteorological Press, 2001.

[8] Gerber G B, Leonard A, Hantson Ph. Carcinogenicity, mutagenicity and teratogenicity of manganese compounds[J]. *Critical Rev Oncology/Hematology*, 2002, 42: 25–34.

[9] 周启星,宋玉芳. 污染土壤修复原理与方法[M]. 北京: 科学出版社, 2004.

ZHOU Qi-xing, SONG Yu-fang. Principles and technologies of remediation for contaminated soils[M]. Beijing: Science Press, 2004.

- [10] Baker A J M, Reeves R D, Hajar A S M. Heavy metal accumulation and tolerance in British populations of the metallophyte *Thlaspi caerulescens*[J]. *New Phytol*, 1994, 127: 61–68.

- [11] 陈牧霞, 地里拜尔. 苏力坦, 杨 潇, 等. 新疆污灌区重金属含量及形态研究干[J]. 旱区资源与环境, 2007, 21(1): 150–154.

CHEN Mu-xia, Dilibar Sultan, YANG Xiao, et al. Research on concentration and chemical speciation of heavy metal sin sewage irrigated soil of Xin Jiang[J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2007, 21(1): 150–154.

- [12] Calvet R, Bourgeois S, Msaky J J. Some experiments on extraction of heavy metals present in soil[J]. *Int J Environ Anal Chem*, 1990, 39: 31–45.

- [13] Ramos L, Hernandez L, Gonzalez M J. Sequential fractionation of copper, lead, cadmium and zinc in soils from or near Donana National Park[J]. *J Environ Qual*, 1994, 23: 50–57.

- [14] 孙铁珩, 李培军, 周启星. 土壤污染形成机理与修复技术[M]. 北京: 科学出版社, 2005.

SUN Tie-hen, LI Pei-jun, ZHOU Qi-xing. Mechanisms of soil pollution and remediation technologies[M]. Beijing: Science Press, 2005.

- [15] 杨胜香, 李明顺, 李 艺, 等. 广西平乐锰矿区土壤、植物重金属污

染状况与生态恢复研究[J]. 矿业安全与环保, 2006, 2(1): 21–23.

YANG Sheng-xiang, LI Ming-shun, LI Yi, et al. Study on heavy metal pollution in soil and plants in Pingle manganese mine Guangxi and implications for ecological restoration[J]. *Mining Safety and Environmental Protection*, 2006, 2(1): 21–23.

- [16] 廖晓勇, 陈同斌, 阎秀兰, 等. 金昌镍铜矿区植物的重金属含量特征与先锋植物筛选[J]. 自然资源学报, 2007, 22(3): 486–495.

LIAO Xiao-yong, CHEN Tong-bing, YAN Xiu-lan, et al. Heavy metals in plants growing on Ni/Cu mining areas in desert, northwest China and the adaptive pioneer species[J]. *Journal of Natural Resources*, 2007, 22(3): 486–495.

- [17] 薛生国, 陈英旭, 林 琦, 等. 中国首次发现锰超积累植物—商陆[J]. 生态学报, 2003, 23(5): 935–937.

XUE Sheng-guo, CHEN Ying-xu, LIN Qi, et al. *Phytolacca acinosa* Roxb. (*Phytolaccaceae*)—A new manganese hyperaccumulator plant from Southern China (In Chinese)[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2003, 23(5): 935–937.

- [18] 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.

NIE Fa-hui. Cd hyper-accumulator *Phytolacca acinosa* Roxb. and Cd-accumulative characteristics[J]. *Ecology and Environment*, 2006, 15(2): 303–306.