

# 湘潭锰矿区植物资源调查及超富集植物筛选\*

李有志<sup>1</sup> 罗佳<sup>1</sup> 张灿明<sup>1\*\*</sup> 刘庆<sup>2</sup> 郭丹丹<sup>2</sup>

(<sup>1</sup>湖南省林业科学院, 长沙 410004; <sup>2</sup>中南林业科技大学, 长沙 410004)

**摘要** 通过设置样地,对湘潭锰矿区的植物资源进行了全面调查。结果表明:锰矿区植物丰富,共有 28 科,53 种,植物以自然定居种为主,少见人工栽培种;生活史以多年生植物为主,少见 1 年生植物。群落结构上,以草灌丛为主,少见乔木种;当前锰矿区形成的以多年生草灌丛为主的局部群落,是原锰矿区植被在开采中被彻底破坏后,处在逐步向亚热带常绿阔叶林演替的一种初级阶段;其次,对矿区植物锰富集能力进行的分析表明,植物各组织(根、茎、叶)之间锰富集量差异明显,大部分物种地下部分锰含量大于地上部分,表现出一般植物的共性,只有少部分植物地上部分锰含量大于地下部分,表现出其特殊性;此外,植物种之间富集锰能力差异显著;莎草地上与地下部分锰含量均大于超富集植物 10000 mg · kg<sup>-1</sup> 的临界浓度且富集系数与转移系数均大于 1 的超富集植物评价标准,表明其具有超强的富集锰能力。调查还发现,位于中-高锰矿区莎草生物量高达 507.06 g · m<sup>-2</sup>,符合超富集植物应具有较高生物量的标准。可见,莎草可作为中-高锰污染区生态修复的首先超富集植物种。

**关键词** 锰;超富集植物;富集系数;转移系数

**中图分类号** X173 **文献标识码** A **文章编号** 1000-4890(2012)1-0016-07

**Plant resources investigation and hyperaccumulator screening in Xiangtan manganese mine area of Hunan Province, central-south China.** LI You-zhi<sup>1</sup>, LUO Jia<sup>1</sup>, ZHANG Can-ming<sup>1\*\*</sup>, LIU Qing<sup>2</sup>, GUO Dan-dan<sup>2</sup> (<sup>1</sup> Hunan Academy of Forestry, Changsha 410004, China; <sup>2</sup> Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(1): 16–22.

**Abstract:** A sampling plot investigation was conducted on the plant resources in the Xiangtan manganese mine area of Hunan Province. In the study area, the plant resources were abundant, with 53 species belonging to 28 families. Most of the plant species were wild, and a few were cultivated. The majority of the plants were perennial, and the fewer were annual. Most plants were shrub and grass, and a few were tree. These results indicated that the current local communities were dominated by perennial shrub and grass, which were at the primary stage of succession towards subtropical evergreen broadleaved forest after the original plants were completely damaged by digging exploitation. The analysis on the Mn enrichment by the plant species showed that there was a significant difference in the Mn concentration between roots and stems or leaves. Most plant species had higher Mn concentration in their underground parts than in their aboveground parts, and only a few was in adverse. Moreover, different plant species had significant differences in their capability of enriching Mn. The Mn concentrations in *Cyperus rotundus* aboveground and underground parts were higher than 10000 mg · kg<sup>-1</sup> (the critical concentration for hyperaccumulators), and the biological concentration factor (BCF) and translocation factor (TF) were larger than 1 (the assessment criteria of hyperaccumulators), indicating that *C. rotundus* had a super capability in enriching Mn. It was also found that the biomass of *C. rotundus* in medium and high Mn mine areas was 507.06 g · m<sup>-2</sup>, which met the requirement of hyperac-

\* 国家环保部公益性行业科研专项(200909066)资助。

\*\* 通讯作者 E-mail: zhang6664733@yahoo.com.cn

收稿日期: 2011-06-22 接受日期: 2011-09-20

cumulators, *i. e.*, hyperaccumulator should have high biomass, and suggested that *C. rotundus* could be the first selection of hyperaccumulator for the ecological restoration of moderately and highly Mn-polluted areas.

**Key words:** Mn; hyperaccumulators; biological concentration factor; translocation factor.

土壤重金属污染是指因矿产资源开采与冶炼、城市化、农业集约化等人类活动所引起的有害元素在土壤中沉积与富集并达到危害生物生存的一种环境。因重金属污染土壤极低的保水保肥能力及超强的重金属毒害,而使之成为中国当前主要的生态环境问题之一(李永庚和蒋高明,2004)。传统的重金属污染土壤修复措施有淋滤法、客土法等物理方法及石灰改良法、络合浸提法等化学方法(陈怀满,1996)。然而,以上方法由于实际应用上的某些局限而未被广泛应用(韦朝阳和陈同斌,2001;王松良和郑金贵,2007)。植物修复方法是利用植物对某些重金属元素具有超强的吸收与富集能力将土壤重金属转移到植物体内,通过对植物的收获与妥善处理,可将该种重金属移出土壤,以达到污染治理与生态恢复的目的(刘秀梅等,2001;李文一,2006)。因此,植物修复技术具有投资少、不破坏土壤结构、不引起二次污染等优点而成为了一种可靠、安全的重金属污染修复法,备受关注(武正华等,2002;单孝全,2004)。

由于重金属污染矿区土壤物理结构差,保水保肥能力弱,加之有机质与植物必需的营养元素低及重金属含量高等特点,不利于大部分植物的生长,生态恢复难度大(Shu *et al.*, 2005; Li, 2006; 罗亚平等, 2007)。而超富集植物因对某些重金属具有超强的吸收能力,自身又能抗重金属毒害,耐缺水与贫瘠的环境,而成为植物修复的关键因子(鲍桐等,2008)。通常,超富集植物具有以下特征(Baker *et al.*, 1983; 韦朝阳和陈同斌, 2001; 刘秀梅等, 2001; Krämer & Chardonnens, 2001; 吴双桃等, 2004; 石汝杰和陆引罡, 2007; 刘宇等, 2009): (1) 植物地上部分富集重金属的量要达到一定的临界标准,如锰为  $10000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ; (2) 转运系数  $TF$  ( $TF = \text{茎叶中重金属的含量} / \text{根部重金属的含量}$ ) 和富集系数  $BCF$  ( $BCF = \text{地上部器官中重金属的含量} / \text{土壤中重金属的含量}$ ) 都大于 1, 转运系数和富集系数越大,表明该植物作为超积累植物就越理想; (3) 在污染地生长旺盛,生物量大,能够正常完成生活史。因此,在重金属污染区,如何选取与之相应的超富集植物是生态恢复技

术的前提与核心环节。本文以湘潭锰矿区为研究区域,通过对废弃矿区植被的调查及分析,筛选出锰的超富集植物,为锰矿废区及锰污染土壤的生态修复提供理论依据。

## 1 研究地区与研究方法

### 1.1 自然概况

湘潭锰矿区位于湖南省湘潭市北郊,  $112^{\circ}45'E-112^{\circ}55'E$ ,  $27^{\circ}53'N-28^{\circ}03'N$ 。气候属典型的亚热带湿润季风气候,年平均温度为  $17.4^{\circ}\text{C}$ ,年降水量为  $1185.5 \sim 1912.2 \text{ mm}$ ,且主要集中在 4—7 月,年相对湿度约为 80%,海拔高度  $60 \sim 165 \text{ m}$ ,相对高度在  $100 \text{ m}$  左右,为低山丘陵地貌类型。区域内矿藏以沉积碳酸锰矿及其次生氧化锰矿为主,储量丰富。此外,还有煤、石灰石、白云石、石英砂岩及石膏等非金属矿藏。该锰矿矿渣废弃地形成于 20 世纪 60 年代初,由矿石废弃物、矿渣和选矿后的尾矿泥、煤气灰、城市生活生产垃圾等形成的一种特殊的退化生态系统(方晰等,2007)。

### 1.2 研究方法

2010 年 7 月对湘潭锰矿区设置样地,进行了植被调查与取样。选取样地的范围基本覆盖了整个矿区的不同立地类型,包含了矿渣堆积区、尾矿区、生活垃圾区、恢复区等区域,选取的乔木样地大小为  $600 \text{ m}^2$ ,灌木样地为  $16 \text{ m}^2$ ,草本样地为  $2 \text{ m}^2$ 。共调查了乔木样地 10 个,其中含灌木样地 20 个,草本样地 50 个。首先,记录大小样地生长的植物种,包括自然生长与人工种植的植物,并对其丰富度进行了统计。对植物(主要是草本)进行生物量测定。其次,对样地内植物分地上(茎叶)与地下部分(根)分别进行取样,且在对应的取样植物根部周围进行土壤取样,以获取土壤锰背景值,取样深度为  $0 \sim 20 \text{ cm}$ ,植物与土壤均取 3 次平行样。将样品带回实验室,植物样用水反复洗净,风干、杀青后,置  $80^{\circ}\text{C}$  烘干至恒重,粉碎,过  $1 \text{ mm}$  筛,再烘干,放于真空干燥器内备用。所采集土样在室内风干,剔除动植物残体,过  $1 \text{ mm}$  筛,再烘干,用于测定锰含量。植物及土壤锰含量采用原子吸收光谱仪法进行测定。

### 1.3 数据处理

采用统计分析软件 SPSS 15.0 对土壤、植物地上部位与地下部位重金属含量进行平均数与标准差处理,对转移系数与富集系数进行 Duncan 式多重比较,  $\alpha=0.05$ 。

## 2 结果与分析

### 2.1 植物资源

湘潭锰矿区植物资源丰富,调查的所有样地中共有植物 28 科,53 种,为典型的亚热带植物类群,以禾本科、菊科、大戟科、豆科居多,其中禾本科为 8 种,占总植物种的 15.09%,菊科为 5 种,占 9.43%,大戟科与豆科均为 4 种,各占 7.55%。53 种植物中,自然定居 47 种,占 88.68%,人工种植 6 种,占 11.32%。自然定居种分布范围较广,在矿渣堆积区、尾矿区、生活垃圾区、恢复区都有分布,大多为经济价值低的八棱麻、白茅、狗牙根等灌木与草本,而人工种主要为围绕居民生活区的苋菜、辣椒、茄子、南瓜等蔬菜作物,及因矿区植被恢复试验而人工引起的复羽叶栎树。值得一提的是,矿区有国家三级保护植物野生大豆分布,且已形成局部小群落,具有重要保护意义。矿区植物中草本为 36 种,占总植物种的 67.92%,如禾本科植物中的白茅、狗牙根、翦股颖、菊科中的一年蓬等分布范围广、适应能力强、生长与繁殖快、容易形成局部小群落,是典型的矿区修复先锋植物;乔木与灌木为占 17 种,占总物种数的 32.08%,如构树、黄荆、悬钩子等在矿区常见,也是理想的先锋植物类群。从生活史及分布频度来看,多年生植物为 43 种,占 81.13%,1 年生植物占 18.87%,物种以优势种与常见种居多,少部分为偶见种。从调查中发现污染矿区周边的典型亚热带常绿阔叶林可知,湘潭锰矿区经过几十年的开采,原有的常绿阔叶林彻底被破坏,现正处于向亚热带常绿阔叶林演替的草灌丛初级阶段。矿区各植物种的特征见表 1。

### 2.2 植物锰富集能力

依据实验所得植物地上(茎叶)与地下部位(根)及土壤锰含量,得出植物富集与运转锰能力的大小(表 2)。从土壤锰含量可见,所调查样地间土壤锰背景值差异明显,最低值位于恢复区,为  $203.41 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,最高值位于尾渣堆积区,为  $51877.54 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,相差 255 倍,体现了矿区因开采、搬运等人为活动引起锰分布的空间异质性,为矿

区开展逐级生态恢复提供了条件。污染矿区 46 种植物对锰都具有一定的吸附能力,物种间地上与地下部位锰含量差异明显,其中地上部位含量最高者为莎草 ( $18327.46 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),最低者为香附子 ( $156.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),相差 117 倍;地下部位锰含量最高者铁扫帚 ( $25787.92 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),最低者为狗牙根 ( $320.03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),相差 80 倍。而生长在相同锰含量的土壤中的植物而言,其锰富集量也存在差异,如以锰含量为  $4543.70 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  的土壤为例,艾蒿、马齿苋、乌梅、香附子、一年蓬植物锰富集量差异明显,地上部位锰含量最高者为马齿苋 ( $839.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),最低者为香附子 ( $156.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),地下部位锰含量最高者为一年蓬 ( $4682.48 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ),最低者为香附子 ( $740.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ )。土壤背景值相同的稗与芦苇组织内锰富集量也不一致,体现了物种间吸收与吸附锰能力的差异性。

对植物转移系数与富集系数进行多重比较,结果表明:各植物种转移系数差异明显,以革命草与海通最大,分别为 3.92 与 4.11;狗牙根其次,为 3.01;南瓜与一年蓬最小,分别为 0.07 与 0.08。转移系数  $>1$  的植物种有白背叶、常山类、葛藤、狗牙根、构树、海通、黄荆、泡桐、莎草、商陆、紫藤、蓼、蕨、翦股颖 14 种。其次,物种间富集系数也存在显著差异,以小飞蓬、狗牙根、莎草最大,分别为 4.7、4.81 与 5.03;悬钩子、盐肤木与翦股颖其次,分别为 3.89、3.39 与 3.70;以复羽叶栎树、南瓜、蓖麻、香附子、藜 4 种植物最小,分别为 0.01、0.01、0.02、0.03 和 0.04。富集系数  $>1$  的植物种有稗、葛藤、狗牙根、莎草、铁扫帚、小飞蓬、悬钩子、盐肤木、翦股颖 9 种。依据超富集植物转移系数与富集系数均需  $>1$  及植物地上部分富集量  $>10000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  的临界标准,莎草具有超强的锰富集能力。葛藤、狗牙根、翦股颖的富集系数与转移系数也都  $>1$ ,表明这 3 种植物也具有较强的锰富集能力。

由于湘潭锰矿区植物历经了半个世纪的选择与演替,存活下来的物种已形成了自身特有的生活与繁殖方式,因此能否完成生活史不是筛选研究区域超富集植物的限制因子。对莎草、葛藤、狗牙根、翦股颖进行生物量测定表明,4 种植物都具有较高的生物量,其中葛藤生物量高达  $1511.22 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ,莎草也达到  $507.06 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。可见,莎草、葛藤、狗牙根、翦股颖 4 种植物满足超富集植物应具有较大生物量的限制条件,是锰污染矿区生态修复的重要植物资

表 1 湘潭锰矿区主要植物种类及其特征  
Table 1 Main plant species in Xiangtan manganese mine and their characteristics

科	种	丰富度系数	生活型
禾本科 Gramineae	白茅 <i>Imperata cylindrica</i>	D	多年生草本
	芒(冬茅) <i>Miscanthus sinensis</i>	D	多年生草本
	狗牙根 <i>Cynodon dactylon</i>	D	多年生草本
	芦苇 <i>Phragmites australis</i>	D	多年生草本
	翦股颖 <i>Agrostis clavata</i>	D	多年生草本
	五节芒 <i>Miscanthus floridulus</i>	D	多年生草本
	狗尾草 <i>Setaria viridis</i>	D	一年生草本
	稗 <i>Echinochloa crusgalli</i>	D	一年生草本
	艾蒿 <i>Artemisia argyi</i>	D	多年生草本
菊科 Compositae	青蒿 <i>Artemisia caruifolia</i>	D	多年生草本
	小飞蓬 <i>Conyza canadensis</i>	D	一年生草本
	一年蓬 <i>Erigeron annuus</i>	D	多年生草本
	野菊花 <i>Chrysanthemum indicum</i>	D	多年生草本
大戟科 Euphorbiaceae	白背叶 <i>Mallotus apelta</i>	D	小乔木
	斑地锦 <i>Euphorbia maculata</i>	D	一年生草本
	蓖麻 <i>Ricinus communis</i>	F	一年生草本
	乌桕 <i>Sapium sebiferum</i>	O	乔木
豆科 Leguminosae	野大豆 <i>Glycine soja</i>	O	多年生草本
	紫藤 <i>Wisteria sinensis</i>	O	灌木
	截叶铁扫帚 <i>Lespedeza cuneata</i>	F	灌木
	葛藤 <i>Pueraria lobata</i>	D	多年生草本
马鞭草科 Verbenaceae	海州常山 <i>Clerodendrum trichotomum</i>	F	灌木
	海通 <i>Clerodendrum mandarinorum</i>	O	乔木
	黄荆 <i>Vitex negundo</i>	F	灌木或小乔木
莎草科 Cyperaceae	香附子 <i>Cyperus rotundus</i>	F	多年生草本
	苔草 <i>Carex tristachya</i>	F	多年生草本
	莎草 <i>Cyperus rotundus</i>	F	多年生草本
苋科 Amaranthaceae	苋菜 <i>Amaranthus mangostanus</i>	F	一年生草本
	藜 <i>Chenopodium album</i>	F	多年生草本
	空心莲子草 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	D	多年生草本
忍冬科 Caprifoliaceae	金银花 <i>Lonicera acuminata</i>	O	多年生草本
	八棱麻 <i>Sambucus chinensis</i>	F	灌木
茄科 Solanaceae	茄子 <i>Solanum melongena</i>	O	一年生草本
	辣椒 <i>Capsicum annum</i>	O	一年生草本
桑科 Moraceae	构树 <i>Broussonetia papyrifera</i>	F	乔木
楝科 Meliaceae	苦楝 <i>Melia azedarach</i>	O	乔木
茜草科 Rubiaceae	六月雪 <i>Serissa japonica</i>	F	小灌木
马齿苋科 Portulacaceae	马齿苋 <i>Portulaca oleracea</i>	F	多年生草本
葫芦科 Cucurbitaceae	南瓜 <i>Cucurbita moschata</i>	O	一年生草本
玄参科 Scrophulariaceae	泡桐 <i>Paulownia tomentosa</i>	F	乔木
商陆科 Phytolaccaceae	商陆 <i>Phytolacca americana</i>	F	多年生草本
毛茛科 Ranunculaceae	天葵 <i>Semiaquilegia adoxoides</i>	F	多年生草本
漆树科 Anacardiaceae	盐肤木 <i>Rhus chinensis</i>	F	灌木或小乔木
堇菜科 Violaceae	堇菜 <i>Viola verecumda</i>	F	多年生草本
蓼科 Polygonaceae	辣蓼 <i>Polygonum flaccidum</i>	F	一年生草本
蕨科 Pteridiaceae	蕨 <i>Pteridium aquilinum</i> var. <i>latiusculum</i>	F	多年生草本
无患子科 Sapindaceae	复羽叶栎树 <i>Koelreuteria bipinnata</i>	D	乔木
杜英科 Elaeocarpaceae	杜英 <i>Elaeocarpus decipiens</i>	O	乔木
胡桃科 Juglandaceae	枫杨 <i>Pterocarya stenoptera</i>	O	乔木
灯芯草科 Juncaceae	灯芯草 <i>Juncus effusus</i>	F	多年生草本
葡萄科 Vitaceae	乌藟莓 <i>Cayratia japonica</i>	F	多年生草本
蔷薇科 Rosaceae	悬钩子 <i>Rubus corchorifolius</i>	F	灌木
百合科 Liliaceae	百合 <i>Lilium brownii</i> var. <i>viridulum</i>	F	多年生草本

D 为优势种;F 为常见种;O 为偶见种。



表 2 植物与土壤锰含量及转移系数与富集系数  
Table 2 Mn concentration in plants and soils as well as translocation factors and biological concentration factors

物种	土壤锰含量(±SD) (mg·kg <sup>-1</sup> )	茎叶锰含量(±SD) (mg·kg <sup>-1</sup> )	根锰含量(±SD) (mg·kg <sup>-1</sup> )	TF	BCF
艾蒿	4543.70±307.32	221.71±4.90	1031.07±237.65	0.22±0.05 abc	0.05±0.00 ab
八棱麻	573.76±133.50	431.47±11.62	464.84±8.33	0.93±0.02 ghi	0.78±0.19 bcde
白背叶	1745.21±71.23	1282.04±8.81	477.50±7.75	2.69±0.42 o	0.73±0.03 abcde
白茅	4309.12±66.67	358.90±9.41	759.40±47.90	0.48±0.02 bcdef	0.08±0.01 ab
百合	1006.45±17.28	492.37±3.77	504.00±3.33	0.97±0.01 hi	0.49±0.01 abcd
稗	1050.89±15.37	1369.61±14.04	6789.67±85.17	0.20±0.01 abc	1.30±0.01 e
斑地锦	4880.70±54.27	1874.27±59.43	1945.83±38.09	0.96±0.02 hi	0.38±0.02 abcd
蓖麻	27095.79±844.13	661.66±15.96	2497.59±60.02	0.26±0.00 abc	0.02±0.00 a
常山类	1756.21±71.23	945.18±225.56	425.08±8.23	2.22±0.49 n	0.54±0.11 abcd
冬茅	3556.043±52.37	390.67±31.85	530.73±16.29	0.74±0.04 efghi	0.11±0.01 ab
革命草	35136.63±5730.88	12305.62±339.40	3141.12±72.94	3.92±0.03 q	0.36±0.05 abc
葛藤	4241.49±185.79	4538.50±5.96	3212.50±329.18	1.42±0.16 jk	1.07±0.05 de
狗尾草	3366.12±291.15	850.84±16.85	952.58±23.89	0.89±0.01 ghi	0.25±0.02 abc
狗牙根	203.41±62.19	960.41±353.75	320.03±9.03	3.01±1.12 p	4.81±1.88 h
构树	10715.57±1444.63	2447.98±301.32	1551.53±175.01	1.58±0.08 kl	0.23±0.06 ab
海通	1351.13±26.84	1315.95±28.18	320.23±3.29	4.11±0.12 q	0.98±0.03 cde
黄荆	5243.45±252.21	3185.47±143.53	1470.31±158.41	2.17±0.15 n	0.61±0.02 abcd
金银花	2672.55±473.79	842.87±19.20	1487.75±12.60	0.57±0.01 cdefg	0.32±0.06 abc
苦楝	529.18±4.40	174.88±1.01	1285.57±33.47	0.14±0.01 ab	0.33±0.01 abc
六月雪	1756.21±71.23	1048.70±167.08	2354.26±109.51	0.44±0.05 abcdef	0.60±0.10 abcd
芦苇	1050.89±15.37	455.50±32.30	578.02±35.19	0.79±0.07 fghi	0.43±0.03 abcd
马齿笕	4543.70±307.32	839.75±10.63	1047.95±15.36	0.80±0.03 fghi	0.19±0.01 ab
南瓜	21471.14±161.18	182.59±43.49	2602.51±34.55	0.07±0.02a	0.01±0.00 a
泡桐	1161.53±39.94	429.19±1.98	385.14±29.15	1.12±0.09 ij	0.37±0.01 abcd
青蒿	21435.17±199.19	2098.63±171.98	2636.75±11.55	0.80±0.06 fghi	0.10±0.07 ab
莎草	3717.25±875.29	18327.46±2243.40	10565.19±417.33	1.73±0.15 klm	5.03±0.68 h
商陆	3366.12±291.15	1907.91±63.17	967.19±48.58	1.97±0.04 mn	0.57±0.03 abcd
苔草	3439.66±82.73	1106.30±75.60	1616.06±79.71	0.68±0.01 efgh	0.32±0.03 abc
天葵	5243.45±252.21	1150.83±14.56	1422.11±162.89	0.82±0.08 fghi	0.22±0.08 ab
铁扫帚	5910.81±745.66	14445.47±298.40	25787.92±217.70	0.56±0.01 cdefg	2.47±0.34 f
乌梅	4543.70±307.33	547.89±2.48	1540.03±350.15	0.37±0.08 abcde	0.12±0.01 ab
香附子	4543.70±307.33	156.51±5.31	740.12±102.60	0.21±0.03 abc	0.03±0.01 a
小飞蓬	329.38±38.32	1541.86±99.34	1900.04±174.09	0.81±0.07 fghi	4.70±0.26 h
悬钩子	401.12±18.26	1572.53±558.37	2035.10±339.50	0.75±0.16 fghi	3.89±1.28 g
盐肤木	301.38±36.75	1013.07±4.81	1416.21±722.90	0.83±0.33 fghi	3.39±0.38 g
野菊花	3016.38±811.19	628.34±53.97	2670.66±32.29	0.24±0.02 abc	0.22±0.06 ab
野生大豆	2134.13±46.61	592.42±24.05	2592.88±34.46	0.23±0.01 abc	0.27±0.01 abc
一年蓬	4543.70±307.33	365.78±3.49	4682.48±708.93	0.08±0.01 a	0.08±0.00 ab
紫藤	1756.21±71.23	997.60±33.62	438.74±20.04	2.27±0.04 n	0.57±0.03 abcd
苋菜	8137.54±53.92	1039.43±194.66	1200.14±19.76	0.86±0.17 ghi	0.13±0.03 ab
莴菜	4543.40±307.33	1343.01±36.50	1410.11±246.03	0.97±0.14 hi	0.30±0.01 abc
蓼	3513.63±5730.87	9210.94±41.21	6048.05±133.47	1.53±0.04 kl	0.26±0.05 abc
蕨	3344.10±158.44	762.79±33.91	763.90±88.84	1.00±0.08 hi	0.23±0.01 ab
藜	25335.07±2959.81	969.46±56.82	1470.26±60.18	0.66±0.06 defgh	0.04±0.00 a
复羽叶栎树	51877.54±4609.13	364.57±10.91	1206.80±28.58	0.30±0.01 abcd	0.01±0.00 a
剪股颖	401.12±18.26	1479.23±233.29	825.76±131.39	1.80±0.18 lm	3.70±0.63 g

TF 与 BCF 列中不同小写字母表示差异达到显著水平(P<0.05)。

表3 4种富集植物的生物量及锰积累量  
Table 3 Biomass and Mn accumulation of four enrichment plants

物种	生物量( $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$ )			锰积累量( $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ )		
	茎叶	根	总计	茎叶	根	总计
莎草	263.78	243.28	507.06	4834.08	2570.27	7404.35
葛藤	947.42	563.80	1511.22	4299.39	1810.93	6110.32
狗牙根	271.35	182.46	453.81	260.50	58.39	318.89
剪股颖	408.56	440.25	848.81	604.25	363.21	967.46

源。其次,根据植物地上与地下部分锰含量,计算单位面积植物锰积累量,其中以莎草锰积累量最高,达 $7404.35 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ ,狗牙根最低,为 $318.89 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2}$ 。4种植物的生物量及锰积累量见表3。

3 讨 论

通过对湘潭锰矿区植被资源的调查与分析,发现典型的亚热带常绿阔叶林在过去几十年开采过程中彻底被毁,当前形成的28科53种植物为典型的亚热带植物类群,正处于以多年生灌草丛群落为主的演替初级阶段。湘潭锰矿区植被破坏后的演替可视为原生演替。原生演替的物种方向与土壤潜在物种库与外来物种流密切相关。对土壤潜在物种库如种子库与芽库而言,由于其具有比植物本身更强的抗胁迫能力,能在较高锰污染下保存下来,待环境改善后萌发成为植株(Harper, 1977; 张玲和方精云, 2004; 李有志等, 2010)。而外来物种流主要指周边生态系统的种子在风、水、动物取食等自然力量及人类耕作等人类活动下被带到污染区,继而萌发成为植株(孙书存和陈灵芝, 2000)。根据锰矿区在植物被破坏前为亚热带常绿阔叶林,以及当前矿区周边典型的亚热带常绿阔叶林特征,可知矿区目前以草灌丛为主的植物群落特征只是植被被彻底破坏后演替的初级阶段,随着土壤条件逐步被改善,大量物种将陆续出现,最终演替为亚热带常绿阔叶林。

对受重金属污染严重的矿区而言,能存活下来的植物种已在长期的自然选择过程中产生了抵抗锰毒害的防卫机制,具有较强的抗污染能力。因此,湘潭锰矿区所调查的53种植物均可作为超富集植物的资源库。通过对46种植物富集与运转锰能力的分析,发现植物体各组织吸收与富集重金属锰含量的不一致性。如艾蒿、白茅等大部分植物地下部分锰含量高于地上部分,表现出一般植物所具有的特征,而白背叶、商陆等少部分植物地上部分锰含量高于地下部分,表现出其特殊的富集重金属特征。产

生这种结果的原因在于:(1)重金属锰主要通过根吸收进入植物体内,因此大部分植物根部重金属锰含量高于茎叶;(2)白背叶等少数物种吸收的重金属锰在其体内由地下部分向地上部分转移率较高,从而使得茎叶中锰含量高于根部;(3)锰矿区冶炼厂排放的金属颗粒物尘降吸附于植物叶面,从而导致茎叶也具有较强的锰富集能力(吴双桃等, 2004)。调查中发现,构树、白背叶等植物叶片粗糙、表面有绒毛,极易吸附空气中的灰尘等特点可能是导致其茎叶中锰含量高于根部的重要原因。

其次,研究中还发现,46种植物间富集重金属锰能力存在显著差异。如土壤锰背景值相同的艾蒿、马齿苋、乌梅等地上与地下部位锰含量差异明显,体现了物种富集重金属能力大小的差异性。植物吸收锰的能力的大小与植物根系过滤、提取、固定、挥发、降解锰的能力等密切相关(姜理英等, 2003; 李文学和陈同斌, 2004; 闫晓明等, 2004; 王松良和郑金贵, 2007; 鲍桐等, 2008)。通常,植物采用螯合作用、离子隔离、细胞修复、生物转化等方式富集重金属锰(Krämer *et al.*, 2000; 韦朝阳和陈同斌, 2001; 庞玉建和宗浩, 2008; 鲍桐等, 2008)。如植物根系能分泌有机化合物不仅能活化土壤重金属,而且能与重金属形成稳定的有机螯合物,一方面可减轻重金属的毒害,另一方面可促进重金属的吸收与运转(陈一萍, 2008; 张玉秀等, 2010)。可见,在重金属被吸收、运转与矿化的过程中,因植物生理生化特征的不同而导致其富集能力大小的差异。研究发现,湘潭锰矿区的莎草富集系数与转移系数均 $>1$ ,且植物地上部分锰含量 $>10000 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的临界标准,表明了其具有超强的锰富集能力。

由于湘潭尾矿区形成近半个世纪,存活下来的植物都能正常完成生活史,且莎草生物量为 $507.06 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ ,满足超富集植物应具备较大生物量的限制条件。此外,相关研究也表明,莎草科植物具有较强的富集能力,如水莎草(*Cyperus glomeratus*)及碎米莎草(*C. iria*)具有超强的富集铀能力(聂小琴等, 2010);培养在混合工业污水中的细叶莎草(*C. alternifolius*)45 d后植物锰含量高达 $189 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (蔡建国等, 2008)。邓冬梅等(2008)研究也表明,莎草具有较强的重金属富集能力,对锌、镉运转系数高达0.83、0.91,但至今无莎草富集重金属锰的有关报道。在湘潭锰矿区,莎草作为常见种,分布范围广,且植物取样点位于土壤锰背景值为 $3717 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$

的典型尾矿区,属于锰中-高污染区,因此,莎草具有超强锰富集能力,可作为中-高锰污染区生态修复的首选超富集植物。

## 参考文献

- 鲍桐,廉梅花,孙丽娜,等. 2008. 重金属污染土壤植物修复研究进展. 生态环境, **17**(2): 858–865.
- 蔡建国,舒美英,吴家森. 2008. 6种湿生植物污水胁迫逆境生理研究. 中国园林, **24**(8): 83–85.
- 陈怀满. 1996. 土壤-植物系统中的重金属污染. 北京: 科学出版社.
- 陈一萍. 2008. 重金属超积累植物的研究进展. 环境科学与管理, **33**(3): 20–24.
- 邓冬梅,覃勇荣,李卉,等. 2008. 南丹长坡尾矿坝五种植物富集重金属的生态调查. 河池学院学报, **28**(5): 87–91.
- 方晰,田大伦,康文星. 2007. 湘潭锰矿渣废弃地植被修复盆栽试验. 中南林业科技大学学报(自然科学版), **27**(1): 14–19.
- 姜理英,杨肖娥,石伟勇,等. 2003. 植物修复技术中有关土壤重金属活化机制的研究进展. 土壤通报, **34**(2): 154–157.
- 李文一,徐卫红,李仰锐,等. 2006. 土壤重金属污染的植物修复研究进展. 污染防治技术, **19**(2): 18–22.
- 李文学,陈同斌. 2003. 超富集植物吸收富集重金属的生理和分子生物学机制. 应用生态学报, **14**(4): 627–631.
- 李永庚,蒋高明. 2004. 矿山废弃地生态重建研究进展. 生态学报, **24**(1): 95–100.
- 李有志,许孝和,张灿明. 2010. 东洞庭湖湿地持久土壤种子库分布特征. 湖南林业科技, **37**(5): 5–7.
- 刘宇,孟范平,姚瑞华,等. 2009. 碱蓬幼苗对Pb、Cd、Cu、Zn耐受性及富集能力. 环境科学与技术, **32**(12): 55–59.
- 刘秀梅,聂俊华,王庆仁. 2001. 植物修复重金属污染土壤的研究进展. 甘肃农业大学学报, **36**(1): 8–13.
- 罗亚平,吴晓芙,李明顺,等. 2007. 桂北锰矿废弃地主要植物种类调查及土壤重金属污染评价. 生态环境, **16**(4): 1149–1153.
- 聂小琴,丁德馨,李广悦,等. 2010. 某铀尾矿库土壤核素污染与优势植物累积特征. 环境科学, **23**(6): 719–725.
- 庞玉建,宗浩. 2008. 重金属超积累植物的研究进展. 四川环境, **27**(2): 79–84.
- 单孝全. 2004. 土壤的植物修复与超积累植物研究. 分析科学学报, **20**(4): 430–433.
- 石汝杰,陆引罡. 2007. 4种草本植物对酸性黄壤中铅的吸收特性研究. 水土保持学报, **21**(3): 73–76.
- 孙书存,陈灵芝. 2000. 东灵山地区辽东栎种子库统计. 植物生态学报, **24**(2): 215–221.
- 王松良,郑金贵. 2007. 土壤重金属污染的植物修复与金属超富集植物及其遗传工程研究. 中国生态农业学报, **15**(1): 190–194.
- 韦朝阳,陈同斌. 2001. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展. 生态学报, **21**(7): 1196–1203.
- 吴双桃,吴晓芙,胡曰利,等. 2004. 铅锌冶炼厂土壤污染及重金属富集植物的研究. 生态环境, **13**(2): 156–157, 160.
- 武正华,张宇峰,王晓蓉,等. 2002. 土壤重金属污染植物修复及基因技术的应用. 农业环境保护, **21**(1): 84–86.
- 闫晓明,何金柱,苗青松. 2004. 污染土壤植物修复技术研究进展. 中国生态农业学报, **12**(3): 131–133.
- 张玲,方精云. 2004. 秦岭太白山4类森林土壤种子库的储量分布与物种多样性. 生物多样性, **12**(1): 131–136.
- 张玉秀,李林峰,柴团耀,等. 2010. 锰对植物毒害及植物耐锰机理研究进展. 植物学报, **45**(4): 506–520.
- Baker AJM, Brooks RR, Pease AJ, *et al.* 1983. Studies on copper and cobalt tolerance in three closely related taxa within the genus *Silene* L. (Caryophyllaceae) from Zaire. *Plant and Soil*, **73**: 377–385.
- Harper JL. 1977. *Population Biology of Plants*. London: Academic Press.
- Li MS. 2006. Ecological restoration of mineland with particular reference to the metalliferous mine wasteland in China: A review of research and practice. *Science of the Total Environment*, **357**: 38–53.
- Krämer U, Chardonens AN. 2001. The use of transgenic plants in the bioremediation of soils contaminated with trace elements. *Applied Microbiology and Biotechnology*, **55**: 661–672.
- Krämer U, Pickering IJ, Prince RC, *et al.* 2000. Subcellular localization and speciation of nickel in hyperaccumulator and non-accumulator *Thlaspi* species. *Plant Physiology*, **122**: 1343–1353.
- Shu WS, Ye ZH, Zhang ZQ, *et al.* 2005. Natural colonization of plants on five lead/zinc mine tailings in southern China. *Restoration Ecology*, **13**: 49–60.

作者简介 李有志,男,1981年生,博士,助理研究员,主要从事生态学研究. E-mail: liyouzhi2004@163.com

责任编辑 王伟