

攀钢冶炼渣堆土壤与优势植物的重金属含量

魏 敏, 刘 新, 陈朝琼, 余小平, 彭晓莉

(成都医学院公共卫生学教研室, 成都 610083)

摘要:采用原子吸收分光光度法测定攀钢西渣场冶炼渣堆土壤和 6 科 12 种优势植物中 Mn、Pb、Ni、Cu、Cd 等 5 种重金属含量, 并计算优势植物对重金属的富集系数和转移系数。结果表明:渣堆土壤中重金属含量 Mn 最高 (3869.14 mg/kg), 次后顺序为 Pb > Ni > Cu > Cd; 植物与土壤的重金属分布基本一致; 所测优势植物中, 多数植物对重金属的富集系数较低, 而转移系数却较高, 如天名精对 Cu 的转移系数为 5.1, 羽芒菊对 Pb 转移系数为 3.3, 五月艾对 Cd 的转移系数为 6.0, 其中 8 种植物 (天名精、羽芒菊等) 对 Mn 的转移系数均大于 1。该结果为重金属污染土壤的植物修复提供了参考物种, 同时也为植物重金属耐受机制的研究提供了筛选对象。

关键词:冶炼渣堆; 土壤; 重金属; 植物修复

文章编号: 1000-0933(2008)06-2931-06 中图分类号: Q142, Q145, Q948, X171 文献标识码: A

The concentration of heavy metals in soil and dominant plants growing on spoiled heap from steel refinery

WEI Min, LIU Xin, CHENG Zhao-Qiong, YU Xiao-Ping, PENG Xiao-li

Department of Public Health, Chengdu Medical College, Chengdu 610083, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(6): 2931 ~ 2936.

Abstract: The concentration of five kinds of heavy metals (Mn, Pb, Ni, Cu, and Cd) in soil and 12 species of plants, belonging to 6 families and growing on spoiled heap from steel refinery in Panzihua, was measured with atomic absorption spectrophotometry, the bio-accumulation coefficient (AC) and bio-transfer coefficient (TC) of these plants to heavy metals were further calculated. We found that the content of Mn in spoiled heap soil (up to 3869.14 mg/kg) was highest in five heavy metals, and the next in order was Pb > Ni > Cu > Cd. There was similar distribution of the five heavy metals both in plants and in soil. The value of AC of the tested dominant plants to heavy metals was low, however the value of TC relative high. The value of TC of *Carpesium abrotanoides* L. to Cu, *Tridaxprocumbens* L. to Pb, and *Artemisia indica* Willd to Cd, was 5.1, 3.3 and 6.0, respectively. Furthermore, the value of TC to Mn in 8 out of 12 species of plants exceeded 1. Our results provide reference species for greening and purifying for heavy metals spoiled soil, and offer selected objects for investigate the mechanism involving in tolerance of plants to heavy metals.

Key Words: spoiled heap; soil; heavy metals; phytoremediation

随着工农业飞速发展, 环境重金属污染也日益突出, 甚至成为导致鸟类遭受生存威胁的重要原因之一^[1]。目前, 无论是国内的污染生态学 (Pollution Ecology) 还是国外的环境保护生态学 (Ecology for

基金项目: 成都医学院院管基金资助项目 (06028)

收稿日期: 2007-10-22; 修订日期: 2008-02-27

作者简介: 魏敏 (1975 ~), 女, 四川眉山人, 主要从事环境卫生教学与研究. E-mail: weim@cmc.edu.cn

Foundation item: The project was financially supported by Key Research Program of Chengdu Medical College (No. 06028)

Received date: 2007-10-22; **Accepted date:** 2008-02-27

Biography: WEI Min, mainly engaged in environmental health. E-mail: weim@cmc.edu.cn

Environment Protection),都把重金属作为环境中的一类优先污染物进行研究^[2]。土壤是环境的一大要素,有色金属冶炼排放的工业“三废”、化肥、农药的施用,污水灌溉和城市固体废弃物的堆积等都会使土壤铅、汞、镉等重金属含量增加^[3],不仅影响农作物生长,而且通过食物链对人类健康造成不可逆转的危害。20 世纪 50 年代,日本就由于土壤重金属污染发生了举世震惊的骨痛病(Cd 污染)。土壤重金属污染具有隐蔽性、长期性和不可逆转等特点,成为亟须解决的环境难题。目前,利用超富集植物修复污染土壤技术以高效、经济和生态协调性等优势而倍受瞩目。世界报道的超富集植物已有 400 余种,但生物量小、根系短、生长速度慢、适应性不强,缺乏广谱富集金属能力等不利因素大大限制了已有的大多数超富集植物的直接利用^[4]。因此,寻找更多更为理想的超富集植物仍然是这一技术大规模商业化应用的基础和关键所在。

四川省气候温暖湿润,矿产资源和植物资源丰富,但报道的超富集植物却很少。攀钢是长江沿岸最大的钢铁企业,每年炼钢炼铁产生的高炉渣多达数百万吨。渣山重金属含量高,主要为 Mn、Cu、Pb、Zn、V、Co、Ni、Cd 等^[5],持水保肥能力差,很多地方寸草不生,然而最早的渣堆经几十年的自然演替,表面已分化形成少许土壤,上面自然定居着一些独特植被,适生性强并且对重金属具有一定的耐性特征。了解西渣场渣山上生长的植物对重金属的吸收、转移和累积规律,为重金属污染土壤修复寻找合适的植物,同时也为弃渣场的环境治理与绿化提供参考物种。

1 材料与方法

1.1 调查地区自然地理概况

攀钢位于中国西南川滇交界处,金沙江与雅砻江汇合处,东经 101°42′~102°15′,北纬 26°05′~27°21′,海拔 300~500m,属暖温带大陆季风型气候区。矿区主要母岩为大理石和云母片岩,土壤为棕壤,矿体以铅锌矿为主。调查的西渣场,高约 30m,位于金沙江边,是攀钢自 20 世纪 70 年代投产以来最早堆放矿渣的地方,其高炉渣历史久、存量,金属元素丰富。

1.2 植被调查及样品的采集

西渣场形似小山,顶部和底部有植物较多,坡面上稀少。顶部地势平坦,以中心为起点,分别向东、南、西、北 4 个方向设置 4 条样线,然后在每条样线两侧随机设置样方 2 个;坡底有围墙,沿围墙每隔 10m 设一个样方,样方面积为 1m×1m,共设样方 18 个,分别调查每样方内的植物种类、植株高度、株数和盖度等。

坡顶选取 3 个土壤采样点,每个取样点梅花样五点法采集植物根际土壤混合,坡底沿围墙每隔 10m 采集 1 个样本,采样深度 0~5cm;同时采集优势植物样品,本次调查共采集了 6 科 12 种植物(表 1)以及土壤样品 13 份。样品装入无菌塑料袋,带回实验室,立即清洗植物,风干土壤。调查于 2006 年 10 月进行。

1.3 样品分析与数据处理

植物样品分为根和地上部(茎、叶、果实和花序或籽),用自来水充分冲洗以去除粘附在植物样品上的泥土和污物,地上部分再用去离子水冲洗 2~3 遍,根部则用 0.1% EDTA 冲洗 2~3 遍,沥去水分,于 105℃ 下杀青 5min,切断后在 65℃ 下烘干至恒重,粉碎至通过 60 目尼龙筛;根部土壤样品经过自然风干后磨碎,过 100 目尼龙筛,过筛后的植物样品采用 HNO₃-HClO₄(3:1)法消化,土壤样品以王水—高氯酸法消化,用原子吸收分光光度法测定样品中 Mn、Cu、Cd、Ni、Pb 的含量。土壤和植物消化测定均以双蒸水为对照同时制作;在标准土样(土壤成分分析标准物质,国家一级标准 GBW07409)中加入上述 5 种重金属,平行消化,根据测定结果计算回收率为 92.8%~100.3%。

所获得数据用 Microsoft Excel 进行平均值和标准差(SD)的计算,土壤和植物重金属含量所用到的差异显著性检验均用 *t'* 检验进行。

其它计算公式有:生物富集系数=地上部植物中元素含量/土壤中元素含量;转移系数=地上部植物中元素含量/地下部植物中元素含量。

2 结果与讨论

2.1 废渣表层土壤重金属含量特点

渣堆顶部和底部表面覆盖薄层土壤,测定顶和底部土壤中 Mn、Pb、Ni、Cu、Cd 五种重金属含量,结果表明:

Mn > Pb > Ni > Cu > Cd(表 1),均值分别达到 3563.3,583.3,286.7,100.0,6.7mg/kg,远远高于我国土壤重金属的四级标准建议值^[6]。渣堆顶端和底部的土壤重金属含量差异较大,底部土壤中各重金属含量都显著高于顶端(表 1)。

表 1 西渣场废渣土壤重金属含量

Table 1 Heavy metal contents in soil collected from Xizachang spoil heap

	顶部 Top			底下 Bottom		
	$\bar{X} \pm S$	Max	Min	$\bar{X} \pm S$	Max	Min
Cu *	63.33 $\pm$ 5.80	97.23	48.69	100.00 $\pm$ 8.3	118.70	89.40
Pb *	553.33 $\pm$ 54.0	620.03	475.36	583.33 $\pm$ 6.1	637.15	572.66
Cd *	0.09 $\pm$ 0.02	0.12	0.02	6.67 $\pm$ 0.56	7.06	5.25
Ni *	73.33 $\pm$ 6.30	102.90	50.44	286.67 $\pm$ 23.6	306.20	254.10
Mn *	3053.33 $\pm$ 276	3856.45	2871.9	3563.33 $\pm$ 321.00	3869.14	3007.59

* 渣顶与渣底比较 $P < 0.05$ the top compare to the bottom $P < 0.05$

2.2 渣堆植被情况

渣山植物主要分布在渣堆顶部平坦处和底部近围墙处,而渣坡上很少。自然定居植物约 20 余种,包括禾本科 6 种、菊科 7 种、唇形科 3 种等,以 1、2 年生草本植物为主,田菁、紫茎泽兰只分布于坡底,其余植物顶部和底部都有分布。堆顶植被盖度 80%,堆底 100%。由于风化土壤少,植物根系普遍小,位于渣堆浅表,植物生长量基本正常。底部有大量恶性入侵植物-紫茎泽兰(*Eupatorium adenophoru Tn*)。重金属含量浓度高,渣地土壤养分贫瘠,自然定居植物对渣场的改造以及紫茎泽兰的入侵是现今影响植物在其上定居、分布的主要因素。

2.3 植物重金属含量及特点

2.3.1 植物重金属含量特点

尽管历经 30a 的风化,渣堆表层土壤仍极少,保水能力差,同时由于冶炼渣富含重金属,有很高的植物毒性。因此,废渣上自然形成独特的植被不仅耐贫耐旱易于繁殖,可能包含着一些重金属耐性植物、重金属富集植物和指示植物,这些植物在重金属污染土地的植被重建和植被修复中起着决定性作用^[7]。本次调查共采集除紫茎泽兰外的优势物种共 6 科 12 种,分析测量其重金属含量,结果见表 2。

总体而言,植物体内 Mn 含量最高,依次是 Pb、Cu、Ni 和 Cd;与土壤中重金属含量高低大体一致,可见植物重金属含量与土壤重金属含量有密切联系,土壤中某种重金属含量高,植物中该种重金属含量就比较高,与一般研究结果一致^[8]。从表中还可以看出,尽管土壤中 Ni 含量高于 Cu,但大多数植物体内 Cu 含量却高于 Ni,说明植物对重金属的吸收除了与土壤环境中重金属含量相关外,可能还与重金属的类别和植物的吸收特性等相关。

Baker 等^[9]指出抗性即植物在有重金属压力的环境中仍能存活、繁殖后代,并将这种能力遗传给下一代。植物对重金属抗性又可分为两种形式:避性(AvoNence)和耐性。避性指一些植物可通过某种外部机制保护自己,使其不吸收环境中高含量的重金属从而免受毒害;耐性是指植物体内具有某些特定的生理机制,使植物能生存于高含量的重金属环境中而不受损害。避性植物体内重金属的浓度并不高,而耐性植物体内具有较高浓度的重金属^[10]。本研究所采集植物中,芦苇体内各重金属含量均低,可能是多种重金属的避性植物,尤其是对 Mn,虽然芦苇是入侵性植物,不适合于实际应用,但其避性机理的研究却很有意义。植物的地上和地下部分重金属含量差异很大,大多数植物的地下含量大于地上部分,这可能是与植物对金属的耐性机制有关;不少植物地上部分含量大于地下部分,说明不同植物对 Pb、Cd、Cu、Ni 和 Mn 吸收程度和转移能力各不相同。

2.3.2 植物重金属的富集系数和转移系数

富集系数和转移系数是超富集植物的两个基本特征,富集系数表征土壤-植物体系中元素迁移的难易程度,这是反映植物将重金属吸收转移到体内能力大小的评价指标。富集系数越高,表明植物地上部分重金属

富集质量分数大。遗憾的是,通过计算没有发现富集系数大于 1 的植物。

表 2 攀钢冶炼渣堆优势植物的重金属含量

Table 2 Heavy metal in dominant species growing on Pangang 's spoil heap

渣顶植物种类 Species	N	部位 Tissue	重金属 Heavy metal ($\bar{X} \pm S/\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)				
			Cu	Pb	Cd	Ni	Mn
羽芒菊 <i>Tridaxprocumbens</i> L.	5	shoot	27.50 $\pm$ 2.30	70.00 $\pm$ 5.80	0.16 $\pm$ 0.10	10.00 $\pm$ 1.10	471.00 $\pm$ 67.00
		root	101.00 $\pm$ 8.90	21.00 $\pm$ 1.80	0.05 $\pm$ 0.00	15.60 $\pm$ 9.30	194.50 $\pm$ 23.00
五色梅灌木 <i>Lantana camara</i> L.	2	shoot	0.07 $\pm$ 0.01	5.00 $\pm$ 0.40	0.03 $\pm$ 0.01	7.50 $\pm$ 0.64	69.50 $\pm$ 5.70
		root	0.03 $\pm$ 0.02	2.00 $\pm$ 0.18	0.03 $\pm$ 0.02	4.20 $\pm$ 0.39	25.70 $\pm$ 2.10
荻 <i>Triarrhena</i> <i>sacchariflora</i> (Maxim.) Nakai	3	shoot	22.00 $\pm$ 1.90	69.00 $\pm$ 5.40	0.50 $\pm$ 0.03	27.50 $\pm$ 2.80	131.00 $\pm$ 14.10
		root	69.50 $\pm$ 5.50	22.50 $\pm$ 20.00	0.50 $\pm$ 0.03	31.00 $\pm$ 2.70	122.00 $\pm$ 15.30
灯心草 <i>Juncus effusus</i>	3	shoot	25.00 $\pm$ 2.10	29.50 $\pm$ 2.65	0.02 $\pm$ 0.01	6.50 $\pm$ 0.68	251.50 $\pm$ 27.10
		root	15.50 $\pm$ 1.30	18.50 $\pm$ 1.70	0.5 $\pm$ 0.043	25.00 $\pm$ 2.60	251.50 $\pm$ 26.50
菊蒿 <i>Tanacetum vulgale</i> L.	3	shoot	19.50 $\pm$ 1.70	53.00 $\pm$ 4.90	1.00 $\pm$ 0.15	9.50 $\pm$ 0.80	137.00 $\pm$ 13.70
		root	30.50 $\pm$ 2.90	29.00 $\pm$ 2.70	0.50 $\pm$ 0.04	13.00 $\pm$ 0.90	69.50 $\pm$ 6.20
香薷 <i>Elsholtzia ciliata</i>	3	shoot	30.50 $\pm$ 2.70	43.50 $\pm$ 4.10	1.50 $\pm$ 0.11	16.00 $\pm$ 1.20	247.00 $\pm$ 26.10
		root	37.00 $\pm$ 1.90	31.00 $\pm$ 0.90	1.00 $\pm$ 0.090	15.00 $\pm$ 0.30	194.00 $\pm$ 6.50
毛马唐 <i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koel.	10	shoot	16.50 $\pm$ 1.05	70.00 $\pm$ 6.88	1.50 $\pm$ 0.13	14.00 $\pm$ 1.36	191.50 $\pm$ 21.20
		root	26.50 $\pm$ 2.33	74.50 $\pm$ 7.02	2.00 $\pm$ 0.18	15.00 $\pm$ 1.29	347.50 $\pm$ 33.70
虎尾巴 <i>Setariaitalica</i> (L.)	10	shoot	17.50 $\pm$ 1.66	23.50 $\pm$ 1.97	1.00 $\pm$ 0.02	18.50 $\pm$ 1.67	66.50 $\pm$ 6.70
		root	38.50 $\pm$ 2.97	30.50 $\pm$ 3.10	1.00 $\pm$ 0.02	26.00 $\pm$ 2.53	276.00 $\pm$ 30.10
天名精 <i>Carpesium abrotanoides</i> L.	5	shoot	30.50 $\pm$ 2.99	38.00 $\pm$ 3.12	0.50 $\pm$ 0.04	15.00 $\pm$ 1.27	263.50 $\pm$ 28.50
		root	6.00 $\pm$ 0.45	23.50 $\pm$ 2.37	0.50 $\pm$ 0.38	9.50 $\pm$ 0.88	123.00 $\pm$ 11.70
五月艾 <i>Artemisia indica</i> Willd.	3	shoot	57.50 $\pm$ 5.33	58.50 $\pm$ 6.30	3.00 $\pm$ 0.27	26.50 $\pm$ 2.32	323.00 $\pm$ 37.40
		root	42.50 $\pm$ 3.86	55.50 $\pm$ 5.90	0.50 $\pm$ 0.08	30.00 $\pm$ 2.90	134.50 $\pm$ 14.90
芦苇 <i>Phragmites communis</i> Trin.	3	shoot	0.56 $\pm$ 0.20	0.50 $\pm$ 0.10	0.00 $\pm$ 0.00	0.30 $\pm$ 0.10	273.00 $\pm$ 0.30
		root	0.66 $\pm$ 0.20	0.51 $\pm$ 0.50	0.02 $\pm$ 0.01	0.42 $\pm$ 0.01	2.88 $\pm$ 0.20
田菁 <i>Sesbania cannabina</i> Pers. *	3	Shoot	13.50 $\pm$ 1.10	9.00 $\pm$ 0.70	0.00 $\pm$ 0.00	12.50 $\pm$ 1.05	212.50 $\pm$ 17.60
		root	15.80 $\pm$ 1.32	17.94 $\pm$ 1.45	0.03 $\pm$ 0.01	15.50 $\pm$ 1.30	254.30 $\pm$ 20.70

* 只分布于坡底 distribute only on the bottom

转移系数用来评价植物将重金属从地下向地上的运输和富集能力。转移系数越大,则重金属从根系向地上器官转运能力越强。将转移系数大于等于 1 的情况列于表 3。

表 3 渣堆顶部优势植物对重金属的转移系数

Table 3 The translocation factor of Heavy metal in dominant species growing on the top of the spoil heap

植物名称 Species	转移系数 Bio-transfer coefficient				
	Cu	Pb	Cd	Ni	Mn
天名精 <i>Carpesium abrotanoides</i> L.	5.1	1.7		1.6	2.1
羽芒菊 <i>Tridaxprocumbens</i> L.		3.3	3.2		2.4
五色梅 <i>Lantana camara</i> L.		2.5	1.0	1.8	2.7
荻 <i>Triarrhena sacchariflora</i> (Maxim.) Nakai		3.1	1.0		1.1
灯心草 <i>Juncus effusus</i>	1.6	1.6			1.0
菊蒿 <i>Tanacetum vulgale</i> L.		1.8	2.0		2.0
香薷 <i>Elsholtzia ciliata</i>		1.4	1.5	1.1	1.3
五月艾 <i>Artemisia indica</i> Willd.	1.4	1.1	6.0		2.4
虎尾巴 <i>Setariaitalica</i> (L.)			1		

可见对 Cu 有高转移能力的只有天名精,转移系数为 5.1;对 Pb 的转移系数,羽芒菊达到 3.3,五色梅为 2.5,荻为 3.1;对 Cd 的转移系数,五月艾高达 6.0,羽芒菊为 3.2,对 Ni 的转移系数,五色梅为 1.8;天名精、羽芒菊等 8 种植物对 Mn 的转移系数大于 1.0,最高五色梅为 2.7。天名精、羽芒菊、五色梅和香薷等可能同时较好转移多种重金属。如此高的转移系数在其它报道中是极少见的。目前认为,渣堆上土壤极少,植物的根完

全是横向穿插在干燥的渣块上,形成了植物对营养物质超强的转运能力,其具体机理有待进一步研究。转移系数高的大多为一年生或越年生植物,只有五色梅是一种灌木,约一人高,无法判断其生长年限及年龄与转移系数之间有无相关关系。

1983 年美国科学家 Chaney^[11] 提出利用超富集植物清除重金属污染土壤的设想,沈振国和陈怀满也认为植物修复是整治污染环境的重要手段之一^[12]。Brooks 把植物叶片或地上部(干重)中含 Cd 达到 100mg/kg,含 Cu、Ni、Pb 达到 1000mg/kg, Mn、Zn 达到 10000mg/kg 以上的植物称为超富集植物;同时这些植物迁移能力应满足 $s/R > 1$ 的条件(s 和 R 分别指植物地上部和根部重金属的含量)^[13]。韦朝阳、陈同斌认为^[14]:虽然,有些植物生物富集系数并不大,大多数文献报道也都忽略对生物富集系数的探讨,实际上,通过一些野生植物品种的人工驯化栽培,配合添加土壤改良剂,可显著提高植物对重金属的吸收富集能力,这些人工驯化成功的植物也可以称为超富集植物。表 3 中的植物除虎尾巴外都能同时较好地转移两种或两种以上的重金属,这在其它报导中是极少见的,这些野外发现的重金属耐性强、生长快、生物量较大,具强转移能力并且适生性强的植物,应该进一步引种培育和综合试验。

污染土壤要达到良好的修复效果,所应用的超富集植物应该根据污染的严重程度与植物特性这两点来共同决定:在受重金属严重污染的土壤如冶炼渣、尾矿、或工厂含重金属废水排放处等,所选植物最好同时具备三个特征:一是对重金属有一定的耐性特征,植物体尤其是地上部能够忍耐和富集高含量的重金属;二是植物要有较强的富集能力,即富集系数和转移系数都大于 1;三是植物适生性强,根系发达,生长快,地上部分植物量大。同时满足以上 3 点的植物寻找难度很大。本次调查所采集到的转移系数较高的植物,由于富集系数不高,还不能用于严重污染土壤的修复,但能在重金属含量不很高的土壤上,有很强的重金属迁移能力,理论上应该可以较好的应用于中底度污染耕地的修复。我国生产茶叶、中药及进出口农产品的耕地,重金属污染多呈轻中度^[15],是植物修复应用的广阔空间,表 3 中的植物可以进一步在这些地方做田间试验,当然,其中低度污染耕地中的富集系数是否会因为土壤的肥沃而增强,根系是否会发达,也还需进一步证实。

除了铝毒对作物生产影响最大外,锰毒则是酸性土壤上仅次于铝毒的限制因素。国际上对于锰毒化学行为的研究还处于初始阶段,国内在这方面的研究还相对滞后^[16]。渣堆土壤金属 Mn 含量高达 3869 mg/kg,成为渣堆植物分布的主要限制因素;其上生长的植物体内 Mn 含量也较高,8 种植物 Mn 转移系数大于 1,说明这些植物对 Mn 具有一定的耐受性。这些生长良好的植物可用于锰毒及植物耐受机制的进一步研究。

另外,五色梅、菊蒿等具有观赏价值,在矿渣上或周围种植,即可以防止弃渣场重金属污染扩散,又可以去除土壤重金属进行环境治理,同时绿化甚至可以将渣地改造为园林,这种在弃渣场自然生长的植物也许可以为攀钢环业公司进行渣场环境治理提供最好的物种选择。

References:

- [1] Li F, Ding C Q. Effects of heavy metal pollution on birds. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(1): 296—303.
- [2] Wang H B, Shu W S, Lan C Y. Ecology for heavy metal pollution: recent advances and future prospects. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(3): 596—605.
- [3] Liu Z P. The bioactivity of environment heavy metal pollutants in the vicinity of nonferrous metal smelter. *Acta Ecologica Sinica*, 2005, 25(2): 274—278.
- [4] Wei C Y, Chen T B. Hyperaccumulators and phytore mediation of heavy metal contaminated soils: A review of studies in China and abroad. *Advance in Earth Sciences*, 2002, 17(6): 833—839.
- [5] Tuo X G, Xu Z Q, Teng Y G, *et al.* The Geochemical Characteristics of Heavy Metals in Soils in the Panzhihua V-Ti Magnetite Mine and the Pollution Evaluation. *Bulletin of Mineralogy Petrology and Geochemistry*, 2007, 26(2): 127—131.
- [6] Wei F S. The Element Background Values of Chinese Soil. In: WANG Yun, WEI Fu-sheng. *Elemental chemistry of soil environment*. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 1995. 42—57.
- [7] Shu W S, Yang K Y, Zhang Z Q, *et al.* Flora and heavy metals dominant plants growing on ancient copper spoil heap on Tonglushan in Hubei Province, China. *Applied & Environmental Biology*, 2001, 7(1): 7—12.

- [8] Foy C D. Physiological effects of hydrogen, aluminum, and manganese toxicities in acid soil. In: F. Adams ed. Soil Acidity and Liming. Agronomy Monograph No 12. (2nd ed.), 1984. 57 — 97.
- [9] Baker A J M, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: a review of their distribution, ecology and phytochemistry. Biorecovery, 1989. 1: 81 — 126.
- [10] Zhou X Q, Mo C K. Antioxidative system and metal coercion stress of plants. Journal of Xinjiang Education Institute, 2003, 20(2): 103 — 109.
- [11] Chaney R L. Plant up take of inorganic waste constituents. In: Parr J F, ed. Land Treatment of Hazardous Wastes. Park Ridge: Noyes Data Corporation, New Jersey, USA, 1983. 50 — 76.
- [12] Shen Z G, Chen H M. Phytoremediation & hyperaccumulating plants of heavy metals. In: Feng F, Zhang F S, Yang X Q, eds. Studies on Plant Nutrition—Progress and Overview. Beijing: China Agricultural University Press, 2000. 216 — 229.
- [13] Brooks R R. General introduction. In: Brooks R R ed. Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals. Wallingford, U. K. : CAB International, 1998, 153 — 180.
- [14] Wei C Y, Chen T B. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil: a review of studies in China and abroad. Acta Ecologica Sinica, 2001, 21(7): 1196 — 1203.
- [15] Tan H P, Chen N W, Huang P, *et al.* Background and evaluation of heavy metal elements in the tea garden soil in Sichuan. Southwest China Journal of Agricultural Sciences, 2005, 18(6): 747 — 751.
- [16] Ren L M, Liu P. Review of manganese toxicity & the mechanisms of plant tolerance. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(1): 357 — 367.

参考文献:

- [1] 李峰, 丁长青. 重金属污染对鸟类的影响. 生态学报, 2007, 27(1): 296 ~ 303.
- [2] 王宏镇, 束文圣, 蓝崇钰. 重金属污染生态学研究现状与展望. 生态学报, 2005, 25(3): 596 ~ 605.
- [3] 刘宗平. 环境重金属污染物的生物有效性. 生态学报, 2005, 25(2): 274 ~ 278.
- [4] 韦朝阳, 陈同斌. 重金属污染植物修复技术的研究与应用现状. 地球科学进展, 2002, 17(6): 833 ~ 839.
- [5] 庾先国, 徐争启, 滕彦国, 等. 攀枝花钒钛磁铁矿矿区土壤重金属地球化学特征及污染评价. 矿物岩石地球化学通报, 2007, 26(2): 127 ~ 131.
- [6] 魏复盛. 中国土壤元素背景值. 见: 王云, 魏复盛主编. 土壤环境元素化学. 北京: 中国环境科学出版社, 1995. 42 ~ 57.
- [7] 束文圣, 杨开颜, 张志权, 等. 湖北铜绿山古铜矿冶炼渣植被与优势植物的重金属含量研究. 应用与环境生物学报, 2001, 7(1): 7 ~ 12.
- [10] 周希琴, 莫灿坤. 植物重金属胁迫及其抗氧化系统. 新疆教育学院学报, 2003, 20(2): 103 ~ 109.
- [14] 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.
- [15] 谭和平, 陈能武, 黄苹, 等. 四川茶区土壤重金属元素背景值及其评价. 西南农业学报, 2005, 18(6): 747 ~ 751.
- [16] 任立民, 刘鹏. 锰毒及植物耐性机理研究进展. 生态学报, 2007, 27(1): 357 ~ 367.