

广西河池铅锑矿冶炼区土壤中锑等重金属的分布特征及影响因素分析

项 萌^{1,2}, 张国平^{1*}, 李 玲^{1,2}, 魏晓飞^{1,2}, 李海霞³

(1. 中国科学院研究生院地球化学研究所, 环境地球化学国家重点实验室, 贵州 贵阳 550002;

2. 中国科学院研究生院, 北京 100049; 3. 天津师范大学, 天津 300380)

摘 要:对广西河池铅锑矿冶炼区土壤重金属污染特征进行了研究。结果表明:冶炼区土壤受到较高含量的 Sb、Pb 污染, As、Zn 和 Cu 也有一定程度的污染。土壤中的 $w(\text{Sb})$ 和 $W(\text{As})$ 分别为 155~30439 mg/kg 和 27~17611 mg/kg。冶炼区土壤中的重金属元素的含量与距离冶炼厂的距离有密切关系, 不同重金属的衰减呈现不同的特点。研究区内三种不同类型土壤中的重金属元素呈现不同的分布特征: 三种不同土壤类型 Pb、As、Cu、Sb 的含量关系为: 水稻田 > 菜地 > 荒地。元素相关性分析表明 Sb、Pb、As、Cu、Cd 为密切相关的一组元素, 可判定它们都与冶炼厂排放密切相关。

关键词: 锑; 砷; 土壤; 广西河池; 冶炼区; 元素相关性

中图分类号: X142 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2010)04-0495-06

锑是一种生物体非必须的、广泛分布于表生环境中的典型毒害重金属元素。在岩石圈中锑主要以 Sb_2S_3 存在, 并与砷的硫化物和氧化物共存, 在地壳中的丰度大约 0.2~0.3 mg/kg^[1]。世界土壤锑的含量范围是 0.2~10 mg/kg^[2], 我国土壤锑的背景含量大约为 0.38~2.98 mg/kg^[3]。世界卫生组织 (WHO) 推荐的土壤中锑的最大允许浓度为 3.5 mg/kg^[4]。何孟常等对锑矿区土壤和植物中 Sb 及其它重金属污染的调查表明: 锑矿区土壤受到较高含量的 Sb 污染, 在锑冶炼厂周围表土和植物中锑的浓度分别达 1489 mg/kg 和 336 mg/kg^[5], 未污染地区土壤中锑的含量通常低于 1 mg/kg, 但在锑矿化区及冶炼厂等附近土壤中, 锑的含量会骤增。Ainsworth 等在英格兰东北部一个锑冶炼厂附近土壤中发现锑的最高含量达 1489 mg/kg^[6,7]。

矿石的冶炼会带来一系列的环境问题, 冶炼炉渣、废水、废气会向环境释放大量的有毒有害元素; 冶炼厂的烟尘是冶炼厂的主要污染源, 烟尘中含有大量有毒有害元素, 烟尘的干湿沉降使得有毒有害

物质进入土壤环境, 造成土壤污染, 并会迁移到农作物中, 随着食物链对人体健康造成危害^[8-11]。本文对锑冶炼区土壤中锑等重金属污染特征进行了初步研究, 可为锑矿冶炼区重金属污染防治提供依据。

1 研究区域及冶炼厂概况

本文所研究的冶炼厂位于广西西北部河池市金城江区, 北纬 108°02', 东经 24°42', 海拔 180~210 m, 附近有江辽、江叶、上屯、下屯四个村落。冶炼厂三面环山, 背靠将军山, 南临干独大山, 西南方向为一无名山。由于锑冶炼厂位于山间谷地, 地形闭塞, 废气烟尘往往难以扩散, 易在局部富集、沉降, 造成冶炼厂周围环境污染更加严重, 引起树木枯死, 农作物欠收, 对人体健康也有很大危害。

冶炼车间现有铜铋回收、碱渣处理、锑白生产、重选焦锑生产五大工序, 主要以处理流程中间物料, 实现综合回收的配套车间同时生产化工产品焦锑酸钠。有 16 m² 铜铋炉冶, 日产锑铜合金 180 t; 熔析炉两台月产铅铋合金 240 t; 碱渣、重选回收渣中铅

收稿日期: 2010-04-15; 改回日期: 2010-09-07

基金项目: 国家自然科学基金创新群体项目 (No. 40721002)、中国科学院重要方向项目 (KZCX2-YW-135)、自然科学基金 (No. 40773073, 40973084)。

第一作者简介: 项萌 (1984—), 男, 博士研究生, 研究方向为环境地球化学。E-mail: xiangmeng06@mails.gucas.ac.cn.

* 通讯作者: 张国平, 博士, 研究员。E-mail: guoping.zhang@tom.com.

铈有价金属;铈白炉两台月产铈白 240 t;焦铈工序日产交替酸钠 120 t。

2 样品采集与试验方法

于 2008 年 11 月在广西省河池铈冶炼区采集

了表层土壤样品 70 个,土壤类型为淋溶棕色石灰土,样点的布设是在冶炼厂和干独大山之间的区域,按照距离冶炼厂的距离远近分为 3~5 个条带(狭长地带为 3 个条带,宽阔区域为 5 个条带),各采样点的位置见图 1。

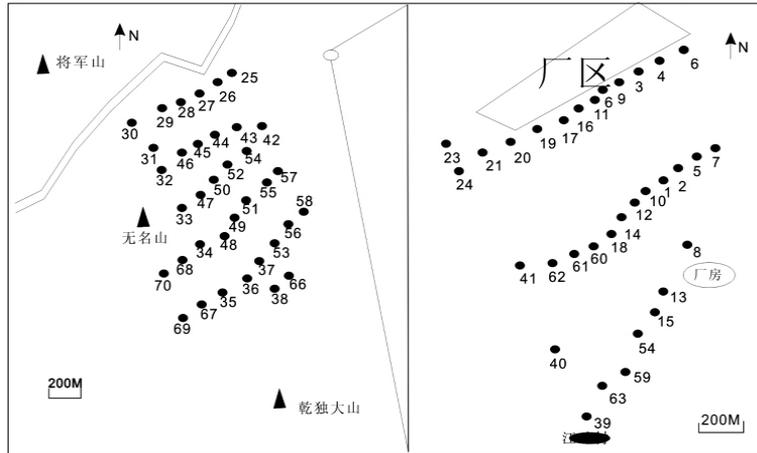


图 1 研究区采样位置

Fig. 1 Map showing sampling sites in the study area

表层土壤样品采用四分法则,每个样品用不锈钢铲从 $1\text{ m} \times 1\text{ m}$ 的正方形四个顶点和中心处共五处各采集 50 g 表层土壤(0~15 cm),混合均匀一起转入聚乙烯样品袋中,作为代表该采样点的混合样品。样品采集带回实验室后,经自然风干后除去土壤中碎石及植物根系,用玛瑙研钵研磨至 100 目备用。

消解办法:(1)准确称取 10 mg 样品于聚四氟乙烯闷罐内,加入 1 mL HNO_3 和 0.5 mL HF 溶液。盖上盖子后将聚四氟乙烯闷罐放置于配套钢管中密封;(2)将钢罐放入恒温箱中加热(170°C 内部压力约为 790 kPa)消解 12 h 或过夜;(3)将钢罐从烘箱中取出,冷却至室温,将聚四氟乙烯闷罐从钢罐中取出,并将聚四氟乙烯闷罐盖去除,放置于电热板上加热($80 \sim 90^\circ\text{C}$)蒸至近干;(4)然后再加入 1 mL HNO_3 再次加热,蒸干,将消解液转移至 100 mL 容量瓶中,并用超纯水定容至 100 mL。取 10 mL 样品,用等离子体质谱仪 ICP-MS(Platform ICP, 英国 Micromass 公司)测定。

样品处理过程所用 HNO_3 和 HF 均已经过亚沸蒸馏净化,所用水为用美国 Milli-Q 系统生产的去离子水($18.2\text{ M}\Omega \cdot \text{cm}$)。通过测定消解空白和参考标准样(国家标准物质中心,土壤 GBW-07404)对土壤样品的测定进行质量控制。该参考标

准样的参考值: $w(\text{Sb})$ 为 $(6.3 \pm 1.1)\text{ mg/kg}$, $w(\text{As})$ 为 $(58 \pm 6)\text{ mg/kg}$, $w(\text{Pb})$ 为 $(58 \pm 5)\text{ mg/kg}$ 。测定值: $w(\text{Sb})$ 为 $(6.0 \pm 0.7)\text{ mg/kg}$, $w(\text{As})$ 为 $(56 \pm 3)\text{ mg/kg}$, $w(\text{Pb})$ 为 $(55 \pm 1.2)\text{ mg/kg}$ 。误差范围分别为 3.4%、4.8% 和 4.6%。土壤样品的分析结果均以干质量计。

3 结果与讨论

3.1 土壤中铈及其他重金属污染特点

土壤中铈等重金属的含量见表 1,所采集的土壤都受到不同程度的铈污染。含量范围为 $155 \sim 48859\text{ mg/kg}$ 。污染土壤中 4 种重金属 Pb、Sb、As、Cu 在土壤中的含量呈现 $\text{Pb} > \text{Sb} > \text{As} > \text{Cu}$ 的趋势;Pb、Sb、As、Cu 分别达到背景值的 57.7 倍、52 倍、19.6 倍和 9.6 倍。Cr、Sr 和 Cd 没有受到明显污染。对矿区单一重金属污染现状总体评价发现:土壤的 Sb 远远超过世界卫生组织(WHO)推荐的土壤中铈的最大允许浓度 3.5 mg/kg ^[4],土壤的 Pb、As 的含量都超过了土壤环境质量标准的三级标准^[12],即远远超过了该标准所规定的保障农林业生产和植物正常生长的土壤临界值,对该区土壤生态的环境构成了潜在威胁,Cu 的含量污染较轻,达到土壤环境质量标准的二级标准^[12]。

表1 研究区土壤重金属含量

参数	Cr	Sr	Cd	Pb	As	Cu	Sb
范围	9.9~832	21~102	9~240	128~39374	32~37611	24~4148	155~48859
平均值	51	41	87	4382	980	384	3171
背景值	29	28	42	76	50	40	61

注:冶炼区土壤样品数70个,背景值样品数3个。

3.2 元素相关性分析

研究重金属之间的相关性可以推测重金属的来源是否相同。若它们之间存在相关性,则它们的来源可能相同,否则来源可能不同^[13]。利用SPSS15对冶炼厂周边各种土地利用类型的重金属含量作Pearson相关分析,结果见表2。

表2 冶炼区表层土壤重金属污染元素相关性

Table 2 The correlations between contaminating elements in surficial soil around the smelter

	Cr	Sr	Cd	Pb	As	Cu	Sb
Cr	1	0.240*	0.122	0.072	0.075	0.134	0.070
Sr		1	0.261*	0.131	0.183	0.184	0.125
Cd			1	0.885**	0.880**	0.944***	0.875**
Pb				1	0.958***	0.914**	0.997***
As					1	0.920**	0.959***
Cu						1	0.907**
Sb							1

***表示在0.001水平相关,**表示在0.01水平相关,*表示在0.05水平相关(n=70)

在冶炼区的表层土壤中,达到极相关显著水平($P < 0.001$)的元素对有:Cu—Cd、Pb—As、Sb—Pb、Sb—As、Sb—Cu,达到相关显著水平($P < 0.01$)的元素对有:Pb—Cd、As—Cd、Sb—Cd、Cu—Pb、Cu—Pb、Cu—As,达到相关显著水平($P < 0.05$)的元素对有:Sr—Cr、Sr—Cd。

各元素对相关原因简析:冶炼厂周边的重金属污染主要来自于冶炼废气,冶炼废气中的重金属组成则主要来自冶炼矿石。重金属之间的相关性主要是因为重金属元素在母岩之间的组成。例如:污染元素锑与砷、铅极显著相关,这是因为在中国约32种锑矿物中,有多种锑和铅的自然化合物和金属互化物,如:硫锑铅矿($Pb_5Sb_4S_{11}$)、氯锑铅矿($PbSbO_2Cl$)、斜硫锑铅矿($Pb_5Sb_8S_{17}$)等^[14]。砷和锑为同族元素,具有相似的化学性质,在矿石中紧密共生^[15]。类金属污染元素砷除了与锑相关极显著还与铅相关极显著,和镉、铜相关显著,这是因为,砷矿石多伴生于镉、铅、铜等的硫化矿物中^[16]。镉与砷、铅、锑相关显著,因为镉是分散元素之一,主要呈

类质同象伴生于闪锌矿中,铅锌矿床一直是镉的最主要来源。在铅锌矿冶炼过程中,闪锌矿等硫化物不可避免将受到破坏,部分镉等重金属有毒元素不可避免释放出来进入环境^[17]。Sr和Cr两者弱相关,与其它元素都不相关,说明Sr、Cr有自己的来源特点。可能Sr、Cr主要来源于研究区的土壤形成的尘土,冶炼区和背景区的Sr、Cr含量差别很小也证明了这一点。从相关性可发现:Sb、Pb、As、Cu、Cd为密切相关的一组元素,可判定它们可能来源相同。

3.3 相同距离土壤表层重金属含量差异分析

在锑冶炼区选取距离冶炼厂相同距离(1000m)的不同类型土壤样品。根据土壤类型分为菜地、水稻田、荒地,土壤中的重金属含量列于表3。

表3 距离冶炼厂相同距离(1000m)三种不同类型土壤中重金属的含量

Table 3 Heavy metals in three different types of soil equally distant(1000m) from the smelter mg/Kg

样品数	Cr	Sr	Cd	Pb	As	Cu	Sb
菜地	3	348	102	64	485	61	77
水稻田	5	100	26	34	6388	405	192
荒地	6	83	29	12	444	32	59
烟尘	12	76	63	42	22521	3967	794

由于与冶炼厂距离相同,方位也相同,所以表中这几种土壤受到冶炼厂烟尘沉降的影响可视为是相同的,但表中这三类土壤的重金属含量却有明显差别:

1. 水稻田中Pb、As、Cu、Sb的含量都要明显高于菜地和荒地中的含量,可见水稻田土壤的污染来源除了冶炼烟尘外,主要是因为受到冶炼废水的污染。在冶炼区采集的冶炼废水中重金属的含量为:Cr:289 mg/L、Sr:168 mg/L、Cu:58.4 mg/L、Zn:4806 mg/L、As:5211 mg/L、Cd:47 mg/L、Sb:13306 mg/L、Pb:935 mg/L。冶炼废水往往通过地表径流汇集于低洼地带,如:池塘、积水沟,池塘、积水沟,在当地恰恰作为农作物的灌溉水源地。

2. 水稻田与菜地和荒地中的Cr、Sr、Cd的含量

没有显著变化。由于该地区是碳酸盐岩地区,土壤中 Sr、Cr 含量通常较高,有学者对西南碳酸盐岩地区 21 个地层土壤含量测定表明: Sr 的含量范围为 1.37~120 mg/Kg,中值为 51.7 mg/Kg;Cr 的含量范围为 16.9~284 mg/Kg,中值为 86.0 mg/Kg^[18],说明 Sr、Cr 有自己的来源特点,于冶炼厂的污染物排放没有明显的关系。上文中的元素相关性分析也验证了这一点。

3. 菜地中的 Cr、Sr、Cd、Pb、As、Cu、Sb 的含量都不同程度的高于荒地中的相应重金属的含量。可见菜地和荒地土壤重金属的来源主要是受烟尘影响,但菜地还可能受到施肥的影响。当土壤中施入肥料后,会影响土壤对重金属的吸附和解吸过程^[19,20]。施肥对土壤重金属的吸附与解吸作用的影响与肥料种类密不可分^[21,22]。

4. 对比冶炼厂边界土壤和废水中的重金属含量可以发现:冶炼厂边界土壤中的重金属污染以 Sb 和 Pb 为主,As 为辅,废水中的重金属污染则以 As 和 Pb 为主,Sb 为辅。反映在不同土壤利用类型则表现为:水稻田的重金属污染以 Sb 和 Pb 为主,水稻田的重金属污染特点与废水中的重金属污染的含量具有良好的一致性。

3.4 空间距离锑、砷、铅的衰减特征

选取厂界边及距离冶炼厂 200 m、400 m、600 m、800 m、1000 m、1200 m、1400 m、1600 m 样点土壤,每个位置选取三个土壤利用类型为荒地的土壤代表此样点,以去除冶炼废水和施肥的影响。样点土壤类型均为淋溶棕色石灰土。这些样点土壤中 As、Sb 和 Pb 的来源均为冶炼厂的废气排放,As、Sb 和 Pb 衰减特征见图 2。

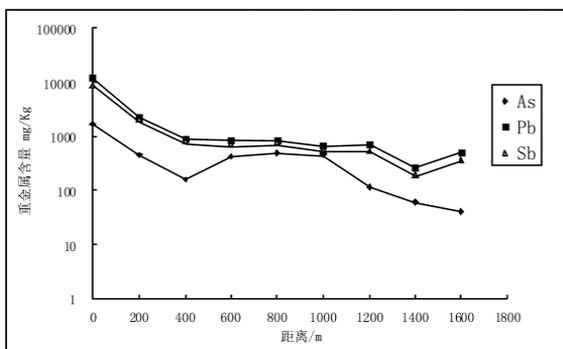


图 2 距离冶炼厂不同距离 $w(\text{Sb})$ 、 $w(\text{As})$ 和 $w(\text{Pb})$ 的衰减趋势

Fig. 2 Attenuation trend of Sb, As and Pb over different distances from the smelter

As、Sb 作为同族元素具有相似的化学性质,首先分析 As、Sb 的衰减特征,图 2 显示, $w(\text{Sb})$ 和 $w(\text{As})$ 的衰减趋势呈现不同的特点,说明 Sb 与 As 虽然具有相似的化学性质,但二者的地球化学行为有所差别。造成这一差别的原因可能是这 2 种元素在大气——颗粒物之间的吸附/解吸过程。如 As 可能比 Sb 具有更高的被颗粒物吸附的能力,As 易与 Fe 的氧化物如 Fe_2O_3 形成 FeAsO_4 的化合物使得颗粒物的比重增加,在干沉降的过程中优先进去土壤。烟尘中含有大量的砷,特别是粒径较小的飞灰,这些灰尘经大气干、湿沉降会进入到土壤中,从而造成对土壤的污染。烟尘中的 Sb 以气态和颗粒态形式存在,但气态形式 Sb 的含量较低,主要以颗粒态形式存在于烟尘中。冶炼过程所排放的 Sb 主要与排放的颗粒物结合^[23-25]。烟尘在扩散的过程中,比重大的颗粒会优先降落到地表。

研究区距离冶炼厂 1200 m 的土壤中 $w(\text{Sb})$ 和 $w(\text{As})$ 的含量分别为 350 mg/kg 和 50 mg/kg,远远高于当地的土壤环境背景值。可见,研究区土壤中 Sb 的影响范围要明显大于 As。根据 $w(\text{Sb})$ 和 $w(\text{As})$ 的衰减趋势变化特点用对数曲线拟合,得到空间距离 $w(\text{Sb})$ 和 $w(\text{As})$ 随距离变化的方程: $w(\text{Sb})$ 为 $y=895.34e^{-0.0007x}$; $w(\text{As})$: $y=181.4e^{-0.0009x}$,根据公式计算,若要达到土壤可允许的含量, $w(\text{Sb})$ 和 $w(\text{As})$ 所需要迁移的距离分别为 7920 m 和 2769 m。

随着距离冶炼厂距离的增加,土壤中 Sb、As 和 Pb 的含量总体呈现递减的趋势。但 Sb、Pb 和 As 的衰减又呈现不同的特点。有害元素的影响范围与元素的迁移能力有关,不同元素在自然界的迁移具有不同的特点^[26,27]。

冶炼烟尘中 Sb 对全球 Sb 循环具有主要意义。Sb 可以随大气迁移至远离污染源的地区,并随雨、雪、尘埃等降落至土壤,形成跨区域远程污染。Krachler *et al.* (2005)通过对北极圈冰、雪中锑含量的研究发现,过去的三十年内,北极圈大气中的锑的含量增加了 50%,证实了跨区域锑污染,甚至全球性锑污染的可能性^[28]。来自偏远地区湖沼沉积和极地冰芯记录结果表明:近几十年来大气锑污染的时间和强度与铅基本相似,说明锑也是一个长距离传输的全球性污染物^[29-31]。从图五可以发现 $w(\text{Pb})$ 与 $w(\text{Sb})$ 的衰减趋势高度相似,这对于 Pb—Sb 的全球迁移具有相关的意义。

4 结 论

1) 从元素相关性可发现: Sb、Pb、As、Cu、Cd 为密切相关的一组元素, 可判定它们都与冶炼厂排放密切相关, 为冶炼厂释放的主要重金属。水稻田的污染除受到烟尘的影响还来自于冶炼废水, 菜地的污染除与冶炼烟尘密切相关外可能还与施肥有关。

2) 金属沉降随污染源距离的变化研究, 发现

Pb 与 Sb 的衰减趋势高度相似; Sb 和 As 虽然具有相似的化学性质, 但在空间距离的迁移呈现不同的特点。

3) 在冶炼区土壤中 Sb 与 As 的影响范围都较大, 根据实际的研究结果及相关模拟计算表明, 若要达到土壤可允许的含量, $w(\text{Sb})$ 和 $w(\text{As})$ 所需要迁移的距离分别为 7920 m 和 2769 m。可见 Sb 的影响范围明显大于 As, 其原因可能是烟尘中 $w(\text{Sb})$ 高于 $w(\text{As})$; 空间距离 $w(\text{As})$ 的衰减强于 $w(\text{Sb})$ 。

参 考 文 献

- [1] Fowler B A, Goering P L, Merian E. Antimony[M]. VCH: Weinheim, 1991.
- [2] Filella M, Belzile N, Chen Y W. Antimony in the environment: a review focused on natural waters: I. Occurrence[J]. Earth-Science Reviews, 2002a, 57(1-2): 125-176.
- [3] 齐文启, 曹杰山. 锑(Sb)的土壤环境背景值研究[J]. 土壤通报, 1991, 22(5): 209-210.
- [4] Chang A C, Pan G X, Page A L, Asano T. Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed water and sewage sludge applications in agriculture[A]. In: Division of Environmental Health (ed.): World Health Organization[M]. 2002, 1-94.
- [5] 何孟常, 季海冰, 赵承易, 等. 锑矿区土壤和植物中重金属污染初探[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2004, 38(3): 18-24.
- [6] Nriagu J O, Pacyna J M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals[J]. Nature, 1988, 333(6169): 134-139.
- [7] Ainsworth N, Cooke J A, Johnson M S. Distribution of antimony in contaminated glass: 1-vegetation and soils[J]. Environmental Pollution, 1990, 65(1): 65-77.
- [8] Berg T, Steinnes E. Recent trends in atmospheric deposition of trace elements in Norway as evident from the 1995 moss survey[J]. Science of The Total Environment, 1997, 208(3): 197-206.
- [9] Casiot C, Ujevic M, Munoz M, et al. Antimony and arsenic mobility in a creek draining an antimony mine abandoned 85 years ago (Upper Orb Basin, France)[J]. Applied Geochemistry, 2007, 22(4): 788-798.
- [10] Cullen A, Kiberd B, Devaney D, et al. Concentrations of antimony in infants dying from SIDS and infants dying from other causes. Archives of Disease in Childhood, 2000, 82(3): 244-247.
- [11] De Wolff F A. Antimony and health[J]. British Medical Journal, 1995, 310(6989): 1216-1217.
- [12] 夏家淇. 土壤环境质量标准详解[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1996.
- [13] 陈怀满. 环境土壤学. 北京: 科学出版社[M]. 2005.
- [14] 刘建国, 蔡翠青, 彭涌涛. 锑矿石分析[M]. 北京: 地质出版社, 1997.
- [15] Andreae M O, Froelich R N. Arsenic, antimony, and germanium biogeochemistry in the Baltic Sea[J]. Tellus. Series B, Chemical and physical meteorology, 1984, 36(2): 101-117.
- [16] 廖自基. 微量元素的环境化学及生物效应[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1992.
- [17] 叶霖, 刘铁庚. 贵州都匀牛角塘富镉铅锌矿床中镉的分布及赋存状态探讨[J]. 矿物学报, 2001, 21(1): 115-118.
- [18] 李先琨, 苏宗明. 桂西南不同地层土壤的元素地球化学特征[J]. 广西科学, 2001, 8(4): 301-307.
- [19] 祖艳群, 李元, 陈海燕, 等. 昆明市蔬菜及其土壤中铅、镉、铜和锌含量水平及污染评价[J]. 云南环境科学, 2003, 22(3): 49-52.
- [20] Tu C, Zheng C R, Chen H M. Effect of applying chemical fertilizers on forms of lead and cadmium in red soil[J]. Chemosphere, 2000, (41): 133-138.
- [21] 林葆. 化肥与无公害农业[M]. 北京: 中国农业出版社, 2003.
- [22] 任顺荣, 邵玉翠, 高宝岩, 等. 长期定位施肥对土壤重金属含量的影响[J]. 水土保持学报. 2005, 19(4): 96-99.
- [23] Gladney E S, Gordon G E, Zoller W H. Coal combustion: source of toxic elements in urban air. Journal of Environ-

- mental Science and Health, Part A[J]. 1978, 13(7): 481—491.
- [24] Coles D G, Ragaini R C, Ondov J M, *et al.* Chemical studies of stack fly ash from a coal-fired power plant[J]. Environmental Science and Technology 1979, 13(4): 455—459.
- [25] Kowalczyk G S, Choquette C E, Gordon G E. Chemical element balances and identification of air pollution sources in Washington D. C[J]. Atmospheric Environment (1967), 1978, 12(5): 1143—1153.
- [26] Baudo R, Giesy J P, Muntau H. Sediments: chemistry and toxicity of in-place pollutants[M]. Michigan: Lewis Publishers, 1990, 1—405.
- [27] Belkin H E, Sparck H M. Mercury, arsenic, antimony, and selenium contents of sediment from the Kuskokwim River, Bethel, Alaska, USA[J]. Environmental Geology, 1993, 22(2): 106—110.
- [28] Krachler M, Zheng J, Koerner R, *et al.* Increasing atmospheric antimony contamination in the northern hemisphere: snow and ice evidence from Devon Island, Arctic Canada[J]. Journal of Environmental Monitoring, 2005, 7(12): 1169—1176.
- [29] Cloy JM, Farmer J G, Graham M C, *et al.* A comparison of antimony and lead profiles over the past 2500 years in Flanders Moss ombrotrophic peat bog, Scotland [J]. Journal of Environmental Monitoring, 2005, 7: 1137—1147.
- [30] Krachler M, Zheng J, Koerner R, *et al.* Increasing atmospheric antimony contamination in the northern hemisphere: Snow and ice evidence from Devon Island, Arctic Canada[J]. Journal of Environmental Monitoring, 2005(77): 1169—1176.
- [31] Shotyk W, Chen B, Krachler M. Lithogenic, oceanic and anthropogenic sources of atmospheric Sb to a maritime blanket bog, Myrarmar, Faroe Islands [J]. Journal of Environmental Monitoring, 2005(7): 1148—1154.

The Characteristics of Heavy Metals in Soil around the Hechi Antimony-Lead Smelter, Guangxi, China

XIANG Meng^{1,2}, ZHANG Guo-ping¹, LI Ling^{1,2}, WEI Xiao-fei^{1,2}, LI Hai-xia³

(1. State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; 2. Graduate School, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Tianjin Normal University, Tianjin 300380, China)

Abstract: The characteristics of heavy metal contamination of the soil around a smelter were investigated. The soil showed a high level of Sb and Pb contamination. Besides, contamination of As, Zn, Cu also occurred. The contents of Sb and Pb in soil are within the range of 155~30439 mg/kg and 27~17611 mg/kg, respectively, the contents of heavy metals are closely related to the distance between the sample localities and the smelter. The contents of heavy metals vary in regard to different utilizations of soil, and the contents of Pb, As, Sb, and Cu in different soils follow the order of paddy soil > vegetable soil > original soil. The contents of Pb, As, Sb, Cu, and Cd in soil show close correlations, indicating that these elements originated from smelter emission.

Key words: antimony; arsenic; soil; Guangxi; smelter