

锑矿区冶炼废渣 Sb 和 As 的浸出特征—pH 的影响

毛宽^{1,2}, 张国平^{1,*}, 王庆云^{1,2}, 吴再成^{1,2}, 周英^{1,2}

(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. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 以贵州晴隆大厂锑矿和甘肃西和崖湾锑矿冶炼厂废渣为研究对象, 对采集的样品用 XRF 进行主量元素、XRD 进行矿物表征和 Tessier 进行化学形态分析。研究了 pH 对 Sb 和 As 浸出的影响, 分析了其机理。大厂和崖湾锑矿渣中 Sb 含量分别为 5 447 和 24 666 mg/kg, As 含量分别为 472 和 240 mg/kg, 废渣中的 Sb 和 As 主要是以残渣态的形式存在, 可迁移态所占比例较低。pH 对样品中 Sb 和 As 的浸出有较大的影响, 不同 pH 下, 样品的 Sb 和 As 浸出趋势具有明显的差异性, 这与样品中矿物的溶解和元素在不同矿物上的吸附和解吸, 以及元素的化学赋存形态有着重大的关系。

关键词: 锑; 砷; 废渣; pH; 浸出

中图分类号: X142 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-9250(2023)01-0102-06 **doi:** 10.14050/j.cnki.1672-9250.2022.50.057

近年来, 随着我国工业化进程的快速发展, 锑及其化合物的需求量不断攀升, 我国已成为了锑金属生产大国, 年均产量 10 万吨以上, 中国锑产量占世界总产量的 73%^[1-2]。随着锑矿的大量开采, 中国不少地区已经面临严重的锑污染风险。矿山开采、选矿和冶炼过程产生大量的废石、尾矿和冶炼废渣, 长期堆放在地表环境中, 在地表径流和降雨渗漏等环境作用下, 释放出来的锑和砷等有害元素会不断进入周围的水体和土壤中, 从而对周边的生态环境造成灾难性的影响^[3]。因此研究锑矿采选冶炼过程产生的固体废弃物(如冶炼废渣)中重(类)金属的溶出特性对环境影响评估和污染防治和修复具有重要意义。

研究表明矿渣中重(类)金属的种类、赋存形态以及固体废弃物的理化性质对其溶出起着控制作用^[4-5]。目前重(类)金属形态分析应用最多的是 Tessier 和 BCR 连续提取法, 本文采用 Tessier 连续提取法对锑矿冶炼废渣的锑和砷的形态进行分析, 其存在形态主要包括可交换态、碳酸盐结合与专性吸附态、铁锰氧化物结合态、有机及硫化物结合态和残渣态。其中元素的可交换态形式活性强, 受酸度影响小; 以有机及硫化物结合态存在, 则活性次之; 而以残渣态存在, 则活性最低, 没有微生物参与的情况下

短期内只能在强酸条件下才能溶出^[6]。重(类)金属溶出量与其固体废弃物的总量无必然联系, 主要受重(类)金属存在形态影响。除此之外, Cappuyns 等^[7]和 Herre 等^[8]通过不同试验研究了酸对重(类)金属溶出释放的影响, 发现 pH 是重(类)金属在固体废弃物中迁移的关键因素, 因此研究 pH 对固体废弃物中重(类)金属溶出的影响具有较大的现实意义。

本文以贵州晴隆大厂锑矿和甘肃西和崖湾锑矿两处冶炼废渣为对象, 分析废渣中锑和砷含量及其物相组成, 并通过 Tessier 连续提取法研究了废渣中 Sb 和 As 的形态分布, 探讨其潜在环境危害, 在此基础上研究了不同 pH 体系下废渣中 Sb 和 As 的浸出, 为其污染防治提供科学的参考依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

样品取自贵州晴隆大厂锑矿和甘肃西和崖湾锑矿冶炼厂附近的冶炼废渣, 在每个矿区废渣堆放区比较均匀分布的三个点采集相同量(约 1 kg)的废渣, 然后均匀混合为一个样品。两处废渣样品采回后经自然风干, 随后去掉杂物, 破碎过 1 mm 尼龙筛干燥备用。其中贵州晴隆样品命名为 GZ, 甘肃西和样品命名为 GS。

收稿日期: 2021-10-22; 改回日期: 2022-03-01

基金项目: 科技部国家重点研发计划项目(2020YFC1807700, 2017YFD0801000); 国家基金委-贵州省联合基金项目(U1612442)。

第一作者简介: 毛宽(1997-), 男, 硕士研究生, 主要从事锑污染修复研究。E-mail: maokuan@mail.gyig.ac.cn.

* 通讯作者: 张国平(1966-), 男, 研究员, 主要从事矿山环境中锑的地球化学过程及影响研究。E-mail: zhangguoping@vip.gyig.ac.cn.

1.2 实验方法

1.2.1 样品分析

废渣的 pH 参考美国固体废物酸碱度测定标准^[9], 设置固液比 1:1 混合搅拌静置后使用 pH 计测定。样品中锑和砷总量分析采用硝酸和氢氟酸消解, 该消解方法由 Liang 等^[10]改进, 并由 Zhang 等^[11]详细描述。消解后采用氢化物发生原子荧光光谱法(HG-AFS)测定。对采集的样品进行 XRF 和 XRD 分析, 分析样品的主量元素含量及其矿物组成。两项分析均在中国科学院地球化学研究所矿床地球化学国家重点实验室完成。XRF 分析采用赛默飞世尔科技公司型号为 ARL Perform' X 4200 型 X 射线荧光光谱仪, XRD 分析采用荷兰帕纳科公司型号为 Empyrean 型 X 射线衍射仪。

1.2.2 样品 Sb 和 As 元素形态分析

样品中 Sb 和 As 的化学形态分析参照 Tessier 连续提取法进行^[12]。准确称取 1 g (± 0.005 g) 样品于 50 mL 离心管中, 采用 Tessier 五步连续提取法提取废渣中 Sb 和 As 元素的可交换态、碳酸盐结合和专性吸附态、铁锰氧化物结合态、有机及硫化物结合态、残渣态, 详细提取步骤见表 1。各步的提取均进行三次重复, 每步结束之后, 离心 10 min (3 500 r/min), 取上层清液于 50 mL 容量瓶中, 用去离子水洗涤残余物后离心将上清液倒入 50 mL 容量瓶中定容待测。各步待测液中 Sb 和 As 含量测定采用氢化物发生原子荧光光谱法(HG-AFS), 分析过程用标准样 GBW(E) 080545 和平行样进

行质量控制。

1.2.3 不同 pH 体系下废渣中 Sb 和 As 的浸出实验

准确称取 1 g 样品于离心管中, 加入去离子水, 随后以 HCl 和 NaOH 调节 pH, 分别调至 4.0、5.0、6.0、7.0、8.0、9.0、10.0, pH 调至与目标值相差 ± 0.05 以内, 最后定容至 10 mL。室温下震荡 (200 r/min) 12 h 后, 离心 10 min (3 500 r/min), 取上清液过滤 (0.45 μm), 采用氢化物发生原子荧光光谱法(HG-AFS)测定其浓度。

2 结果与讨论

2.1 样品的元素种类和含量以及其物相组成

贵州晴隆大厂锑矿废渣的 pH 为 7.43, 呈弱碱性; 甘肃西和崖湾锑矿废渣的 pH 为 9.11, 呈碱性。由 X 射线荧光光谱分析(表 2), 两处废渣样品都含有大量的 Si、Al、Ca、Fe 元素, 含有少量的 Mg、Na、K、Mn、P、Ti、S 元素。贵州晴隆大厂和甘肃西和崖湾锑矿渣中 Sb 含量分别为 5 447 和 24 666 mg/kg, As 含量分别为 472 和 240 mg/kg。中国土壤 Sb 和 As 的背景值分别为 1.06 mg/kg 和 9.2 mg/kg^[13], 两处样品中 Sb 和 As 都远高于中国土壤背景值, 其迁移将会对周围的水体和土壤造成威胁。

对两处废渣进行了 XRD 分析, 分析结果如图 1。从图 1(a) 中可以看出贵州晴隆大厂锑矿渣的主要矿物成分为石英、石膏, 极少量的高岭石和白云母, 表明贵州晴隆样品含有大量的硅酸盐矿物, 较多的石膏和极少量粘土矿物。甘肃西和崖湾

表 1 Tessier 连续提取操作步骤

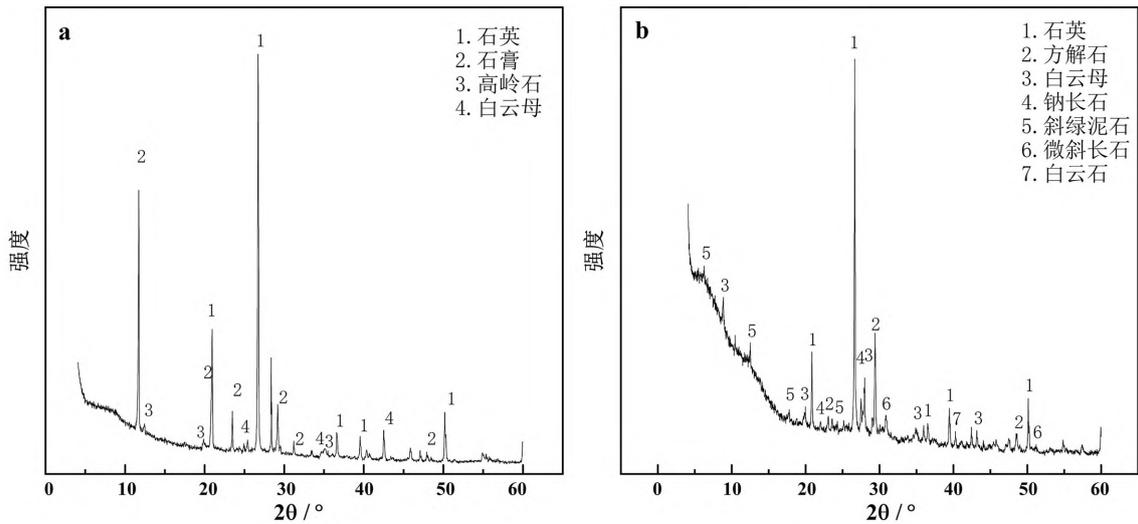
Table 1 Procedure of Tessier sequential extraction

步骤	形态	提取试剂	提取条件
I	可交换态(F1)	8 mL 1 mol/L MgCl ₂	室温震荡 1 h
II	碳酸盐结合与专性吸附态(F2)	8 mL 1 mol/L CH ₃ COONa, pH=5 (HOAc)	室温震荡 5 h
III	铁锰氧化物结合态(F3)	20 mL 0.04 mol/L NH ₂ OH · HCl (25% HOAc)	95 \pm 3 $^{\circ}\text{C}$ 断续震荡 6 h
IV	有机及硫化物结合态(F4)	(1) 3 mL 0.02 mol/L HNO ₃ +5 mL 30% H ₂ O ₂ , pH=2 (HNO ₃)	85 \pm 2 $^{\circ}\text{C}$ 断续震荡 2 h
		(2) 5 mL 30% H ₂ O ₂	85 \pm 2 $^{\circ}\text{C}$ 断续震荡 3 h
		(3) 5 mL 3.2 mol/L NH ₄ OAc (20% HNO ₃)	室温震荡 0.5 h
V	残渣态(F5)	HNO ₃ +HF	消解

表 2 废渣中主量元素组成及 Sb 和 As 的含量

Table 2 Composition of major elements and content of Sb and As in waste slag

样品	pH	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	MnO	P ₂ O ₅	TiO ₂	S	Sb	As
		%												mg/kg
GZ	7.43	61.2	8.0	5.4	0.3	7.7	0.4	2.1	0.1	0.4	1.9	2.0	5 447	472
GS	9.11	45.0	10.3	4.7	2.6	11.2	1.3	2.1	0.1	0.2	0.5	0.2	24 666	240



a: 贵州晴隆; b: 甘肃西和

图1 废渣样品的XRD谱图

Fig.1 XRD patterns of the slag samples

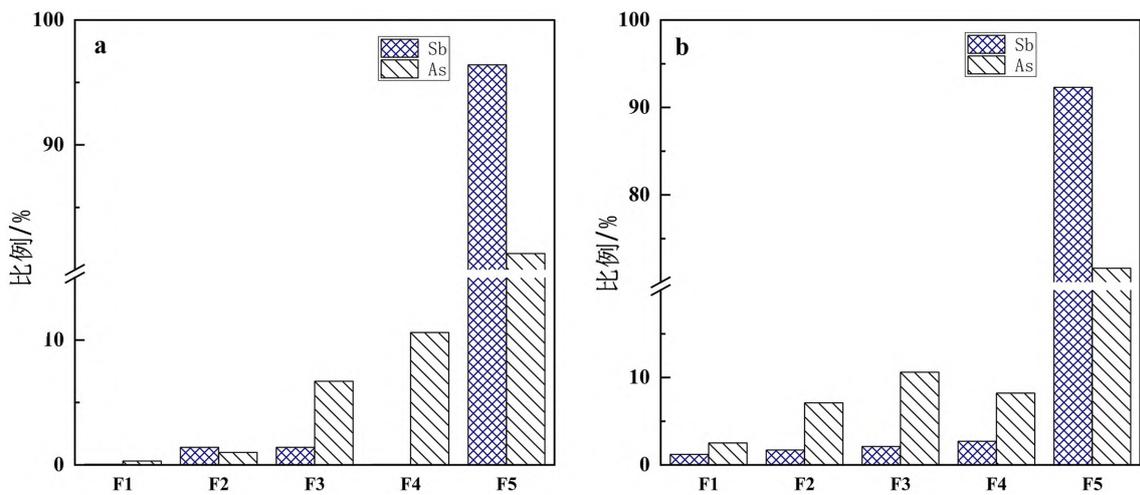
锑矿渣的主要矿物是石英、方解石,少量白云母、钠长石、斜绿泥石、白云石,表明甘肃西和崖湾样品含有大量硅酸盐和碳酸盐矿物,这与前面样品的XRF测试结果相符合。

2.2 Sb和As的化学形态分布特性

通过 Tessier 连续提取法对两处样品 Sb 和 As 形态进行分析,结果如图 2 和表 3 所示。两处样品中 Sb 和 As 主要是以残渣态形式存在,其中 Sb 残渣态占比高于 90%,As 残渣态占比高于 70%。但由于 Sb 和 As 在渣土中的总量较高,即使前四种形态(可交换态、碳酸盐结合与专性吸附态、铁锰氧化结合

态、有机及硫化物结合态)总和所占比例较少,Sb 和 As 的释放量也是比较大的。

重(类)金属的前四种形态之和代表了重(类)金属的迁移能力,称之为可迁移态。贵州晴隆大厂锑矿废可迁移态 Sb 中,碳酸盐结合与专性吸附态>铁锰氧化结合态>可交换态合>有机及硫化物结合态;可迁移态 As 中,有机及硫化物结合态>铁锰氧化物结合态>碳酸盐结合与专性吸附态>可交换态。甘肃西和崖湾锑矿废可迁移态的 Sb 中,有机及硫化物结合态>铁锰氧化物结合态>碳酸盐结合与专性吸附态>可交换态;可迁移态的 As 中,铁锰氧化物



a: 贵州晴隆; b: 甘肃西和

图2 Sb和As各化学形态占比

Fig.2 Proportion of Sb and As in different chemical forms

表 3 Sb 和 As 各化学形态含量

Table 3 Content of Sb and As in different chemical forms

样品	元素	可交换态	碳酸盐结合与	铁锰氧化物	有机及硫化物	残渣态	总含量	全溶解	回收率
		(F1)	专性吸附态(F2)	结合态(F3)	结合态(F4)	(F5)			
		/(mg/kg)	/(mg/kg)	/(mg/kg)	/(mg/kg)	/(mg/kg)	/(mg/kg)	/(mg/kg)	/%
GZ	Sb	25	78	76	15	5 253	54 47	5 349	102
	As	2	5	32	50	385	473	463	102
GS	Sb	318	421	547	678	23 533	25 497	224 667	103
	As	6	16	24	19	164	229	241	95

结合态>有机及硫化物结合态>碳酸盐结合与专性吸附态>可交换态。

2.3 pH 对 Sb 和 As 浸出的影响

溶液 pH 是影响废渣中重(类)金属迁移的关键因素,因此研究了样品在不同 pH 体系下 Sb 和 As 的浸出,两处样品中 Sb 和 As 浸出浓度的变化见图 3 所示。

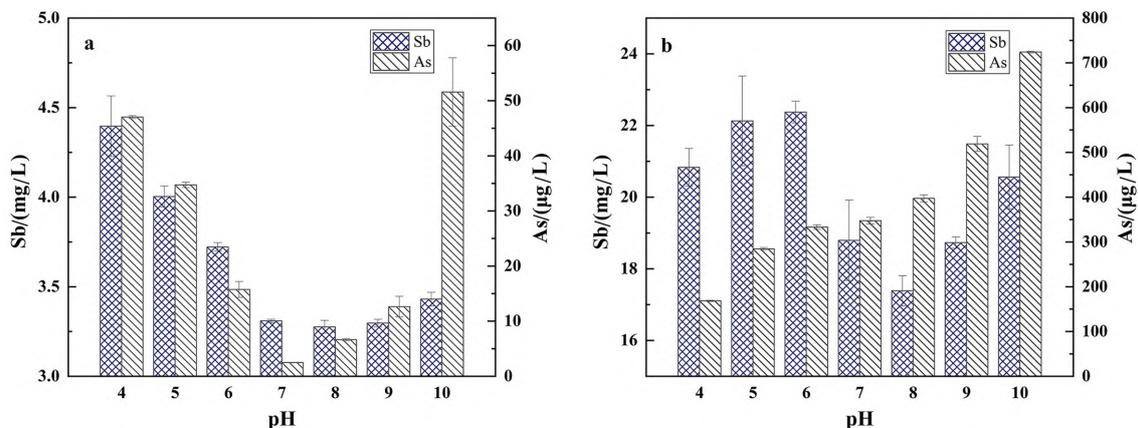
从图 3(a)中可以看出贵州晴隆锑矿废渣中 Sb 和 As 浸出量在偏酸性和偏碱性条件下较高,在中性条件下最低。从图 3(b)中看出甘肃西和崖湾锑矿废渣 Sb 的浸出量在偏酸性和偏碱性条件下较高,在 pH 为 8 下较低;As 的浸出量在 pH 为 4~10 范围内随 pH 的升高逐渐升高。

另外,从 Sb 与 As 浸出浓度的变化范围来看,两地的样品有明显不同。具体来说,在 pH 为 4~10 范围,贵州晴隆和甘肃西和的废渣中 Sb 的浸出浓度范围分别为 3.2~4.3 mg/L 和 17.3~22.5 mg/L(图 3),相应的最高和最低浸出浓度的比例仅为 1.3 和 1.3。相比之下,As 浸出浓度的变化明显较大,贵州晴隆和甘肃西和的样品中 As 的浸出浓度范围分别为 2.5~51.5 $\mu\text{g/L}$ 和 168~724 $\mu\text{g/L}$,相应的最高和最低浸出浓度的比例为 20.6 和 4.3。这说明 pH

变化对 As 浸出的影响要大于对 Sb 浸出的影响。

2.4 pH 对 Sb 和 As 浸出影响的机理探讨

废渣中 Sb、As 浸出量随 pH 变化的不同,主要与它们的赋存形态,矿物的溶解以及元素在矿物上的吸附和解吸有着重大的关系。自然界中常见的铁锰(氢)氧化物、黏土矿物、各种有机质是重(类)金属 Sb 和 As 重要的吸附剂,控制着 Sb 和 As 在环境中的迁移释放行为^[14-19]。从图(3)可知,晴隆锑矿废渣中的 Sb 和 As 与西和锑矿废渣中的 Sb 在偏酸性和偏碱性条件下浸出量较多,在中性条件下浸出量较少。Bowell、Pierce 和 Raven 等^[20-22]研究表明铁氧化物对 As 的吸附在中性左右吸附最多,在偏酸性和偏碱性条件下吸附能力逐渐降低。此外还有研究指出,低 pH 可能会导致黏土矿物和金属氧化物/氢氧化物的表面溶解^[23-24],从而造成了铁锰(氢)氧化物和黏土矿物表面吸附和内部结合的 Sb 和 As 的释放。此外,废渣中的 Sb 和 As 还有少部分是以碳酸盐结合与专性吸附态的形式存在,在酸性条件下,碳酸盐矿物会发生溶解,造成这部分 Sb 和 As 进入到溶液中。在碱性条件下,Sb 和 As 的浸出量随 pH 的升高逐渐升高,与 Cappuyns、张莹雪等^[25-26]对锑矿区土壤和矿山废料不同 pH 下浸出的



a: 贵州晴隆; b: 甘肃西和

图 3 不同 pH 下废渣中 Sb 和 As 的浸出浓度

Fig.3 Leaching of Sb and As from smelting slags at different pH values

结果一致。Sb 和 As 在表生环境中主要是以 $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$ 、 H_2AsO_4^- 、 HAsO_4^{2-} 等含氧负阴离子的形式存在^[27-28],随着 pH 的升高,当体系 pH 大于吸附剂的电荷零点(PZC),此时铁锰(氢)氧化物、黏土矿物和有机质等吸附剂表面负电荷增多,会使吸附剂与 Sb 和 As 之间的静电斥力增加,进而造成 Sb 和 As 在吸附剂表面上的解吸^[15,17]。此外,Buschmann 等^[29]的研究发现,在碱性条件下,随着 pH 的升高,土壤中的腐殖酸等有机质会发生部分溶解,会造成与有机质结合 Sb 和 As 的释放。甘肃西和锑矿废渣中 As 的浸出量在 pH 为 4~10 范围内随 pH 升高呈逐渐升高的趋势,推测可迁移态 As 中大部分以吸附态结合在铁锰(氢)氧化物、黏土矿物、各种有机质表面,因此随着 pH 的升高,吸附剂表面上的 As 逐渐解吸,造成 As 浸出浓度的升高。

pH 变化对 As 浸出的影响要大于对 Sb 浸出的影响,主要是由于两地废渣中,Sb 主要以残渣态存在,其残渣态的比例远高于 As,而 As 的铁锰氧化物态、碳酸盐态、硫化物+有机态的比例要高于 Sb(图 2),这就导致 pH 变化导致 As 释放的变化大于 Sb。另外,有研究指出 As 在铁的氧化物矿物比如针铁矿

上的吸附要强于 Sb^[30-31],这也导致 pH 降低时铁矿物部分溶解导致 As 释放的变化要强于 Sb。

3 结论

贵州晴隆大厂和甘肃西和崖湾锑矿废渣中 Sb 含量分别为 5 447 和 24 666 mg/kg,As 含量分别为 472 和 240 mg/kg,远高于中国土壤环境背景值,对周边地区存在严重威胁。两处废渣中 Sb 和 As 大都以残渣态形式存在,但由于其总含量高,其浸出液中 Sb 和 As 的浓度也是比较高的。大厂锑矿废渣中 Sb 和 As 在偏酸性和偏碱性条件下浸出量较多,在中性条件下浸出较少。崖湾锑矿废渣中 Sb 的浸出量在酸性和偏碱性条件下较多,在中性条件下较少;As 的浸出量随着 pH 的升高逐渐升高。并且 pH 变化对 As 浸出的影响要大于对 Sb 浸出的影响。铁锰(氢)氧化物、黏土矿物、有机质等吸附剂对于废渣中 Sb 和 As 的浸出具有重要的控制作用。废渣在不同 pH 下浸出量的变化,主要与铁锰(氢)氧化物、黏土矿物、有机质等吸附剂溶解,Sb 和 As 在吸附剂上吸附解吸,以及 Sb 和 As 化学赋存形态有关。

参 考 文 献

- [1] 刘雪娇,刘翔,彭思. 锑矿资源现状及我国锑矿供需形势分析[J]. 西部资源, 2018(4): 201-203.
- [2] 童兵,许虹,刘陟娜. 全球锑矿资源分布现状及对中国勘查投资建议[J]. 中国矿业, 2017, 26(S1): 5-10.
- [3] 蔡永兵,李玲,魏晓飞,等. 广西茶山锑矿尾砂中微量元素的淋滤实验研究[J]. 环境科学, 2012, 33(8): 2840-2848.
- [4] Ponnamperna F N. The chemistry of submerged soils[J]. Advances in Agronomy, 1972, 24: 29-96.
- [5] 方盛荣,徐颖,魏晓云,等. 典型城市污染水体底泥中重金属形态分布和相关性[J]. 生态环境学报, 2009, 18(6): 2066-2070.
- [6] 徐争启,倪师军,滕彦国,等. 矿业活动固体废物中重金属元素释放机理的浸出实验[J]. 地质通报, 2012, 31(1): 101-107.
- [7] Cappuyns V, Swennen R. The application of pH stat leaching tests to assess the pH-dependent release of trace metals from soils, sediments and waste materials[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 158(1): 185-195.
- [8] Herre A, Lang F, Siebe C, et al. Mechanisms of acid buffering and formation of secondary minerals in vitric Andosols[J]. European Journal of Soil Science, 2007, 58(2): 431-444.
- [9] USEPA. Method 9045D: Soil and waste pH, part of test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods[S]. 2004.
- [10] Liang Q, Jing H, Gregoire D C. Determination of trace elements in granites by inductively coupled plasma mass spectrometry[J]. Talanta, 2000, 51(3): 507-513.
- [11] Zhang G, Liu C Q, Liu H, et al. Mobilisation and transport of arsenic and antimony in the adjacent environment of Yata gold mine, Guizhou province, China[J]. Journal of Environmental Monitoring, 2009, 11(9): 1570-1578.
- [12] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. Analytical Chemistry, 1979, 51(7): 844-851.
- [13] 魏复盛,陈静生,吴燕玉,等. 中国土壤环境背景值研究[J]. 环境科学, 1991(4): 12-19+94.
- [14] Zhang G S, Liu H D, Liu H J, et al. Respective role of Fe and Mn oxide contents for arsenic sorption in iron and manganese binary oxide: An X-ray absorption spectroscopy investigation.[J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(17): 10316-10322.
- [15] Leuz A K, Mönch H, Johnson C A. Sorption of Sb(III) and Sb(V) to goethite; Influence on Sb(III) oxidation and mobilization[J]. Environmental Science & Technology, 2006, 40(23): 7277-7282.
- [16] Ilgen A G, Trainor T P. Sb(III) and Sb(V) sorption onto Al-rich phases: Hydrated Al oxide and the clay minerals kaolinite KGA-1b and oxidized and reduced nontronite NAu-1[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(2): 843-851.

- [17] Rakshit S, Sarkar D, Datta R. Surface complexation of antimony on kaolinite[J]. *Chemosphere*, 2015, 119: 349–354.
- [18] Pilarski J, Waller P, Pickering W. Sorption of antimony species by humic acid[J]. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1995, 84(1): 51–59.
- [19] Warwick P, Inam E, Evans N. Arsenic's interaction with humic acid[J]. *Environmental Chemistry*, 2005, 2(2): 119–124.
- [20] Bowell R J. Sorption of arsenic by iron oxides and oxyhydroxides in soils[J]. *Applied Geochemistry*, 1994, 9(3): 279–286.
- [21] Pierce M L, Moore C B. Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron hydroxide[J]. *Water Research*, 1982, 16(7): 1247–1253.
- [22] Raven K P, Jain A, Loeppert R H. Arsenite and arsenate adsorption on ferrihydrite: Kinetics, equilibrium, and adsorption envelopes[J]. *Environmental Science & Technology*, 1998, 32(3): 344–349.
- [23] Wieland E, Stumm W. Dissolution kinetics of kaolinite in acidic aqueous solutions at 25°C [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1992, 56(9): 3339–3355.
- [24] Khourey C J, Matisoff G, Strain W H, et al. Toxic metal mobility in ground waters as influenced by acid rain[J]. *Trace Substances in Environmental Health*, 1983, 17: 174–180.
- [25] Cappuyns V, Van Campen A, Helsler J. Antimony leaching from soils and mine waste from the Mau Due antimony mine, North-Vietnam[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2021, 220: 106663.
- [26] 张莹雪, 胥思勤. 晴隆锑矿区土壤中锑的释放探究[J]. *贵州大学学报(自然科学版)*, 2017, 34(3): 110–114.
- [27] Cutter G A, Cutter L S, Featherstone A M, et al. Antimony and arsenic biogeochemistry in the western Atlantic Ocean[J]. *Deep-Sea Research Part II*, 2001, 48(13): 2895–2915.
- [28] Tschan M, Robinson B H, Schulin R. Antimony in the soil–plant system—A review[J]. *Environmental Chemistry*, 2009, 6(2): 106–115.
- [29] Buschmann J, Sigg L. Antimony (III) binding to humic substances; Influence of pH and type of humic acid[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(17): 4535–4541.
- [30] Leuz A K, Hug S J, Wehrli B, et al. Iron-mediated oxidation of antimony (III) by oxygen and hydrogen peroxide compared to arsenic (III) oxidation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(8): 2565–2571.
- [31] Wilson S C, Lockwood P V, Ashley P M, et al. The chemistry and behaviour of antimony in the soil environment with comparisons to arsenic: A critical review[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(5): 1169–1181.

Leaching Characteristics of Sb and As from Smelting Slag in Antimony Mining Area —Influence of pH

MAO Kuan^{1,2}, ZHANG Guoping¹, WANG Qingyun^{1,2}, WU Zaicheng^{1,2}, ZHOU Ying^{1,2}

(1.State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550081, China;2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: The smelting slags near Dachang antimony mines in Qinglong, Guizhou province and Yawan antimony mine smelter in Xihe, Gansu Province are collected for research. The collected samples were characterized by XRF, XRD and Tessier sequential extraction. The effect of pH on the leaching of Sb and As was studied, and the mechanism for the leaching of Sb and As was discussed. The results show that the contents of Sb in the slags of Dachang and Yawan antimony mines were 5 447 and 24 666 mg/kg, respectively, and those of As were 472 and 240 mg/kg, respectively. Sb and As existed mainly in the residual fraction. The leaching of Sb and As in the sample was significantly influenced by pH. At different pH values, the leaching of Sb and As differed significantly. This was suggested to be closely related to the dissolution of minerals, the adsorption and desorption of elements, and the chemical occurrence of elements.

Key words: antimony; arsenic; slag; pH; leaching