

广西茶山锑矿尾矿砂中重金属淋滤释放的关键影响因素研究*

蔡永兵^{1,2} 张竞博¹ 索改弟^{1,2} 孟凡德^{1,2} 李飞跃^{1,2} 张国平^{3#}

(1.安徽科技学院资源与环境学院,安徽 凤阳 233100;

2.生物炭与农田土壤污染防治安徽省重点实验室,安徽 蚌埠 233400;

3.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,贵州 贵阳 550002)

摘要 为探明广西茶山锑矿尾矿砂中重金属淋滤释放的关键影响因素,采用模拟淋滤实验研究了 pH、酸中和物质对尾矿砂中重金属 Zn、As、Sb 和 Pb 淋滤释放的影响。结果表明:茶山锑矿尾矿砂中重金属含量很高,存在污染周边土壤和水体的风险;pH、酸中和物质能显著影响尾矿砂中重金属的淋滤释放行为,其中 pH 是影响尾矿砂中 As、Sb 和 Pb 释放的关键因素,但对尾矿砂中 Zn 的释放基本没有影响;Fe(OH)₃对 4 种重金属元素均有良好的固定效果,CaCO₃除淋滤初期会促进 Sb 淋滤释放外,对 Zn、As、Pb 也有良好的固定效果;添加Ca(OH)₂和 CaO 产生的强碱性体系会在淋滤初期抑制 As、Sb 的淋出,但造成 Pb 的大量释放。

关键词 茶山锑矿 尾矿砂 重金属 释放

DOI:10.15985/j.cnki.1001-3865.2021.10.001

Study on the key influencing factors of heavy metals leaching release from tailings of Chashan antimony mine, Guangxi CAI Yongbing^{1,2}, ZHANG Jingbo¹, SUO Gaidi^{1,2}, MENG Fande^{1,2}, LI Feiyue^{1,2}, ZHANG Guoping³. (1.College of Resource and Environment, Anhui Science and Technology University, Fengyang Anhui 233100; 2.Anhui Province Key Laboratory of Biochar and Cropland Pollution Prevention, Bengbu Anhui 233400; 3.State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang Guizhou 550002)

Abstract: This study was conducted to verify the key factors affecting the leaching release of heavy metals from the tailings of Chashan antimony mine, Guangxi. The effects of pH and acid neutralizing substances on the leaching release of Zn, As, Sb and Pb from the tailings were studied using simulated leaching experiment. Results showed that the tailings of Chashan antimony mine contained a high content of heavy metals, which might pollute the surrounding soil and water. pH and acid neutralizing substances could significantly affect the release behavior of heavy metals in the tailings. pH was the key factor controlling the release of As, Sb and Pb from the tailings, but it had little influence on the release of Zn. Fe(OH)₃ had good fixation effect on the four heavy metals. CaCO₃ could promote the release of Sb at the initial stage of leaching, but it had good fixation effect on Zn, As and Pb. The strong alkaline system with addition of Ca(OH)₂ and CaO could inhibit the leaching of As and Sb at the initial stage of leaching, but lead to a large amount of Pb release.

Keywords: antimony mine of Chashan; tailings; heavy metals; release

随着经济的快速发展,矿山开采的规模逐年增大,矿山开采为人类提供能源、资源的同时也带来了一系列的生态环境问题^[1-4]。我国当前约有 1.2 万座尾矿库,有的矿山尾矿库容达千万立方米^[5]。近年来极端天气频发,引发多起尾矿库泄漏和溃坝事故。2020 年 3 月,黑龙江伊春某钼矿尾矿库发生泄漏事故,泄漏污水伴有大量尾矿砂流入松花江支流依吉密河,尾矿砂中含有大量重金属,而且组成相对

复杂,其中的有毒有害物质会随地表径流、雨水淋滤等自然作用向周边环境甚至地下水迁移,危害生态环境和食品安全^[6-9]。前期研究发现,干湿交替环境是影响尾矿砂中重金属释放的一个关键因素^{[10]2848},但在连续淋滤条件下尾矿砂中重金属释放受哪些因素控制仍不清楚。基于此,本研究以广西茶山锑矿尾矿砂为研究对象,通过模拟淋滤实验,探讨了尾矿砂中重金属连续淋滤释放的关键影响因素,以期为

第一作者:蔡永兵,男,1985 年生,博士,讲师,主要从事重金属迁移转化及污染修复研究。# 通讯作者。

* 国家自然科学基金资助项目(No.41907137、No.40973084);安徽省自然科学基金资助项目(No.1808085QD110);大学生创新创业训练计划项目(No.X201910879020)。

尾矿砂污染治理提供参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集

茶山锑矿位于广西省南丹县,中心点地理坐标为 $107^{\circ}37'50''E, 24^{\circ}50'17''N$,矿石以硫化矿物为主,矿山实行地下开采,选矿产生的尾矿排放于尾矿库。样品采集于茶山尾矿库,采集的尾矿砂样品带回实验室风干,去除碎石等之后进行混合、缩分。取出部分样品用玛瑙研钵研磨至 ≤ 100 目保存,用于样品消解检测和连续提取实验;同时取部分样品研磨至 ≤ 200 目保存,用作矿物相组成和主成分分析;剩余样品全部过筛分粒径保存,用于淋滤实验。

1.2 实验方法

1.2.1 尾矿砂基本理化性质分析

尾矿砂颗粒以小粒径为主, < 20 目的颗粒占 2.75% (质量分数,下同), $20 \sim 100$ 目的颗粒占 17.53% , $> 100 \sim 200$ 目的颗粒占 41.20% , > 200 目的占 38.52% 。尾矿砂的矿物组成用 X 射线线晶衍射(XRD)进行分析,化学组成用 X 射线荧光光谱(XRF)测定。通过三酸消解方法分析尾矿砂中重金属含量,水样重金属含量采用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)测定。实验中所用试剂均为分析纯或优级纯,实验用水为去离子水($18.2 M\Omega \cdot cm$),所用玻璃器皿和容器均用 5% (质量分数) HNO_3 浸泡 24 h,用去离子水冲洗干净。

1.2.2 淋滤实验

采用自制柱淋滤装置进行连续淋滤实验,探讨了不同 pH 淋溶液、不同酸中和物质对尾矿砂中重金属淋出的影响。取 10 g 尾矿砂与 30 g 石英砂混合均匀加入淋滤柱,石英砂可以增大尾矿砂的孔隙度,以便于淋滤实验进行。连续淋滤实验每次加入淋滤液 50 mL,控制流速为 5 mL/min,10 min 收集一个样品(0~10 min 样品可能存在较大误差,未进行分析),连续收集 20~30 个样品,每个样品取 10

mL 过滤后测定 Zn、As、Sb、Pb 含量,余下样品测定 pH 和电导率(EC)。

2 结果和讨论

2.1 尾矿砂的基本理化性质

尾矿砂的 pH 为 7.7,偏碱性。其矿物组成、化学组成和微量元素特征见表 1。尾矿砂的矿物组成主要是石英,质量分数高达 74% ,毒砂质量分数为 7% ,存在溶解释放风险。没有发现锑以独立矿物的形式出现,可能是由于选矿过程中含锑矿物已被破坏。尾矿砂的化学组成主要有 SiO_2 、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 ,其次是 CaO、MgO,还有少量的 K_2O 和 TiO_2 。尾矿砂中微量元素分析结果显示,As、Pb、Sb、Zn 含量均较高,长期暴露在自然环境条件下容易释放迁移,污染周边土壤和水体。尾矿砂中的 As 高达 $24\ 225\ mg/kg$,这与尾矿砂中毒砂含量较高的结果一致。

2.2 淋溶液 pH 对重金属淋滤释放的影响

前人研究表明,pH 是影响重金属迁移转化的重要因素^[11-13],为探讨不同 pH 对尾矿砂中重金属释放的影响,用 H_2SO_4 、去离子水、KOH 配制 pH 分别为 4.0、6.5、10.0、11.0 的淋溶液,设计 4 组淋滤实验,其中 3 组为连续淋滤实验(用 pH 为 4.0、6.5、10.0 的淋溶液连续淋滤 240 min 左右),1 组为分段淋滤实验(先用 pH 为 6.5 的淋溶液淋滤 120 min,再用 pH 为 11.0 的淋溶液继续淋滤)。图 1 为不同 pH 条件下淋出液的 pH 和 EC 变化曲线。由图 1(a)可见,随着淋滤的进行,各实验组淋出液 pH 均逐渐增大,其中 pH=4.0 的实验组最终淋出液呈碱性,可见尾矿砂的酸中和能力较强。此外,pH=4.0 的实验组淋出液 pH 高于 pH=6.5 的实验组,并接近 pH=10.0 的实验组,这可能与以下几个因素有关:(1)淋溶液 pH=4.0 时,尾矿砂中碳酸盐等矿物易溶解释放出 HCO_3^- ,造成淋出液偏碱性;(2)去离子水对尾矿砂表面吸附的离子不存在竞争作用,对淋

表 1 尾矿砂矿物组成、化学组成和微量元素分析¹⁾
Table 1 Mineral, chemical and trace element compositions of the tailings

项目	矿物组成/%							
	石英	毒砂	磁黄铁矿	黄铁矿	石膏	方解石	蒙脱石	角闪石
数值	74	7	6	3	3	3	3	1
项目	化学组成/%							烧失量/%
	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	MgO	K_2O	TiO_2	
数值	48.5	20.8	12.6	6.8	1.2	0.9	0.4	8.1
项目	微量元素/($mg \cdot kg^{-1}$)							
	As	Pb	Sb	Zn	W	Ti	Cu	Cr
数值	24 225	4 441	3 224	1 851	760	639	290	159

注:1)矿物组成、化学组成、烧失量均以质量分数计。

出液的 pH 影响很小,使其维持在 7 左右;(3)尾矿砂也具有一定的碱中和能力,使 pH=10.0 的实验组淋出液 pH 始终保持在 10 以下。pH 为 6.5~11.0 的分段淋滤实验组在 120 min 后淋出液 pH 迅速增大,在淋滤结束时淋出液 pH 已接近淋溶液 pH (11.0),说明尾矿砂虽然具有一定碱中和能力,但碱中和能力总体较差。由图 1(b)可见,淋滤前 60 min,各实验组淋出液的 EC 迅速降低,从开始的约 2 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 迅速降至 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 左右,这是因为在

淋滤前 60 min 内,尾矿砂表面吸附的主量离子 (K^+ 、 Na^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等) 快速释放,之后淋出液 EC 基本稳定。在淋滤 120 min 后,分段淋滤实验组淋出液 EC 略微升高,这是因为淋溶液 pH 迅速增大, OH^- 可以竞争部分阴离子的吸附点位,促进了解吸作用。

不同 pH 条件下 Zn、As、Sb、Pb 的淋出曲线见图 2。可以看出,Zn、As 和 Sb 的淋出浓度较高,Pb 的淋出浓度很低,整个淋滤过程中淋出液 Pb 质量

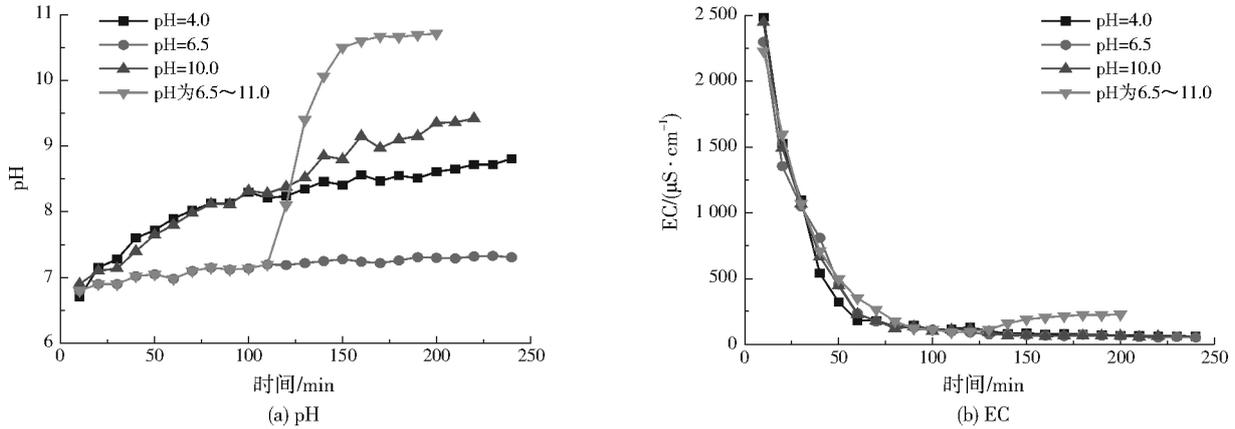


图 1 不同 pH 条件下淋出液 pH 和 EC 的变化
Fig.1 Variation of leachate pH and EC under different pH

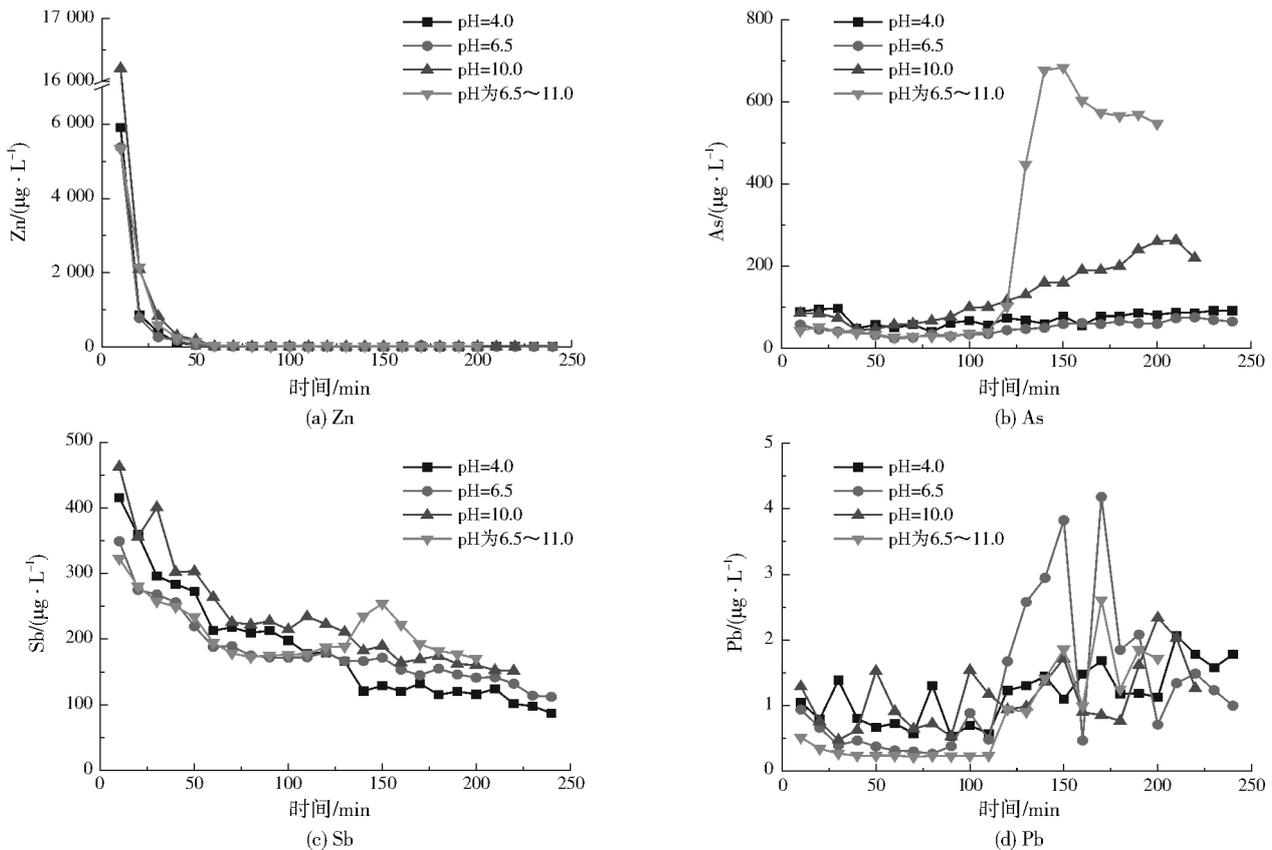


图 2 不同 pH 条件下重金属的淋出曲线
Fig.2 Leaching curves of heavy metals under different pH

浓度一直小于 5 $\mu\text{g/L}$ 。Zn 的淋出主要发生在淋滤前 30 min,最高淋出质量浓度在 16 000 $\mu\text{g/L}$ 以上, 60 min 以后 Zn 的淋出质量浓度均在 20 $\mu\text{g/L}$ 以下。淋溶液 pH 和淋溶时间均对尾矿砂中 As 的释放有较大影响,淋滤前 120 min 各实验组淋出液的 pH 均在 8.5 以下(见图 1),As 的淋出浓度总体处于较低水平,淋滤 120 min 后,pH=10.0 的实验组和分段淋滤实验组淋出液的 As 浓度明显升高,As 的最高淋出质量浓度达到 677 $\mu\text{g/L}$,说明 pH 增大会促进 As 的释放,原因是 As 在溶液中主要以含氧阴离子(AsO_4^{3-} 、 HAsO_4^{2-} 、 H_2AsO_4^-)的形式存在, OH^- 与这些阴离子间存在竞争吸附关系^[14]。另外,pH=4.0和 pH=6.5 的实验组随着淋滤时间的延长,淋出液 As 浓度也呈现微弱的增大趋势,这是因为长期淹水的厌氧环境促进了含砷矿物的还原释放,但释放的速率较低^{[10]2845}。淋滤前 120 min,Sb 的淋出浓度高于 As,且 Sb 可以持续大量释放,Sb 的淋出质量浓度始终高于 100 $\mu\text{g/L}$,这与尾矿砂中水溶态和碳酸盐结合态 Sb 的含量较高有关^{[10]2846}。淋滤 120 min 后,3 组连续淋滤实验组淋出液 Sb 浓度均出现下降,而分段淋滤实验组淋出液 Sb 浓度出现回升,但增幅相对较小。Pb 的淋出浓度一直保持在较低水平,淋滤前 120 min,Pb 的淋出质量浓度都低于 2 $\mu\text{g/L}$,淋滤 120 min 后,Pb 的淋出浓度略有增大,这可能与 pH 增大和淹水时间延长有关。综上,pH 是影响该尾矿砂中 As、Sb 和 Pb 释放的关键因素之一,对 As 的影响最为显著,对尾矿砂中 Zn 的释放基本没有影响。

2.3 酸中和物质对重金属淋滤释放的影响

酸中和物质如碳酸盐矿物、硅酸盐矿物、铁锰铝的氧化物和氢氧化物等都会对淋滤体系的酸碱性和以

及有害元素的释放迁移产生影响^[15-16]。添加酸中和物质可以提高体系 pH,是尾矿治理的一种常用方法^[17],但有造成 As 等元素剧烈释放的风险^[18]。本研究选取了 4 种酸中和物质作为修复材料,探讨其添加后对尾矿砂中 Zn、As、Sb、Pb 淋滤释放的影响。在 10 g 尾矿砂中分别混合 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 1.48 g、 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 1.48 g、 CaCO_3 1.48 g、 CaO 1.12 g,然后用 pH=6.5 的去离子水作为淋溶液进行淋滤实验。图 3 为添加酸中和物质后,淋出液 pH 和 EC 的变化曲线。添加 4 种材料后,淋出液均偏碱性,添加 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 和 CaCO_3 后,淋出液 pH 缓慢增大,添加 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 使淋出液 pH 从 7.3 增大到 8.4,添加 CaCO_3 使淋出液 pH 从 7.7 增大到 9.6;添加 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 和 CaO 后,淋出液的初始 pH 均在 12.5 左右,并且缓慢降低,最后降到 12 以下。添加 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 、 CaO 的尾矿砂淋出液的 EC 很高,从 10 000 $\mu\text{S/cm}$ 左右缓慢降低到 1 000 $\mu\text{S/cm}$ 左右,说明在强碱性条件下有大量离子释放。淋滤初期,添加 CaO 产生的离子释放速率大于 $\text{Ca}(\text{OH})_2$,这可能跟 CaO 与 H_2O 反应放热有关。添加 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 和 CaCO_3 后,淋出液的 EC 只有在前 30 min 大于 1 000 $\mu\text{S/cm}$,之后淋出液的 EC 基本保持在 100 $\mu\text{S/cm}$ 左右,说明这两种材料的添加对金属离子有固定作用,可以减少离子的释放。

图 4 为添加酸中和物质后淋出液中重金属的淋出情况。由图 4(a)可见,添加酸中和物质后,Zn 的淋出浓度均大幅降低,特别是 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 和 CaCO_3 使 Zn 的淋出质量浓度始终低于 300 $\mu\text{g/L}$,说明酸中和物质的添加可以减少尾矿砂中 Zn 的释放。由图 4(b)可见添加 4 种酸中和物质后,淋滤初始阶段 As 的淋出质量浓度并不高,总体低于 100 $\mu\text{g/L}$,特别

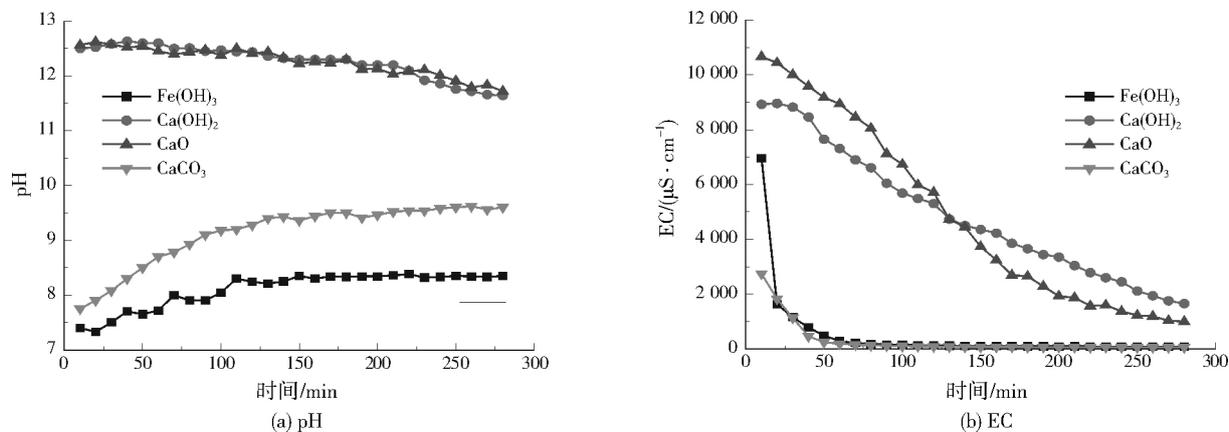


图 3 酸中和物质添加情况下淋出液 pH 和 EC 的变化
Fig.3 Variation of leachate pH and EC with the addition of acid neutralizing substances

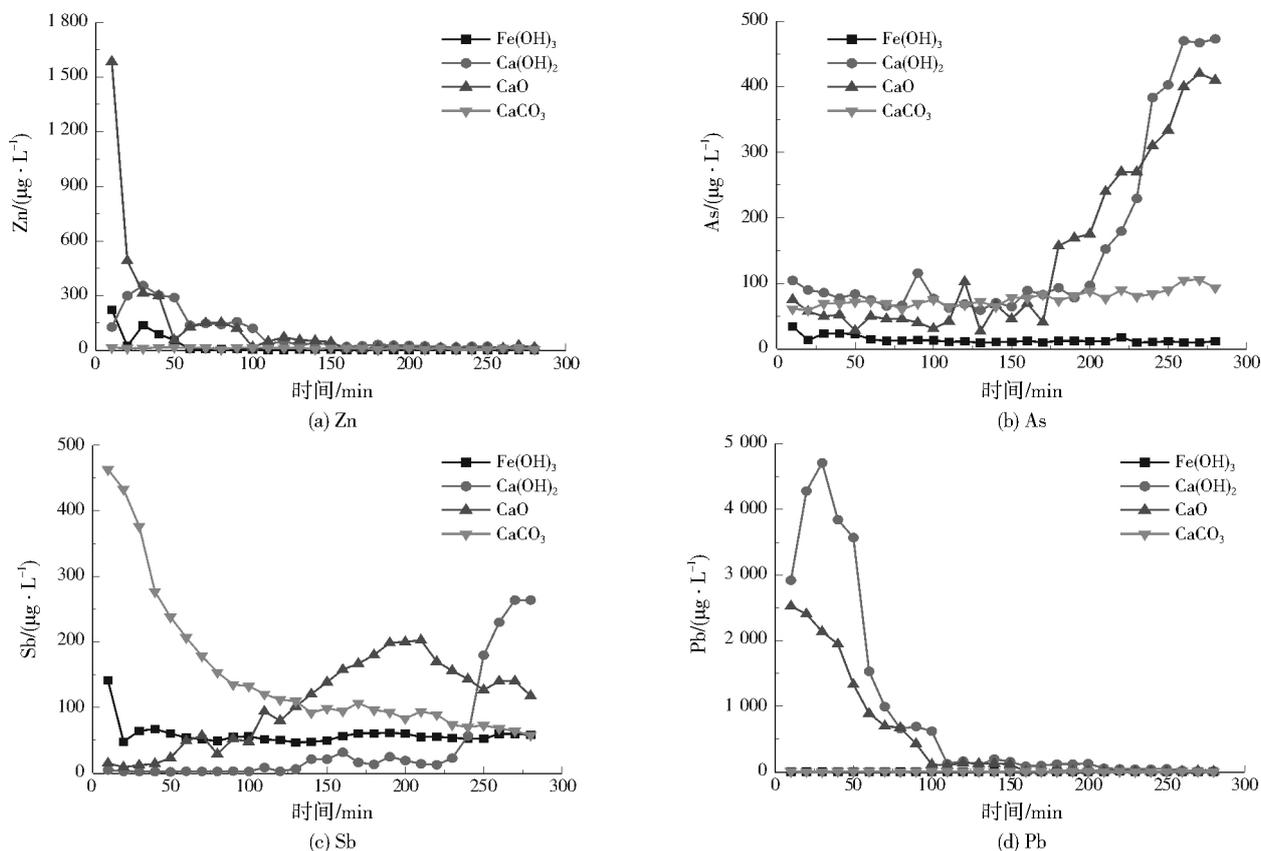


图4 酸中和物质添加情况下重金属的淋出曲线

Fig.4 Leaching curves of heavy metals with the addition of acid neutralizing substances

是 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 使整个淋滤过程中 As 基本没有淋出,说明 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 能够很好地固定尾矿砂中的 As。添加 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 、 CaO 的尾矿砂在淋滤 180 min 后 As 的释放量开始增大,这可能与淋出液 pH 有关,淋滤 180 min 前淋出液 pH 在 12 以上,VANDECASTEELE 等^[19]认为 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 可以使 As 在强碱性条件下固化形成砷酸钙($\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2$)从而抑制 As 的淋滤释放。随着淋出液 pH 降至 12 以下,As 的释放量开始增大,可见并不是 pH 越高 As 越容易释放。由图 4(c)可见,添加 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 、 CaO 等产生的强碱性环境($\text{pH} > 12$)会使淋滤初期 Sb 的释放受到抑制,但添加 CaO 淋滤 60 min 后 Sb 的释放明显增大,这跟 CaO 与 H_2O 反应放热有关,添加 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 淋滤 240 min 后 Sb 的释放也呈大幅上升趋势,这可能与淋出液 pH 降至 12 以下有关。与 As 的淋出结果相似, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 对尾矿砂中的 Sb 也有较好的固定效果。添加 CaCO_3 使淋滤初期 Sb 的淋出浓度处于较高水平,随着淋滤的进行,Sb 的淋出浓度逐渐降低,这可能与淋出液 pH 的变化有关。淋滤初期淋出液 pH 较低,会与 CaCO_3 反应生成游离 Ca^{2+} ,与尾矿砂中的 Sb 发生离子置换,随着淋滤

的进行,淋出液 pH 逐渐增加,游离 Ca^{2+} 含量下降,造成 Sb 淋出浓度随之下降。由图 4(d)可见,添加 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 和 CaCO_3 后 Pb 基本没有淋滤释放,但是添加 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 和 CaO 反而促进了 Pb 的淋滤释放,Pb 最高淋出质量浓度达到 4 711 $\mu\text{g}/\text{L}$ 。说明添加 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 和 CaO 产生的强碱性体系会造成 Pb 的大量释放。龚勋^[20]研究粉煤灰中 Pb 的淋滤行为发现,pH 由 0.21 逐渐增加至 9.88 时,Pb 的淋出率逐渐降低,但 pH 继续增加到 10.27~12.85 时,Pb 的淋出率又会增大。

综上可知,酸中和物质是影响尾矿砂中 Zn、As、Sb 和 Pb 固定和释放的一个关键因素。 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 对 4 种重金属元素均有良好的固定效果; CaCO_3 除淋滤初期会促进 Sb 淋滤释放外,对 Zn、As、Pb 也有良好的固定效果;添加 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 和 CaO 产生的强碱性体系会影响 As、Sb、Pb 的淋出过程。淋滤初期淋出液 $\text{pH} > 12$ 时,As、Sb 的淋滤释放会受到抑制,但 Pb 的淋滤释放被促进,当淋出液 pH 降至 12 以下时,As、Sb 的淋出浓度均有不同程度的上升,而 Pb 的淋出浓度则呈下降趋势。

3 结 论

(1) 茶山锑矿尾矿砂中重金属含量很高,其中 Zn、As、Sb 和 Pb 的质量浓度分别为 1 851、24 225、3 224、4 441 mg/kg。长期暴露在自然环境条件下容易发生释放迁移,污染周边土壤和水体。

(2) pH 是影响尾矿砂中 As、Sb 和 Pb 释放的关键因素之一,但对尾矿砂中 Zn 的释放基本没有影响。

(3) 酸中和物质是影响尾矿砂中 Zn、As、Sb 和 Pb 固定和释放的关键因素。Fe(OH)₃ 对 4 种重金属元素均有良好的固定效果;CaCO₃ 除淋滤初期会促进 Sb 淋滤释放外,对 Zn、As、Pb 也有良好的固定效果;添加 Ca(OH)₂ 和 CaO 产生的强碱性体系会影响 As、Sb、Pb 的淋出过程。淋滤初期淋出液 pH > 12 时,As、Sb 的淋滤释放会受到抑制,但 Pb 的淋滤释放被促进,当淋出液 pH 降至 12 以下时,As、Sb 的淋出浓度均有不同程度的上升,而 Pb 的淋出浓度则呈下降趋势。

参考文献:

[1] 孙雪城,王建旭,冯新斌.贵州丹寨金汞矿区尾渣和水土中汞分布特征及潜在风险[J].生态毒理学报,2014,9(6):1173-1180.

[2] 党志,姚谦,李晓飞,等.矿区土壤中重金属形态分布的地球化学机制[J].矿物岩石地球化学通报,2020,39(1):1-11.

[3] SUN Z, XIE X, WANG P, et al. Heavy metal pollution caused by small-scale metal ore mining activities; a case study from a polymetallic mine in South China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 639: 217-227.

[4] WANG J, SU J, LI Z, et al. Source apportionment of heavy metal and their health risks in soil-dustfall-plant system nearby a typical non-ferrous metal mining area of Tongling, Eastern China[J]. Environmental Pollution, 2019, 254: 113089.

[5] 骆永明,滕应.我国土壤污染的区域差异与分区治理修复策略[J].中国科学院院刊,2018,33(2):145-152.

[6] 李玲,张国平,刘虹,等.广西大厂多金属矿区河流中 Sb 和 As 的迁移及环境影响[J].环境科学研究,2009,22(6):682-687.

[7] YAN B, XU D M, CHEN T, et al. Leachability characteristic of heavy metals and associated health risk study in typical copper mining-impacted sediments[J]. Chemosphere, 2020, 239: 124748.

[8] KHOEURN K, SAKAGUCHI A, TOMIYAMA S, et al. Long-term acid generation and heavy metal leaching from the tailings of Shimokawa mine, Hokkaido, Japan: column study under natural condition[J]. Journal of Geochemical Exploration, 2019, 201: 1-12.

[9] 夏毅民,郑刘根,邱征,等.铜陵某富硫尾矿库周边土壤重金属污染特征及风险评价[J].环境污染与防治,2020,42(4):493-499.

[10] 蔡永兵,李玲,魏晓飞,等.广西茶山锑尾矿砂中微量元素的淋滤实验研究[J].环境科学,2012,33(8).

[11] SAIKIA N, BORAH R R, KONWAR K, et al. pH dependent leaching of some trace metals and metalloid species from lead smelter slag and their fate in natural geochemical environment[J]. Groundwater for Sustainable Development, 2018, 7: 348-358.

[12] AI H P, CLAVIER K A, WATTS B E, et al. The efficacy of pH-dependent leaching tests to provide a reasonable estimate of post-carbonation leaching[J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, 373: 204-211.

[13] 姜艳兴,李德先,高洋,等.粤北大宝山矿区土壤和尾矿中重金属的淋滤释放危害分析[J].生态学杂志,2013,32(4):1038-1044.

[14] FAN Y, ZHENG C, LIU H, et al. Effect of pH on the adsorption of arsenic(V) and antimony(V) by the black soil in three systems: performance and mechanism[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2020, 191: 110145.

[15] GEERT C, TOM V G, CARLO V. Antimony leaching from uncarbonated and carbonated MSWI bottom ash[J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 137(3): 1284-1292.

[16] KOVACS E, DUBBIN W E, TAMAS J. Influence of hydrology on heavy metal speciation and mobility in a Pb-Zn mine tailing[J]. Environment Pollution, 2006, 141(2): 310-320.

[17] MYLONA E, XENNIDIS A, PASPALIARIS I. Inhibition of acid generation from sulphidic wastes by the addition of limestone[J]. Minerals Engineering, 2000, 13(10/11): 1161-1175.

[18] SEIDEL H, GORSCH K, AMSTETTER K, et al. Immobilization of arsenic in a tailings material by ferrous iron treatment[J]. Water Research, 2005, 39(17): 4073-4082.

[19] VANDECASTEELE C, DUTRE V, GEYSEN D, et al. Solidification/stabilisation of arsenic bearing fly ash from the metallurgical industry. Immobilisation mechanisms of arsenic[J]. Waste Management, 2002, 22(2): 143-146.

[20] 龚勋.典型西部粉煤灰中重金属元素淋滤特性研究[D].武汉:华中科技大学,2010.

编辑:丁 怀 (收稿日期:2020-08-30)