

文章编号: 1000-4734(2001)02-213-06

矿山环境中(重)金属的释放迁移 地球化学及其环境效应

吴攀 刘丛强 杨元根 张国平

(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 550002)

摘要: 矿山开发引起的环境问题是全球性的问题, 越来越受到人们的重视, 已成为环境地球化学研究的一个重要领域。通过对矿山环境地球化学过程的研究, 可以揭示矿山开发影响环境的过程机理, 对研究元素循环、矿山修复、环境评价及生态效应等具有重要意义。本文对国内外矿山环境中(重)金属的释放迁移地球化学过程及其环境效应的研究进行了综述。

关键词: 释放迁移; (重)金属; 环境效应; 矿山环境

中图分类号: X142

文献标识码: A

作者简介: 吴攀, 男, 1973年生, 博士研究生, 环境地球化学专业。

矿床的开采和选冶, 将地下一定深度的矿物暴露于地表环境, 致使矿物的化学组成和物理状态改变, 加大了(重)金属向环境的释放通量。矿区附近水体和土壤金属含量远超过环境背景值, 对人和动植物的危害异常突出。因而, 矿山环境中的地球化学研究越来越受到人们的重视。

1 矿山开发中的环境问题

所有类型的矿床, 不论是露天开采的还是地下开采的, 都将产生两种主要废物: 废石和选矿尾渣。随着对矿产资源需求的不断扩大, 矿山废物的排放量大幅度增加。采矿废石和选冶尾矿中含有一定的硫化物, 由于氧化作用, 暴露于大气中的硫化物矿物(如黄铁矿和磁黄铁矿)就氧化形成酸性矿山排水(AMD), 导致金属的释放速度大大快于自然的风化过程。在较低 pH 条件下, 水体明显地富集可溶性的 Fe、Mn、Ca、Mg、Al、 SO_4^{2-} , 以及重金属元素(如 Pb、Cu、Ni、Co、As、Cd 等)。

美国蒙大拿州西部 Clark Fork 河盆地, 由于 100 多年的铜及其它金属的采、选、冶, 被污染的土地达 1 600 km^2 以上, 成为世界上最大的有害废物聚集地之一, 其尾矿所含的 As、Cd、Cu、Pb、Zn 等金属元素比正常岩石高出几百倍, 甚至上千

倍, 560 km 以远的下游地区也受有害金属的影响^[1]。

墨西哥 Santa María de La Paz 的 Ag-Pb-Zn-Cu-Au 矿带上, 约 200 a 的矿山开发导致 100 km^2 土地受污染。尾矿中的重金属平均含量为: Cu 400×10^{-6} , Zn $2\,000 \times 10^{-6}$, As $4\,000 \times 10^{-6}$, Cd 30×10^{-6} 和 Pb $3\,000 \times 10^{-6}$ 。土壤表层中 Zn、As、Pb 的富集分别达 $5\,000 \times 10^{-6}$, $6\,600 \times 10^{-6}$, $2\,700 \times 10^{-6}$ 。附近蔬菜叶中 Cd 和 Pb 含量分别超出正常水平的 20 倍和 50 倍^[2]。显然, 食物链中金属的这种高度富集将严重威胁人们的健康。

有 300 多年开采历史的我国湖南石门雄黄矿, 发生了严重的砷污染, 河水砷含量达 0.5 ~ 14.5 mg/L, 居民头发砷含量为 0.972 ~ 2.459 $\mu\text{g}/\text{L}$ 。以河水为饮用水源的居民的砷暴露水平达到甚至超过国内外重大慢性砷中毒案例的暴露水平^[3]。

废石和尾矿堆的机械(侵蚀)作用导致金属以矿物颗粒形态进入水文生态系统, 也是矿山开发引起的环境问题之一。1996 年玻利维亚波托西的波尔科矿山的一座铅、锌尾矿坝倒塌, 致使大约 235 000 t 有毒尾矿泥浆(包括砷、氰化物、铅和锌)排入皮科马约河的一条支流阿瓜卡斯蒂利亚河中, 导致饮用该河水和食用该河水中鱼的 3 名儿童死亡^[4], 其毒性影响到 800 km 的巴拉圭—阿根廷的查科。

收稿日期: 2000-08-22

基金项目: 国家攀登计划预选项目(95-预-39); 中国科学院知识创新工程项目(KZCX2-105)

大气沉降是金属进入环境的又一重要途径, 其对环境的影响甚至比矿山开发本身对环境的影响更大^[5]。巴西亚马逊河流域约 170 000 km² 的大范围内金矿开采, 汞作为重要提金试剂, 几乎所有汞齐金中的汞直接释放进入大气。汞向大气的释放量远比向河流和土壤的释放量高, 占总释放量的 65%~83%^[6]。

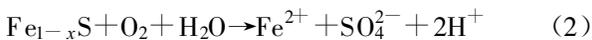
总之, 矿山环境中的(重)金属, 一方面, 通过废石及尾矿堆的孔隙下渗进入底垫土壤或通过地表径流进入周围环境土壤。另一方面, 通过地表径流进入下游水文系统或下渗到地下水, 将地表水和地下水联系起来, 造成整个矿区甚至附近大区域上的水体污染, 并影响整个生态系统。矿山排出的酸性水是有毒重金属元素的一个重要载体。从环境学的角度讲, 研究矿山废物氧化作用及其导致金属迁移的机理和环境效应是环境地球化学研究的一个重要方面。

2 矿山环境中氧化作用与 AMD 形成

地表条件下, 土壤和地质体的氧化和水解反应引起硫化物矿物的风化作用, 导致包括酸在内的风化产物的释放。矿山水文环境中酸的主要来源是硫化物矿物的氧化作用, 特别是含铁硫化物。

2.1 矿山环境中硫化物的氧化作用

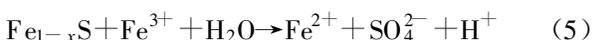
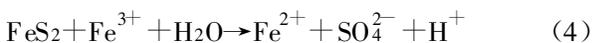
通常, 矿山环境中最主要的硫化物是黄铁矿和磁黄铁矿, 因而对它们的氧化机理的研究较为深入^[7-12]。矿山环境硫化物氧化作用的氧化剂主要是 O₂ 和 Fe³⁺^[8]。尾矿堆内开始没有 Fe³⁺, 所有硫化物氧化作用的初始氧化剂应是 O₂, 并通过以下反应氧化(黄铁矿和磁黄铁矿):



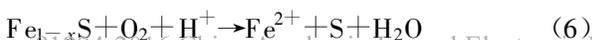
由于尾矿堆近表面 O₂ 充足, 反应(1)和(2)释放的 Fe²⁺ 进一步氧化:



反应(3)形成的 Fe³⁺ 作为附加氧化剂, 氧化硫化物的速率比 O₂ 氧化的速率快 10 倍^[7]。



当磁黄铁矿氧化不完全, 可能有中间产物自然硫(S)的存在^[9]:



Jennings 等^[10] 评价了 13 种普通硫化物和硫酸盐矿物的氧化反应(矿物用 10% 的 H₂O₂ 处理)。结果表明: 毒砂、黄铁矿、黄铜矿、磁黄铁矿、白铁矿和闪锌矿等产酸明显, 而实验条件下方铅矿、辉铜矿和硫酸盐矿物——重晶石、硬石膏、石膏、铅矾和黄铁矿等没有生成酸。总之, 硫化物的氧化作用释放一定量的酸、铁离子、SO₄²⁻ 及其它金属进入尾矿的孔隙水中。同时释放的酸性溶液又加速硫化物及其它造岩矿物的氧化和溶解, 从而使更多的元素从原矿石中释放迁移出来。

矿山环境中硫化物氧化作用产生的富含金属元素的酸性水体, 即 AMD, 其形成的 pH 范围大多为 2~4。AMD 形成的快慢受外界地球化学条件的限制。比如受碳酸盐、氢氧化铝、铝硅酸盐和氢氧化铁等耗酸矿物质的制约。

2.2 硫化物氧化作用的制约

通常认为, 氧在废石及尾矿堆垂向上的传递受扩散作用控制。体积庞大的废石堆内氧的扩散需要依靠热传递来实现, 细菌活动产生的热量显得很重要。事实上, 微生物的活动是废石堆中一个重要的过程。在 pH < 4.5 的酸性环境中, Fe(II) 的化学氧化非常缓慢, 而化学无机营养细菌 *Thiobacillus ferrooxidans* 和 *Leptospirillum ferrooxidans* 能够催化 Fe(II) 的氧化作用^[13]。细菌催化下 Fe(II) 的氧化速率比纯化学反应速率快几个数量级^[7]。不同的矿物具有不同的氧化速率, 甚至同一矿物的氧化速率也不一样。如磁黄铁矿的氧化速率是黄铁矿的 20~100 倍^[12]。磁黄铁矿[通式是: Fe_{1-x}S (x = 0.0~0.125)] 结构中 Fe 的缺乏和 Fe³⁺ 的存在都对其氧化速率有贡献^[14, 15]。尾矿堆环境中硫化物的相对反应能力是: 磁黄铁矿 > 闪锌矿-方铅矿 > 黄铁矿-毒砂 > 黄铜矿^[11]。

氧化过程中硫化物表面常被一层非常薄的铁的氢氧化物膜覆盖^[12]。而且其厚度随 pH 的升高而增厚^[16]。较老的尾矿堆内的氧化带中常形成一定厚度的次生矿物粘结层^[17]。这些氧化膜或粘结层阻碍了氧的扩散作用, 大大降低了硫化物进一步的氧化。

综上所述, 制约硫化物氧化作用的因素很多, 包括有: ①与硫化物接触的溶液 pH; ②矿物的化学性质、表面积和形态特征; ③溶液中 O₂ 和 Fe(III) 的含量; ④温度; ⑤硫化物与共存矿物的相互

作用;⑥微生物的影响。因而,研究废石尾矿堆中的化学反应和矿物氧化过程必须综合考虑各种地球化学条件的制约,才能得出正确预测尾渣毒性及环境地球化学效应的科学结论。

3 金属的迁移机制

硫化物的氧化作用释放一定的金属离子、

SO_4^{2-} 和 H^+ , 这是金属元素向环境迁移和扩散的第一步。接下来的金属迁移还受一系列复杂的沉淀-水解作用、同沉淀作用、离子交换和吸附/解吸附反应的控制(表 1)。

表 1 尾矿堆中某些金属元素的释放、迁移和归宿

Table 1. The release, transport and fate of some metal elements in mining tailings

金属	原始矿物	迁移方式	反应	次生矿物	文献
Fe	含 Fe 硫化物	水解沉淀	$Fe^{3+} + 3H_2O \rightarrow 3H^+ + Fe(OH)_3$ $Fe^{3+} + K^+ + 2SO_4^{2-} + 6H_2O \rightarrow 3H^+ + KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$	高铁氢氧化物、黄钾铁矾、针铁矿、水铁矿、水绿矾、赤铁矿、含铜褐铁矿	[18, 19]
Co	镍黄铁矿	同沉淀		针铁矿	[20, 21]
Zn	闪锌矿	水解沉淀或吸附同沉淀	$Zn^{2+} + HCO_3^- \rightarrow H^+ + ZnCO_3$	菱锌矿、针铁矿	[18, 21, 22]
Cr	磁铁矿	吸附或同沉淀		铁(氢)氧化物或 $Cr(OH)_3$	[23, 24]
Pb	方铅矿	水解沉淀或吸附	$Pb^{2+} + HCO_3^- \rightarrow H^+ + PbCO_3$	白铅矿、黄钾铁矾或铁(氢)氧化物、铅铁矾	[25, 26]
Cd	闪锌矿	吸附		铁(氢)氧化物	[27]
Cu	黄铜矿等含铜硫化物	水解沉淀、离子交换、吸附	$Cu^{2+} + H_2O \rightarrow 2H^+ + CuO$ $Cu^{2+} + MS \rightarrow M^{2+} + CuS$ (MS-金属硫化物)	黑铜矿、铜蓝、块铜矾、胆矾、(一水)蓝铜矿、水胆矾、含铜褐铁矿	[18, 19, 24]
Ni	镍黄铁矿或含 Ni 磁黄铁矿	吸附或同沉淀		铁(氢)氧化物或针铁矿	[20 ~ 23]
Al	硅酸盐矿物	水解沉淀	$Al^{3+} + 3H_2O \rightarrow 3H^+ + Al(OH)_3$ $Al^{3+} + K^+ + 2SO_4^{2-} + 6H_2O \rightarrow 3H^+ + KAl_3(OH)_6(SO_4)_2$	铝氢氧化物、明矾石、三水铝石、斜铝矾、羟铝矾、硬水铝石	[18, 19]
Mn	辉石、绿泥石、角闪石或碳酸盐矿物	吸附或同沉淀		针铁矿	[21, 22]
Ca	碳酸盐矿物	自由离子水解沉淀	$Ca^{2+} + SO_4^{2-} + 2H_2O \rightarrow CaSO_4 \cdot 2H_2O$	石膏	[18]
Na, K, Mg	碳酸盐或硅酸盐矿物	自由离子为主, 同沉淀次之	$K^+ + Fe^{3+} + 2SO_4^{2-} + 6H_2O \rightarrow 3H^+ + KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$	钠钾矾、黄钾铁矾	[23, 25]

3.1 沉淀-水解作用

中和反应是导致金属沉淀的一个重要机制。尾矿中碳酸盐矿物(如方解石等)的溶解或与地下水(含较高的 HCO_3^-)的混合作用,可以中和矿山水的酸性^[18]。当矿山水体被中和时, pH 值升高,金属离子或风化产物(Fe^{2+} 或 Fe^{3+})的硫酸盐通过水解作用直接沉淀(表 1)。

3.2 吸附/解吸附作用

大量的地球化学研究^[23, 26~29]表明,酸性矿山水中, $Fe(III)/Al(III)$ 水解沉淀而导致污染水体含有丰富的无定形铁/铝(氢)氧化物颗粒,是金属

吸附迁移的重要载体。胶体态 $Al(OH)_3$ 的形成以及 Al 沉淀作用的可逆性已得到很多实验和研究^[29, 30]证实(图 1)。pH 约为 4.6 时,无定形的 $Al(OH)_3$ 形成。随着 pH 升高, Al 先形成无定形的胶体相,而后慢慢聚集成团,最终形成微结晶的三水铝石或其它类似矿物(图 1)。在较高 pH 条件下,尽管 $Fe(II)$ 也是可溶的,但是非生物的或微生物参与的氧化作用最终使之转化成 $Fe(III)$ ^[7],形成胶体(图 1)。当 $pH < 4$ 时, Cu、Pb 和 Zn 等在不定形 Fe 氢氧化物表面没有发生吸附作用,只有在 pH 增加时,吸附作用才发生和加强^[20]。既然低 pH 条件下金属呈自由离子存在, pH 的降低能导致 Cu、Zn 和其它金属从不定形 Fe 氢氧化物中

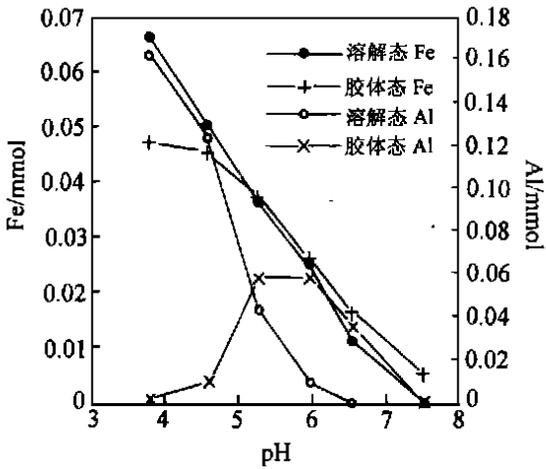


图 1 矿山污染水体与下游水体混合实验的 pH 与 Fe、Al 形态的含量关系^[29]

Fig. 1. Diagrams showing the relationship between pH and the concentrations of dissolved and colloidal Al and Fe from a mixing experiment using contaminated water and undisturbed water.

解吸附出来^[31]。

由此可见, 胶体表面的吸附不是一个简单的积累过程, 而是一个吸附/解吸附的动态过程。

3.3 同沉淀与离子交换

同沉淀与离子交换作为一种金属迁移机制, 在矿山环境中具有重要意义。如次生铜蓝的形成可能是 Cu^{2+} 交换了硫化物中之 Fe^{2+} 或 Zn^{2+} 所致^[24]。而存在于次生矿物相或集合体中, 不呈独立矿物相的某些元素(如 Ni、Co)可能以同沉淀方式进入其中^[21]。然而这些金属元素的转化和赋存机制并不是很清楚。

上述表明, 矿山环境系统中各种金属元素的迁移都随固体矿物及溶液化学性质不同而变化。它们的迁移机理并不单一, 甚至同种金属的迁移形式也随时间和空间位置的不同而有差异。某些情况下, 特别是容矿岩石能缓冲 AMD 时, 矿山水排出矿山之前, 金属含量就减至背景值, 在某些地球化学条件下则要经过长距离的搬运后才能沉淀下来, 有时没有发生化学反应的简单稀释作用也

能影响金属的迁移。正是这些复杂的重金属迁移过程导致了矿山环境中复杂的环境效应。

4 结 语

近年来, 随着环境地球化学研究领域的不断拓宽, 这方面的文献增加很快。但是, 由于矿山环境中废石及尾矿堆氧化作用和金属迁移的地球化学过程的复杂性, 尽管国内外不少学者对矿山环境进行了大量的研究工作, 仍然存在许多问题。特别在中国, 矿山环境固体废物的研究大多处于调查阶段, 防治水平和综合利用程度还比较低^[32], 研究程度远落后国外, 还需要更多人力、物力的投入。

综上所述, 作者认为矿山环境中仍有许多科学问题有待解决或深入:

(1) 矿山环境的矿物转化过程中环境地球化学信息的提取和识别研究。扫描电镜和电子探针微区分析提供了矿物转化的重要信息, 重要的是, 如何从这些矿物转化过程提取或解译其内在的环境演化信息。

(2) 自然的低 pH 尾矿水溶液中, 拥有庞大的细菌群落。然而, 有关微生物参与下的硫化物氧化作用的生物机理过程的研究较少。宏观上, 矿山附近区域上的动植物对(重)金属的生物积累及生态效应研究也有待深入。

(3) 蒸发过程和外来水体(雨、雪等)加入对矿山环境氧化作用及金属迁移的影响。蒸发过程和外来水体(雨、雪等)加入对尾矿堆内水体的酸性和金属含量有直接的影响, 而这些因素伴随尾矿堆的整个氧化过程。

(4) 同位素和微量元素的示踪已广泛应用于各种地质和水文地球化学过程的研究, 矿山环境中这些地球化学手段的引入, 可为金属释放迁移过程的研究提供重要信息。

(5) 矿区环境系统的环境效应以及矿山开发对元素外生循环的贡献研究。此外, 很多研究成果是在实验室条件下得到, 如何有效地应用于复杂的矿山环境系统中, 也是一个有待研究的重要课题。

参 考 文 献

[1] Hochella Jr M. E and White A. F. Mineral-water interface geochemistry: An overview [J]. *Reviews in Mineralogy*, 1990, 23: 1~16.

- [2] Castro-Larrgoitia J, Kramar U and Puchelt H. 200 years of mining activities at La Paz/San Luis Potosí/ Mexico-Consequences for environment and geochemical exploration [J]. *J. Geochem. Explor.*, 1997, 58: 81~91.
- [3] 王振刚, 何海燕, 严于伦. 石门雄黄矿地区居民砷暴露研究[J]. 卫生研究, 1999, 28(1): 6~8.
- [4] Garcia-Guinea J and Harffy M (张康生译). 玻利维亚采矿污染: 过去、现在和未来[J]. *AMBIO 人类环境杂志*, 1998, 27(3): 250~252.
- [5] Nriagu J N and Pacyna J M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals [J]. *Nature*, 1988, 333: 134~139.
- [6] Salomons W. Environmental impact of metals derived from mining activities; Processes predictions prevention [J]. *J. Geochem. Explor.*, 1995, 52: 5~23.
- [7] Nordstrom D K. Aqueous pyrite oxidation and the consequent formation of secondary minerals [A]. *Madison. Acid Sulfate Weathering* [M]. Soil Sci. Soc. Am, 1982. 37~56.
- [8] McKibben M A and Barnes H L. Oxidation of pyrite in low temperature acidic solutions: rate laws and surface texture [J]. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1986, 50: 1509~1520.
- [9] Nicholson R V and Scharer J M. Laboratory studies of pyrrhotite oxidation kinetics [A]. Alpers C N, Blowes D W. *Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation* [M]. Washington D. C.: American Chemical Society, 1994. 14~30.
- [10] Jennings S R, Dollhopf D J and Inskeep W P. Acid production from sulfide minerals using hydrogen peroxide weathering [J]. *Appl. Geochem.*, 2000, 15: 235~243.
- [11] Jambor J L. Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products [A]. *Environmental Geochemistry of Sulfide Mine Wastes* [M]. MAC short course 1994. 59~102.
- [12] Nicholson R V, Gillham R W and Reardon E J. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution; 2. Rate control by oxide coatings [J]. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1990, 54: 395~402.
- [13] Schrenk M O, Edwards K J and Goodman R M, et al. Distribution of *Thiobacillus ferrooxidans* and *Leptospirillum ferrooxidans*; Implications for generation of acid mine drainage [J]. *Science*, 1998, 279: 1519~1522.
- [14] Knipe S W, Mycroft J R and Pratt A R, et al. X-ray photoelectron spectroscopic study of water adsorption on iron sulphide minerals [J]. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1995, 59: 1079~1090.
- [15] Pratt A R, Muir I J and Nesbitt H W. X-ray photoelectron and Auger electron spectroscopic studies of pyrrhotite and mechanism of air oxidation [J]. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1994, 58: 827~841.
- [16] Karthe S, Szargan R and Suoninen E. Oxidation of pyrite surfaces; a photoelectron spectroscopic study [J]. *Appl. Surface. Sci.*, 1993, 72: 157~170.
- [17] Blowes D W, Reardon E J and Jambor J L, et al. The formation and potential importance of cemented layers in inactive sulfide mine tailings [J]. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1991, 55: 965~978.
- [18] Berger A C, Bethke C M and Krumhansl J L. A process model of Natural attenuation in drainage from a historic mining district [J]. *Appl. Geochem.*, 2000, 15: 655~666.
- [19] Shum M and Lavkulich L. Speciation and solubility relationships of Al, Cu and Fe in solutions associated with sulfuric acid leached mine waste rock [J]. *Environ. Geol.*, 1999, 38(1): 59~68.
- [20] Comell R M. Simultaneous incorporation of Mn, Ni and Co in the goethite (α -FeOOH) structure [J]. *Clay Minerals*, 1991, 26: 427~430.
- [21] McGregor R G, Blowes D W and Jambor J L, et al. The solid-phase controls on the mobility of heavy metals at the Copper Cliff tailings area, Sudbury, Ontario, Canada [J]. *J. Contam. Hydrol.*, 1998, 33: 247~271.
- [22] McGregor R G, Blowes D W and Jambor J L, et al. Mobilization and attenuation of heavy metals within a nickel mine tailing impoundment near Sudbury, Ontario, Canada [J]. *Environ. Geol.*, 1998, 36(3~4): 305~319.
- [23] Johnson R H, Blowes D W and Robertson W D, et al. The hydrogeochemistry of the Nickel Rim mine tailing impoundment, Sudbury, Ontario [J]. *J. Contam. Hydrol.*, 2000, 41: 49~80.
- [24] Blowes D W and Jambor J L. The pore-water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada [J]. *Appl. Geochem.*, 1990, 5: 327~346.
- [25] Michelle P B and Adrienne C L L. A comparative mineralogical and geochemical study of sulfide mine tailings at two sites in New Mexico, USA [J]. *Environ. Geol.*, 1998, 33: 130~142.
- [26] Benjamin M M and Leckie J O. Multiple-site adsorption of Cd, Cu, Zn, and Pb on amorphous iron oxyhydroxide [J]. *J. Colloid Interface Sci.*, 1981, 79: 209~221.
- [27] Kinniburgh D G, Jackson M L and Syers J K. Adsorption of alkaline earth, transition, and heavy metal cations by hydroxide gels of iron and aluminum [J]. *Soil Sci. Am. J.*, 1976, 40: 796~799.
- [28] 栾兆坤, 刘文新, 汤鸿霄. 受酸性矿水污染河流中悬浮颗粒对铜的吸附特征 [J]. *环境科学学报*, 1998, 18(4): 385~391.
- [29] Schemel L E, Kimball B A and Bencala K E. Colloid formation and metal transport through two mixing zones affected by acid mine

- drainage near Silverton, Colorado [J]. *Appl. Geochem.*, 2000, 15: 1003~1018.
- [30] Broshears R E, Runkel R L and Kimball B A *et al.* Reactive solute transport in an acidic stream; Experimental pH increase and simulation of controls on pH, aluminum, and iron. *Environ [J]. Sci. Technol.*, 1996, 30: 3016~3024.
- [31] Davis A, Olsen R L and Walker D R. Distribution of metal between water and entrained sediment in streams impacted by acid mine discharge, Clear Creek, Colorado [J]. *Appl. Geochem.*, 1991, 6: 333~348.
- [32] 王亚平, 鲍征宇, 王苏明. 矿山固体废物的环境效应研究进展及大冶铜绿山尾矿的环境效应[J]. *矿物岩石地球化学通报*, 1998, 17 (2): 97~101.

RELEASE AND TRANSPORT OF (HEAVY) METALS AND THEIR ENVIRONMENTAL EFFECT IN MINING ACTIVITIES

Wu Pan Liu Congqiang Yang Yuangen Zhang Guoping

(State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry,
Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002)

Abstract: The environmental impact resulting from mining activities is serious and ubiquitous all over the world. More and more geochemists pay attention to this field, and it has become one of the important aspects in environmental geochemistry. The study on mining environmentally geochemical processes can reveal the mechanism of affecting the environment and is of great importance in dealing with elemental cycle, mining rehabilitation, environmental assessment, ecologic effect, and so on. This paper reviews the basic processes involved in the release of metals from mining activities and their fate after the release. The problems concerning the mining environment have also been raised.

Key words: release and transport; heavy metals; environmental effect; mining environment