

矿渣胶凝固化含砷固废技术及其机理研究

李轶成^{1,2,3}, 张明亮¹, 张悦⁴, 吕东蓬^{1,2}, 周俊^{1,2}, Yu Xin², 祝星³

1. 大理大学 农学与生物科学学院, 云南 大理 671003;
2. 大理大学 微生物生态修复技术研究院, 云南 大理 671003;
3. 昆明理工大学 冶金与能源工程学院, 云南 昆明 650093;
4. 华中农业大学 资源与环境学院, 湖北 武汉 430070

中图分类号: X758 文献标识码: A 文章编号: 1001-0076(2020)03-0007-05
DOI: 10.13779/j.cnki.issn1001-0076.2020.03.002

摘要 有色行业为主要的砷污染源,含砷固废的产生不仅影响了生态文明建设,而且严重制约了有色行业的发展。传统水泥固化含砷固废技术存在着成本高、处置率低等问题。相比而言,矿渣胶凝固砷技术具有固砷效率高、适用性广等优点。该文介绍了矿渣胶凝固砷技术的研究现状,并重点阐述了矿渣胶凝固砷机理,为矿渣胶凝固砷技术的推广和应用提供技术支持和理论支撑。

关键词 矿渣;含砷固废;固砷机理

引言

砷是一种亲硫性元素,常伴生于铜、铅、锌等有色金属矿物中^[1]。有色矿物的采选冶、硫酸的制备以及早期农药的制备和使用是最主要的人为砷污染源。据统计,人类活动导致全球每年进入环境中的砷量约10万t以上,其中有色行业砷排放占总量的一半^[2]。因砷及其化合物应用前景有限,回收技术落后,导致有色行业中90%以上的砷以含砷烟灰、含砷废渣的形态堆存。如上述含砷固废处置不当,会引发重大砷污染事件,严重危害生态环境和人类健康^[3-4]。此外,《重金属污染综合防治“十二五”规划》明确将砷列为重点防控的第一类污染物,含砷固废的处理技术与机理研究已逐渐成为科学研究的热点。

固化/稳定化(Solidification/Stabilization, S/S)是国际上处理含重金属固体废弃物的重要技术之一^[5-6]。国家环境保护部颁布的《砷污染防治技术政策》^[7]和美国环境保护署(EPA, U. S. Environmental Protection Agency)发布的《Arsenic Treatment Technologies for Soil, Waste, and Water》^[8]均推荐使用固化/稳定化技术处理含砷固废。目前普遍用于处理含砷固废的固化/稳定化技术有以下几种:钙盐、铁盐固化/稳定化技术,水泥固化/稳定化技术,矿渣胶凝固化/稳定化技术,熔融固化/稳定化技术等,其中钙盐、铁盐固化/稳定化处理

后的含砷废渣稳定差,一般进入填埋场前需添加水泥固化环节;熔融固化/稳定化处理方式提高了经济成本,且固化过程容易产生含砷烟尘,引起二次污染;而水泥固化含砷固废技术以设备投资小、原料简单易得、成本低等优点,逐渐成为最有工业应用前景的固砷技术^[9-10]。本文总结了水泥固化含砷固废技术现状及问题,并针对水泥固化含砷固废技术存在的问题,提出了矿渣胶凝固化含砷固废技术,介绍了矿渣胶凝固砷机理,展望了此技术在含砷固废处理与处置中的广阔应用前景。

1 水泥固化含砷固废技术现状及问题

含砷固废具有毒性大、种类复杂、渣量大等特点,此类固体废弃物的处理与处置应遵循减量化、无害化和资源化的“三化”原则。由于砷及其化合物产品用途有限,且回收过程中可能会产生二次污染,导致固废中砷回收技术退出工业舞台,而固化/稳定化技术逐渐成为含砷固废处理与处置的研究热点^[11-12]。此技术最早应用于处理放射性物质,随着研究者对固化/稳定化技术的研究发现,该技术不仅可通过包裹的方式实现固化的目的,而且还可将固体废弃物中的有害物质(重金属)引入到水化产物的晶体结构中,实现固化/稳定化效果,从而增加了固化/稳定化技术在重金属固废处理与处置方向的应用^[13]。图1统计了2000—

收稿日期:2020-05-03

基金项目:云南省博士后定向资助项目(ynbh19029)

作者简介:李轶成(1988-),男,辽宁本溪人,博士,教授,主要从事工业固废处理与处置研究, E-mail:LYC_DU@163.com。

2017年固化/稳定化技术处理重金属固废的SCI文章数量。图中统计结果显示,固化/稳定化处理重金属固废的研究逐年增多,且水泥基胶凝材料固化重金属的文章一直是研究热点(AAC- Alkali activated slag cement)^[14]。

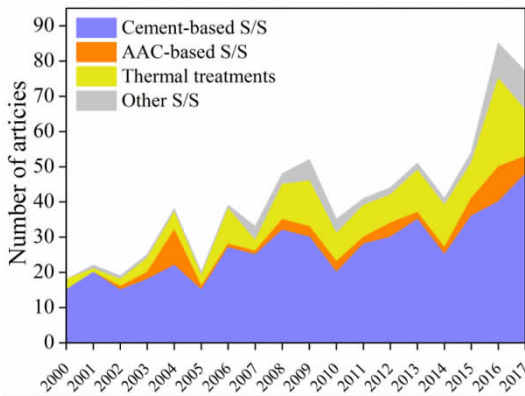


图1 固化技术处置重金属固废的文章数量^[14]

Fig. 1 The number of articles of each immobilization technologies from 2000 to 2017

1.1 水泥固砷技术现状

水泥是一种常见的无机胶凝材料,含有一定的硅酸三钙、硅酸二钙、铝酸三钙等化合物。当水或激发剂与水泥接触,将迅速与上述化合物发生水化反应,生成氢氧化钙,从而提高胶凝体系的碱度(水泥的pH值约为13.6),促使游离的重金属沉淀。此外,生成的水化产物水化硅酸钙和钙矾石可提高固化体的机械性能,将危险废弃物包裹其中,实现固化重金属固废目的^[13]。

Yoon^[15]等探讨了水泥对含砷土壤的固化效果及固砷机理,机理研究结果显示,含砷土壤中的砷主要以钙-砷化合物的形式被固化在水泥基胶凝材料中。在水泥添加质量分数30%、标准养护1d的条件下,砷的浸出毒性低于韩国毒性浸出标准,试验证明水泥可有效固化含砷固废,但出现水泥添加量较大、增容比较高等问题。为解决上述问题,赵萌^[16]等研究了矿渣硅酸盐水泥和普通硅酸盐水泥固砷效率,结果显示矿渣硅酸盐水泥固砷能力优于普通硅酸盐水泥,且外加部分粉煤灰等矿渣物质可降低水泥添加量,提高固砷效率,研究结果为后期矿渣胶凝固化含砷固废技术提供思路。杨远强^[17]等试验结果同样证实矿渣硅酸盐水泥对高砷固废固化效率更高,当矿渣硅酸盐水泥添加量为20%条件下,砷的浸出毒性已低于危险废弃物鉴别标准限值5mg/L。为进一步降低矿渣硅酸盐水泥的添加量,Palfy^[18]等探究了矿渣硅酸盐水泥配合铁盐固化剂固化含砷固废效率。结果显示,固化体中砷的浸出浓度从6430mg/L降到0.823mg/L。此外,笔者曾以水泥为固化原料^[19],铜冶炼污酸处理厂产生的含砷

固废为研究对象,辅以0.03%三乙醇胺、1%亚硝酸钠、0.3%氯化钠制备的复合固化剂,有效降低增容比,提高固砷效率,但出现处理成本相对增高问题。

1.2 存在问题分析

上述研究现状不难发现,水泥固化含砷固废具有原料简单易得、操作简单、处理对象广泛等优点,但该技术同样存在问题:

(1)增容比大、能耗高。Yoon等研究结果显示,水泥的添加量高达30%,部分固化技术的增容比约为1.5倍,增加了后期填埋所需土地面积。此外,水泥在生产过程中会消耗大量的不可再生资源,产生二氧化碳气体,在我国资源紧缺现状下,这种矛盾日益突出^[20]。

(2)长久稳定性差,固砷机理未知。水泥固化含砷固废工艺较为粗放,导致水泥固化体会出现大量孔隙,且水泥固化体在填埋场堆存过程中会受到硫酸盐、碳酸盐的侵蚀作用,从而破坏固化体中的水化产物,增加了孔隙率,降低了水泥固化体对砷的包裹作用。孔隙的存在又增加了空气中二氧化碳与砷酸钙接触面积,促使部分生成的砷酸钙化合物转化为碳酸钙和砷酸,进一步降低水泥固砷能力和长久稳定性^[21-22]。此外,部分研究者认为水泥固化含砷固废的主要固砷机理为钙砷化合和物理包裹作用,所以部分工程通过提高水泥添加量的方式增加固砷率,但水泥水化后体系pH值约为13.6左右,水泥的增加将会增加体系碱度,高碱度将提高含砷固废中的砷溶解能力,同样不利于实现长久稳定固砷目的。固砷机理研究的欠缺,严重制约了水泥固砷技术的推广与应用。

(3)处理成本高。处理成分复杂的含砷固废时,仅通过提高水泥的添加量将无法满处理要求。如笔者和Palfy等人固化技术所述,处理上述含砷固废时除水泥外,需添加部分稳定化药剂^[23]。因此,水泥固化含砷固废技术在处理复杂含砷固废时不仅提高了增容比,而且增加了处理成本。此种处理方式给有色企业带来巨大的经济负担,严重制约了企业的发展。

综上所述,如何高效、经济、稳定的处理与处置含砷固废对企业可持续发展和生态环境建设具有重要意义。

2 矿渣胶凝固化含砷固废技术

我国有色行业每年除含砷固废外,还会产生大量矿渣。部分矿渣中含有大量硅铝酸盐,经机械活化、碱激活、热活化等手段,可促使矿渣中硅铝酸盐发生溶解与再聚合,生成水化硅酸钙、钙矾石等胶凝成分,减少处理过程中水泥添加量,并将具有胶凝潜力的矿渣用于固化含砷固废,实现以废治废目的^[24-30]。与此同时,部分矿渣中含有少量铁的化合物,水化过程中铁化

合物可固化孔隙液中游离的砷酸根离子,达到外加铁盐固化剂的效果。此外,矿渣胶凝固化体早期抗压强度、长期稳定性以及对重金属的包裹能力均优于水泥固化体,且固化体可作为潜在建筑材料^[31]。伴随着资源的紧缺,环保意识的增强,矿渣胶凝固砷技术也越来越受到各国推崇。

Kim^[32]等利用水泥作为矿渣激发剂,用水泥和矿渣合成矿渣胶凝材料(质量比1:1),在矿渣胶凝材料和含砷固废质量比为3:7、水灰比为0.2、自然养护28 d的条件下,使砷的浸出浓度最低。根据矿渣水化机理,笔者^[31]利用含砷固废中的硫酸钙和外加氧化钙活化拜耳法产生的赤泥,实现了赤泥、含砷固废协同固砷目的,水化过程如图2所示。笔者在本文中所述含砷固废均来源于铅锌冶炼企业石灰-铁盐法处理污酸后产生的钙砷渣,其主要物相为二水硫酸钙和少量氢氧化钙,砷主要以钙砷化合物形式存在,砷的质量分数为0.47%~6.81%,利用《硫酸硝酸法》(HJ/T 299—2007)对含砷固废和固化后样品进行浸出毒性鉴定。当赤泥添加量为70.5%、含砷固废为23.5%、氧化钙为6%时,砷浸出浓度从6.81 mg/L降低至0.6 mg/L,且残渣态的砷从2%增加至36%,实现了水泥零添加稳定固砷目的。王敬冬^[33]等先用球磨机活化磷渣和粉煤灰(质量比为3:1),并以硅酸钠为碱激发剂激活活化后的矿渣胶凝材料,满足固化含砷固废目的。试验结果显示,此种固砷技术固化后的含砷固化体经15次冻融循环后其抗压强度高于15 MPa,且砷的浸出毒性仍低于毒性浸出鉴别标准。上述矿渣胶凝固砷技术均利用了相应活化手段,实现了高效、长久稳定的固砷目的,但处理后的固砷体仍需填埋,占用土地资源。因此,部分研究者在上述基础上进一步研发了具有潜在应用价值的矿渣胶凝固砷技术。

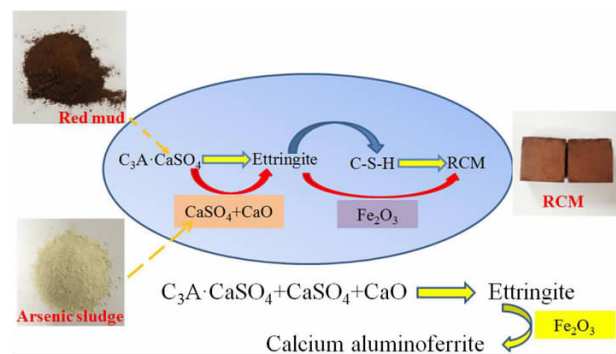


图2 氧化钙、赤泥和含砷固废胶凝固化的水化过程^[31]

Fig. 2 Hydration process of calcium oxide, red mud and arsenic-bearing solid waste

矿山开采后出现大量矿坑,如利用水泥固化矿渣技术回填矿坑将带来巨大经济负担。因此,Coussy等以矿渣、飞灰为固化原料,利用水泥激活其中惰性胶凝材料,用以固化含砷固废,并将固化体用作矿坑回填材

料,研究结果证实,矿渣胶凝固化体固砷效果更好,可有效抑制砷的浸出,从而实现工业固废无害化、减量化、资源化的目标^[34-35]。为进一步降低水泥添加量,笔者^[36]在Kim、Coussy等学者的研究基础上,利用机械球磨的方式活化了矿渣中惰性胶凝材料,并利用少量水泥作为水化产物晶核,从而提高了含砷固废和矿渣的自胶结作用,制备了固化含砷固废的矿渣胶凝材料,试验结果显示,在铅冶炼渣、水泥、石灰、钙砷渣质量分数分别35%、6.5%、2.5%、56%时,抗压强度可达9.3 MPa,砷浸出浓度为0.01 mg/L,远低于鉴别标准,且处理后的固化体可作为潜在建筑材料。

上述研究结果均有效利用矿渣和含砷固废中胶凝成份,具有工艺简单、运行成本低等优点,并利用工业废渣,实现以废治废、低增容比、资源化目标,使其成为最具有工业化的含砷固废处理方式。

3 矿渣胶凝固砷机理

胶凝固化含砷固废的矿渣种类较多,究其水化机理均是通过机械活化、碱激活和热活化的方式促使矿渣中惰性的硅酸盐、铝酸盐发生溶解,并在外加剂的作用下聚合,生成水化硅酸钙、钙矾石等水化产物,从而提高矿渣胶凝固化体的机械强度。矿渣胶凝固砷体系一般呈碱性,水化过程中生成的钙离子会与孔隙液中游离的砷酸根或砷酸氢根发生钙砷化合作用,实现快速固砷目的。伴随水化产物逐渐形成,孔隙液中的砷酸根或砷酸氢根会替换部分水化产物中的含氧阴离子团,实现长久稳定固砷目的,固砷机理如图3所示。目前,矿渣胶凝固砷机理研究鲜有报道,且普遍认为水泥或矿渣胶凝固砷机理为钙砷化合,所以机理研究进展中主要阐述笔者的研究成果。笔者研究结果显示,矿渣胶凝固砷机理可分为以下几个阶段^[14, 37]:

(1)矿渣胶凝固砷体系水化0~3 d时,加入的熟料、碱激发剂、含砷固废将发生水化反应或溶解,孔隙液中将生成钙离子、砷酸根离子、硫酸根离子、铝酸盐等。此时,孔隙液中钙离子和砷酸根离子将发生钙砷化合作用,生产钙砷沉淀物,实现快速固砷目的^[38]。生成的部分钙砷化合物将填充到形成的水化硅酸钙和钙矾石孔隙中,降低矿渣胶凝固化体的孔隙率,提高初期固砷效率。此外,生成的钙砷化合物会覆盖在待反应的胶凝材料表面,抑制水化反应进行。

(2)矿渣胶凝固砷体系水化3~7 d内,孔隙液中砷酸根离子继续与游离钙离子发生反应,直至孔隙液中游离钙离子消耗殆尽。此时,砷酸根离子将会争夺水化硅酸钙和钙矾石中的钙,使部分钙矾石和水化硅酸钙发生溶解,导致固化体机械强度降低,孔隙率增加。伴随水化反应进行,体系pH值升高,孔隙率增加,致使固化体中砷的浸出浓度出现上升趋势。

(3)固砷体系水化7 d后,伴随硫酸根离子的消

耗,生成的钙矾石将逐渐转变为单硫型硫酸盐化合物,孔隙液中砷酸根或砷酸氢根也会替代部分硫酸根离子生成砷-钙矾石化合物,从而实现长久稳定固砷目的。

上述固砷机理研究结果可解释矿渣胶凝固砷过程初始阶段砷浸出浓度较低,伴随时间增加,砷浸出浓度升高,且固体抗压强度降低,最终砷浸出浓度降低且趋势稳定。此外,部分学者指出,水化硅酸钙具有较大比表面积,可将孔隙液中重金属离子吸附到其表面,进一步进入晶格中,实现水化硅酸钙固砷目的。Omotoso等指出,孔隙液中的重金属可与钙离子形成双层的氢氧化物,例如: $\text{Ca}_2\text{Cr}(\text{OH})_7 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ 和 $\text{Ca}_2\text{Cr}_2\text{O}_5 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$,从而实现固砷目的^[39-42]。

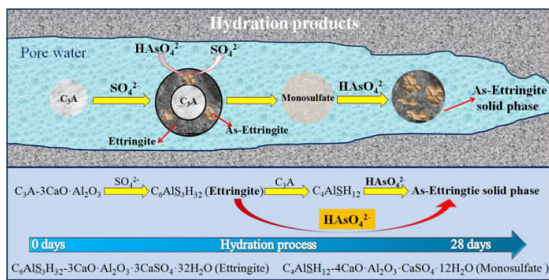


图3 矿渣胶凝固砷机理^[14]

Fig. 3 Immobilization mechanism of arsenic by slag cementation

4 结语

本文从含砷固废处理与处置的角度阐述了水泥固化含砷固废技术现状及问题,并针对水泥固化含砷固废技术存在的问题,提出了矿渣胶凝固化含砷固废技术,重点介绍了笔者研究的矿渣胶凝固砷机理,根据机理研究可知,如高炉渣、赤泥、粉煤灰、垃圾焚烧飞灰等含有一定量铝酸盐的矿渣有利于形成类钙矾石化合物,提高矿渣胶凝固砷效率。矿渣胶凝固砷机理的研究不仅可为技术开发提供支撑,而且可为固砷稳定性提供理论依据,但矿渣种类较多,矿渣胶凝固砷体系较为复杂,固化机理存在差异,目前矿渣胶凝固砷机理无法应用到全类别矿渣,望后期对固砷机理深入研究。

参考文献:

[1] OBEROI S, DEVLEESSCHAUWER B, GIBB H J, et al. Global burden of cancer and coronary heart disease resulting from dietary exposure to arsenic, 2015[J]. *Environmental Research*, 2019, 171: 185-192.

[2] 王长印,李曼廷,魏昶,等. 有色金属工业含砷污染物处理研究进展[J]. *矿冶*, 2020, 29(1): 86-93.

[3] ZHANG L, QIN X, TANG J, et al. Review of arsenic geochemical characteristics and its significance on arsenic pollution studies in karst groundwater, Southwest China[J]. *Applied Geochemistry*, 2017, 77: 80-88.

[4] LI Z, YANG Q, YANG Y, et al. Hydrogeochemical controls on arsenic contamination potential and health threat in an intensive agricultural area, northern China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 256: 113455.

[5] JI Z, PEI Y. Immobilization efficiency and mechanism of metal cations (Cd^{2+} , Pb^{2+} and Zn^{2+}) and anions (AsO_4^{3-} and $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) in wastes-based geopolymer[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 384: 121290.

[6] CHEN H, YUAN H, MAO L, et al. Stabilization/solidification of chromium-bearing electroplating sludge with alkali-activated slag binders[J]. *Chemosphere*, 2020, 240: 124885.

[7] 郭朝晖,柴立元. 砷污染防治技术政策[R]. 北京: 国家环境保护部, 2015.

[8] HULING J R, HULING S G, LUDWIG R. Enhanced adsorption of arsenic through the oxidative treatment of reduced aquifer solids[J]. *Water Research*, 2017, 123: 183-191.

[9] ZHANG Y, ZHANG S, NI W, et al. Immobilisation of high-arsenic-containing tailings by using metallurgical slag-cementing materials[J]. *Chemosphere*, 2019, 223: 117-123.

[10] LIU D G, MIN X B, KE Y, et al. Co-treatment of flotation waste, neutralization sludge, and arsenic-containing gypsum sludge from copper smelting: solidification/stabilization of arsenic and heavy metals with minimal cement clinker[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(8): 7600-7607.

[11] 汪海涛. 含砷废渣的稳定化/固化处理研究[D]. 武汉: 武汉理工大学, 2007.

[12] 陈晓飞. 有色冶金污泥的稳定化/固化处理研究[D]. 武汉: 武汉理工大学, 2005.

[13] CHEN Q Y, TYRER M, HILLS C D, et al. Immobilisation of heavy metal in cement-based solidification/stabilisation: A review[J]. *Waste Management*, 2009, 29(1): 390-403.

[14] LI Y C, MIN X B, KE Y, et al. Immobilization potential and immobilization mechanism of arsenic in cemented paste backfill[J]. *Minerals Engineering*, 2019, 138: 101-107.

[15] YOON I H, MOON D H, KIM K W, et al. Mechanism for the stabilization/solidification of arsenic-contaminated soils with Portland cement and cement kiln dust[J]. *Journal of Environmental Management*, 2010, 91(11): 2322-2328.

[16] 赵萌,郑发鸿,王平艳. 含砷污泥的粉煤灰固化研究[J]. *环境工程学报*, 2007(10): 112-115.

[17] 杨远强,王翔,郭丽莉,等. 高浓度含砷污泥的药剂稳定化和水泥固化研究[J]. *环境科学与管理*, 2013, 38(5): 94-99.

[18] PALFY P, VIRCIKOVA E, MOLNAR L. Processing of arsenic waste by precipitation and solidification[J]. *Waste Management*, 1999, 19(1): 55-59.

[19] 李轶成,祝星,祁先进,等. 铜冶炼污泥固化剂优选试验研究[J]. *安全与环境学报*, 2013, 13(6): 85-90.

[20] JENNI K, KATRI P, VISA I, et al. Solidification/stabilization of gold mine tailings using calcium sulfoaluminate-belite cement[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2019, 239: 118008.

[21] 刘英,倪文,黄晓燕,等. 拜耳法低铁赤泥在电石渣-脱硫石膏体系中的水化硬化特性[J]. *材料导报*, 2016, 30(14): 120-124.

[22] LIU X, ZHANG N. Utilization of red mud in cement production: a review[J]. *Waste Management & Research*, 2011, 29(10): 1053-1063.

[23] 肖劲光,刘喜,肖武,等. 高浓度砷渣土稳定化/固化效果及其影响因素研究[J]. *节能与环保*, 2018(12): 74-75.

[24] FELEKOĞLU B, TÜRKEL S, KALYONCU H. Optimization of fineness to maximize the strength activity of high-calcium ground fly ash-Portland cement composites[J]. *Construction and Building Materials*, 2009, 23(5): 2053-2061.

[25] KUMAR S, KUMAR R, BANDOPADHYAY A, et al. Mechanical activation of granulated blast furnace slag and its effect on the properties

- and structure of portland slag cement[J]. *Cement and Concrete Composites*, 2008, 30(8): 679–685.
- [26] HOUNSI A D, LECOMTE – NANA G L, DJÉTÉLI G, et al. Kaolin – based geopolymers: Effect of mechanical activation and curing process [J]. *Construction and Building Materials*, 2013, 42: 105–113.
- [27] LI Y C, MIN X B, KE Y, et al. Preparation of red mud – based geopolymer materials from MSWI fly ash and red mud by mechanical activation[J]. *Waste Management*, 2019, 83: 202–208.
- [28] RICHARDSON I G, BROUGH A R, GROVES G W, et al. The characterization of hardened alkali – activated blast – furnace slag pastes and the nature of the calcium silicate hydrate (C – S – H) phase[J]. *Cement and Concrete Research*, 1994, 24(5): 813–829.
- [29] 邵雁. 矿渣胶凝材料固化稳定垃圾焚烧飞灰机理研究[D]. 武汉:武汉大学,2014.
- [30] PALOMO A, GRUTZECK M W, BLANCO M T. Alkali – activated fly ashes: A cement for the future[J]. *Cement and Concrete Research*, 1999, 29(8): 1323–1329.
- [31] LI Y C, MIN X B, KE Y, et al. Utilization of red mud and Pb/Zn smelter waste for the synthesis of a red mud – based cementitious material[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, 344: 343–349.
- [32] KIM J W, JUNG M C. Solidification of arsenic and heavy metal containing tailings using cement and blast furnace slag [J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2011, 33(1): 151–158.
- [33] 王敬冬,罗中秋,周新涛,等. 地聚物材料固化含砷废渣抗冻融性能研究[J]. *硅酸盐通报*, 2018, 37(2): 602–606.
- [34] COUSSY S, BENZAAZOUA M, BLANC D, et al. Arsenic stability in arsenopyrite – rich cemented paste backfills: A leaching test – based assessment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 185(2): 1467–1476.
- [35] COUSSY S, PAKTUNC D, ROSE J, et al. Arsenic speciation in cemented paste backfills and synthetic calcium – silicate – hydrates [J]. *Minerals Engineering*, 2012, 39: 51–61.
- [36] LI Y C, MIN X B, CHAI L Y, et al. Co – treatment of gypsum sludge and Pb/Zn smelting slag for the solidification of sludge containing arsenic and heavy metals[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 181: 756–761.
- [37] CHEN W, BROUWERS H J H. The hydration of slag, part 1: reaction models for alkali – activated slag [J]. *Journal of Materials Science*, 2007, 42(2): 428–443.
- [38] ZHANG M, REARDON E J. Removal of B, Cr, Mo, and Se from wastewater by incorporation into hydrocalumite and ettringite[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(13): 2947–2952.
- [39] XU Z, VIEHLAND D. Observation of a Mesostructure in Calcium Silicate Hydrate Gels of Portland Cement [J]. *Physical Review Letters*, 1996, 77(5): 952–955.
- [40] LIN C K, CHEN J N, LIN C C. An NMR, XRD and EDS study of solidification/stabilization of chromium with Portland cement and C₃S[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1997, 56(1): 21–34.
- [41] OMOTOSO O E, IVEY D G, MIKULA R. Hexavalent chromium in tricalcium silicate: Part II Effects of CrVI on the hydration of tricalcium silicate[J]. *Journal of Materials Science*, 1998, 33(2): 515–522.
- [42] RICHARDSON I G. The nature of the hydration products in hardened cement pastes[J]. *Cement and Concrete Composites*, 2000, 22(2): 97–113.

Research Progress on Immobilization Mechanism and Technology of Arsenic – Bearing Solid Waste by Slag Cementation

LI Yuancheng^{1,2,3}, ZHANG Mingliang¹, ZHANG Yue⁴, LV Dongpeng^{1,2}, ZHOU Jun^{1,2}, YU Xin², ZHU Xing³

1. College of Agriculture and Biological Sciences, Dali University, Dali 671003, Yunnan, China;

2. Institute of Microbial and Ecological Remediation Technology, Dali University, Dali 671003, Yunnan, China;

3. Faculty of Metallurgical and Energy Engineering, Kunming University of Science and Technology, Kunming 650093, Yunnan, China;

4. College of Resources & Environment, Huazhong Agricultural University, Wuhan 430070, Hubei, China

Abstract: The non – ferrous industry is the main source of arsenic pollution. The generation of arsenic – bearing solid wastes is detrimental to the environment and seriously restricts the development of this industry. Arsenic can be immobilized by traditional cement – solidification technology, but problems such as high cost and low disposal rate are usually encountered. By contrast, immobilization technology of arsenic by slag cementation have the advantages of high arsenic – immobilization efficiency and extensive applicability. This paper introduces the research progress on immobilization technology of arsenic by slag cementation, and the immobilization mechanism of arsenic by slag cementation was emphatically described. The results provide technical support and theoretical support for the promotion and application of arsenic immobilization technology of slag cementation.

Key words: slag; arsenic – bearing solid waste; immobilization mechanism

引用格式:李轶成,张明亮,张悦,吕东蓬,周俊,Yu Xin,祝星. 矿渣胶凝固化含砷固废技术及其机理研究[J]. 矿产保护与利用,2020,40(3):7–11.

Li YC, Zhang ML, Zhang Y, Lv DP, Zhou J, Yu X and Zhu X. Research progress on immobilization mechanism and technology of arsenic – bearing solid waste by slag cementation[J]. *Conservation and utilization of mineral resources*, 2020, 40(3): 7–11.