

超高温等离子体气化熔融对垃圾焚烧飞灰的影响

杨凤玲¹, 李鹏飞¹, 任磊¹, 贾阳杰², 朱竹军³, 张培华³

(1. 山西大学 国家环境保护煤炭废弃物资源化高效利用技术重点实验室 低附加值煤基资源高值利用协同创新中心, 山西 太原 030006;

2. 山西瑞恩泽科技有限公司, 山西 太原 030006; 3. 山西格盟中美清洁能源研发中心有限公司, 山西 太原 030006)

摘要:近年来我国垃圾焚烧无害化处理量逐年递增, 伴随垃圾焚烧后产生的飞灰量日益增长, 而飞灰中的重金属等有害物质会污染环境。以太原市某垃圾发电厂产生的垃圾焚烧飞灰为研究对象, 在中试现场利用超高温等离子体气化熔融炉在 1 700 °C 下分别对灰/焦(6 : 1) 和灰/焦(9 : 1) 的样品进行熔融处理, 利用 XRF、XRD 和 SEM-EDS 对垃圾焚烧飞灰和熔融后的玻璃熔渣进行物质组成、微观结构和元素分布的表征与分析。研究表明, 垃圾焚烧飞灰中的金属氯化物多以 NaCl、KCl 等形式存在, 占飞灰组分的 5% 左右, 高温熔融有助于垃圾焚烧飞灰中氯盐的气化, 降低垃圾焚烧飞灰中氯盐含量。飞灰多以絮状和球状为主, 表面富集了众多金属元素, 高温熔融可以对飞灰中酸性氧化物 SiO₂ 进行重组, 实现对重金属的包裹。熔融后的玻璃熔渣浸出量低于各国浸出毒性标准。在 1 700 °C 下高温熔融会使炉体内部的耐高温材料 ZrO₂ 发生脱落, 缩短使用周期。碱度系数是影响熔融温度的主要原因, 适当减小碱度系数可以降低熔融温度, 需要进一步调整碱度系数从而降低炉内熔融温度, 延长 ZrO₂ 的使用寿命。因此, 熔融处理前, 可测定样品的灰熔点特征温度, 据此设定熔融炉的熔融温度, 避免因温度过高导致隔热材料的脱落。

关键词:垃圾焚烧飞灰; 高温熔融; 等离子体; 碱度系数

中图分类号: X705

文献标志码: A

文章编号: 1006-6772(2021)03-0268-07

Influence of ultra-high temperature plasma gasification and melting on municipal solid waste incineration fly ash

YANG Fengling¹, LI Pengfei¹, REN Lei¹, JIA Yangjie², ZHU Zhujun³, ZHANG Peihua³

(1. Collaborative Innovation Center of High Value-added Utilization of Coal-related Wastes, State Environmental Protection Key Laboratory of Efficient Utilization Technology of Coal Waste Resources, Shanxi University, Taiyuan 030006, China; 2. Shanxi Rui En Ze Technology Co., Ltd., Taiyuan 030006, China; 3. Shanxi Gemeng Sino-American Clean Energy R & D Center Co., Ltd., Taiyuan 030006, China)

Abstract: In recent years, the amount of harmless waste incineration treatment in China has been increasing year by year. With the increasing amount of fly ash generated after garbage incineration, the heavy metals and other harmful substances in fly ash have great pollution to the environment. Taking the municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash produced by a municipal solid waste power plant in Taiyuan as the research object, The samples of ash/coke(6 : 1) and ash/coke(9 : 1) were melted at 1 700 °C in an ultra-high temperature plasma gasification melting furnace, and the composition, microstructure and element distribution of MSW fly ash and molten glass slag were characterized and analyzed by XRF, XRD and SEM-EDS. The study shows that the metal chlorides in the fly ash of MSWI mostly exist in the form of NaCl and KCl, accounting for about 5% of the composition of the fly ash. High temperature melting is conducive to the gasification of chlorine salt in the fly ash of MSWI, and the content of chlorine salt in the fly ash of MSWI is reduced. The fly ash is mainly flocculent and spherical, and the surface is enriched with many metal elements. can The acid oxide SiO₂ in the fly ash can be recombined by the high temperature melting, which realize the encapsulation of heavy metals. The leaching amount of molten glass slag after melting is lower than the leaching toxicity standard of various countries. The high temperature melting at 1 700 °C will make the high temperature resistant material ZrO₂ fall off inside the furnace, leading to a shorter service cycle. The basicity coefficient is the main reason

收稿日期: 2020-09-08; 责任编辑: 白娅娜 DOI: 10.13226/j.issn.1006-6772.20090801

基金项目: 山西省科技重大专项资助项目(201811002017); NSFC 联合基金重点项目(U191020085)

作者简介: 杨凤玲(1964—), 女, 山西临猗人, 教授级高级工程师, 从事固废资源化利用研究。E-mail: yangfl@sxu.edu.cn

引用格式: 杨凤玲, 李鹏飞, 任磊, 等. 超高温等离子体气化熔融对垃圾焚烧飞灰的影响[J]. 洁净煤技术, 2021, 27(3): 268-274.

YANG Fengling, LI Pengfei, REN Lei, et al. Influence of ultra-high temperature plasma gasification and melting on municipal solid waste incineration fly ash[J]. Clean Coal Technology, 2021, 27(3): 268-274.



移动阅读

affecting the melting temperature. The reduction of basicity coefficient can reduce the melting temperature. It is necessary to further adjust the basicity coefficient so as to reduce the melting temperature in the furnace and extend the service life of ZrO_2 . Therefore, before melting treatment, the characteristic temperature of the ash melting point of the sample can be determined, and the melting temperature of the melting furnace can be set accordingly to avoid the falling off of the insulation material due to the high temperature.

Key words: MSWI fly ash; high temperature melting; plasma; alkalinity coefficient

0 引言

随着社会经济迅速发展和人民生活水平的提高,生活垃圾产量迅速增加。近年来,我国城市生活垃圾产量基本以 8%~10% 的速度增长^[1]。在生活垃圾处理过程中,焚烧处理可使垃圾减容 90%,有效杀死病原微生物和寄生虫卵,焚烧过程中产生的热量可以回收利用,能够最大限度实现生活垃圾的减量化、无害化、资源化,因此生活垃圾的焚烧处理量逐年增加^[2-3]。据国家统计局最新数据统计,2019 年我国生活垃圾焚烧无害化处理量为 24 012.8 万 t,为 2011 年的 9 倍。《“十三五”全国城镇生活垃圾无害化处理设施建设规划》中指出,2020 年我国生活垃圾焚烧设施的日处理量扩大到 2015 年的 2.5 倍。垃圾焚烧过程中,会产生垃圾焚烧飞灰,飞灰产生率按垃圾焚烧量的 2% 估算,2018 年我国垃圾焚烧飞灰的产量约为 169.3 万 t,2020 年我国垃圾焚烧飞灰的产生量可能突破 300 万 t。因此,未来几年我国垃圾焚烧飞灰的产生量还将持续增长。

城市生活垃圾经焚烧炉内高温、 SO_2 、 O_2 作用,其中的重金属将经历如下过程^[4-6]:① 金属的蒸发(挥发态的化合物);② 化学反应;③ 颗粒的夹带和扬析;④ 气态金属化合物的冷凝、颗粒凝聚;⑤ 蒸气和颗粒的炉壁沉降;⑥ 烟气净化(颗粒捕集等)。主要经历了蒸发、表面反应和凝结成核 3 个过程,最终残留在飞灰中,导致飞灰中含有大量二噁英和重金属,属于危险废物,已被列入《国家危险废物名录》。对山西 3 个地方的垃圾焚烧飞灰粒径进行分析,发现飞灰粒径分布主要集中于 0.5~300 μm 。细小粒径的垃圾焚烧飞灰很容易造成严重的二次污染。只有去除飞灰中的有毒污染物,限制飞灰中重金属的迁移路径,才能有效降低垃圾焚烧飞灰对环境的污染风险。目前焚烧飞灰的处理方法主要分为 4 种^[7]:分离萃取、热处理、水处理和稳定化/固化。其中,高温熔融固化技术是目前最稳定、最安全的垃圾焚烧飞灰的处理方法^[8-9]。该技术是熔融温度在 1 400 $^{\circ}C$ 以上时,垃圾焚烧飞灰中的固体颗粒发生高温热分解、熔融相变成为液态熔渣,然后快速冷却形成致密的玻璃态熔渣,而飞灰中的 SiO_2 由于

高温熔融会形成 Si-O 网状结构。经熔融处理后的焚烧飞灰中沸点较低的部分重金属盐发生气化,剩余的大部分重金属则被固化到 Si-O 网状结构的玻璃态熔渣中,形成极稳定的玻璃质熔渣,重金属溶出率大大降低^[10-14]。Takaoka 等^[15]通过研究垃圾焚烧飞灰熔融过程中重金属的固化性能发现碱度 $B(m(CaO)/m(SiO_2))$ 在 1.2~1.4 时,重金属(Pb、Cd、Cu、Zn)固化率可达到 80% 以上。李润东^[13]在自行设计的小型试验台通过改变垃圾焚烧飞灰中的碱度开展飞灰熔融试验,发现碱度达到 1 时,在熔融温度 1 460 $^{\circ}C$ 下,可以实现重金属的最佳固化。

熔融炉型主要有表面式熔融炉、旋转式回转窑炉、等离子体熔融炉。而等离子体熔融炉以其熔融效率高、应用范围广、熔渣可做高质量建材等优势,成为目前熔融处理技术的研究热点^[16]。等离子体是一种电离物质,其表现出的形态也介于固体、液体和气体之间,具有 3 种形态不具备的特性,在物理性质上,其密度大、温度高,化学性质上,易发生反应,且具有高环保性^[17]。目前研究热点集中在降低熔融过程能耗^[18]、高效熔融设备的研发^[19]、熔融过程重金属物质的迁移转化机制^[20]、高质量熔渣资源化利用^[21]等方面。由于熔融能耗高,设备研发难度大,初期投资多,国内暂无工业化实例,仅有部分地方开展中试试验,熔融试验主要在实验室中开展。

本文在山西省科技重大专项建设的超高温等离子体气化熔融中试设备上开展试验,对垃圾焚烧飞灰和焦粉进行配比,探究了不同碱度复配原料的熔融特性,从物相组成、微观形貌及重金属浸出情况对飞灰和熔渣进行了分析,提出可通过减低飞灰碱度降低熔融过程能耗,提升设备的耐久性。

1 试验

1.1 工艺路线

山西太原东山垃圾焚烧发电厂搭建的等离子体气化熔融工艺路线如图 1 所示。该工艺路线主要以生活垃圾电厂产生的飞灰、化工企业产生的固废为原料,通过三级螺旋给料器将原料送入等离子气化炉,炉温保持在 $(1\ 600 \pm 100)^{\circ}C$,物料在等离子气化炉中迅速被超高温热解和熔融,产生的可燃气体输

送到电厂进行炉内燃烧,熔融后的熔体经过水冷或空冷换热器进行迅速冷却,产生的熔渣可用来进行建材化高值利用或道路铺设。

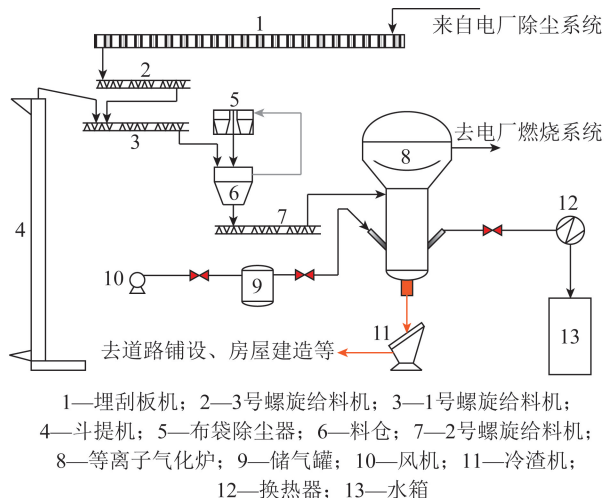


图1 高温等离子体气化熔融工艺路线

Fig.1 High temperature plasma gasification and melting process route

1.2 试验样品

试验样品取自垃圾焚烧电厂飞灰,按照飞灰:焦炭粉比例为6:1或9:1进行原料配比,在等离子气化中试设备上进行了熔融固化处理,并对飞灰原料、熔融后空冷固化、熔融后水冷固化的样品进行取样分析。

1.3 分析手段

1) 样品的物相与结构分析

利用X射线衍射分析仪(XRD, Bruker D2PHASER)测定样品熔融前后的矿物质。仪器参数:采用Cu靶,扫描速度 $4(^{\circ})/\text{min}$,步长 0.02° , $10^{\circ}\sim 80^{\circ}$ 扫描。

表1 垃圾飞灰及1700℃下熔融空冷后不同灰焦比下的出渣外貌

Table 1 Appearance of waste fly ash and slag under different ash-coke ratio after molten air cooling at 1700℃

样品	样品条件	样品外貌
飞灰	入炉前样品	
灰/焦(6:1)	熔融温度1700℃、停留时间8min、火炬功率2×110kW、空冷	
灰/焦(9:1)	熔融温度1700℃、停留时间8min、火炬功率2×110kW、空冷	

2.2 垃圾焚烧飞灰熔融前后的灰成分分析

为了探究熔融前后垃圾焚烧飞灰中的灰成分变

2) 样品的微观形貌分析(SEM-EDS)

利用扫描电子显微镜SEM(日本JEOL, JSM-IT500HR型)对样品熔融前后的微观形貌进行分析,并对该放大倍数下进行全扫Mapping分析。

3) 样品中的重金属和二噁英检测

重金属检测^[22]:六价格的检测依照国标GB/T 15555.4—1995《固体废物六价格的测定二苯碳酰二肼分光光度法》进行;镉、铜、镍、铅、锌检测先按照行业标准HJ/T 300—2007《固体废物浸出毒性浸出方法醋酸缓冲溶液法》进行重金属浸出,再利用ICP-AES进行重金属含量检测。

二噁英检测:由于检测二噁英过程中样品的前期处理复杂,需在专业实验室中完成,故委托江苏微谱检测技术有限公司二恶英联合试验进行检测,根据行业标准HJ 77.3—2008《固体废物二噁英类的测定》,利用同位素稀释-高分辨气相色谱/高分辨率质谱法进行检测。

2 结果与讨论

2.1 垃圾焚烧飞灰等离子熔融处理前后的外貌形态

中试现场取回的垃圾焚烧飞灰入炉前及飞灰复配焦炭熔融后熔渣的外貌特征见表1。从外表结构上看,高温熔融后,松散的褐色垃圾焚烧飞灰变成致密的黑色熔体,熔体不规则地团聚在一起。不同配比的飞灰和焦炭在1700℃下均实现了熔融,呈现相似的形状和颜色。为了进一步探究垃圾焚烧飞灰和熔渣中灰成分的变化以及不同配比下熔渣组成差异及矿相组成,需对中试原料及冷却后的熔渣进行灰成分分析。

化规律,对垃圾焚烧飞灰及添加不同比例的焦炭后高温等离子气化熔融后的熔渣进行了灰成分分析,

结果见表2。

由表2可知,飞灰中主要以酸性氧化物 SiO_2 和碱性氧化物 Al_2O_3 、 CaO 为主,占比 56%。由于垃圾焚烧过程中利用喷钙法进行烟气脱硫,导致飞灰中携带较多 Ca,而 Ca 含量增加会导致熔融温度升高。垃圾焚烧飞灰中 Cl 含量达到了 4.88%,飞灰中的氯主要来自厨余垃圾及塑料袋中的氯化物,垃圾燃烧过程中,由于氯化物沸点较低,会发生分解从而附着在飞灰中。 Na_2O 含量达到了 5.22%, K_2O 含量达到了 3.46%,然而对不同比例的垃圾焚烧飞灰和焦粉混合后进行高温等离子体气化熔融后的熔渣灰成分发现,Cl 含量降低到灰/焦(6:1)的 0.71%和灰/焦(9:1)的 0.92%, K_2O 含量降低到灰/焦(6:1)的 0.83%和灰/焦(9:1)的 0.90%, Na_2O 未检测出来。在传统的垃圾焚烧飞灰中,氯元素会以 NaCl 和 KCl 的形式

存在。而 NaCl 的气化温度为 1 465 °C, KCl 的气化温度为 1 420 °C,高温等离子体的温度为 1 700 °C, NaCl 和 KCl 的气化分解会进一步释放垃圾焚烧飞灰中的 Na、K、Cl,致使其在熔渣中的含量降低。高温等离子体熔融后也会进一步降低飞灰中 SO_3 、Mg 含量,使高温熔融后的玻璃态熔渣更加稳定。熔渣中含有较多的 ZrO_2 , ZrO_2 是一种常见的耐高温材料,且纯度提高会增加 ZrO_2 的耐热温度,纯 ZrO_2 熔点达到了 2 700 °C,但 ZrO_2 纯度越高,成本越大。通过对中试现场的了解,熔渣中 ZrO_2 是由于高温等离子体气化熔融炉内壁的隔热材料脱落混入样品中。说明在该温度下,耐火材料并不能长时间维持,长期运行易发生脱落,减少设备使用寿命,增大维修成本。适当降低等离子体气化熔融炉的温度可以有效延长耐高温材料 ZrO_2 的使用周期。

表2 垃圾飞灰熔融前后的灰成分分析

Table 2 Analysis of ash composition before and after melting of fly ash

样品	灰成分质量分数/%										
	SiO_2	Na_2O	Cl	Al_2O_3	CaO	Fe_2O_3	SO_3	MgO	K_2O	P_2O_5	ZrO_2
飞灰	18.10	5.22	4.88	11.90	26.20	4.11	5.14	4.07	3.46	3.18	411 ^a
灰/焦(6:1)	30.49	—	0.71	31.10	19.99	2.51	0.54	2.87	0.83	2.95	4.97
灰/焦(9:1)	31.06	—	0.92	29.51	18.95	2.72	0.82	3.09	0.90	2.57	6.17

注:a表示单位为 10^{-6} 。

飞灰中存在不同种类的金属氧化物和非金属氧化物,而氧化物含量不同会直接影响垃圾焚烧飞灰熔融温度,一般来说,飞灰中 Al、Si 氧化物称为酸性氧化物,金属氧化物称为碱性氧化物,基于课题组前期研究发现飞灰的碱度系数与飞灰开始熔融的温度有直接关系^[23]。对中试现场取回的垃圾焚烧飞灰熔融前后的样品进行碱度系数 B 计算,具体为

$$B = \frac{w(\text{CaO})}{w(\text{SiO}_2)}, \quad (1)$$

表3 飞灰、焦粉不同配比下样品的主要组成及碱度系数

Table 3 Main composition and alkalinity coefficient of the samples with different ratios of fly ash and coke powder

样品	质量分数/%				碱度系数
	SiO_2	Al_2O_3	CaO	MgO	
飞灰	20.35	13.38	29.46	4.58	1.45
灰/焦(6:1)	30.49	31.10	19.99	2.87	0.65
灰/焦(9:1)	31.06	29.51	18.95	3.09	0.61

2.3 垃圾焚烧飞灰熔融前后的矿相组成分析

为了探究垃圾焚烧飞灰熔融前后的矿物相变化,对垃圾焚烧飞灰和不同比例下高温熔融后的样品进行 XRD 分析,结果如图 2 所示。可知垃圾焚烧飞灰的矿相组成主要以 SiO_2 为主,其次是 KCl 和

式, w 为氧化物的质量分数, %

垃圾飞灰不同配比下的碱度系数见表 3。垃圾焚烧飞灰的碱度系数为 1.45,随着灰/焦比例增大,碱度系数逐渐变小,表明飞灰中酸性氧化物的含量增加会降低飞灰熔融温度,适当增加酸性氧化物含量有利于飞灰熔融,降低熔融过程能耗^[24-25]。而熔融温度过高会导致高温等离子体气化熔融炉内壁的隔热材料无法长时间维持。因此要适当降低碱度系数,减小灰焦比,从而降低熔融温度。

NaCl。不同比例下的灰焦混合样品高温熔融后的熔渣呈现出无定形态,超高温可以使 KCl 和 NaCl 发生分解,同时使 SiO_2 进行结构重组,图 3 为重金属离子在 Si-O 结构中的耦合联结示意。可知高温熔融导致的结构重组可以打破 SiO_2 的层状结构,形成网状

的Si-O四面体结构,使重金属离子与硅酸盐中的钙离子、铝离子发生同晶置换作用,从而被固化在Si-O-Si结构中。重组后的SiO₂网状结构是否有利于重金属的固化,需要对垃圾飞灰熔融前后的重金属浸出效果进行分析。

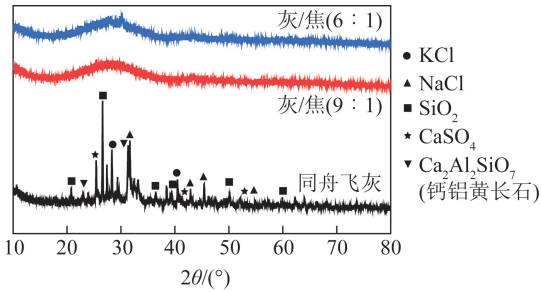


图2 垃圾焚烧飞灰熔融前后的XRD分析

Fig.2 XRD analysis of MSWI fly ash before and after melting

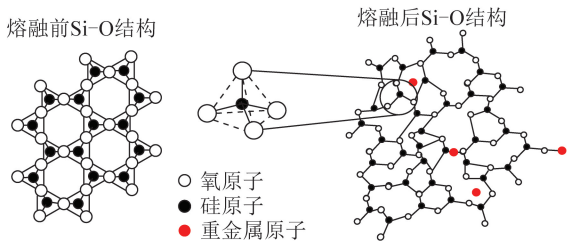


图3 SiO₄硅氧四面体结构和Si-O网格结构耦合联结示意

Fig.3 Schematic diagram of SiO₄ Silica tetrahedron structure and Si-O grid structure coupling connection

2.4 不同比例下的灰/焦熔融后的重金属分析

为了考察高温等离子熔融对重金属浸出率的影响,按照HJ/T 300—2007《固体废物浸出毒性浸出

方法 醋酸缓冲溶液法》对垃圾焚烧飞灰及高温等离子熔融后的熔渣进行浸出试验,浸出步骤如下:称取90 g样品置于提取瓶中,按照液固比20:1,加入配置好的冰醋酸溶液(pH=4.93±0.05),设置翻转振荡器转速为(30±2) r/min,将提取瓶固定在其中振荡(18±2)h,收集浸出液,经过0.45 μm滤膜过滤后,用ICP-AES对浸出液进行重金属含量的测定,分析结果对比如图4所示。可知飞灰中的Cd、Cr、Pb、Cu、Zn、Ni均有浸出,其中Pb浸出量最高,且高于国家标准,而高温等离子熔融可以大大降低垃圾焚烧飞灰中的重金属含量,熔渣中重金属的浸出率极低,基本检不出,浸出量低于国家标准,具体重金属浸出毒性鉴别标准见表4。二噁英类浸出率从固化前的200 ng/kg降低到固化后的0.93 ng/kg。高温可以导致规则的Si-O片状结构发生重组,重组后的Si-O四面体网状结构可以有效固定重金属,实现对重金属离子的有效固化。

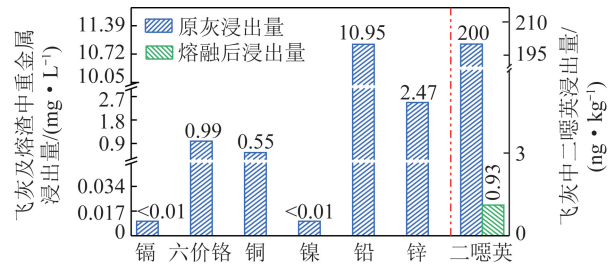


图4 垃圾焚烧飞灰熔融前后的重金属浸出量

Fig.4 Amount of heavy metal leaching before and after fly ash melting

表4 重金属浸出毒性鉴别标准值

Table 4 Standard value for identification of toxicity of heavy metal leaching

重金属	Cu	Zn	Cd	Pb	总Cr	六价Cr	Hg	Ba	Ni	Ag	As	Se
浸出浓度/(mg·L ⁻¹)	100	100	1	5	15	5	0.1	100	5	5	5	1

2.5 不同比例下灰/焦熔融后的微观形貌分析

为了考察垃圾焚烧飞灰高温等离子熔融前后的微观形貌变化和元素分布变化,探究重金属固化原理,对熔融前后垃圾焚烧飞灰及熔渣进行SEM-EDS的分析,并对熔融后的样品元素分布进行Mapping扫描,结果如图5~7所示。

由图5可知,垃圾焚烧飞灰微观结构松散,结构多以絮状为主,放大到2000倍时发现有多形状不同的球状飞灰。对球型飞灰的外壁上进行EDS分析,发现外壁上面富集一定量的Cl元素,以及Ca、Fe、Mg、Na等微量元素,这些金属氧化物只是简单富集在球状飞灰表面,并没有被固化在飞灰内部,所以对垃圾焚烧飞灰做重金属浸出试验时其重金属的浸出量较大。由图6可知,不同灰焦比例下高温

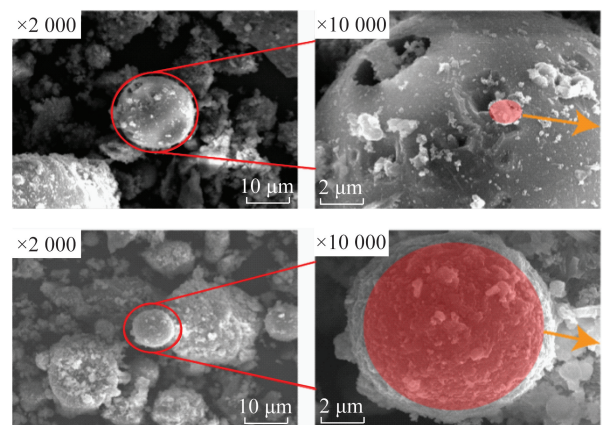


图5 垃圾飞灰原样SEM-EDS分析

Fig.5 SEM-EDS analysis of original waste ash
等离子熔融后玻璃熔渣表面变得非常光滑,但发现

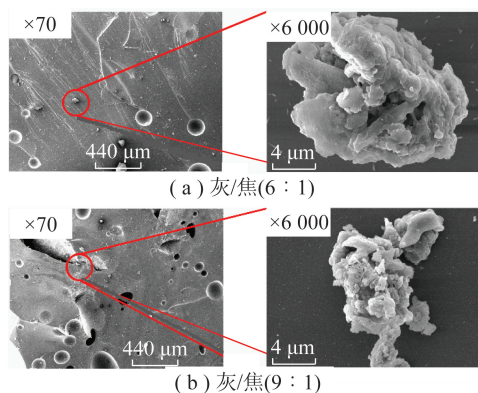


图6 不同比例垃圾焚烧飞灰和焦粉混合高温熔融后玻璃熔渣态的截面微观形貌

Fig.6 Microstructure of glass slag cross section after different proportion of fly ash and coke powder mixed at high temperature

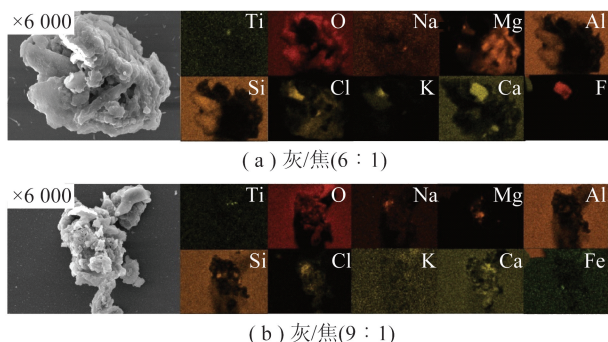


图7 不同比例垃圾焚烧飞灰和焦粉混合高温熔融后玻璃熔渣态的截面元素分布

Fig.7 Cross section element distribution of glass slag after different proportion of fly ash and coke powder mixed at high temperature

了少许嵌入在表面的小颗粒,对其放大到6000倍后该颗粒表面凹凸不平,并未与周围光滑的玻璃熔渣熔融到一起。由图7可知,不同比例垃圾焚烧飞灰和焦粉混合高温熔融后玻璃态熔渣大部分金属元素在熔渣表面分布较均匀,解释了垃圾焚烧飞灰中氧化物物质经过高温熔融后结构发生了重组,而这些并未熔融的物质也会很好地包裹在重组后的玻璃熔渣中,将重金属固定在其中,且浸出率极低。

3 结 论

1)通过灰成分分析发现,由于垃圾焚烧飞灰中的金属氯化物多以NaCl、KCl等形式存在,而这2种氯化物的气化温度分别为1465和1420℃,高温熔融有助于垃圾焚烧飞灰中氯盐的气化,降低垃圾焚烧飞灰中氯盐的含量。

2)从SEM-EDS中发现飞灰在电镜下多以絮状和球状为主,且表面富集了众多金属元素,通过对飞灰进行高温熔融,结合XRD矿相分析,发现熔融后的熔渣中酸性氧化物的结构发生了重组,重金属被

很好包裹在熔渣中。重金属浸出试验发现熔融后的玻璃熔渣浸出量低于各国的浸出毒性标准。

3)在1700℃下对垃圾焚烧飞灰进行高温熔融,在熔渣中检测出熔融炉内部的隔热材料ZrO₂,说明在该温度下ZrO₂发生了脱落,缩短了ZrO₂的使用周期。而飞灰的碱度系数会直接影响飞灰的熔融温度,通过对碱度系数计算发现,飞灰为1.45、灰/焦(6:1)为0.65、灰/焦(9:1)为0.61,因此可以通过调整碱度系数降低熔融温度,延长ZrO₂使用寿命。

4)在超高温等离子体熔融处理前,可以测定样品的灰熔点特征温度,再设定熔融炉的熔融温度,避免因温度过高导致隔热材料的脱落,同时也可以降低熔融过程能耗。

参考文献 (References):

- [1] 章骅,于思源,邵立明,等.烟气净化工艺和焚烧炉类型对生活垃圾焚烧飞灰性质的影响[J].环境科学,2018,39(1):467-476.
ZHANG Hua, YU Siyuan, SHAO Liming, et al. Influence of air pollution control (APC) systems and furnace type on the characteristics of APC residues from municipal solid waste incinerators[J]. Environmental Science, 2018, 39(1):467-476.
- [2] 张玉燕,倪文,李德忠,等.垃圾焚烧飞灰的处理技术现状[J].工业安全与环保,2009,35(1):1-3.
ZHANG Yuyan, NI Wen, LI Dezhong, et al. The present situation of the treatment for the MSWI fly ashes[J]. Industrial Safety And Environmental Protection, 2009, 35(1):1-3.
- [3] 陈平,程建光,陈俊.垃圾焚烧过程中的烟气污染及其控制[J].环境科学与管理,2006,31(5):120-122,137.
CHEN Ping, CHENG Jianguang, CHEN Jun. The flue gases pollution and control in municipal solid waste incineration[J]. Environmental Science and Management, 2006, 31(5):120-122, 137.
- [4] 张海龙,李祥平,陈永亨,等.垃圾焚烧过程中重金属分布迁移机理和控制技术[J].安徽农业科学,2013,41(4):1699-1703,1715.
ZHANG Hailong, LI Xiangping, CHEN Yongheng, et al. Heavy metals distribution, migration characteristic and control technique during municipal solid waste incineration process[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2013, 41(4):1699-1703, 1715.
- [5] PAUL H Brunner, HERMANN Mönch. The flux of metals through municipal solid waste incinerators [J]. Waste Management & Research, 1986, 4(4):105-119.
- [6] ROBERT G BARTON, CLARK W D, SEEKER W R. Fate of metals in waste combustion systems[J]. Combustion Science and Technology, 2007, 74(1/6):327-342.
- [7] 熊祖鸿,范根育,鲁敏,等.垃圾焚烧飞灰处置技术研究进展[J].化工进展,2013,32(7):1678-1684.
XIONG Zuhong, FAN Genyu, LU Min, et al. Treatment technologies of municipal solid waste incinerator fly ash: A review[J]. Chemical Industry and Engineering Progress, 2013, 32(7):1678-1684.

- [8] 田书磊,王琪,汪群慧,等.垃圾焚烧飞灰熔融过程中重金属固化特性[J].哈尔滨工业大学学报,2008,40(10):1576-1580.
TIAN Shulei, WANG Qi, WANG Qunhui, et al. Characteristics of heavy metals during melting and solidification of MSWI fly ash[J]. Journal of Harbin Institute of Technology, 2008, 40(10):1576-1580.
- [9] 王琪,田书磊,汪群慧,等.CaCl₂对垃圾焚烧飞灰热处理特性的影响[J].环境科学研究,2006,19(5):180-183.
WANG Qi, TIAN Shulei, WANG Qunhui et al. The effect of CaCl₂ on the heat treatment of MSWI fly ash[J]. Research of Environmental Sciences, 2006, 19(5):180-183.
- [10] WANG Qi, TIAN Shulei, WANG Qunhui, et al. Melting characteristics during the vitrification of MSWI fly ash with a pilot-scale diesel oil furnace[J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 160(2/3):376-381.
- [11] 周敏,杨家宽,肖明丹,等.垃圾焚烧飞灰熔融固化技术[J].环境卫生工程,2006,14(5):1-3.
ZHOU Min, YANG Jiakuan, XIAO Mingdan, et al. Review on the melting and solidification technologies for MSWI fly ash[J]. Environmental Sanitation Engineering, 2006, 14(5):1-3.
- [12] 关键,田书磊,郭斌.焚烧飞灰熔融特性与熔渣利用技术研究进展[J].河北工业科技,2013,30(6):466-471.
GUAN Jian, TIAN Shulei, GUO Bin. Research progress of melting characteristics of MSWI fly ash and slag utilization[J]. Hebei Journal of Industrial Science and Technology, 2013, 30(6):466-471.
- [13] 李润东.城市垃圾焚烧飞灰熔融过程的机理研究[D].杭州:浙江大学,2002.
LI Rundong. Mechanisms of melting process of municipal solid waste incineration fly ashes; Micro-and lab-scale studies[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2020.
- [14] 王雷.城市垃圾焚烧飞灰熔融处理实验研究[D].杭州:浙江大学,2003.
WANG Lei. Experimental study on the melting of municipal solid waste incineration fly ash[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2003.
- [15] MASAKI Takaoka, NOBUO Takeda, SATOSHI Miura. The Behavior of heavy metals and phosphorus in an ash melting process [J]. Water Science and Technology, 1997, 36(11):275-282.
- [16] 陶应翔.添加剂对垃圾焚烧飞灰高温熔融的影响研究[D].哈尔滨:哈尔滨工业大学,2019:1-66.
TAO Yingxiang. Effect of additives on high temperature melting of waste incineration fly ash[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2019:1-66.
- [17] 满卫东,吴宇琼,谢鹏.等离子体技术——一种处理废弃物的理想方法[J].化学与生物工程,2009,26(5):1-5.
MAN Weidong, WU Yuqiong, XIE Peng. Plasma technology: An ideal method for waste treatment[J]. Chemistry and Bioengineering, 2009, 26(5):1-5.
- [17] 林奇峰.等离子体“熔融气化炉”处置危险废物的工艺浅谈及市场展望[J].中国化工贸易,2018,10(3):7.
LIN Qifeng. A brief discussion on the process and market prospect of plasma "melting gasifier" for disposal of hazardous wastes[J]. China Chemical Trade, 2018, 10(3):7.
- [18] GAO Jing, DONG Changqing, ZHAO Ying, et al. Vitrification of municipal solid waste incineration fly ash with B2O3 as a fluxing agent [J]. Waste Management, 2020, 102:932-938.
- [19] XIE K, HU H, XU S, et al. Fate of heavy metals during molten salts thermal treatment of municipal solid waste incineration fly ashes [J]. Waste Management, 2020, 103:334-341.
- [20] MA W, FANG Y, CHEN D, et al. Volatilization and leaching behavior of heavy metals in MSW incineration fly ash in a DC arc plasma furnace[J]. Fuel, 2017, 210:145-153.
- [21] GU Q, WU W, JIN B, et al. Investigation of thermal characteristics of municipal solid waste incineration fly ash under various atmospheres: A TG-FTIR study [J]. Thermochimica Acta, 2019, 681:178402.
- [22] 奚旦立,孙裕生,刘秀英.环境检测(修订版)[M].北京:高等教育出版社,2004:28-62.
XI Danli, SUN Yusheng, LIU Xiuying. Environmental monitoring (revised version) [M]. Beijing: Higher Education Press, 2004:28-62.
- [23] 王皓,马志斌,廖洪强,等.高温下多种工业固体废弃物复配体系的熔融特性研究[J].硅酸盐通报,2017,36(1):296-300.
WANG Hao, MA Zhibin, LIAO Hongqiang, et al. Melting characteristics of complex of different types of industrial solid waste at high temperature [J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 2017, 36(1):296-300.
- [24] 马艳芳.提高神华煤灰熔融温度和熔融性的研究[D].西安:西安科技大学,2008.
MA Yanfang. Study on improving the fusibility of Shenhua-coal-ash [D]. Xi'an: Xi'an University of Science and Technology, 2008.
- [25] ANNA Maria Marabini, PAOLO Plescia, DANTE Maccari. New materials from industrial and mining wastes: Glass-ceramics and glass-and rock-wool fibre [J]. International Journal of Mineral Processing, 1998, 53(1/2):121-134.