

高钙特征焚烧飞灰的加速碳酸化处理及对重金属浸出特性的影响

王雷, 金宜英*, 聂永丰

(清华大学环境科学与工程系, 北京 100084)

摘要:针对生活垃圾焚烧飞灰的高钙含量特征,在室温下采用 CO_2 对焚烧飞灰在液固比(L:S)为 0.25:1 的条件下进行加速碳酸化处理,考察加速碳酸化处理对焚烧飞灰中重金属(As、Cd、Cu、Zn、Sb、Pb)浸出特性的影响. 焚烧飞灰 XRD 分析表明,加速碳酸化处理后飞灰中的 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 和 CaClOH 衍射峰消失,而 CaCO_3 的衍射峰增多,且强度增加.加速碳酸化处理后飞灰中铅的形态发生了改变,并且能够检测到铜的化合物.TG/DTA 分析表明,焚烧飞灰在 440°C 之前增重达到 5.70%,SEM-EDS 分析证实了 $\text{Ca}(\text{OH})_2(\text{s}) + \text{CO}_2(\text{g}) \rightarrow \text{CaCO}_3(\text{s})$ 反应的发生.焚烧飞灰加速碳酸化后的 TCLP 浸出实验表明,碳酸化时间在 2 h 内,重金属的浸出浓度除 Cd 保持不变外都显著下降;而当碳酸化时间超过 50 h 后,重金属的浸出浓度除 Pb 外普遍高于飞灰未经碳酸化处理时的浸出浓度.

关键词:生活垃圾焚烧飞灰; 加速碳酸化; 液固比; 重金属; XRD; SEM-EDS; TG/DTA; TCLP

中图分类号:X705 文献标识码:A 文章编号:0250-3301(2009)11-3399-06

Accelerated Carbonation of High Ca Content Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash and Impact on Leaching of Heavy Metal

WANG Lei, JIN Yi-ying, NIE Yong-feng

(Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China)

Abstract: The accelerated carbonation of high Ca content Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) fly ash was investigated with an L:S ratio of 0.25:1 to study the effect of accelerated carbonation on the leaching of critical heavy metals(As, Cd, Cu, Zn, Sb, Pb) in the fly ash. The results of XRD analysis showed after carbonation the peaks of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ and CaClOH disappeared, while the peaks of CaCO_3 became intense. After carbonation, the mineral phase of Pb was changed and Cu compound ($\text{CuTi}_{2.05}\text{S}_4$) was identified. The TG/DTA analysis showed the weight gain of the fly ash before 440°C reached 5.70%. Furthermore, the SEM-EDS analysis confirmed the occurrence of the reaction of $\text{Ca}(\text{OH})_2(\text{s}) + \text{CO}_2(\text{g}) \rightarrow \text{CaCO}_3(\text{s})$. The TCLP test of carbonated fly ash revealed that the leaching concentration of the critical heavy metals, except Cd, decreased within the carbonation time of 2 h. When the carbonation time was longer than 50 h, the leaching concentration of critical heavy metals, except Pb were higher than that of un-carbonated fly ash.

Key words: MSWI fly ash; accelerate carbonation; L:S; heavy metal; XRD; SEM-EDS; TG/DTA; TCLP

我国城市生活垃圾产量巨大,年增长率 8% ~ 10%,在生活垃圾无害化处理方式中焚烧处理所占的比例逐年增加,截止 2007 年底,全国已建或在建的垃圾焚烧厂处理能力已达 1 435.1 万 t/a^[1]. 根据《“十一五”全国城市生活垃圾无害化处理设施建设规划》,我国“十一五”期间将建设生活垃圾焚烧厂 82 座,处理能力达到 66 600 t/d^[2]. 而焚烧飞灰含有高浸出毒性的重金属以及高毒性当量的二噁英等污染成分,被定义为危险废物,需要特殊处理.目前,我国的生活垃圾焚烧飞灰大多尚未得到妥善处置,即使进行处理,也是采用水泥固化和石灰稳定化的方式,该方法的缺点在于固化体的体积与飞灰相比增大 2 ~ 3 倍.而其他处理方法因为技术的成熟度或成本问题而不能得到普遍推广.因此寻找适合我国国情的、简单实用、成本低廉的焚烧飞灰处理技术迫在

眉睫.

焚烧底灰的加速碳酸化处理技术因其能够有效降低底灰的 pH 值以及降低重金属溶出的可能性而得到了重视.影响焚烧底灰碳酸化的主要因素包括含水率、 CO_2 压力、反应时间、温度^[3~12]. Gerven 等^[8]认为焚烧底灰的碳酸化过程发生在最初的 24 h 内,最佳条件为 CO_2 含量 10%, 50°C , 含水率 13% ~ 25%. 然而,对焚烧飞灰的加速碳酸化处理的研究并不多见,特别是我国焚烧飞灰同时具有高钙、高可溶性盐类、高碱性的特征,加速碳酸化技术能否适用

收稿日期:2008-12-17; 修订日期:2009-03-16

基金项目:“十一五”国家科技支撑计划项目(2006BAC02A18); 江苏省科技支撑计划-社会发展项目(BE2008611)

作者简介:王雷(1978~),男,博士研究生,主要研究方向为固体废物无害化处理与资源化利用, E-mail: wlei05@mails.tsinghua.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: jinyy@tsinghua.edu.cn

于具有这种复杂特征的飞灰,有必要进行深入的研究.本试验将从加速碳酸化对焚烧飞灰的 CO₂ 吸收潜力、焚烧飞灰重金属的浸出特性、焚烧飞灰的矿物组成等方面进行研究.

1 材料与方法

1.1 材料

样品采自苏州某生活垃圾焚烧厂,该厂采用炉排焚烧炉(SEGHERS, Belgium),于 2006 年开始运行,处理能力1 000 t/d,采用半干法尾气净化工艺,布袋除尘.在焚烧炉正常稳定运行时,采集飞灰.

1.2 方法

焚烧飞灰在 105℃烘干 24 h 后,准确称量 200 g 焚烧飞灰与去离子水以液固比 0.25:1 的比例均匀混合,置于容积为1 000 mL 的圆柱形玻璃反应器内,反应器与 CO₂ 气瓶相连,CO₂ 气体等级为分析纯,流量 10 mL/min.离开反应器的 CO₂ 气体由稀 NaOH 溶液吸收.在反应到达设定时间(2、4、7、20、48、72、120、168、240 h)后,打开反应器,对样品进行称量并取出 1/10 的样品在 105℃烘干 24 h 后用于进一步分析(pH,增重,TCLP 浸出实验,XRD 分析),其余样品迅速置于反应器内继续反应,当样品的 pH 值接近中性时停止实验.

用 X 射线荧光光谱仪(XRF-1700)测定焚烧飞灰主要成分.采用 HNO₃/HF/HClO₄ 法消解后用等离子体质谱仪(ICP-MS,SERIES)分析重金属.

晶相分析采用 X-ray powder diffraction(TTR-Ⅲ),加速电压为 50kV,电流 200mA.扫描角度范围为 10°~100°,扫描速度(2θ):4(°)/min.

微区成分分析采用场发射扫描电镜(SEM-EDS,JSM-6301).

重金属浸出特性实验按照 TCLP 进行,固液混合物采用 0.45 μm 微孔滤膜过滤,滤液采用硝酸酸化至 pH<2,备测重金属含量.

使用热分析仪(NETZSCH STA 409C)研究焚烧飞灰吸收 CO₂ 的能力.升温速率 30℃/min,载气为 CO₂,流量为 80 mL/min.

2 结果与分析

2.1 垃圾焚烧飞灰的化学组成

表 1 给出了焚烧飞灰的化学成分.焚烧飞灰的主要元素为 Ca、Si、Al、K、Fe、Na,与一般矿物的元素组成较为近似.焚烧飞灰的化学组成呈现出 3 个主

要特点:①氯盐含量高.Zhu 等^[13,14]使用 XANES(X-ray absorption near edge spectra)对焚烧飞灰中氯的存在形态进行了研究,结果表明约 30%是以 NaCl 形态存在,约 13%以 KCl 形态存在,56%是以类佛罗德盐存在.当焚烧烟气中 HCl 浓度高时重金属会形成氯化物,从而导致焚烧飞灰在高温热处理过程中重金属元素的大量挥发.②高 Ca/Si 比,即 CaO 含量高而 SiO₂ 含量相对较低.③易溶盐(K⁺、Na⁺、Ca²⁺、Cl⁻、SO₄²⁻)含量高,这是困扰焚烧飞灰稳定化处理与资源化利用的主要原因之一^[15].

表 1 焚烧飞灰的化学组成和重金属含量

Table 1 Chemical composition in major and minor elements of MSWI fly ash					
物质	含量/%	重金属	含量/mg·kg ⁻¹	重金属	含量/mg·kg ⁻¹
CaO	53.02	Zn	5 278.50	As	20.34
SiO ₂	4.36	Pb	2 251.40	Mo	17.14
Al ₂ O ₃	0.94	Cu	1 426.50	Zr	11.17
TiO ₂	0.56	Cr	103.21	Ag	8.12
Fe ₂ O ₃	1.75	Cd	96.97	Nb	5.42
Cl	18.88	Sb	650.50	Bi	6.66
Na ₂ O	5.71	Sn	534.85	Hg	2.77
K ₂ O	5.46	Ba	274.90	Ga	2.46
P ₂ O ₅	0.26	Sr	125.65	Ce	0.39
MnO	0.30	Ni	73.25	La	0.28
SO ₃	5.18	W	22.14	Nd	0.08
		Co	21.43		

图 1 对比了本研究与文献焚烧飞灰的主要元素含量^[16,17],可见钙的含量超过文献数据最大值,钠、氯、铁基本和文献数据平均值相当,镁、铝、硅、硫、钾、钛的含量则明显低于文献数据平均值.其主要原因是随着焚烧炉污染排放标准的提高,焚烧烟气净化系统中喷钙量大幅度增加,使得焚烧飞灰的钙含量非常高,接近甚至超过 50%,从而降低了其他元素的含量.然而焚烧飞灰的高钙含量使得焚烧飞灰具有很高的酸缓冲能力^[18,19],并且为焚烧飞灰吸收

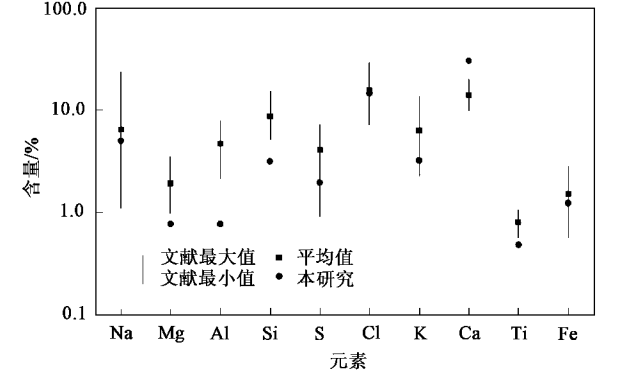


图 1 焚烧飞灰主要元素含量与文献值对比

Fig.1 Comparison of the major elements of MSWI fly ash with literature values

二氧化碳,固定重金属提供了可能^[20].

2.2 焚烧飞灰的 CO₂ 吸收特性

图2为焚烧飞灰的 TG-DTA-DTG 曲线.焚烧飞灰在加热过程中分为增重(345~440℃)和失重阶段(0~200、440~900、900~1 155℃),在 200℃之前失重主要由脱水过程导致(包括吸附水、结晶水、结构水).345~440℃之间样品增重 5.70%,这是由于反应过程中碳酸钙的生成,该结果与 Baciocchi 等^[21]的研究结果一致.他们采用直接气固接触法研究了医疗垃圾焚烧飞灰的碳酸化能力,发现在 400℃时飞灰的碳酸化程度最大,达到了 57%.440~900℃之间的失重是由于碳酸钙的分解造成,对应于 DTA 曲线上峰值位于 914℃的吸热峰.900~1155℃之间失重主要是由于氯盐的挥发、CaSO₄ 的分解造成^[22].

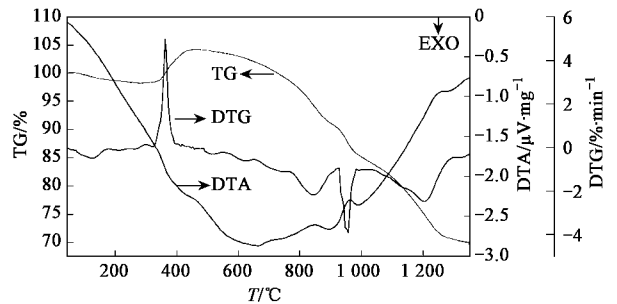


图2 焚烧飞灰的 TG-DTA-DTG 曲线
Fig.2 TG-DTA-DTG curves of MSWI fly ash

2.3 焚烧飞灰的矿物形态变化

加速碳酸化处理对生活垃圾焚烧飞灰中矿物相影响见表2,图3为焚烧飞灰中的主要矿物形态.这些矿物相大致可分为3类:①氯盐类,以 NaCl、KCl 以及类佛罗德盐等为主;②焚烧炉烟气净化过程中生成的物质,如 CaCO₃、CaSO₄、CaClOH 和 Ca(OH)₂;③燃烧过程中矿物在高温下再结晶所形成的物种,包括玻璃相物质,石英、钙铝黄长石(Ca₂Al₂SiO₇)以及铝硅酸盐类.钙阳离子以复杂的硅酸盐或铝硅酸

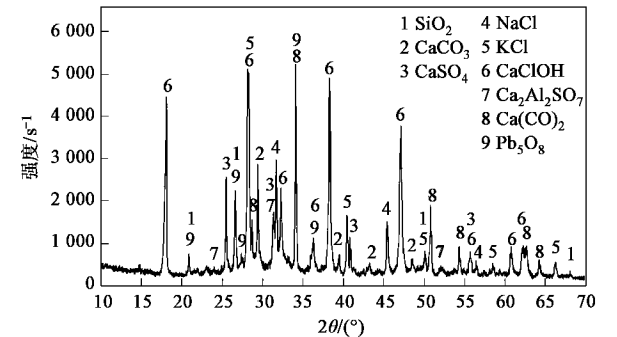


图3 焚烧飞灰的 XRD 图谱
Fig.3 X-ray diffractogram spectra of MSWI fly ash

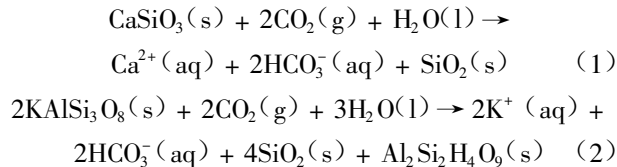
盐类的形式存在,这些物质的组成因为燃烧条件的不同而差别很大,同时此类化合物在谱图上有重叠.飞灰颗粒由多晶聚合体、无定形玻璃态物质组成,Kida 等^[23]利用 X-ray 光电子光谱仪(XPS)发现一般硅铝酸盐类主要分布于飞灰颗粒的内部而 Na、K、S、Zn 则多分布于飞灰颗粒的表面,在球形表面富集的重金属在酸性或者碱性的环境下会快速溶出.

表2 加速碳酸化处理对生活垃圾焚烧飞灰中矿物相的影响
Table 2 Effect of accelerated carbonation on the crystal phases in MSWI fly ash

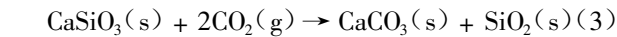
物相	OFA ¹⁾	CFA ²⁾	TCFA ³⁾
KCl	✓	✓	
NaCl	✓	✓	
CaSO ₄	✓	✓	✓
CaCO ₃	✓	✓	✓
Ca(OH) ₂	✓		
SiO ₂	✓	✓	✓
CaClOH	✓		
Ca ₂ Al ₂ SiO ₇			
Pb ₅ O ₈	✓		
PbO ₂		✓	✓
(Cu、Ti、S) compounds		✓	✓
CrSi			✓
Sb ₆ FePb ₄ S ₁₄			✓
PbSe			✓
Ca(Fe、Ti、Si、O) compounds		✓	✓

1)OFA: 原飞灰; 2)CFA: 碳酸化处理后的飞灰; 3)TCFA: 加速碳酸化处理后的飞灰经过 TCLP 浸出实验后样品

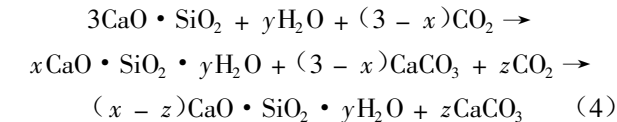
焚烧飞灰的一些矿物相本身是存在于自然界的,这些矿物在漫长的地质年代中可以与 CO₂ 反应,Kojima 等^[24]给出了一些矿物的反应,见反应式(1)~(3):



反应终止时生成溶液中的 HCO₃⁻,如果反应中消耗的 CO₂ 较少,则会生成碳酸盐,如:



硅酸盐的碳酸化反应可以用方程(4)描述.即首先发生碳酸化和水化反应,稍后是二次碳酸化反应:



焚烧飞灰的矿物特征使得焚烧飞灰可以在一定

程度上吸收 CO₂, 这可以在图 2 中得到证实. 理论上焚烧飞灰吸收 CO₂ 的能力可以用 Stenoir 方程预测:

$$\text{CO}_2(\%) = 0.785(\text{CaO} - 0.7\text{SO}_3) + 1.09\text{Na}_2\text{O} + 0.93\text{K}_2\text{O} \quad (5)$$

Ca(OH)₂ 和 CaClOH 是造成焚烧飞灰高 pH 值的重要原因, 并直接影响着重金属的浸出行为. 这 2 种物质都能够与 CO₂ 反应, 有效的降低焚烧飞灰的 pH 值, 从而降低重金属的浸出. 加速碳酸化处理后 (图 4), Ca(OH)₂ 和 CaClOH 衍射峰消失, 而 CaCO₃ 的衍射峰增多, 反应见式(6)~(8):

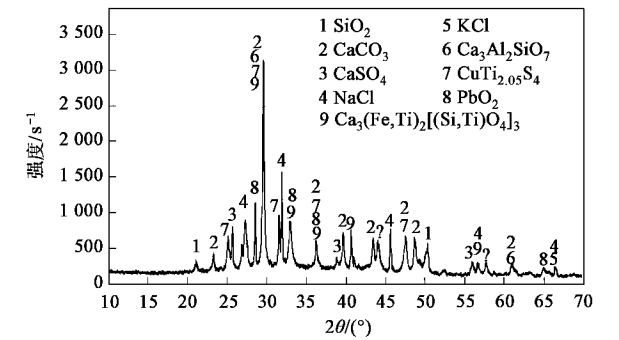
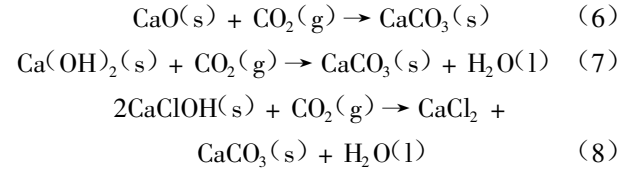


图 4 加速碳酸化后焚烧飞灰的 XRD 图谱

另外, 除了钙元素, 焚烧飞灰中的重金属 (Co、Ni、Cu、Zn) 也可以与 CO₂ 反应生成溶解度很小的碳酸盐, 降低溶出的可能性.

由于焚烧飞灰中重金属含量较低, 在原始飞灰中除 Pb₅O₈ 外未检测到其他重金属化合物. 加速碳酸化处理后, 可以检测到 CuTi_{2.05}S₄, 对经过 TCLP 测试的加速碳酸化处理后焚烧飞灰进行分析 (图 5),

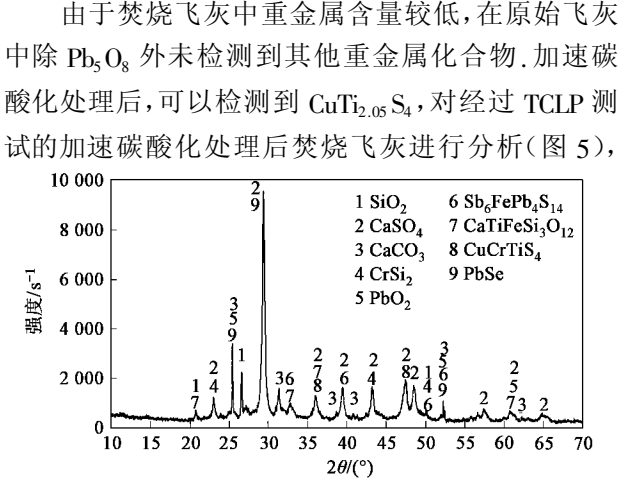


图 5 加速碳酸化后焚烧飞灰经 TCLP 浸出实验后的 XRD 图谱

Fig.5 X-ray diffractogram spectra of carbonated fly ash after TCLP test

发现 NaCl 和 KCl 消失, 而能够检测到 Pb、Sb、Cr 和 Cu 的复杂化合物.

采用 SEM-EDS 对焚烧飞灰加速碳酸化后的样品进行了分析, 结果如图 6. 可见焚烧飞灰经过加速碳酸化处理后颗粒直径较大, 由 EDS 分析可以判断该区域的成分为 Al₂O₃、CaCO₃ 和 Ca(OH)₂.

2.4 加速碳酸化处理对重金属浸出特性的影响

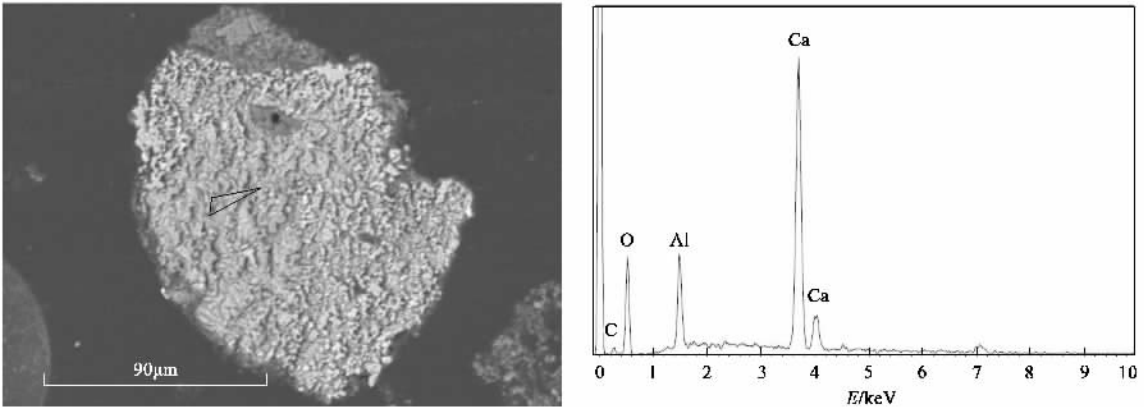
TCLP 法模拟的是工业固体废物填埋场在不规范填埋处置且受酸雨影响条件下, 有毒物质浸出污染地下水的过程^[25,26]. 为了考察加速碳酸化对焚烧飞灰中重金属的固定效果, 根据毒性特征浸出程序 (TCLP) 对焚烧飞灰的浸出特性进行了研究, 结果如图 7 所示. 可见重金属因种类的不同浸出行为差异较大, 大致可分为 4 类: ①As 和 Sb. 随着碳酸化时间的增加, 浸出浓度先下降, 然后迅速增加并达到峰值, 随后缓慢下降; ②Cu 和 Zn. 在短时间内, 浸出浓度下降, 而后迅速上升到较高值, 随后缓慢增加; ③Cd. 浸出浓度随碳酸化时间的增加而持续增加; ④Pb. 浸出浓度随碳酸化时间增加迅速下降, 而后缓慢增加. 总体上, 碳酸化时间在 2h 内, 重金属的浸出浓度除 Cd 保持不变外都显著下降; 而当碳酸化时间超过 50 h 后, 重金属的浸出浓度除 Pb 外普遍高于飞灰未经碳酸化处理时的浸出浓度. 表 3 列出了危险废物的相关鉴别标准限值以及危险废物填埋的相关控制限值. 可见焚烧飞灰经过加速碳酸化处理后, Cd 和 Pb 的浸出浓度低于危险废物的鉴别标准限值, 同时也远低于进入危险废物填埋区的控制限值.

表 3 焚烧飞灰的浸出毒性限值 (TCLP)/mg·L⁻¹

Table 3 Limit values of extract toxicity of MSWI fly ash by TCLP/mg·L ⁻¹		
项目	鉴别标准	入场限值
Cd	1.0	10
Cu	—	250
Pb	5.0	50
Zn	—	250

3 结论

- (1) 焚烧飞灰具有钙含量非常高, 钠、氯、镁、铝、硅、硫、钾、钛的含量明显低的特征, 主要原因是烟气净化过程中喷钙量大, 从而导致其他元素含量相对下降.
- (2) 焚烧飞灰 XRD 分析表明, 加速碳酸化处理后飞灰中的 Ca(OH)₂ 和 CaClOH 衍射峰消失, 而 CaCO₃ 的衍射峰变多, 且强度增加.
- (3) 加速碳酸化可以有效的降低焚烧飞灰的



图中箭头所示微区元素的原子百分比为 C: 3.05%; O: 63.51%; Al: 6.09%; Ca: 27.83%

图 6 焚烧飞灰加速碳化化后的 SEM 照片和 EDS 图谱
Fig.6 SEM photo and EDS spectra of carbonated fly ash

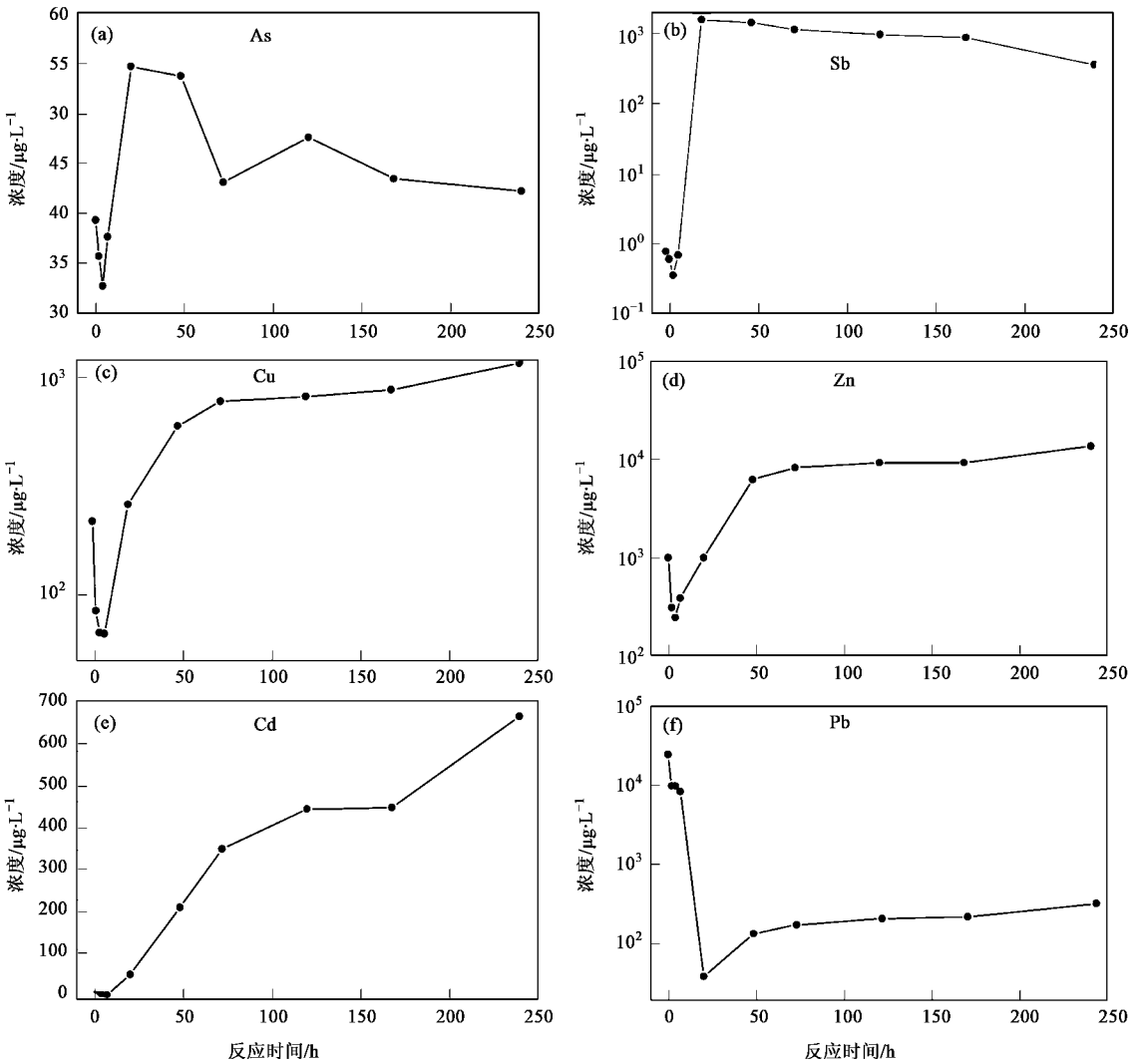


图 7 加速碳化化时间对 As、Sb、Cu、Zn、Cd、Pb 浸出浓度的影响

Fig.7 Effect of carbonation time on the leaching concentrations of As, Sb, Cu, Zn, Cd, Pb

pH 值.

(4) 碳酸化时间在 2 h 内, 重金属的浸出浓度除 Cd 保持不变外都显著下降; 而当碳酸化时间超过 50 h 后, 重金属的浸出浓度除 Pb 外普遍高于飞灰未经碳酸化处理时的浸出浓度. 焚烧飞灰经过加速碳酸化处理后, Cd 和 Pb 的浸出浓度低于危险废物的鉴别标准限值, 同时也远低于进入危险废物填埋区的控制限值.

参考文献:

- [1] 国家统计局. 中国城市建设统计年鉴(2007)[M]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2008.
- [2] 徐文龙, 刘晶昊. 我国垃圾焚烧技术现状及发展预测[EB/OL]. <http://www.chinaenvironment.com/view/ViewNews.aspx?k=20071220171205375>.
- [3] Arickx S, Gerven T V, Vandecasteele C. Accelerated carbonation for treatment of MSWI bottom ash[J]. J Hazard Mater, 2006, **B137**: 235-243.
- [4] Bertos M F, Li X M, Simons S J R, *et al.* Investigation of accelerated carbonation for the stabilisation of MSW incinerator ashes and the sequestration of CO₂[J]. Green Chem, 2004, **6**(8): 428-436.
- [5] Rendek E, Ducom G, Germain P. Carbon dioxide sequestration in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash[J]. J Hazard Mater, 2006, **B128**: 73-79.
- [6] Ecke H. Sequestration of metals in carbonated municipal solid waste incineration (MSWI) fly ash[J]. Waste Manage, 2003, **23**(7): 631-640.
- [7] Ecke H, Menad N, Lagerkvist A. Carbonation of Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash and the Impact on Metal Mobility[J]. J Envir Engng, 2003, **129**(5): 435-440.
- [8] Gerven T V, Keer E V, Arickx S, *et al.* Carbonation of MSWI-bottom ash to decrease heavy metal leaching, in view of recycling[J]. Waste Manage, 2005, **25**(3): 291-300.
- [9] 胡雨燕, 陈德珍, 袁园, 等. CO₂ 对飞灰稳定化效果的影响[J]. 能源环境保护, 2004, **18**(3): 14-18.
- [10] He P J, Zhang H, Shao L M, *et al.* Leaching of carbonated air pollution control residues using compliance leaching tests[J]. J Environ Qual, 2006, **35**(2): 442-449.
- [11] Chimenos J M, Fernandez A I, Nadal R, *et al.* Short-term natural weathering of MSWI bottom ash[J]. J Hazard Mater, 2000, **B79**: 287-299.
- [12] Polettini A, Pomi R. The leaching behavior of incinerator bottom ash as affected by accelerated ageing[J]. J Hazard Mater, 2004, **113** (1-3): 209-215.
- [13] Zhu F F, Takaota M, Oshita K, *et al.* The study on chemical form of chloride in raw fly ash[A]. In: The 13th Seminar of JSPS-MOE Core University Program on Urban Environment[C]. Beijing: 2007, 427-439.
- [14] Zhu F, Takaoka M, Shiota K, *et al.* Chloride chemical form in various types of fly ash[J]. Environ Sci Technol, 2008, **42**(11): 3932-3937.
- [15] Mangialarid T, Paolini A E, Polettini A, *et al.* Optimization of the solidification/stabilization process of MSW fly ash in the cementitious matrices[J]. J Hazard Mater, 1999, **70**(1): 53-70.
- [16] Abbas Z, Steenari B M, Lindqvist O. A study of Cr⁶⁺ in ashes from fluidized bed combustion of municipal solid waste: leaching, secondary reactions and the applicability of some speciation methods[J]. Waste Manage, 2001, **21**(8): 725-739.
- [17] 刘峰. 焚烧飞灰的烧结工艺及重金属固定效应研究[D]. 北京: 清华大学, 2006.6-7.
- [18] Jonhson C, Brandenberger S, Baccini P. Acid neutralizing capacity of municipal waste incinerator bottom ash[J]. Environ Sci Technol, 1995, **29** (1) 142-147.
- [19] Lo H M, Liao Y L. The metal-leaching and acid-neutralizing capacity of MSW incinerator ash co-disposed with MSW in landfill sites[J]. J Hazard Mater, 2007, **142**(1-2): 512-519.
- [20] Anthony E J, Jia L, Woods J, *et al.* Pacification of high calcic residues using carbon dioxide[J]. Waste Manage, 2000, **20** (1): 1-13.
- [21] Baciocchi R, Polettini A, Pomi R, *et al.* CO₂ sequestration by direct gas-solid carbonation of air pollution control (APC) residues[J]. Energ Fuel, 2006, **20**(5): 1933-1940.
- [22] Bethanis S, Cheeseman C R, Sollars C J. Properties and microstructure of sintered incinerator bottom ash[J]. Ceram Int, 2002, **28**(8): 881-886.
- [23] Kida A, Noma Y, Imada T. Chemical speciation and leaching properties of elements in municipal incinerator ashes[J]. Waste Manage, 1996, **16**(5-6): 527-536.
- [24] kojima T, Nagamine A, Ueno N, *et al.* Absorption and fixation of carbon dioxide by rock weathering[J]. Energ Convers Manage, 1997, **38**(S1): S461-S466.
- [25] 段华波, 王琪, 黄启飞, 等. 危险废物浸出毒性试验方法的研究[J]. 环境监测管理与技术, 2006, **18**(1): 8-11.
- [26] USA, Environment protection agency office of solid waste. Hazardous waste characteristics scoping study[R]. Washington DC: 1996.