

添加剂和水洗对焚烧飞灰烧结过程中重金属迁移特性的影响

王雷^{1,2}, 金宜英^{1*}, 聂永丰¹, 刘建国¹, 李润东²

(1. 清华大学环境科学与工程系, 北京 100084; 2. 沈阳航空工业学院辽宁省能源(联合)重点实验室, 沈阳 110034)

摘要: 研究了添加剂(粘土和粉煤灰)、水洗预处理对焚烧飞灰烧结过程重金属(Cd、Cu、Zn、Pb、Cr、Ni)迁移特性的影响。水洗时间为 8、16、24 h。烧结实验条件为成型压力 3 kN, 烧结温度 1 100℃, 烧结时间 4 h。结果表明, 在飞灰中粘土添加比例增加到 70% 时, 重金属 Cd 的固化率从 16.96% 升高到 28.42%, Pb 的固化率从 10.58% 升高到 37.02%, Cu 的固化率从 46.38% 上升到 55.14%, Zn 的固化率从 42.14% 上升到 64.47%, Ni 和 Cr 的固化率总体上呈现下降的趋势。总体上添加粘土对焚烧飞灰烧结过程中重金属的固定效果有限。当粉煤灰在烧结前样品中的比例增加时, Cd 的固化率从 16.96% 下降到 4.67%, Cu 的固化率从 46.86% 上升到 81.43%。粉煤灰的加入对于 Zn 和 Pb 的影响不大, 对于 Ni 和 Cr 的影响规律也不明显。水洗预处理可以把 Cd、Cu 和 Pb 的固化率提高到 80% 以上。焚烧飞灰烧结体 TCLP 浸出测试表明, 添加粘土和粉煤灰以及水洗预处理后, 焚烧飞灰烧结试体的重金属浸出浓度普遍较低。

关键词: 焚烧飞灰; 添加剂; 水洗; 重金属; 烧结; 迁移特性; 毒性特征浸出程序

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)04-1232-06

Effect of Additive and Washing Pre-treatment on Heavy Metal Vaporization During Sintering Process of MSWI Fly Ash

WANG Lei^{1,2}, JIN Yi-ying¹, NIE Yong-feng¹, LIU Jian-guo¹, LI Run-dong²

(1. Department of Environmental Science and Engineering, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Key Laboratory of Energy of Liaoning, Shenyang Institute of Aeronautical Engineering, Shenyang 110034, China)

Abstract: An experimental work was carried out to investigate the effect of additives (clay and coal fly ash) and washing-pretreatment on the stabilization of critical heavy metals (Cd, Cu, Zn, Pb, Cr, Ni) during a sintering process of municipal solid waste incinerator (MSWI) fly ash. The proportions of the three constituents were varied to adjust the mixture compositions. The washing time were 8 h, 16 h and 24 h. The material was compacted in cylindrical specimens at 3 kN and treated at 1 100℃ for 4 h. When the clay content was increased to 70%, the stabilized ratio was increased from 16.96% to 28.42% for Cd, from 10.58% to 37.02% for Pb, from 46.38% to 55.14% for Cu, from 42.14% to 64.47% for Zn, but the stabilized ratio of Ni and Cr was decreased. When coal fly ash was increased in the MSWI fly ash, the stabilized ratio was decreased from 16.96% to 4.67% for Cd, increased from 46.86% to 81.43% for Cu, but the addition of coal fly ash did not increased the stabilized ratio of Zn, Pb, Ni and Cr. Washing pre-treatment increased the stabilized ratio of Cd, Cu and Pb significantly. The leaching behavior of the heavy metals in the sintered products was studied by the toxicity characteristic leaching procedure (TCLP), the results showed that the leaching concentration of the six heavy metals were very low.

Key words: MSWI fly ash; additives; washing pre-treatment; heavy metal; sintering; vaporization; toxicity characteristic leaching procedure (TCLP)

我国城市生活垃圾产生量增加迅速, 在生活垃圾的处理方式中焚烧所占的比例一直呈上升趋势。对炉排炉而言, 垃圾焚烧后约会产生 3% ~ 5% 的飞灰^[1], 焚烧飞灰由于其重金属物质的高浸出毒性以及二英类化合物的高毒性当量而被规定为危险废物, 需要特殊处理^[2]。鉴于我国焚烧飞灰的现状, 如何采取适当的技术处理垃圾焚烧飞灰, 并达到稳定化、无害化和资源化, 已成为当前亟待解决的问题。烧结处理方法因其产物稳定性高、并可以实现资源化利用等优势而得到重视。

Mangialardi^[3]认为焚烧飞灰烧结的最佳工况是

水洗预处理, 烧结温度 1 140℃, 烧结时间 1 h, 烧结产物的抗压强度可达 2.8 MPa。Wang 等^[4,5]的研究结果表明, 焚烧飞灰在 1 100℃ 烧结温度下, 烧结产物的抗压强度为 6 ~ 8 MPa, 而当烧结温度提高到 1 140℃ 时, 烧结产物的抗压强度可以达到 12 MPa。Poletti 等^[6]采用长石生产中的废物和碎玻璃作为

收稿日期: 2008-05-22; 修订日期: 2008-11-03

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: jinyi@tsinghua.edu.cn

调质添加剂,烧结产物的无侧限抗压强度在 27.8 ~ 53.6 MPa 之间。

在研究焚烧飞灰烧结产物资源化应用的同时,必须关注焚烧飞灰在烧结过程中可能引起的二次污染以及烧结产物对环境的影响。高温烧结一般能分解破坏焚烧飞灰中 99% 以上的二噁英污染物^[7,8],因此焚烧飞灰烧结产物资源化应用应该重点关注重金属类污染物。已有研究表明,焚烧飞灰中的重金属在高温热处理过程中会大量挥发^[9-12],氯化反应对重金属氧化物挥发有明显促进作用^[13-16],烧结温度和烧结时间增加,烧结产物中 Cr 的浸出会增加^[17,18]

表 1 焚烧飞灰的化学组成/%
Table 1 Chemical composition of MSWI fly ash/%

组分	SiO ₂	CaO	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	TiO ₂	CuO	ZnCl ₂	P ₂ O ₅
质量分数	17.66	34.79	3.94	12.04	2.66	8.11	12.02	0.91

表 2 焚烧飞灰、粉煤灰以及粘土的重金属含量/mg·kg⁻¹
Table 2 Concentration of heavy metals in MSWI fly ash, coal fly ash and clay/mg·kg⁻¹

项目	Cd	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni
飞灰	42.73	701.2	310.2	1273.8	367	242.3
粉煤灰	2.5	25.06	28.8	36.33	24.3	3.75
粘土	3.7	34.94	14.58	84.87	21.21	63.65

1.2 方法

实验采用干式轴加压成形法(液压仪,压力范围 0 ~ 120 kN,日本岛津),焚烧飞灰与添加剂均匀混合后,将样品压制成圆柱形试体,试体的大小为 φ15.2 mm × 15 mm。试体在高温箱形电阻炉(SX-10-12 型,功率 10 kW,温度上限为 1 250℃)中恒温烧结一定时间。试体取出后,在空气中自然冷却形成坚硬致密的烧结试体。

烧结试体经过粉碎、研磨后,通过 150 目分样筛,采用 HNO₃-HF-HClO₄ 方法对样品进行消解。称约 0.5 g 样品,置于聚四氟乙烯烧杯中,加浓硝酸 10 mL,待激烈反应停止后,移至低温电热板上,加热溶解 1 h。取下,冷却,加入浓氢氟酸 5 mL,加热煮沸 10 min。取下,冷却,加入高氯酸 5 mL,蒸发至近干。然后再加高氯酸 2 mL,再次蒸发至近干,残渣为灰白

本试验采用粘土和粉煤灰作为添加剂,并对焚烧飞灰进行水洗预处理,探讨烧结过程中重金属(Cd、Cu、Zn、Pb、Cr、Ni)的迁移特性以及烧结产物中重金属的浸出特性。

1 材料与方法

1.1 材料

本试验所采用的焚烧飞灰取自南方某生活垃圾焚烧厂,其成分组成如表 1。焚烧飞灰、粉煤灰以及粘土的重金属含量见表 2。样品在马弗炉中于 105℃ 下烘干 24 h,经过研磨,焚烧飞灰通过 150 目分样筛。

色。冷却,加入 25 mL 1% HNO₃,煮沸溶液残渣,移至校准过的 50 mL 聚丙烯容量瓶中,定容备测。

烧结试体的重金属浸出特性采用 TCLP 方法分析。烧结试体经过粉碎、研磨,通过 150 目分样筛,进行 TCLP 测试,混合液以 0.65 μm 微孔滤膜过滤。

重金属含量采用原子吸收光谱仪(Perkin Elmer Analyst 200)分析。

焚烧飞灰的水洗预处理是将去离子水与飞灰以液固比为 10:1 的比例混合,置于聚乙烯瓶中,盖紧瓶盖,置于往复式水平振荡器上,以 (110 ± 10) r/min 的频率进行振荡。到达设定的振荡时间后,使用 0.45 μm 微孔滤膜进行过滤,将水洗后的焚烧飞灰在马弗炉中于 105℃ 下烘干 24 h。

2 结果与分析

飞灰烧结的目的一方面是烧结产物能够资源化,另一方面在于将重金属固化在烧结产物致密的晶格结构中,从而使重金属溶出的可能性降低,达到控制重金属污染的目的。为了对各种重金属在烧结过程中固定在烧结试体中的多少进行评价,引入固化率的概念:

$$\text{固化率} = \frac{\text{烧结试体的重金属含量} \times \text{烧结试体质量}}{\text{烧结前试体中的重金属含量} \times \text{烧结前试体质量}} \times 100\%$$

(1)

2.1 粘土添加剂对重金属固化率的影响

前期研究表明焚烧飞灰在成型压力 3 kN, 1 100℃,烧结 4 h 的条件下烧结试体的抗压强度只有 8.75 MPa,而通常认为烧结试体的抗压强度达到 15 MPa 以上才具有资源化应用潜力^[19],因此单纯的

飞灰烧结不能满足作为骨料资源化的要求。添加粘土可以非常有效地提高烧结试体的抗压强度,样品中添加 30% 的粘土后,仅仅在 3 kN 的成型压力下于 1 100℃,烧结 4 h,烧结试体的抗压强度就可以超过 15 MPa(数据另文发表)。

图 1 是成型压力 3 kN, 1 100℃, 烧结 4 h, 不同粘土添加量条件下烧结试体的重金属固化率. 可见未添加粘土的工况下重金属的挥发特性差别较大, Cd 和 Pb 挥发剧烈, 在烧结试体中的固化率分别只有 16.96% 和 10.58%. 而飞灰中 Pb 主要以 PbO 和 PbCl₂ 形式存在, PbO 熔点 886℃, 沸点 1472℃, PbCl₂ 熔点 501℃, 沸点 950℃. 因此 1 100℃ 下挥发较剧烈且迅速. 飞灰中 Cd 主要以 CdO 和 CdCl₂ 形式存在, 而 CdO 熔点 900 ~ 1 000℃, 沸点 1 559℃, CdCl₂ 的熔点 568℃, 沸点为 960℃. 由此可以判断本实验所用焚烧飞灰中, Cd 主要以氯化物形式存在. Jakob 等^[9,10] 研究证实在 1 100℃, 空气气氛下, Cd 和 Pb 的挥发率可达 98% ~ 100%. Cu、Zn 和 Ni 在烧结试体中的固化率分别为 46.38%、42.14% 和 59.14%, 说

明这 3 种元素的挥发也比较强烈. 而 Cr 的固化率在 6 种重金属中是最高的, 但也只有 78.93%. 总体上焚烧飞灰在烧结过程中重金属的挥发非常强烈.

在飞灰中添加一定量的粘土后 (10%、30%、50%、70%), 重金属 Pb、Cd 和 Zn 在烧结试体中的固化率明显增加, 粘土添加比例增加到 70% 时, Pb 的固化率从 10.58% 升高到 37.02%, Cd 的固化率从 16.96% 升高到 28.42%, Zn 的固化率从 42.14% 上升到 64.47%. Cu 的固化率从 46.38% 上升到 55.14%, 增加幅度较小. 对于 Ni 和 Cr, 粘土添加剂的增加使得这 2 种重金属的固化率呈现下降的趋势. 尽管粘土添加比例已经达到 70%, 多数 Cd 和 Pb 在烧结过程中仍挥发掉了, 其他重金属的固化率也都小于 65%.

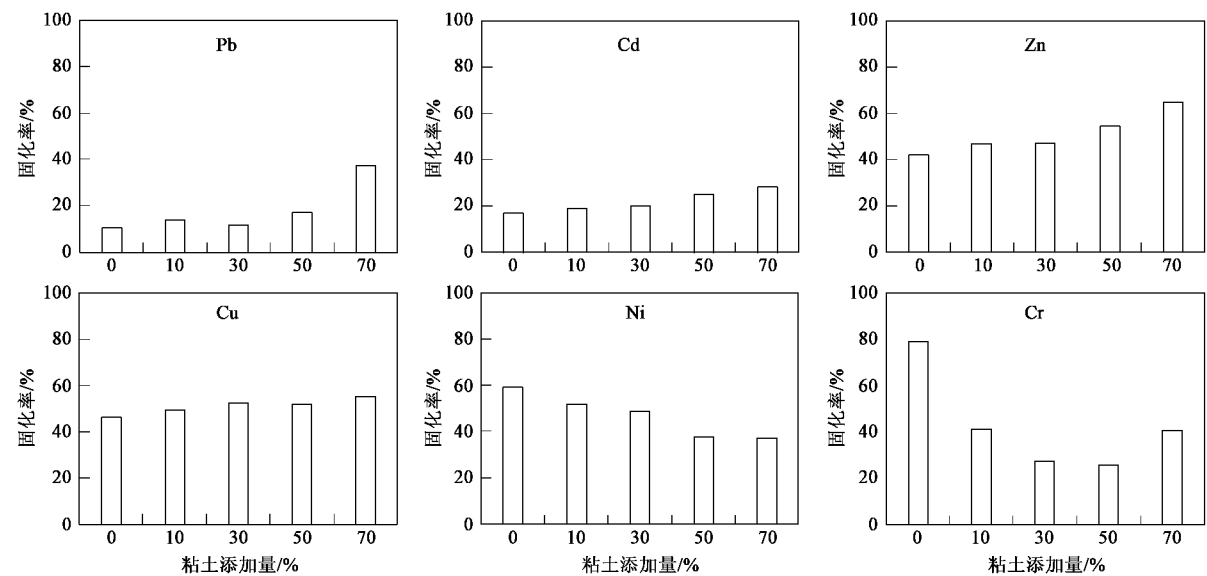


图 1 粘土添加剂对重金属固化率的影响

Fig.1 Effect of clay on solidification of heavy metals during sintering

2.2 粉煤灰和粘土添加剂对重金属固化率的影响

为了提高焚烧飞灰烧结产物的工程特性, 需要对焚烧飞灰进行适当的预处理和添加剂的调质. 主要采用的添加剂包括化学试剂 (如 SiO₂、CaO)、粘土类物质 (如粘土、高岭土、膨润土)、矿物类物质 (如长石) 或碎玻璃^[3,6]. 但在添加剂调质的研究方面缺乏对不同添加剂协同调质作用的研究, 以及对低价值的工业废物 (如粉煤灰、铁矿渣) 作添加剂的研究.

图 2 给出了成型压力 3 kN, 烧结温度 1 100℃, 烧结时间 4 h 条件下粘土和粉煤灰对烧结试体重金属固化率的影响. 当粉煤灰添加比例增加, Cd 的固化率从 16.96% 下降到 4.67%, 而 Cu 的固化率则得

到了显著的提高, 从未加粉煤灰时的 46.86% 到加入粉煤灰后最高为 81.43%. 粉煤灰的加入对于 Zn 和 Pb 的固化率没有显著影响, 粉煤灰在样品中的比例在 0 ~ 33% 之间时, Zn 的固化率在 30.8% ~ 44% 之间, Pb 的固化率在 10.58% ~ 21.02% 之间. 同样对于 Ni 和 Cr 的影响规律也不明显. 这是由于粘土也会对重金属固化产生影响, 当粘土和粉煤灰同时存在时, 其对重金属的影响可能较为复杂.

2.3 水洗预处理对重金属固化率的影响

水洗预处理可以有效降低焚烧飞灰在未加压成型的条件下烧结过程中重金属的挥发^[16]. 焚烧飞灰在水洗过程中一部分重金属会进入溶液中, Wang

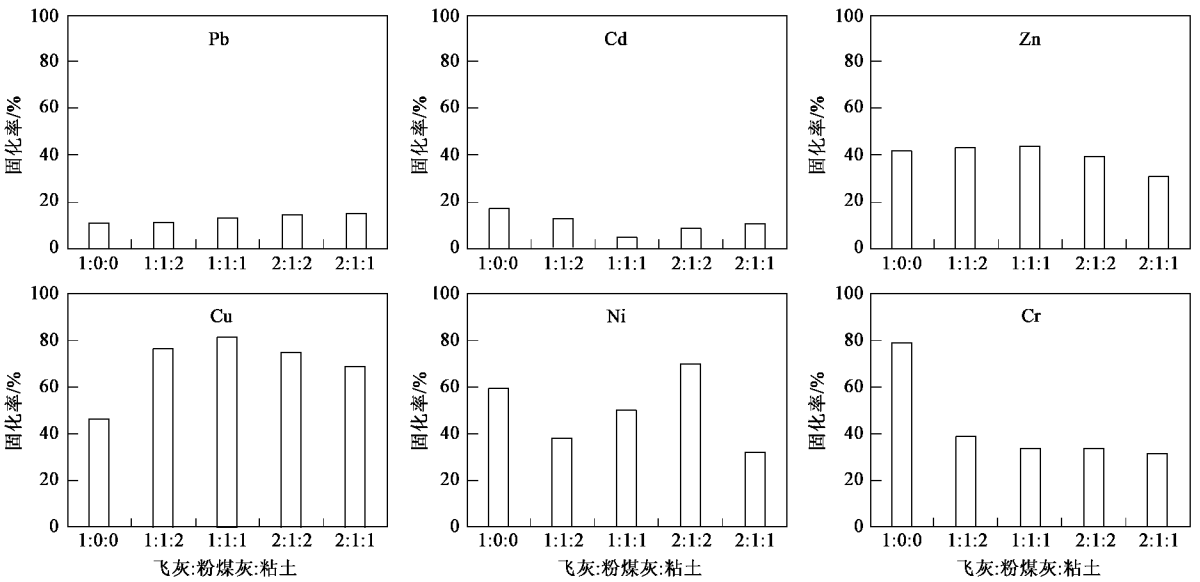


图 2 粉煤灰和粘土对重金属固化率的影响

Fig.2 Effect of coal fly ash and clay on solidification of heavy metals during sintering

等^[20]研究表明 Pb 的溶出量约为原飞灰中重金属总量的 2%,Cd、Cu 和 Zn 均小于 1%,Cr 的溶出较多,在 2% ~ 13.42% 之间.本研究在计算重金属固化率时不考虑重金属的溶出,使用原飞灰中重金属含量计算.

图 3 给出了水洗预处理对焚烧飞灰在成型压力 3 kN,烧结温度 1 100℃,烧结时间 4 h 条件下烧结试体重金属固化率的影响.水洗时间分别为 8、16、24 h.可见水洗预处理可以有效地提高重金属在烧结试体中的固化率,其中对于 Pb、Cd 和 Cu 的效果更为明

显.焚烧飞灰经过水洗后这 3 种重金属的固化率可以达到 80% 以上.

焚烧飞灰中含有较高含量的 Cl,Cl 的主要存在形态包括 NaCl、KCl、CaCl₂、CaClOH 以及类佛罗德盐 (Friedel's salt)^[21~23],而可溶性氯盐是造成烧结过程中重金属挥发的一个重要原因^[13~16].NaCl 和 KCl 在纯水中的溶解度分别为 5 mol·L⁻¹ 和 4 mol·L⁻¹,在溶液中可能的溶出机制为迁移控制.在水洗过程中,可溶性氯盐会溶解,使飞灰中的氯盐含量大为降低^[24],从而提高烧结过程中重金属的固化率.

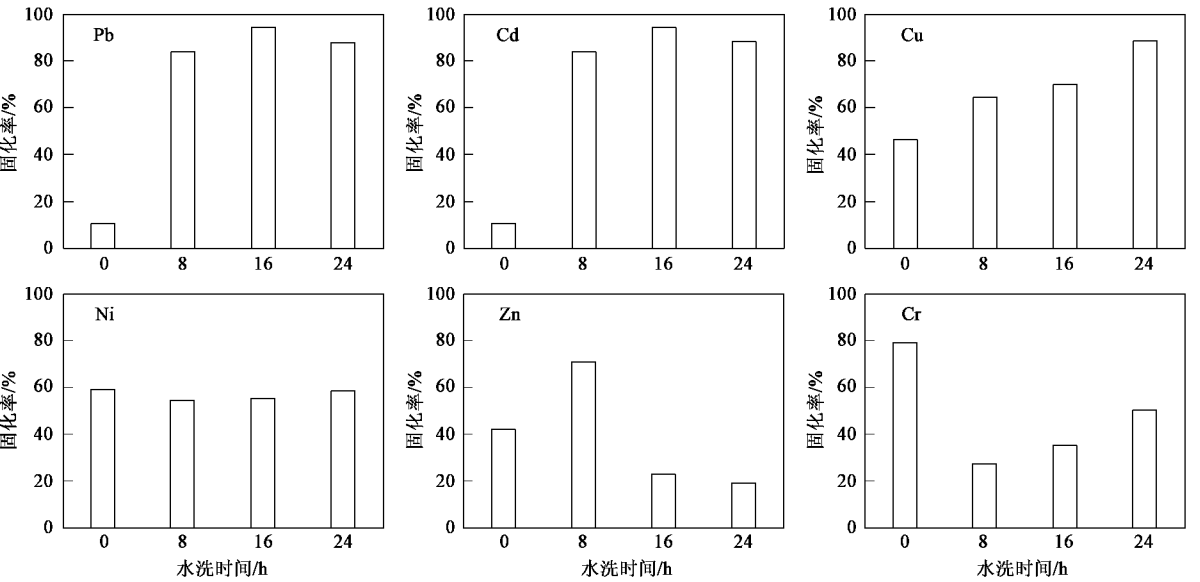


图 3 水洗预处理对重金属固化率的影响

Fig.3 Effect of washing pre-treatment on solidification of heavy metals during sintering

2.4 烧结试体重金属浸出特性

焚烧飞灰烧结试体要同时实现无害化和资源化利用,因此除需具备机械强度等工程特性外,还需要考虑环境特性^[6,25,26].浸出毒性试验是衡量重金属环境迁移特性的重要方法,本研究根据 TCLP 浸出毒性程序考察焚烧飞灰烧结试体的重金属浸出特性.

表 3 为添加粘土后烧结试体的重金属浸出浓度. Cd 在原灰中的绝对含量比较低 (42.73 mg•kg⁻¹),添加粘土后烧结试体 Cd 和 Cr 的浸出浓度全部低于检测限, Cu 和 Zn 的浸出浓度随粘土添加量的提高而逐渐下降,粘土添加量对 Pb 的浸出浓度影响不明显.

表 3 粘土添加剂对烧结试体的重金属浸出浓度的影响/mg•L⁻¹

Table 3 Effects of clay on leaching toxicity of heavy metals/mg•L⁻¹

粘土含量/%	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0	0.002	0.051	0.212	ND	0.260	0.262
10	ND ¹⁾	ND	0.125	0.006	0.438	0.248
30	ND	ND	0.118	0.003	0.441	0.191
50	ND	ND	0.064	ND	0.346	0.059
70	ND	ND	0.051	0.002	0.226	ND

1)ND 表示未检测出

表 4 为添加粉煤灰和粘土后烧结试体的重金属浸出浓度.浸出浓度除了 Pb 较高以外,其余都较低.表 5 给出了水洗预处理对烧结试体重金属浸出浓度的影响, Cu 和 Pb 的浸出浓度较高,其余都较低.

表 4 粉煤灰和粘土添加剂对烧结试体的重金属浸出浓度的影响/mg•L⁻¹

Table 4 Effects of coal fly ash and clay on leaching toxicity of heavy metals/mg•L⁻¹

A:C:N ¹⁾	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
1:0:0	0.002	0.051	0.212	ND	0.260	0.262
1:1:2	ND	ND	0.011	ND	0.092	ND
1:1:1	ND	ND	0.024	0.002	0.284	ND
2:1:2	ND	ND	0.026	0.003	0.234	ND
2:1:1	ND	ND	0.057	ND	0.096	ND

1)A: 焚烧飞灰; C: 粉煤灰; N: 粘土

表 5 水洗预处理对烧结试体的重金属浸出浓度的影响/mg•L⁻¹

Table 5 Effects of washing pre-treatment on leaching toxicity of heavy metals/mg•L⁻¹

水洗时间/h	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
0	0.002	0.051	0.212	ND	0.260	0.262
8	ND	ND	0.449	0.015	0.246	ND
16	ND	ND	0.234	ND	0.381	ND
24	ND	ND	0.268	ND	0.359	ND

从表 3 ~ 表 5 可以看出,焚烧飞灰经过水洗预

处理和添加剂调质后烧结产物的重金属浸出浓度都很低,这可能是由于重金属与焚烧飞灰、粘土和粉煤灰中的硅、钙和铝化合物在高温下生成稳定的硅铝酸盐,从热力学的观点看,凝结在颗粒表面的重金属,如果在高温作用下有足够的动能就可以进入较稳定的矿物相中,从而生成固溶体并大幅降低重金属在烧结过程中的挥发以及重金属的浸出浓度.

3 结论

(1)当飞灰中粘土添加比例增加到 70% 时,重金属 Cd 的固化率从 16.96% 升高到 28.42%, Pb 的固化率从 10.58% 升高到 37.02%. Cu 的固化率从 46.38% 上升到 55.14%, Zn 的固化率从 42.14% 上升到 64.47%, Ni 和 Cr 的固化率总体上呈现下降的趋势.总体上添加粘土对焚烧飞灰烧结过程中重金属的固定效果有限;当粉煤灰在烧结前样品中的比例增加时, Cd 和 Cu 的固化率增加.粉煤灰的加入对于 Zn、Pb、Ni 和 Cr 的影响没有显著规律;水洗预处理可以显著地提高 Cd、Cu 和 Pb 在烧结试体中的固化率.

(2)焚烧飞灰烧结试体重金属 TCLP 浸出测试表明添加不同比例粘土后烧结试体 Cd 和 Cr 的浸出浓度全部低于检测限, Cu 和 Zn 的浸出浓度随粘土添加量的提高而逐渐下降;除 Pb 以外,经过水洗预处理和添加粉煤灰和粘土调质后烧结试体的重金属浸出浓度都较低.

(3)添加粘土和粉煤灰总体上对焚烧飞灰烧结试体中重金属的固化率影响不明显,而水洗预处理则能明显提高重金属固化率.仅从提高重金属固化率方面考虑,水洗预处理有优势,但综合考虑焚烧飞灰烧结试体的工程特性(对资源化利用而言,烧结试体的抗压强度是非常重要的指标)和环境特性(重金属的固化率和浸出特性),焚烧飞灰的优化烧结工艺是焚烧飞灰经过水洗预处理再通过添加剂调质后进行烧结.

参考文献:

[1] Wunsch P, Greilinger C, Bienick D, *et al*. Investigation of the Binding of Heavy Metals in Thermally Treated Residues From Waste Incineration [J]. *Chemosphere*, 1996, **32**(11): 2211-2218.

[2] Johannessen K M. The regulation of municipal waste incineration ash- A legal review and update [J]. *J Hazard Mater*, 1996, **47**(1-3): 388-393.

[3] Mangialardi T. Sintering of MSW fly ash for reuse as a concrete aggregate [J]. *J Hazard Mater*, 2001, **B87**: 225-239.

- [4] Wang K S, Sun C J, Yeh C C. The thermotreatment of MSW incinerator fly ash for use as an aggregate: a study of the characteristics of size-fractioning[J]. *Resour Conserv Recy*, 2002, **35** (3): 177-190.
- [5] Wang K S, Chiang K Y, Peng J K, *et al*. The characteristics study on sintering of municipal solid waste incinerator ashes[J]. *J Hazard Mater*, 1998, **59**(2-3): 201-210.
- [6] Poletini A, Pomi R, Trinci L. Engineering and environmental properties of thermally treated mixtures containing MSWI fly ash and low-cost additives[J]. *Chemosphere*, 2004, **56**: 901-910.
- [7] Ward D B, Goh Y R, Clarkson P J, *et al*. A novel energy-efficient process utilizing regenerative burners for the detoxification of fly ash[J]. *Transactions of Institution of Chemical Engineering, Part B*, 2002, **80**(6): 315-324.
- [8] Behnisch P A, Hosoe K, Shiozaki Ken, *et al*. Low-temperature thermal decomposition of dioxin-like compounds in fly ash: Combination of chemical analysis with in vitro bioassays [J]. *Environmental Science and Technology*, 2002, **36**(23): 5211-5217.
- [9] Jakob A, Stucki S, Struis R P W J. Complete heavy metal removal from fly ash by heat treatment: influence of chlorine on evaporation rates [J]. *Environmental Science and Technology*, 1996, **30** (11): 3275-3283.
- [10] Jakob A, Stucki S, Kuhn P. Evaporation of heavy metals during the heat treatment of municipal solid waste incinerator fly ash [J]. *Environmental Science and Technology*, 1995, **29**(9): 2429-2436.
- [11] 严建华, 李建新, 池涌, 等. 垃圾焚烧飞灰重金属蒸发特性试验分析[J]. *环境科学*, 2004, **25**(2): 170-173.
- [12] 李润东, 王建平, 王雷, 等. 垃圾焚烧飞灰烧结过程重金属迁移特性研究[J]. *环境科学*, 2005, **26**(6): 186-189.
- [13] Stucki S, Jakob A. Thermal treatment of incinerator fly ash : factors influencing the evaporation of $ZnCl_2$ [J]. *Waste Management*, 1997, **17** (4): 231-236.
- [14] Chris C, Donald W K. Behavior of metals under the conditions of roasting MSW incinerator fly ash with chlorinating agents [J]. *J Hazard Mater*, 1999, **64**: 75-89.
- [15] Chris C, Charles Q J, John W G, *et al*. The behaviour of selected heavy metals in MSW incineration electrostatic precipitator ash during roasting with chlorination agents [J]. *J Hazard Mater*, 1996, **50**: 1-13.
- [16] 王琪, 田书磊, 汪群慧, 等. $CaCl_2$ 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.
- [17] Wang K S, Sun C J, Liu C Y. Effect of the of sintering atmosphere on the chromium leachability of thermal-treated municipal solid waste incinerator fly ash[J]. *Waste Management*, 2001, **21**(1): 85-91.
- [18] Donald W K, Chris C Y, Hilary M. Chromium behavior during thermal treatment of MSW fly ash[J]. *J Hazard Mater*, 2002, **B90**: 39-49.
- [19] 刘锋. 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.
- [20] Wang K S, Chiang Y, Lin K L, *et al*. Effects of a water-extraction process on heavy metal behavior in municipal solid waste incinerator fly ash[J]. *Hydrometallurgy*, 2001, **62**(2): 73-81.
- [21] Eighmy T T, Eusden J D, Krzanowski, *et al*. Comprehensive approach toward understanding element speciation and leaching behavior in municipal solid waste incineration electrostatic precipitator ash[J]. *Environmental Science and Technology*, 1995, **29**(3): 629-646.
- [22] Kida A, Noma Y, Imada T. Chemical speciation and leaching properties of elements in municipal incinerator ashes [J]. *Waste Management*, 1996, **16**(5-6): 527-536.
- [23] Zhu F F, Masaki T, Kazuyuki O, *et al*. The study on chemical form of chloride in raw fly ash[R]. In: the 13th Seminar of JSPS-MOE Core University Program on Urban Environment, 2007. Beijing, China.
- [24] Kirby C S, Rimstidt J D. Interaction of municipal solid waste ash with water[J]. *Environmental Science and Technology*, 1994, **28**(3): 443-451.
- [25] 王琨生, 刘宗谕, 孙常荣, 等. 都市垃圾焚化飞灰中铬金属之烧结特性[J]. *国立中央大学环境工程学报*, 1998, **5**: 143-152.
- [26] 王琨生, 蔡振球, 张祉祥, 等. 都市垃圾焚化底灰烧结过程物种变化对重金属溶出之影响[J]. *国立中央大学环境工程学报*, 1999, **6**: 103-113.