DOI:10.11918/201903213

垃圾焚烧飞灰制作碱激发砖的环境安全性评估

许 鹏,赵庆良,邱 微

(哈尔滨工业大学 城市水资源与水环境国家重点实验室,环境学院,哈尔滨 150090)

摘 要: 为探索垃圾焚烧飞灰的资源化利用,使用流化床焚烧炉产出的焚烧飞灰、燃煤飞灰及矿渣粉为主要原料,由氢氧化钠及硅酸钠调制为碱激发剂制备碱激发砖材. 当焚烧飞灰最大添加比为 40% 时,其 28 d 的抗压强度达 28.69 MPa,符合混凝土实心砖规范(GB/T21144—2007)要求. 环境兼容性方面,28 d 的垃圾焚烧飞灰碱激发砖材 HJ/T 300 浸出测试结果显示,重金属稳定于砖材中. 长期 pH 相关联性浸出试验发现,砖材中重金属 Ba 的浸出量随 pH 的降低而增加;重金属 Zn 在 pH 小于 7 的环境下可检测到有浸出,而重金属 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 只有在 pH 为 6 以下的环境才会有浸出现象. 桶槽扩散浸出试验结果显示,焚烧飞灰碱激发砖材环境稳定 pH 在 11.0 ~ 11.5,且仅有微量重金属钡(Ba)及铬(Cr)出现释出现象,分析显示其浸出量为微量.

关键词: 碱激发砖;垃圾焚烧飞灰;抗压强度;重金属元素;渗出特性分析

中图分类号: TU522 **文献标志码:** A **文章编号:** 0367 - 6234(2020)11 - 0040 - 06

Environmental safety assessment of alkali-activated bricks produced by waste incineration fly ash

XU Peng, ZHAO Qingliang, QIU Wei

(State Key Laboratory of Urban Water Resources and Environment, School of Environment, Harbin Institute of Technology, Harbin 150090, China)

Abstract: To explore the resource utilization of waste incineration fly ash, the incineration fly ash, coal-fired fly ash, and slag powder produced by fluidized bed incinerator were selected as main raw materials, and alkali-activated bricks were prepared by using sodium hydroxide and sodium silicate as alkali activators. When the ratio of the maximum addition of incineration fly ash was 40%, the 28-day compressive strength reached 28.69 MPa, which meets the requirements of GB/T21144—2007 concrete solid bricks. In terms of environmental compatibility, the HJ/T 300 test on the 28-day alkali-activated brick produced by waste incineration fly ash shows that heavy metals were stable in the brick. Long-term pH-related leaching test reveals that the leaching amount of heavy metal Ba in the brick increased with the decrease of pH value; leaching of heavy metal Zn could be detected in the environment with pH value less than 7, and heavy metals Cd, Cr, Cu, Ni, and Pb only appeared in the environment below pH 6. Results of tank and sink diffusion dissolution test show that the alkali-activated bricks produced by incineration fly ash had an environmentally stable pH value between 11.0 and 11.5 that only heavy metals Ba and Cr appeared, and analysis shows that the leaching amount was trace.

Keywords: alkali-activated bricks; waste incineration fly ash; compressive strength; heavy metal element; exudation analysis

目前,中国城市生活垃圾主要以焚烧法为处理手段,其具有处理速度快、占地面积小、减量化、无害化、效率高和可回收能源等优点[1-3]. 但该技术在焚烧过程中会产生大量的固体废弃物. 中国垃圾焚烧飞灰处理行业市场前景分析显示,2016 年中国垃圾焚烧飞灰产量已超过 500 万 t,预计 2019 年将增长至 900 万 t. 焚烧过程中产生的飞灰化学组分复杂多样,导致其后续处理较为困难. 以流体化床式焚烧炉产出的飞灰为例,其化学组分主要为氧化钙(CaO)、二氧化硅(SiO_2)及氧化铝(Al_2O_3),且三者比例较为接近,危害物质主要由镍、铜、锌、铅、铬、镉等重金属组成[4-5]. 由于其中含有大量的重金属元素,必须经过特殊处理才能避免垃圾焚烧飞灰对环境造成二次污染. 基于垃圾焚烧飞灰中较高的氧化钙、二氧化硅及氧化铝等组分,国内大量的研究致力于利用垃圾焚烧飞灰生产环保水泥、制陶原料、混凝土掺配料等,因而具有作为再生资源的潜力[6-7],但由于将垃

收稿日期: 2019 - 03 - 20
基金项目: 城市水资源与水环境国家重点实验室自主课题(2019TS04)
作者简介: 许 鹏(1982—),男,博士研究生;
赵庆良(1962—),男,教授,博士生导师
通信作者: 邱 微,qiuweihit@126.com

圾焚烧飞灰再利用之前需进行减毒工艺处理，才可以使其制品达到环境安全的要求，而减毒工艺的高成本限制了垃圾焚烧飞灰的再利用. 碱激发技术利用无机材料在高碱性的环境中钙、铝、硅等氧化物的重新凝聚，达到类似水泥中水化反应的作用，产生硬固的水化晶体[8-12]. 若垃圾焚烧飞灰中含有重金属等无机成分，碱激发技术可将重金属包裹在其水化晶体内部，达到抑制毒性的效果.

本研究使用流化床式炉床产出的焚烧飞灰、矿渣粉、燃煤飞灰等工业废弃物作为原料，配合碱激发剂生产制备砖材，以毒性浸出实验检验其是否安全，再以 pH 相关联性浸出试验及桶槽浸出试验等长期环境浸出试验，评估焚烧飞灰经碱激发技术产出的砖材是否具有环境兼容性及再利用的潜力.

1　实　验

1.1　材料特性

研究中使用的流化床垃圾焚烧飞灰产自黑龙江省某环保发电厂，燃煤飞灰取自黑龙江省某燃煤电厂，矿渣粉购自山东，经研磨后装袋备用. 主要化学成分及次要化学成分经 X 光荧光分析仪（XRF，SPECTRO，XEPOS）分析后整理如表 1，2 所示. 其中，与多篇文献比较后发现，燃煤飞灰及矿渣粉的主要化学组成在成分及比例上类似，目前国际上多以此两种物质作为碱激发材料[13-14]. 由有害重金属成分分析可知，与流化床垃圾焚烧飞灰相比，燃煤飞灰及矿渣粉含有大量的重金属，如铜、铅、锌等. 碱激发剂成分使用硅酸钠（工业级，$m(SiO_2)/m(Na_2O)$ = 2.8 ~ 3.0）及氢氧化钠（工业级，质量分数 45%）配制.

采用 HJ/T300 浸出试验测试垃圾焚烧飞灰中重金属浸出情况，浸出液经电感耦合等离子体原子发射光谱仪（ICP-OES，Perkin ElmerOp tima 2100 DV）测定滤液中重金属质量浓度，并与 GB 16889—2007《生活垃圾填埋场污染控制标准》比较，结果如表 3 所示. 其中，未列入表中的重金属项为未检出，后续实验中不予讨论. 由浸出结果可知，垃圾焚烧飞灰的重金属铅、镉浸出值超出规定值，故为危害性物质.

表 1　流化床垃圾焚烧飞灰、燃煤飞灰及矿碴粉主要化学成分（质量分数）

Tab. 1　Main chemical compositions of waste incineration fly ash, coal-fired fly ash, and slag powder　%

原料	Na_2O	MgO	Al_2O_3	SiO_2	CaO	Fe_2O_3	Cl
燃煤飞灰	0.26	0.82	24.38	56.83	5.90	5.95	—
矿渣粉	—	5.84	14.77	32.38	42.78	0.35	—
垃圾焚烧飞灰	0.28	4.44	10.75	21.80	40.34	7.19	4.84

表 2　流化床垃圾焚烧飞灰、燃煤飞灰及矿碴粉有害重金属成分分析

Tab. 2　Analysis of harmful heavy metals of waste incineration fly ash, coal-fired fly ash, and slag powder　$mg \cdot kg^{-1}$

原料	Ba	Cu	Cr	Hg	Ni	Pb	Se	Zn
燃煤飞灰	380	—	—	—	—	—	—	—
矿渣粉	862	108	97	—	117	52	3.8	154
垃圾焚烧飞灰	327	174	37	34	28	690	62	8 876

表 3　垃圾焚烧飞灰浸出结果

Tab. 3　HJ/T 300 exudation analysis of waste incineration fly ash　$mg \cdot L^{-1}$

原料	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
垃圾焚烧飞灰	0.63	0.36	0.37	16.72	0.34	11.53	63.24
矿渣粉	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
燃煤飞灰	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
法规限值（GB 16889—2007）	25	0.15	4.5	40	0.5	0.25	100

注：ND < 0.01 mg/L.

1.2　研究方法

1.2.1　砖材制备

由文献[15]显示的碱激发配比，最为重要的两个参数分别为含碱当量及模数比，其中含碱当量为对应胶结材料所添加入的 Na_2O 质量比例，模数比为 SiO_2 与 Na_2O 的质量比. 在考虑设计合理和经济效益的组合下，将含碱当量设计为 3.75%、模数比为 1.20，作为本次研究配比设计.

根据表 4 配比进行碱激发砖材制造，制造工艺如下：将碱激发剂与燃煤飞灰混合，利用搅拌设备充

分搅拌后放置10 min,随后加入焚烧飞灰继续搅拌,最终加入水淬炉石持续搅拌5 min,并依照搅拌设备中粉体状态调整水分至可压制成型. 使用20 cm × 10 cm × 5 cm的模具,砖粉的压制成型压力为10 MPa,并持压10 s,成型后的砖材在室温(25 ℃)下放置24 h,砖材硬化后泡在水中进行养护.

表4 碱激发砖混合料配比(质量分数)

Tab.4 Mixtures design of alkali-activated bricks %

砖材	焚烧飞灰添加量	矿碴粉	燃煤飞灰	碱激发剂(固体)	
				氢氧化钠	硅酸钠
A	20	30	40	3.5	6.5
B	30	30	30	3.5	6.5
C	40	30	20	3.5	6.5

1.2.2 抗压强度分析

将砖材分别养护3,7,14,28 d,根据GB/T 4111—2013《混凝土砌块和砖试验方法》使用压力试验机以5 kN/s的加载速率进行实心砖抗压试验.

1.2.3 重金属渗出特性分析

为确认含有垃圾焚烧飞灰的碱激发砖材于环境中应用无害,将焚烧飞灰掺量20%、30%、40%的碱激发砖材养护28 d后进行HJ/T 300浸出测试、欧盟方法pH相关联性浸出测试及欧盟材料测试——桶槽试验.

1)HJ/T300浸出测试(Solid Waste-Extraction Procedure for Leaching Toxicity-Acetic Acid Buffer Solution Method). 将破碎的试样(粒径小于9.52 mm)加入醋酸浸提液(pH为2.64±0.05)中,在固液比1∶20的条件下搅拌(18±2) h后过滤,利用电感耦合等离子体原子发射光谱仪(ICP-OES, Perkin Elmer Optima 2100 DV)测定滤液中Ba、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb及Zn的质量浓度.

2)欧盟方法pH相关联性浸出测试(EN 14429). 将研碎后粒径<1 mm的试样加入不同pH的酸(碱)溶液中,在液固比10 L/kg的条件下搅拌48 h,并选择pH为4~12(包含自然pH)中酸碱值共8组pH进行过滤,利用电感耦合等离子体原子发射光谱仪(ICP-OES, Perkin Elmer Optima 2100 DV)测定滤液中Ba、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb及Zn的质量浓度.

3)欧盟材料测试——桶槽试验浸出方法(Tank Leaching Test NEN 7345). 将样本浸泡在超纯水或去离子水的浸提剂中,待累积浸出时间达0.25,1,2.25,4,9,16,36,64 d时,更换并收集浸出液,分析浸出液的酸碱值,并利用电感耦合等离子体原子发射光谱仪(ICP-OES, Perkin Elmer Optima 2100 DV)测定滤液中Ba、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb及Zn的质量浓度.

2 结果与讨论

2.1 碱激发焚烧飞灰砖材抗压强度

焚烧飞灰质量分数对砖材的力学性能有明显的影响,图1显示的是焚烧飞灰质量分数为20%、30%、40%的碱激发焚烧飞灰砖材,经3,7,14,28 d养护后抗压强度测试结果. 由于焚烧飞灰中的氯盐、硫酸盐、硝酸盐等盐类的干扰使胶结反应进行缓慢且不充分,导致抗压强度降低[16]. 因此,在早期焚烧飞灰质量分数为20%与40%的砖材抗压强度差距不大,随养护时间增加,焚烧飞灰质量分数20%与40%抗压强度的差异显著,表明过量添加焚烧飞灰会导致砖材抗压强度降低,且随养护时间增加试体抗压强度降低得更为明显.

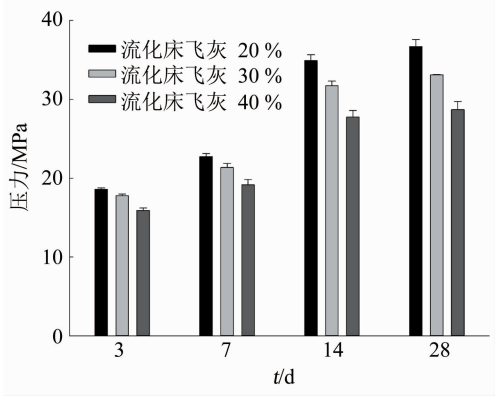


图1 碱激发焚烧飞灰砖材抗压强度

Fig.1 Compressive strength of alkali-activated bricks produced by incineration fly ash

该研究结果表明,焚烧飞灰质量分数增加会降低砖材抗压强度,但适当的焚烧飞灰添加量可在合理的范围内调整砖材的抗压强度. 本研究中焚烧飞灰质量分数40%的碱激发焚烧飞灰砖材强度较质量分数20%的砖材强度降低,但其强度仍符合GB/T 21144—2007《混凝土实心砖》的规范要求(>15 MPa).

2.2 碱激发焚烧飞灰砖材HJ/T 300浸出结果

将受测物置于具有强缓冲能力的醋酸中进行浸出测试,模拟受测物在卫生掩埋场址中与有机物产生的腐植酸接触,受测物中的有害成分释出至环境中,用以判定受测物是否存在危害.

由表2的材料有害重金属分析结果可知,材料中含有危害性的重金属,但由表3的浸出结果可知,并非所有重金属都会浸出,且焚烧飞灰砖材浸出的重金属均来自焚烧飞灰,因此,表5的重金属浸出结果表明,重金属渗出量随焚烧飞灰添加量的增加而

上升，且焚烧飞灰砖重金属渗出量与砖材本身含有的重金属总量有关.

依据 GB 16889—2007《生活垃圾填埋场污染控制标准》标准限值，说明焚烧飞灰砖材对环境无二次污染的危害，但从安全性考虑，添加 20% 焚烧飞灰的砖材比 30%、40% 有更高的安全性.

表 5　碱激发焚烧飞灰砖材 HJ/T 300 浸出结果

Tab. 5　HJ/T 300 exudation analysis of alkali-activated bricks produced by incineration fly ash

焚烧飞灰添加比例/%	ρ(重金属元素)/(mg·L^{-1})						
	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
20	0.89	ND	0.23	0.35	0.06	0.09	6.54
30	1.13	ND	0.16	0.32	0.04	0.17	7.46
40	1.24	ND	0.34	0.64	0.08	0.21	8.41
法规限值(GB 16889—2007)	25	0.15	4.5	40	0.5	0.25	100

注：ND < 0.01mg/L.

2.3　欧盟方法 pH 相关联性浸出测试

pH 相关联性浸出测试利用酸或碱与受测物反应，达到测试中设定 pH，并分析各 pH 下的有害成分质量浓度，相较 HJ/T 300 的单点测试结果，pH 相关联性浸出测试能更全面地探讨受测物在环境条件变化下，有害成分的释出变化.

由前述分析已知，当焚烧飞灰掺量为 20% 制备的碱激发砖材强度及浸出表现均优于焚烧飞灰掺量为 30% 与 40% 的碱激发砖材，因此，后续研究以焚烧飞灰掺量为 20% 的碱激发砖材为主. 将焚烧飞灰添加量 20% 的碱激发砖材作为试验样本进行欧盟方法 pH 相关联性浸出测试，结果显示，浸出液中重金属检测质量浓度低于仪器定量极限，此情况则以定量极限值作为该重金属的最大可能浸出质量浓度(0.005 mg/L). 垃圾焚烧飞灰的 pH 相关联性浸出试验结果如图 2 所示. 砖材中重金属 Ba 的浸出量随 pH 的降低而增加；重金属 Zn 在 pH 小于 7 的环境下可检测到有浸出，而重金属 Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 只有在 pH 为 6 以下的环境才会有浸出现象. 造成此现象的原因：其一为碱激发焚烧飞灰砖材与水泥固化法相似，砖材产生水化反应后形成的矿物将重金属包裹在结构内使重金属无法移动，进而达到抑制重金属浸出的效果[17]；其二为大多数的重金属都在 pH 7 ~ 12 产生氢氧化态沉淀物，因此，在碱性溶液中重金属均低于定量极限值[18].

2.4　欧盟材料测试——桶槽试验浸出方法

2.4.1　垃圾焚烧飞灰砖材桶槽试验 pH 变化

桶槽试验为模拟块状材料在环境中长期接触萃取剂的变化，由于块材中有害物质与液体的接触面积较小，间接影响其浸出行为，利用浸泡天数与 pH 关系可了解块材与环境平衡时间，并且分析各时间段有害物质浸出量，由此推算有害物质的浸出行为. 本研究将焚烧飞灰添加量 20% 的碱激发砖材作为样本进行试验，探讨其浸泡时间与 pH 变化及重金属浸出情形.

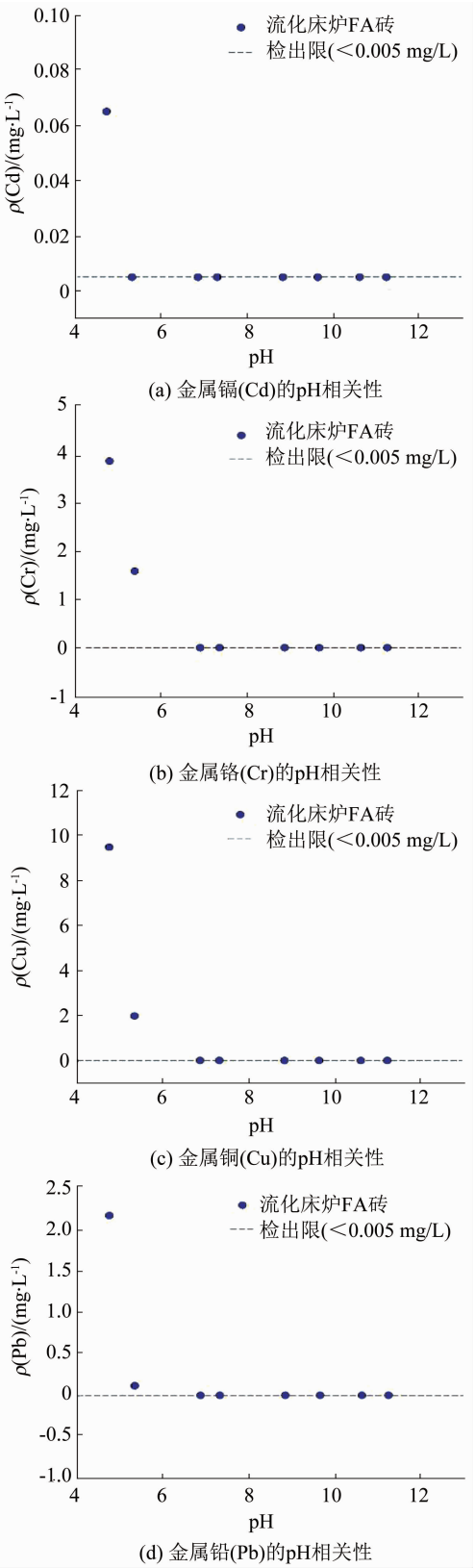
图 3 为焚烧飞灰质量分数为 20% 的碱激发焚烧飞灰砖材桶槽试验 pH 变化. 可以看出，碱激发焚烧飞灰砖的稳定时间为 30 ~ 40 d，自累积 9 d 后的批次，浸泡的时间间隔相对较长，pH 上升，但在浸泡累积时间达 64 d 时 pH 下降，可判定达到环境稳定的状态，最终碱激发焚烧飞灰砖 pH 稳定于 11.24，而在实验最后阶段(第 36—64 天)，pH 有明显下降的趋势，因此，可判定材料样本与浸提剂反应平衡，达到稳定的状态.

2.4.2　垃圾焚烧飞灰砖材桶槽试验重金属浸出分析

垃圾焚烧飞灰砖材桶槽实验结果见表 6. 可以看出，除重金属 Ba 及 Cr 外，其他重金属均低于定量极限 0.01 mg/L，推测可能有以下因素：第一为桶槽试验中使用的焚烧飞灰砖材仅含有 20% 垃圾焚烧飞灰，其余 80% 为水渣粉、燃煤飞灰及碱激发剂，故稀释至原始成分 1/5 的含量，在稀释的作用下重金属浸出的量相对减少；第二为垃圾焚烧飞灰配合其他材料产生胶结凝固的性质如同水泥固化现象，水泥固化方式为传统危害物质固化及稳定化的工艺手段之一，其原理为宏观下使液体或粒、粉状固体形成块状固体，使其不易在环境中扩散，以便于收集与管理块状固化体；第三为在微观下水泥在胶结后形成 C-S-H 晶体，晶体包裹重金属等有害物质，达到将重金属固定在固化体内部的效果[17]；第四由欧盟方法 pH 相关联性浸出测试的结果可知，含有 20% 垃圾焚烧飞灰的碱激发砖材其重金属多为在 pH 7 ~ 12 沉淀，故在桶槽试验中溶液的 pH 相互对应，可确定

其应不会有浸出重金属的情形[18].

桶槽试验模拟自然环境下材料中重金属物质浸出的行为,结果如表 6 所示. 可以看出,焚烧飞灰砖材长期暴露于自然环境下时,仅重金属 Ba、Cr 有微量浸出,表明焚烧飞灰砖材在长期使用上没有危害性.



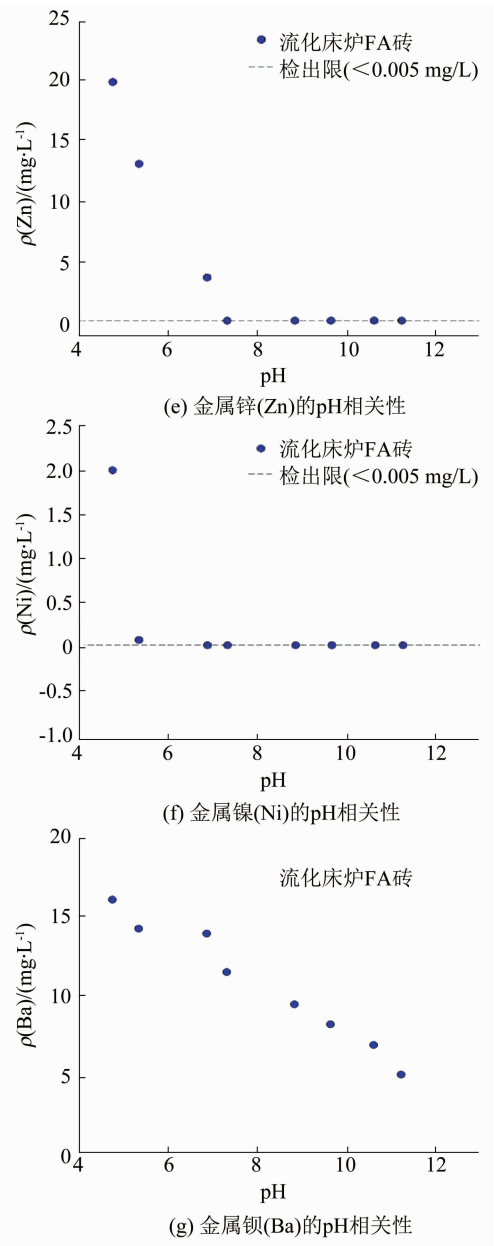


图 2 垃圾焚烧飞灰的 pH 相关联性浸出质量浓度分析

Fig. 2 Analysis of pH-related dissolution concentration of waste incineration fly ash

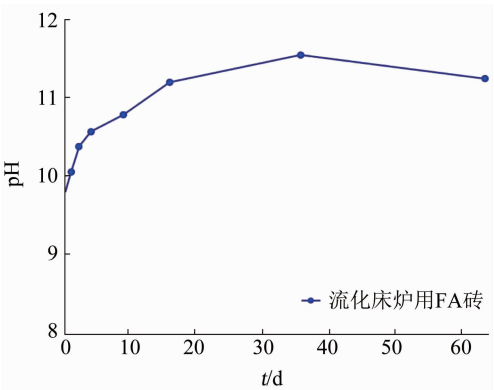


图 3 碱激发焚烧飞灰砖材桶槽试验 pH 变化

Fig. 3 Tank leaching testfor pH changes of alkali-activated bricks produced by incineration fly ash

表 6　碱激发砖材桶槽试验重金属浸出结果

Tab. 6　Tank leaching test for heavy metal dissolution of alkali-activated bricks

t/d	ρ(重金属元素)/(mg·L^{-1})						
	Ba	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Se
0.25	3.42	ND	0.03	ND	ND	ND	ND
1	2.04	ND	0.08	ND	ND	ND	ND
2.25	0.48	ND	0.14	ND	ND	ND	ND
4	0.67	ND	0.27	ND	ND	ND	ND
9	0.51	ND	0.28	ND	ND	ND	ND
16	0.27	ND	0.37	ND	ND	ND	ND
36	0.10	ND	1.94	ND	ND	ND	ND
64	ND	ND	0.84	ND	ND	ND	ND

注：ND < 0.01 mg/L.

3　结　论

1）将焚烧飞灰利用在工程材料中，焚烧飞灰质量分数为 40% 生产的碱激发焚烧飞灰砖材仍有较高的压缩强度. 结果表明，焚烧飞灰资源再利用的困难较小，对应不同焚烧飞灰质量分数，碱激发焚烧飞灰砖材压缩强度分别为 36.67 MPa（20%）、33.11 MPa（30%）、28.69 MPa（40%），强度均符合 GB/T 21144—2007《混凝土实心砖》的规范要求（>15 MPa）.

2）综合本研究测试结果可知，垃圾焚烧飞灰重金属浸出质量浓度由材料本身重金属总量决定. 在焚烧飞灰制成砖材后，由于出现混合稀释，产生类似水泥固化法抑制重金属扩散等效果. 碱激发焚烧飞灰砖材与原料 pH 的相关性测试结果表明，在相近的 pH 区间内，碱激发焚烧飞灰砖材中重金属浸出明显减少，甚至部分重金属低于法规限值.

3）本研究尝试利用欧盟材料测试——桶槽试验浸出方法，对焚烧飞灰砖材进行长期浸出试验，评估垃圾焚烧飞灰在资源再利用过程中可能对环境造成的影响. 结果显示，焚烧飞灰作为工程材料的原料可利用稀释作用及固化稳定作用将其重金属等有害物质总量降低并限制其扩散，使用碱激发焚烧飞灰砖材对环境无明显危害.

参考文献

[1] 严建华，彭雯，李晓东，等. 城市生活垃圾焚烧飞灰重金属的浸出特性[J]. 燃料化学学报，2004，32(1)：65
YAN Jianhua，PENG Wen，LI Xiaodong，et al. Leaching behavior of heavy metals from MSW fly ash[J]. Journal of Full Chemistry and Technology，2004，32(1)：65. DOI：10.3969/j.issn.0253-2409.2004.01.013

[2] 武博然，王冬扬，柴晓利. 生活垃圾焚烧飞灰生物脱氯机制研究[J]. 中国环境科学，2015，35(8)：2470
WU Boran，WANG Dongyang，CHAI Xiaoli. Dechlorination mechanism of municipal solid wastes incineration fly ash by biological process[J]. China Environmental Science，2015，35(8)：2470. DOI：10.3969/j.issn.1000-6923.2015.08.027

[3] 宗达，蔡云舒，唐武. 垃圾焚烧飞灰处置及资源化利用技术进展[C]//中国环境科学学会 2016 年学术年会论文集. 北京：中国环境科学出版社，2016：926
ZONG Da，CAI Yunshu，TANG Wu. Recent advances of disposal and utilization of fly ash from MSW incineration[C]//Proceedings of the 2016 Annual Meetings of Chinese Society for Environmental Sciences. Beijing：Chinese Society for Environmental Sciences Press，2016：926

[4] CHANG F Y，WEY M Y. Comparison of the characteristics of bottom and fly ashes generated from various incineration processes[J]. Journal of Hazardous Materials，2006，138(3)：594. DOI：10.1016/j.jhazmat.2006.05.099

[5] LI Min，XIANG Jun，HU Song，et al. Characterization of solid residues from municipal solid waste incinerator[J]. Fuel，2004，83(10)：1397. DOI：10.1016/j.fuel.2004.01.005

[6] 唐强，潘玲玲，高玉峰，等. 飞灰固化工程材料在碳化条件下的强度及环境特性研究[J]. 岩土工程学报，2017，40(4)：645
TANG Qiang，PAN Lingling，GAO Yufeng，et al. Strength and environmental behaviors of solidified fly ash under carbonation effect[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering，2017，40(4)：645. DOI：10.11779/CJGE201804008

[7] 谭巍，李菁若，季炜，等. 城市生活垃圾焚烧飞灰在沥青混合料中的应用[J]. 中国公路学报，2016，29(4)：14
TAN Wei，LI Jingruo，JI Wei，et al. Application of municipal solid waste incinerator fly ash in asphalt mixture[J]. China Journal of Highway and Transport，2016，29(4)：14. DOI：10.3969/j.issn.1001-7372.2016.04.003

[8] PALOMO A，GRUTZECK M W，BLANCO M T. Alkali-activated fly ashes：A cement for the future[J]. Cement & Concrete Research，1999，29(8)：1323. DOI：10.1016/S0008-8846(98)00243-9

[9] GLUKHOVSKY V D，ROSTOVSKAJA G S，RUMYNA G V. High strength slag-alkaline cements[J]. Proceedings of the Seventh International Congress on the Chemistry of Cement，1980，3：164

[10] DUXSON P，PROVIS J L. Designing precursors for geopolymer cements[J]. Journal of the American Ceramic Society，2008，91(12)：6. DOI：10.1111/j.1551-2916.2008.02787.x

[11] PROVIS J L，VAN DEVENTER J S J. Geopolymers：Structure，processing，properties and industrial applications[M]. Cambridge：Woodhead Publishing，2009

[12] WANG Shaodong，SCRIVENER K L，PRATT P L. Factors affecting the strength of alkali-activated slag[J]. Cement & Concrete Research，1994，24(6)：1033. DOI：10.1016/0008-8846(94)90026-4

[13] HADI M N S，FARHAN N A. Design of geopolymer concrete with GGBFS at ambient curing condition using Taguchi method[J]. Construction and Building Materials，2017，140：424. DOI：10.1016/j.conbuildmat.2017.02.131

[14] RAJARAJESWARI A，DHINAKARAN G. Compressive strength of GGBFS based GPC under thermal curing[J]. Construction and Building Materials，2016，126：552. DOI：10.1016/j.conbuildmat.2016.09.076

[15] SHI Zhenguo，SHI Caijun，WAN Shu，et al，Effects of alkali dosage and silicate modulus on alkali-silica reaction in alkali-activated slag mortars[J]. Cement and Concrete Research，2018，111：104. DOI：10.1016/j.cemconres.2018.06.005

[16] LEE W K W，VAN DEVENTER J S J. The effects of inorganic salt contamination on the strength and durability of geopolymers[J]. Colloids and Surfaces A：Physicochemical and Engineering Aspects，2002，211：115. DOI：10.1016/S0927-7757(02)00239-X

[17] 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. DOI：10.1016/j.wasman.2008.01.019

[18] FU Fenglian，WANG Qi. Removal of heavy metal ions from wastewaters：A review[J]. Journal of Environmental Management，2011，92(3)：407. DOI：10.1016/j.jenvman.2010.11.011

（编辑　刘　彤）