



文章栏目：固体废物处理与资源化

DOI 10.12030/j.cjee.202012132

中图分类号 X753

文献标识码 A

周伟伦, 廖正家, 陈涛, 等. 利用铁尾矿制备烧结砖的可行性及烧结固化机理[J]. 环境工程学报, 2021, 15(5): 1670-1678.
ZHOU Weilun, LIAO Zhengjia, CHEN Tao, et al. Feasibility of using iron tailings to prepare sintering brick and sintering solidification mechanism[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(5): 1670-1678.

利用铁尾矿制备烧结砖的可行性及烧结固化机理

周伟伦^{1,2}, 廖正家³, 陈涛³, 宁寻安^{1,2,*}, 王逸^{1,2}, 谢鸿智^{1,2}

1. 广东工业大学环境科学与工程学院, 广州 510006

2. 广东省环境催化与健康风险控制重点实验室, 环境健康与污染控制研究院, 广州 510006

3. 广东省大宝山矿业有限公司, 韶关 512127

第一作者: 周伟伦(1996—), 男, 硕士研究生。研究方向: 尾矿无害化及资源化利用。E-mail: 294794893@qq.com

*通信作者: 宁寻安(1967—), 男, 博士, 教授。研究方向: 固体废物处理处置。E-mail: ningxunan666@126.com

摘要 针对铁尾矿综合利用率低的问题, 利用铁尾矿、粉煤灰、废玻璃制备烧结砖, 以提高铁尾矿综合利用率。通过抗压强度、吸水率和重金属浸出 3 方面评价烧结砖的性能, 确定最佳烧结工艺条件; 并通过重金属形态分布、孔径分析、XRD 和 SEM 探究烧结砖的固化机理。结果表明, 在最佳条件烧结温度为 1 100 ℃、铁尾矿、粉煤灰、玻璃配为 6:2:2 的条件下, 烧结砖的抗压强度为 124 MPa, 吸水率为 4.6%。最佳条件下烧结砖的 Cu、Pb、Zn 重金属浸出浓度均低于标准阈值。当烧结温度从 900 ℃ 上升到 1 200 ℃, Cu、Pb 和 Zn 的残渣态占比均有所上升, 孔容积从 0.019 cm³·g⁻¹ 下降到了 0.001 cm³·g⁻¹, 平均孔径从 22.1 nm 下降到了 9.3 nm。物相分析结果表明, 在烧结过程中, 高岭石相和石英相的特征峰降低, 莫来石相的特征峰升高。上述结果可以为铁尾矿制备烧结砖提供数据参考。

关键词 铁尾矿; 废玻璃; 烧结砖; 抗压强度; 重金属浸出

2018 年, 我国铁尾矿产生量为 4.76×10⁸ t, 约占全国尾矿产生量的 40%。相比较其他种类尾矿, 铁尾矿占比最大^[1]。而目前铁尾矿的综合利用率却不足 30%, 远低于发达国家^[2]。在我国, 铁尾矿主要储存方式为露天堆放, 这样不仅有溃坝的风险^[3], 而且还可能会对周边水体造成污染^[4-5]。因此, 铁尾矿堆放处理对环境造成的污染问题不容小觑, 亟需解决。

铁尾矿对环境造成危害的同时也是一种“放错地方的资源”。铁尾矿中含有大量的 SiO₂、Al₂O₃、Fe₂O₃, 这与黏土的成分十分相似, 可以代替黏土用作烧结砖的原料。已有大量研究^[6-10]证实了铁尾矿制备烧结砖的可行性。严捍东等^[8]分别利用铁尾矿、粉煤灰和海泥制备出多孔烧结砖; 其结果表明, 与粉煤灰相比, 铁尾矿更利于减缓烧结砖的泛霜程度。LUO 等^[9]利用铁尾矿、煤矸石等作为主要原料, 并用污泥和页岩作为黏结剂制备烧结砖; 结果表明, 在烧结温度 1 100 ℃、烧结时间 3 h 的最佳条件下, 烧结砖的抗压强度为 14.24 MPa、吸水率为 17.47%。有研究结果^[11-12]表明, 将废玻璃加入到烧结砖中会极大地提高黏土烧结砖的力学强度。VORRADA 等^[11]发现, 向黏土砖中添加废弃玻璃, 在一定范围内会提高烧结砖的力学强度; 在温度为 1 100 ℃、玻

收稿日期: 2020-12-24; 录用日期: 2021-04-03

基金项目: 2017 年土壤中央专项资金-大宝山尾矿无害化处理及综合利用前期研究项目 (18HK0108)

璃添加量为 15% 的条件下, 会提高 2~3 倍的力学强度, 吸水率可降低至 2%~3%。这些研究多数关注在烧结砖力学性能的研究上, 而忽略了烧结砖中重金属释放到环境中的潜在风险, 特别是对于含有较高重金属的铁尾矿。重金属在烧结砖中的形态分布和浸出特性的问题值得关注。

本研究中, 利用铁尾矿、废玻璃和粉煤灰制备烧结砖, 以探究其可行性。研究不同温度和配比条件对烧结砖性能的影响和重金属的浸出风险; 并研究了在烧结过程中的重金属形态分布、孔径分析、XRD 和 SEM, 以揭示烧结砖的固化机理。本研究结果可为铁尾矿的资源化利用提供数据参考。

1 材料和方法

1.1 实验原料

供试铁尾矿来自广东省大宝山槽对坑尾矿库, 铁尾矿样品置于烘箱中 105 °C 烘干, 利用行星式球磨机 (QM-3SP2, 南京南大仪器有限公司) 进行球磨, 过 200 目标准筛后储存于密封袋中, 置于干燥器中储存。供试废玻璃为高硼硅玻璃, 利用球磨机进行球磨, 过 200 目标准筛后储存于密封袋中, 置于干燥器中储存。供试粉煤灰来自广东省某燃煤发电厂, 粉煤灰样品在烘箱中 105 °C 烘干至恒重后, 置于干燥器中储存。

1.2 烧结砖的制备

将铁尾矿、粉煤灰和废玻璃按照表 1 的比例进行充分混合, 加入去离子水使得胚料含水率为 10%。将胚料放在钢模具内, 利用压片机使胚料成型, 成型压力为 15 MPa。成型后的砖胚置于 105 °C 烘箱中, 干燥 24 h; 然后将砖胚置于马弗炉中, 设定升温速率为 5 °C·min⁻¹, 升温至特定温度 (900、1 000、1 100、1 200 °C), 保温时间为 2 h。

表 1 烧结砖原料质量分数
Table 1 Mass fraction of raw materials to sintered bricks %

样品编号	铁尾矿	粉煤灰	废玻璃
G0	60	40	0
G10	60	30	10
G20	60	20	20
G30	60	10	30

1.3 吸水率实验

将烧结砖样品浸泡在超纯水中, 浸泡 24 h 后取出, 用滤纸擦干样品表面, 称量样品吸水后的质量, 烧结砖样品的吸水率按照式 (1) 计算。

$$w = \left(\frac{m_2 - m_1}{m_1} \right) \times 100\% \quad (1)$$

式中: w 是烧结砖的吸水率; m_1 是烧结砖未浸泡前的质量, g; m_2 是烧结砖浸泡后取出并擦干的质量, g。

1.4 测定方法

1) 采用 X 射线荧光光谱 (XRF)(EDX-7000, 日本岛津公司) 测定原料中的主要化学成分。

2) 原料重金属含量的测定。取 0.1 g 样品于消解罐中, 加入 40% 氢氟酸 2 mL、35% 浓盐酸 2 mL 和 65% 硝酸 6 mL, 于微波消解仪中进行消解; 消解完成后赶酸, 用超纯水稀释至 25 mL, 利用火焰原子吸收分光光度计 (TAS-990F, 北京普析通用仪器有限公司) 测定总的重金属含量。

3) 物相结构分析。采用 X 射线衍射仪 (XRD)(Bruker D8, 德国布鲁克公司) 进行物相结构分析; 扫描角度为 10°~80°、步长为 0.02°、计数时间为 0.03 s。

4) 抗压强度。采用万能材料试验机 (Instron 5697, 美国 Instron) 测试样品的抗压强度, 以式 (2) 计算烧结砖的抗压强度。

$$P = \frac{F}{A} \quad (2)$$

式中： p 是烧结砖的抗压强度，MPa； F 是测量受力面所承受最大的压力，N； A 是受力面的面积， mm^2 。

5) 重金属形态分析。烧结砖中的重金属形态分析采用欧共体标准物质局的BCR顺序提取法^[13]，分为4个形态：弱酸提取态、可还原态、可氧化态、残渣态。

6) 孔径分析。采用全自动比表面及孔隙度分析仪(TriStar II 3flex，美国麦克仪器公司)进行孔径分析；以 N_2 作为吸附气体，脱气温度为 $150\text{ }^\circ\text{C}$ 、脱气时间为2 h，采用BJH分析模型处理数据。

7) 扫描电镜分析。采用电子扫描电镜(Sigma 300，德国蔡司仪器公司)观察样品微观形貌；利用X射线能谱仪(XFlash6，德国布鲁克公司)做EDS分析。

8) 重金属浸出浓度测定。烧结砖重金属浸出浓度通过《固体废物浸出毒性浸出方法-醋酸缓冲溶液法》(HJ/T 300-2007)^[14]进行；在样品管中加入1 g样品和20 mL醋酸缓冲溶液，放入翻转式振荡器中以 $30\text{ r}\cdot\text{min}^{-1}$ 的转速翻转18 h；翻转完成后，再通过 $0.45\text{ }\mu\text{m}$ 滤膜过滤，用火焰原子吸收分光光度计测定样品浸出液中重金属(Cu、Pb、Zn)的浓度。

2 结果与讨论

2.1 供试原料制砖可行性

供试铁尾矿外观呈红色的颗粒状，平均粒径为 $189.24\text{ }\mu\text{m}$ ，粒径较小。表2为铁尾矿、粉煤灰、废玻璃的化学组成。通过表2可知，铁尾矿主要化学成分有 Fe_2O_3 、 SiO_2 、 Al_2O_3 ，这些成分的含量与国内外其他地区铁尾矿的成分相似^[15]。CHEN等^[16]指出，铁尾矿中的 Fe_2O_3 成分在制备烧结砖的过程中有促进烧结的作用，可以降低烧结砖的烧成温度。粉煤灰中含有大量的 SiO_2 、 Al_2O_3 硅铝氧化物，可弥补铁尾矿低硅、低铝的缺点；粉煤灰还含有少部分 K_2O 、 Na_2O 等碱性金属氧化物，因而有助熔的作用。废玻璃的主要成分为 SiO_2 和 Na_2O ，在体系中可以起到黏结作用。另外，从铁尾矿的XRD分析图谱(图1)可以看出，铁尾矿中的主要矿物组成为石英、赤铁矿和高岭石。

从表3可以看出，铁尾矿中重金属种类较多，含量差异较大，是典型的多金属伴生尾矿。其中，Cu、Zn、Pb的含量较高，长期露天堆放会对环境造成隐患。

通过对3种制砖原料理化性质的分析可初步判断，铁尾矿结合粉煤灰、废玻璃制备烧结砖是具有可行性的。

2.2 烧结砖的基本性能

1) 烧结砖的抗压强度。抗压强度测试是重要的力学强度指标，可以反映烧结砖承受压缩

载荷的能力。图2结果表明，在 $900\sim 1100\text{ }^\circ\text{C}$ 的条件下，各配比烧结砖的抗压强度均随着烧结温度

表2 原料化学组成(以质量分数计)

供试原料	Fe_2O_3	SiO_2	Al_2O_3	K_2O	Na_2O	其他
铁尾矿	53.78	28.13	13.33	0.86	—	3.90
粉煤灰	6.36	57.01	25.33	2.93	0.88	7.49
废玻璃	0.17	91.70	2.35	0.12	5.12	0.54

注：—为未检出。

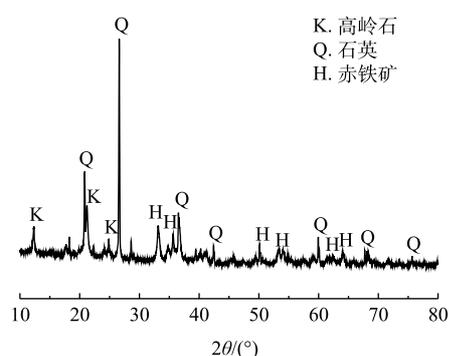


图1 铁尾矿的XRD分析图谱

Fig. 1 XRD analysis of iron tailings

表3 铁尾矿中重金属含量
Table 3 Heavy metal concentration in iron tailings $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

Cu	Pb	Zn	Cr	Cd
2 814.92	1 992.12	1 712.33	63.26	10.84

的上升而增加。在 900 和 1 000 °C 条件下，废玻璃含量对烧结砖抗压强度的影响较为明显。其原因在于，在温度低于 1 000 °C 时，铁尾矿与粉煤灰间未发生反应，矿物骨架未形成，导致砖体结构松散^[17]。但在此条件下，废玻璃已经达到软化温度，以流动相的形式存在于胚料中，冷却后将铁尾矿和粉煤灰胶结在一起。因此，温度低于 1 000 °C 条件下烧结砖主要的力学强度都由玻璃提供^[18]。随着烧结温度继续上升至 1 000~1 100 °C，铁尾矿和粉煤灰开始发生反应，烧结砖中的骨架结构形成；废玻璃进一步填充了骨架结构中的孔隙，并进一步提高了烧结砖的力学强度。此条件下所制备烧结砖的力学强度由矿物骨架和废玻璃共同提供。而在 1 200 °C 的条件下，烧结砖出现过烧现象^[19]，呈现较深的红色。此时，砖胚出现膨胀、变形现象，抗压强度出现下降趋势。这是因为，过高的温度破坏了烧结砖的结构。在烧结温度过高或保温时间过长的条件下，烧结砖会形成大量的熔融体，烧结砖中的骨架结构被破坏，导致冷却后出现膨胀、变形的情况，从而降低了砖体的抗压强度。

2) 烧结砖的吸水率。吸水率可反映烧结砖的内部结构情况。从图 3 可以看出，在相同配比情况下，烧结砖的吸水率随着烧结温度上升而降低。在 900 °C 下，各配比烧结砖的吸水率均在 15% 以上；而随着烧结温度上升至 1 200 °C，吸水率最低为 1.3%。这说明，升高温度有助于烧结砖内部的致密化。在烧结过程中，烧结砖内部的气孔逐渐缩小，内部结构趋于致密化。在相同的烧结温度条件下，吸水率会随着废玻璃含量的增加而降低。

3) 烧结砖的重金属浸出毒性。从图 4 中可以看出，烧结温度在 900~1 000 °C 时，烧结砖中

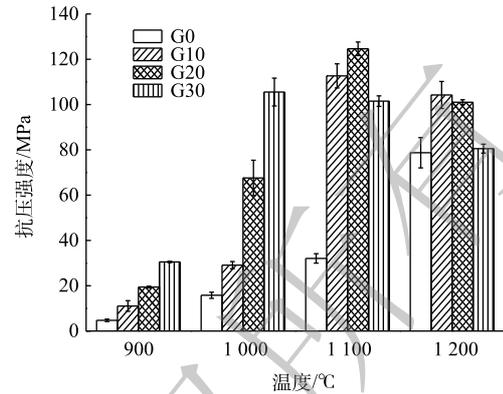


图 2 烧结砖抗压强度随温度的变化

Fig. 2 Compressive strength of sintered bricks with temperature

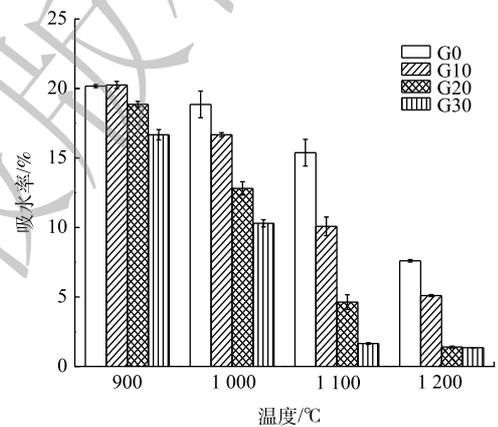


图 3 烧结砖吸水率随温度的变化

Fig. 3 Water absorption of sintered brick with temperature

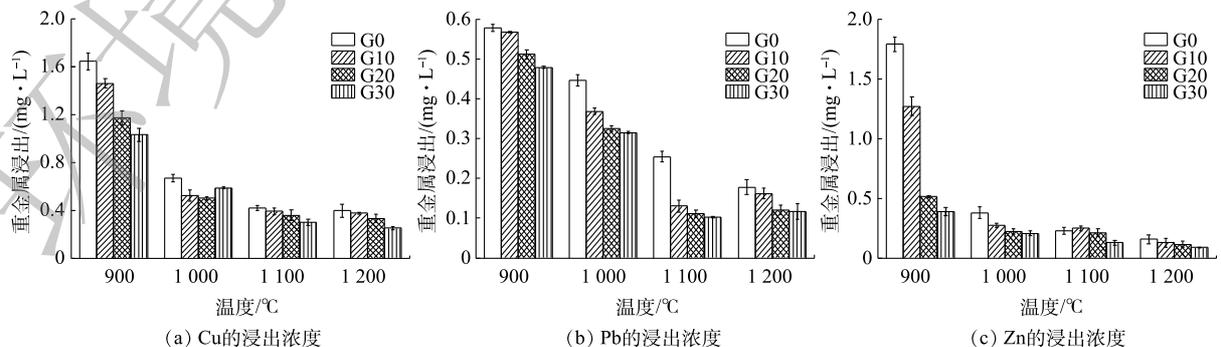


图 4 烧结砖的重金属浸出

Fig. 4 Leaching of heavy metals from sintered bricks

Cu、Pb、Zn的浸出浓度会随着废玻璃含量的增加而明显下降。MAO等^[20]发现,玻璃在高温条件下的成型过程中会把重金属离子有效地包裹起来,形成玻璃体。当温度到达1100~1200℃,玻璃含量对重金属浸出的影响极小。这是因为,此时重金属间发生反应主要以稳定的结晶相形式存在,只有较少的重金属以不稳定的形式存在。

Cu、Pb、Zn的浸出浓度均随着烧结温度的上升而减小,最终在1100℃趋于稳定。从图4(a)和(c)中可以看出,Cu和Zn在浸出特征上出现相似的规律;在温度为900℃时,重金属浸出浓度都较高,最高可达1.5 mg·L⁻¹。在温度为900~1000℃,3种重金属的浸出浓度下降均超过50%。有研究者^[21]发现,Zn和Fe₂O₃在热反应过程中,可能会形成尖晶石结构ZnFe₂O₄,从而增加Zn的稳定性,不易被浸出。从图4(b)可以看出,Pb的浸出浓度随着温度的上升而下降。当温度为900℃时,Pb浸出浓度不足0.6 mg·L⁻¹,远低于Cu和Zn的浸出浓度。这说明,当温度低于900℃的条件下,Pb比Cu和Zn更早地发生了固化反应。PbO在700℃的条件下,会与Al₂O₃发生化学反应,生成抗酸蚀能力强的PbAl₂O₄,从而抵制外界的酸性环境^[22]。烧结砖中Cu、Pb、Zn的浸出浓度随烧结温度的升高均呈现降低的趋势。这说明,烧结过程对重金属的固化起到了积极作用,降低了重金属的释放风险。本研究制得的烧结砖中,重金属浸出浓度均低于《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》(GB 5085.3-2007)^[23]的限值,符合安全标准。

综合分析抗压强度、吸水率、重金属浸出3个方面,采取G20作为最佳配比进行后续实验,以研究烧结过程中烧结砖的重金属形态分布变化、孔隙结构变化、物相结构的转化和微观形貌的变化。

2.3 烧结砖制备的固化机理

1) 烧结砖的重金属形态分布。重金属的形态分布影响着烧结砖的浸出毒性与安全性;同时,也是影响重金属迁移转化能力强弱的重要因素。BCR法把重金属形态分为4种形态:弱酸提取态,是最容易提取的状态,与生物的毒性作用呈正相关;可还原态,是离子键结合的形态;可氧化态,只有在强氧化的条件下才会被释放的状态;残渣态,存在于矿物结晶相中,十分稳定,对生物的毒性作用最小。

图5为G20配比在烧结过程中的重金属各形态分布变化。在温度为900℃的条件下,Pb和Cu的稳定性较差,Pb的形态分布为弱酸提取态13.56%、可还原态14.49%、可氧化态25.79%、残渣态46.16%。Cu形态分布为弱酸提取态23.26%、可还原态7.97%、可氧化态20.79%、残渣态47.98%。Pb和Cu的形态特征非常类似,残渣态均不足50%。随着烧结温度的上升,Pb和Cu的残渣态占比上升至81.55%和82.80%。与Pb和Cu相比,Zn的稳定性较好,在900℃下,主要形态为残渣态(72.82%)。这说明,Zn主要以结晶相的形式存在,稳定性较好。随着烧结温度上升,Zn的形态转

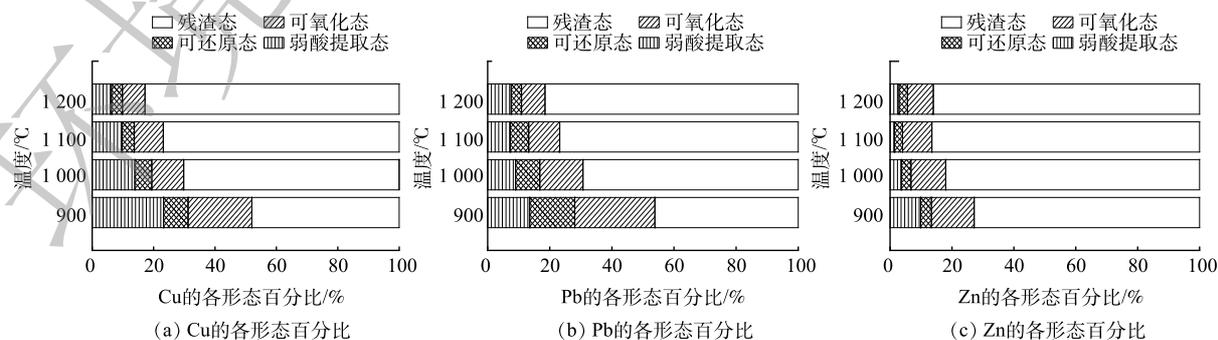


图5 不同温度下烧结砖的重金属形态分布特征

Fig. 5 Distribution characteristics of heavy metals in sintered bricks at different temperatures

化没有 Pb 和 Cu 明显，迁移性较差，因而更稳定。结合图 4 和图 5 进行综合分析可知，残渣态占比的上升往往伴随着重金属浸出浓度的下降。这说明重金属在烧结固化过程中，以结晶相的形式而稳定下来。

2) 烧结砖的孔隙结构变化。孔容积和孔径大小可以反映烧结砖内部的孔隙结构。图 6(a) 为 G20 配比烧结砖在烧结过程中孔容积和孔径大小的变化情况。烧结温度对孔容积的影响较为明显。在温度为 900 °C 的条件下，孔容积最大，达到了 0.019 cm³·g⁻¹；而当温度上升至 1 000 °C 时，孔容积迅速下降至 0.004 5 cm³·g⁻¹。随着温度继续升高到 1 100 °C，孔容积进一步下降到 0.001 1 cm³·g⁻¹；当温度到达 1 200 °C 时，孔容积下降到 0.001 cm³·g⁻¹。这说明，当烧结温度为 900 °C 时，烧结砖内部存在大量的孔隙结构；而随着温度的升高，孔隙结构逐渐减少，趋于致密化。

孔径大小随着温度的升高而降低，当烧结温度为 900 °C 时，孔径大小为 22.1 nm；而随着温度上升至 1 200 °C，孔径最终降低至 9.3 nm。从图 6(b) 可以看到，废玻璃含量的增加也会降低孔径大小和孔容积。相比较于图 6(a)，图 6(b) 中孔容积和孔径大小的变化并不显著。综合分析可知，温度对孔径大小的影响大于废玻璃含量对孔径大小的影响。孔容积和孔径大小的变化趋势与吸水率的变化趋势一致。这说明，孔隙结构可能是影响吸水率大小的内部因素。孔径结构也会影响重金属浸出的反应过程。这是因为，较小的孔径会阻碍浸出液与重金属离子间的接触，而松散的结构则有利于重金属的释放。

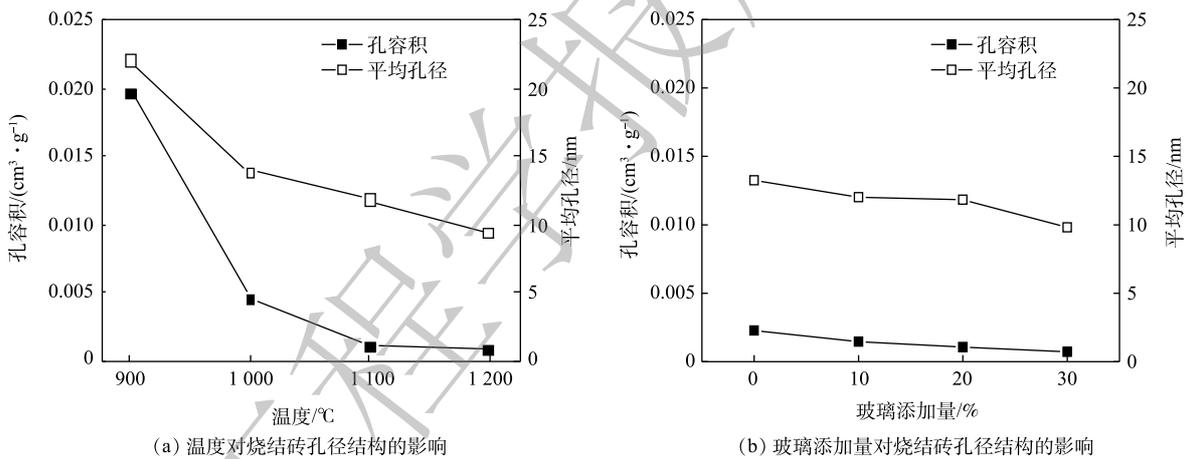


图 6 烧结砖的孔径和孔容积

Fig. 6 Pore size and pore volume of sintered brick

3) 烧结砖的物相结构变化。图 7 为 G20 配比烧结砖在烧结过程中物相结构的变化。从图 7 中可以看出，烧结砖主要矿物相为高岭石、石英、莫来石和赤铁矿。烧结砖中的赤铁矿相在烧结过程中并未发生明显变化。高岭石和石英的特征峰随着烧结温度上升而降低，莫来石相的特征峰随着烧结温度的上升而升高。有研究者发现^[24-25]，烧结砖的结构主要是在烧结条件下形成了莫来石晶相结构。因此可推测，在本研究中的烧结过程中，石英相与高岭石相反应生成了莫来石相。莫来石相是一种常见的硅铝酸盐结构，硬度、强度等力学性能较

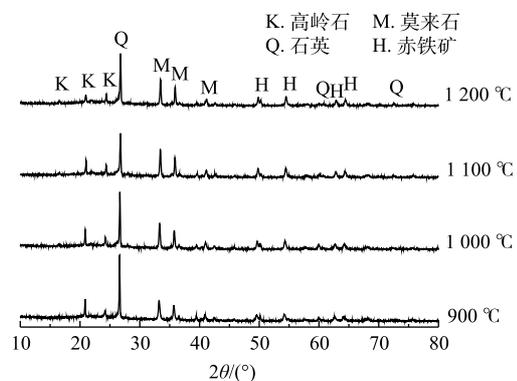


图 7 不同温度下烧结砖的物相结构

Fig. 7 Phase structure of sintered brick at different temperatures

优异,可以有效地增加烧结砖的抗压强度。

4) 烧结砖的微观形貌变化。图8展现了烧结砖在烧结过程中的微观形貌变化。图8(a)显示了900℃下烧结砖的微观形态,可以看出,其表面粗糙,有许多大小不一的球形颗粒离散地分布在烧结砖表面。这说明,此时物料间还未开始发生反应,颗粒间的空隙较大。由图8(b)~图8(d)可以看出,随着烧结温度从1000℃升高到1200℃,离散的颗粒不断减少,颗粒间的空隙变小,孔径不断变小。由此可知,烧结过程是一个内部结构致密化的过程,烧结温度的上升会降低孔径大小。经过图8(e)EDS表征,可确定烧结砖结构主要由Si、Al、O元素组成。这说明,烧结砖中矿物骨架结构主要为硅铝酸盐结构。综合XRD结果(图7)可知,烧结砖的物相结构中,只有莫来石相是硅铝酸盐结构。因此推测,图8烧结砖中的硅铝酸盐结构有可能是莫来石结构。

3 结论

1) 在烧结温度为1100℃、玻璃含量为20%的最优条件下,烧结砖的抗压强度可达124MPa、吸水率为4.63%;其重金属浸出浓度远低于《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别》(GB 5085.3-2007)的限值。

2) 烧结砖的固化机理可能是,在烧结过程中,烧结砖内形成以莫来石相为主的硅铝酸盐结构,是导致烧结砖的孔径和孔容积不断减小,使得烧结砖孔隙结构致密化,提高了烧结砖的强度。

参考文献

- [1] 张彪,姜春志. 铁尾矿资源综合利用及研究进展[J]. 中国金属通报, 2020(11): 68-69.
- [2] XU D, FAN J, ZHANG C, et al. A critical review on environmental implications, recycling strategies, and ecological remediation for mine tailings[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(35): 35657-35669.
- [3] 勾密峰,王思军,郝中晶,等. 铝土矿浮选尾矿对水泥砂浆性能的影响[J]. 环境工程学报, 2016, 10(9): 5185-5190.
- [4] LI S, WU J, LUO Y, et al. Profiling multiple heavy metal contamination and bacterial communities surrounding an iron tailing pond in Northwest China[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 752: 141827.
- [5] ZHANG X, YANG H, CUI Z, et al. Migration and speciation of heavy metal in salinized mine tailings affected by iron mining[J]. *Water Science and Technology*, 2017, 76(7): 1867-1874.
- [6] KUMAR R, DAS P, BEULAH M, et al. Utilization of iron ore tailings for the production of fly ash-GGBS-based geopolymer bricks[J]. *Journal of Advanced Manufacturing Systems*, 2017, 16(3): 257-290.
- [7] KURANCHIE F, FRANCIS A, SHUKLA S, et al. Utilization of iron ore mine tailings for the production of geopolymer

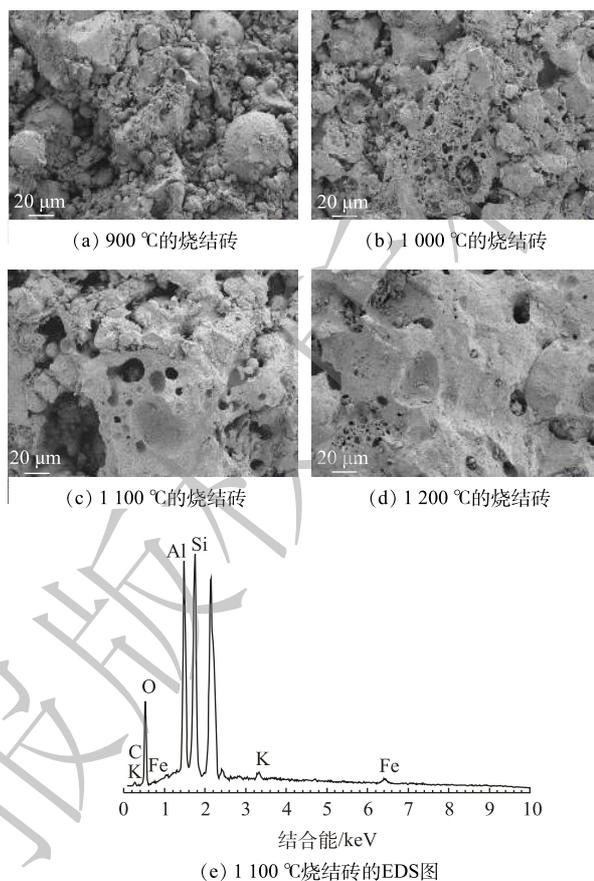


图8 不同温度下烧结砖的SEM-EDS图
Fig. 8 SEM-EDS images of sintered brick at different temperatures

- bricks[J]. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 2016, 30(2): 92-114.
- [8] 严捍东, 陈秀峰. 粉煤灰和铁尾矿对烧结海泥多孔砖泛霜程度的影响[J]. *环境工程学报*, 2012, 6(8): 2846-2852.
- [9] LUO L, LI K, WEN F, et al. Preparation, characteristics and mechanisms of the composite sintered bricks produced from shale, sewage sludge, coal gangue powder and iron ore tailings[J]. *Construction and Building Materials*, 2020, 232: 117250.
- [10] LI W, LEI G, XU Y, et al. The properties and formation mechanisms of eco-friendly brick building materials fabricated from low-silicon iron ore tailings[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018, 204: 685-692.
- [11] VORRADA L, THANAPAN P, KANYARAT K, et al. Effects of recycled glass substitution on the physical and mechanical properties of clay bricks[J]. *Waste Management*, 2009, 29(10): 2717-2721.
- [12] NONTHAPHONG P, SIWADOL K, SIWADOL C, et al. Utilization of waste glass to enhance physical-mechanical properties of fired clay brick[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2016, 112: 3057-3062.
- [13] URE A, QUEVAUVILER P, MUNTAU H, et al. Speciation of heavy metals in soils and sediments: An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the commission of the European Communities[J]. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1993, 51(1/2/3/4): 135-151.
- [14] 国家环境保护总局. 固体废物浸出毒性浸出方法醋酸缓冲溶液法: HJ/T 300-2007[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [15] ZHANG S, XUE X, LIU X, et al. Current situation and comprehensive utilization of iron ore tailing resources[J]. *Journal of Mining Science*, 2006, 42(4): 403-408.
- [16] CHEN Y, ZHANG Y, CHEN T, et al. Preparation of eco-friendly construction bricks from hematite tailings[J]. *Construction and Building Materials*, 2011, 25: 2107-2111.
- [17] 陈永亮, 张一敏, 陈铁军, 等. 温度制度对尾矿烧结砖性能及结构的影响[J]. *硅酸盐通报*, 2010, 29(6): 1343-1347.
- [18] WANG G, NING X, LU X, et al. Effect of sintering temperature on mineral composition and heavy metals mobility in tailings bricks[J]. *Waste Management*, 2019, 93: 112-121.
- [19] 张海英, 赵由才, 祁景玉. 垃圾焚烧飞灰对陶瓷砖烧成影响的研究[J]. *环境工程学报*, 2010, 4(12): 2865-2869.
- [20] MAO L, WU Y, ZHANG W, et al. The reuse of waste glass for enhancement of heavy metals immobilization during the introduction of galvanized sludge in brick manufacturing[J]. *Journal of Environmental Management*, 2019, 231: 780-787.
- [21] YU S, YOSHIMURA M. Direct fabrication of ferrite MFe_2O_4 ($M=Zn, Mg$)/Fe composite thin films by soft solution processing[J]. *Chemistry of Materials*, 2000, 12(12): 3805-3810.
- [22] LU X, SHIH K. Phase transformation and its role in stabilizing simulated lead-laden sludge in aluminum-rich ceramics[J]. *Water Research*, 2011, 45(16): 5123-5129.
- [23] 中华人民共和国国家环境保护总局. 危险废物鉴别标准浸出毒性鉴别: GB 5085.3-2007[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2007.
- [24] CULTRONE G, CARRILLO R, FRANCISCO J. Growth of metastable phases during brick firing: Mineralogical and microtextural changes induced by the composition of the raw material and the presence of additives[J]. *Applied Clay Science*, 2020, 185: 10519.
- [25] XU H, SONG W, CAO W, et al. Utilization of coal gangue for the production of brick[J]. *Journal of Material Circulation and Waste Management*, 2017, 19(3): 1270-1278.

(责任编辑: 金曙光)

Feasibility of using iron tailings to prepare sintering brick and sintering solidification mechanism

ZHOU Weilun^{1,2}, LIAO Zhengjia³, CHEN Tao³, NING Xunan^{1,2,*}, WANG Yi^{1,2}, XIE Hongzhi^{1,2}

1. School of Environmental Science and Engineering, Guangdong University of Technology, Guangzhou 510006, China

2. Guangzhou Key Laboratory of Environmental Catalysis and Pollution Control, Guangdong Key Laboratory of Environmental Catalysis and Health Risk Control, Guangzhou 510006, China

3. Guangdong Province Dabaoshan Mining Co., Ltd., Shaoguan 512127, China

*Corresponding author, E-mail: ningxunan666@126.com

Abstract Aiming at the problem of low comprehensive utilization rate of iron tailings, sintering brick was prepared by using iron tailings, fly ash and waste glass to improve the comprehensive utilization rate of iron tailings. The properties of the sintered bricks were evaluated from three aspects: compressive strength, water absorption and heavy metal leaching, and the optimal process conditions were determined. The solidification mechanism of the sintered bricks was investigated by means of heavy metal speciation distribution, pore diameter analysis, XRD and SEM. The results show that under the optimal sintering temperature of 1 100 °C, iron tailings:fly ash:glass is 6:2:2, the compressive strength of the bricks and the water absorption rate is 124 MPa and 4.6%, respectively. The leaching concentration of Cu, Pb and Zn is all lower than the standard threshold. When the sintering temperature increases from 900 °C to 1 200 °C, the proportion of Cu, Pb and Zn residues increases, the pore volume decreases from 0.019 cm³·g⁻¹ to 0.001 cm³·g⁻¹, and the average pore diameter decreases from 22.1 nm to 9.3 nm. Phase analysis showed that the characteristic peaks of kaolinite and quartz phases decreased, while those of mullite phases increased during sintering. In addition, it was observed that the internal structure of the sintered bricks tended to densify during sintering. The research can provide theoretical basis for the preparation of sintering brick from iron tailings.

Keywords iron tailings; waste glass; sintered brick; compressive strength; heavy metal leaching