

DOI:10.13409/j.cnki.jdpme.20210902015

# 石灰石煅烧煤矸石水泥处理镍污染土的固化特性\*

侯世伟<sup>1</sup>, 张 飞<sup>1</sup>, 张 皓<sup>1</sup>, 刘 军<sup>2</sup>, 丁兆洋<sup>3</sup>

(1. 沈阳建筑大学土木工程学院, 辽宁 沈阳 110168; 2. 沈阳建筑大学环境工程学院, 辽宁 沈阳 110168;  
3. 沈阳建筑大学工程材料检测中心, 辽宁 沈阳 110168)

**摘要:** 随着碳排放量的增加,使用可持续且有效的低碳低成本胶结材料在污染土壤的稳定/固化方面受到了广泛关注。本研究通过无侧限抗压强度、毒性浸出、X射线衍射、扫描电镜等试验来确定新型低碳低成本石灰石煅烧煤矸石水泥对重金属镍污染土的固化特性。结果表明:强度随着养护龄期的增长而增加,随着镍离子浓度的增加而降低;镍离子浸出浓度随着养护龄期的增长而降低,随着镍离子浓度的增加而增大;pH较大(碱性环境),有利于促进水泥对重金属污染土壤的固化效率;X射线衍射和扫描电镜试验表明,生成水化硅酸盐、钙矾石等水化产物及不溶性金属氢氧化物是稳定镍的主要方式。石灰石煅烧煤矸石水泥可以为重金属镍污染土提供环保且可持续的固化修复,处理后的固化土可作为建筑材料循环使用。

**关键词:** 低碳材料; 重金属; 固化; 无侧限抗压强度; 毒性浸出

**中图分类号:** TU443 **文献标识码:** A **文章编号:** 1672-2132(2022)05-0986-07

## Solidification Characteristics of Limestone Calcined Coal Gangue Cement for Nickel-contaminated Soil

HOU Shiwei<sup>1</sup>, ZHANG Fei<sup>1</sup>, ZHANG Hao<sup>1</sup>, LIU Jun<sup>2</sup>, DING Zhaoyang<sup>3</sup>

(1. School of Civil Engineering, Shenyang Jianzhu University, Shenyang 110168, China;  
2. School of Environmental Engineering, Shenyang Jianzhu University, Shenyang 110168, China;  
3. Engineering Material Testing Center of Shenyang Jianzhu University, Shenyang 110168, China)

**Abstract:** With the increase of carbon emissions, the use of sustainable and effective low-carbon and low-cost cementitious materials has attracted extensive attention in the stabilization/solidification of contaminated soil. In this study, unconfined compressive strength, toxicity characteristic leaching procedure, X-ray diffraction, scanning electron microscopy and other tests were carried out to determine the solidification characteristics of a new type of coal gangue cement calcined with low carbon and low cost limestone for heavy metal nickel contaminated soil. The results show that the strength increases with the curing age and decreases with the increase of nickel ion concentration. The leaching concentration of nickel ion decreases with the increase of curing age and increases with the increase of nickel ion concentration. The higher pH value (alkaline environment) is beneficial to promote the solidification efficiency of cement to heavy metal contaminated soil; X-ray diffraction and scanning electron micros-

\* 收稿日期:2021-09-02;修回日期:2022-02-15

基金项目:国家重点研发计划(2018YFD1100404)、辽宁省教育厅项目(LJKZ0564)资助

作者简介:侯世伟(1982—),女,副教授,硕导,博士。主要从事工程防灾减灾方面的研究。E-mail:hsw1375@126.com

copy show that the formation of hydration products, such as silicate hydrate and ettringite and insoluble metal hydroxide, were the main ways to stabilize nickel. Limestone calcined coal gangue cement can provide environmentally friendly and sustainable solidification and repair for heavy metal nickel-contaminated soil, and the treated solidified soil can be recycled as building materials.

**Keywords:** low-carbon materials; heavy metals; immobilization; sustainable repair; unconfined compressive strength; pH; toxic leaching

## 引言

重金属污染土壤严重威胁到我国的可持续发展和粮食安全<sup>[1]</sup>。与水和空气污染相比,土壤中的重金属污染是一个看不见的问题。世界上许多受污染的地点已成为各种含有重金属等无机污染物的工业副产品的堆放场<sup>[2]</sup>。据2014年全国土壤污染状况调查公报,我国主要无机污染物的超标物质为镉、镍、砷、铜、汞、铅、铬和锌,其中,镍(Ni)在危险的超标重金属中是位于第二的有害污染物,在我国大多数受污染场所中以较高的水平存在<sup>[3]</sup>。土壤中重金属镍的主要来源是含镍大气颗粒物沉降、含镍固体废弃物、含镍废水排放或灌溉等<sup>[4]</sup>。重金属镍不仅会严重破坏土壤生态系统,还因强致癌毒性威胁到人类健康<sup>[5]</sup>。因此,迫切需要找到一种高效、低成本方法来处理重金属污染的土壤。稳定/固化(Stabilization/Solidify, S/S)因其简便且操作性强,被认为是最适合处理重金属污染土壤的方法。美国环境保护局(USEPA)认为S/S是处理有害金属的最佳可用技术<sup>[6-7]</sup>。S/S的处理机制中,稳定化是指通过将污染物最大程度上转化为难溶或不可移动的形态来降低其毒性,减少潜在危险<sup>[8-9]</sup>;而固化则是将废物包裹在高完整性结构中,涉及到所用固化剂之间物理和化学的相互作用,减少污染物对土壤中动植物造成的危害<sup>[10]</sup>。S/S的性能取决于所用污染物(有机/无机)和粘合剂的性质。无机重金属通常通过化学反应和物理包封而固化。粘合剂在S/S过程中起关键作用,新型粘合剂的开发引起了特别关注,特别是低碳低成本的粘合剂。

L. Wang等<sup>[11]</sup>在水泥中添加一些胶凝材料(如黏土和石灰石),这些胶凝材料会增加水合物的聚合度,使其在固化砷和锌污染土壤过程中具有更高的固化效率。吴聪<sup>[12]</sup>利用污泥和铅锌渣制备硅酸盐水泥熟料,发现增大石灰饱和系数、减小硅率和

减小铝率均有利于熟料对重金属组分的固化。杨秀红<sup>[13]</sup>使用碱渣部分代替水泥对重金属污染土进行固化处理,发现固化土的无侧限抗压强度在土柱淋滤前后均随重金属 $Zn^{2+}$ 浓度与碱渣掺量的增多而减小,随养护龄期的增加而增大。徐子芳等<sup>[14]</sup>使用粉煤灰和煤矸石制作地聚合物对重金属镍离子进行固化,发现固化体结构致密,对镍离子理想固化量为1.5%。V.A. Reddy等<sup>[15]</sup>使用石灰石煅烧黏土水泥(Limestone calcined clay cement, LC3)固化锌(Zn)、铅(Pb)污染土,结果发现相比较普通硅酸盐水泥,使用煅烧黏土和石灰石替代部分普通硅酸盐水泥制成的共混物对重金属锌、铅污染的土壤具有更好的固定效率。Y. C. Gu等<sup>[16]</sup>使用LC3固化含有重金属的废镍铁渣(FNS),结果表明,硅酸铝钙水合物和钙矾石是LC3的主要水合产物;煅烧黏土或煅烧高岭土对硅酸铝钙水合物形态没有显著影响。陈杰<sup>[17]</sup>通过详细的试验发现,在850℃煅烧最利于激发煤矸石的火山灰活性;活化煤矸石-水泥复合体系的水化反应历程与硅酸盐水泥体系相似,活化煤矸石替代硅酸盐水泥熟料的最佳用量为30%。牛恒等<sup>[18]</sup>将粉煤灰和二灰(粉煤灰与石灰的混合料)作为添加材料,针对上海软土研究改良软土地基方面的应用。曹小方等<sup>[19]</sup>探索了使用微生物技术修复污染土的工程应用,研究了温度、pH和含水率的影响。

使用LC3固化重金属污染土已取得很多进展,然而对于石灰石煅烧煤矸石水泥(Limestone calcined coal gangue cement, LCCGC)固化重金属研究较少。此外,生产1 t水泥会产生0.82 t  $CO_2$ ,研究LCCGC固化重金属污染土壤既能推动水泥工业发展,又能缓解当前我国严峻的重金属土壤污染趋势。本研究基于试验评估LCCGC对镍污染土的S/S可行性,研究固化土强度、毒性浸出、化学形态等方面的固化性能,旨在进一步研究用LCCGC处理重金属污染土的固化机制以及长期稳定性。

# 1 材料和研究方法

## 1.1 材料

试验所用土为煅烧高岭土,由晋中市琚丰高岭土有限公司生产。根据《土工试验方法标准》<sup>[20]</sup>及pH测定规范<sup>[21]</sup>测定煅烧高岭土主要物理性质指标:比重( $G_s$ )为2.73;液限( $W_L$ )为36.6%;塑限( $W_p$ )为21.2%;含水率( $\omega$ )为0.12%;pH为7.83,偏中性。

本试验所用水泥固化剂为LCCGC,由硅酸盐水泥熟料、煤矸石粉、石灰石粉和二水石膏等按照50:30:15:5的比例在试验室混合配制得到,其中煤矸石粉是在工业窑炉850℃下煅烧后过200目标准筛制成。煅烧高岭土、硅酸盐水泥熟料、煤矸石粉主要矿物组成成分见表1。本试验所选用的重金属污染物是六水合硝酸镍( $\text{Ni}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ),硝酸根离子的溶解度比较高(阳离子活性比较高),并且对水泥水化反应干扰较小。

表1 LCCGC主要矿物组成成分

Table 1 Main mineral composition of LCCGC

单位:%

| 成分                             | 熟料    | 煅烧高岭土  | 煤矸石粉 |
|--------------------------------|-------|--------|------|
| SiO <sub>2</sub>               | 21.76 | 53±1   | 50   |
| Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | 5.82  | 45±1   | 47   |
| Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> | 3.38  | ≤0.3   | 0.6  |
| CaO                            | 62.75 | ≤0.07  | 0.3  |
| MgO                            | 1.71  | ≤0.06  | 0.5  |
| K <sub>2</sub> O               | 1.20  | ≤0.05  | 0.1  |
| Na <sub>2</sub> O              | 0.07  | -      | 0.2  |
| SO <sub>3</sub>                | 1.06  | -      | -    |
| P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>  | 0.23  | -      | -    |
| TiO <sub>2</sub>               | -     | ≤0.6   | 1.5  |
| MnO                            | -     | ≤0.004 | -    |
| 烧失量                            | 1.05  | 0.4    | -    |

## 1.2 污染土和试块制备

重金属离子浓度(镍离子质量与干土质量的百分比)选定0%、0.5%(0、500 0 mg/kg)、1%(10 000 mg/kg)、2%(20 000 mg/kg)用于代表典型的现场浓度水平,分别用Ni0、Ni0.5、Ni1.0、Ni2.0表示。LCCGC掺量选为20%(水泥与干土质量的百分比),为尽可能降低其它离子成分的干扰,试验采用

去离子水制备所需要的土样。

按照《水泥土配合比设计规程》<sup>[22]</sup>相关规定,试件尺寸选为70.7 mm×70.7 mm×70.7 mm的立方体,含水率选为38%,试样制备的步骤如下:根据设计的掺水量和重金属掺量,将配制的硝酸镍溶液加入按设计比例进行充分搅拌均匀的煅烧高岭土和LCCGC中,一次性加入设计的掺水量;搅拌均匀后将水泥土加入70.7 mm×70.7 mm×70.7 mm立方体模具中振实。将静置48 h试样进行脱模,装入自封袋中,放入(20±1)℃水中养护。养护龄期为7 d、14 d、28 d、60 d,养护至相应的龄期,进行试验。

## 1.3 试验方法

试验目的是确定固化土的无侧限抗压强度(UCS)、毒性浸出(TCLP)特性,通过扫描电镜(SEM)、X射线衍射(XRD)技术分析固化土的固化机制。UCS试验控制加载速率为(0.03~0.15)kN/s。量取10 g过2 mm筛粉碎烘干土与10 ml去离子水按水土比1:1充分混合后静置1 h,测pH值。

TCLP按照标准毒性特征浸出方案EPA方法1311进行。将烘干且过2 mm筛的12.5 g土壤混合在250 ml浸提剂1#中,即pH值为4.93±0.05的CH<sub>3</sub>COOH和NaOH混合物;或浸提剂2#中,即pH值为2.88±0.05的CH<sub>3</sub>COOH稀释液。使用振荡器以120 rpm振荡18 h。取过滤且稀释后的上清液用火焰原子吸收分光光度计测定浸出液中Ni<sup>2+</sup>浓度。

SEM试验使用S4800扫描电镜设备,在破碎土中用镊子挑选观测面面积约为5 mm×5 mm,厚度约为3 mm的新鲜断面,本试验选择SEM图像放大5 000倍。XRD试验将烘干粉碎土过75 μm筛,在试片凹槽内均匀的撒入样品粉末进行试验,使用MDI Jade6软件进行处理。

# 2 结果与分析

## 2.1 UCS试验结果与分析

不同养护龄期条件下,固化土的无侧限抗压强度随镍离子浓度的变化关系如图1所示。UCS随养护龄期的增长而增加,随镍离子浓度的增加而降低,较高的镍离子浓度对固化土的固化过程产生阻滞效果,最终降低固化土强度。

LCCGC中煤矸石和石灰石替代了部分硅酸盐

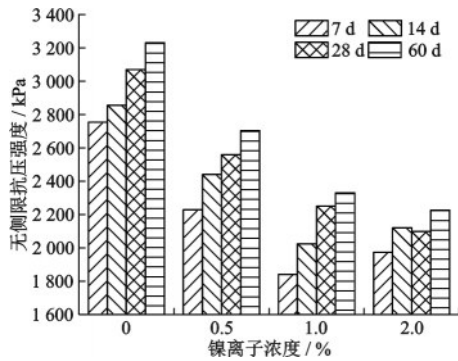


图1 固化土无侧限抗压强度随镍离子浓度的变化关系  
Fig.1 Relationship between unconfined compressive strength of solidified soil and nickel ion concentration

水泥熟料,在同一镍离子浓度条件下,随着养护龄期的增长,LCCGC水化过程中会生成更多的水化产物,从而减少固化土孔隙空间,最终致使固化土强度增加。在相同养护龄期下,Ni0.5固化土UCS低于Ni0强度,这是因为较低镍离子浓度时,镍离子会消耗孔隙水中的氢氧根生成氢氧化镍沉淀,氢氧根的减少影响水泥水化产物的生成,产物的减少表现为固化土强度降低;Ni1.0、Ni2.0浓度时的强度明显低于Ni0、Ni0.5浓度时的强度,这是因为高浓度污染土中充斥过量的镍离子,镍离子结合氢氧根生成氢氧化镍沉淀,吸附在水泥颗粒表面形成一层密封膜,阻碍水泥水化过程,且生成的氢氧化镍对固化土强度贡献不大,从而导致水泥土的胶结作用变弱,强度降低。

## 2.2 TCLP试验结果与分析

不同养护龄期条件下,固化土的浸出镍离子浓度随镍离子浓度的变化关系如图2所示。浸出液中的镍离子浓度随养护龄期的增长而降低,随镍离子浓度的增加而增大。

养护龄期为7d时,Ni1.0和Ni2.0条件下,浸出浓度均超过了国家浸出毒性鉴别标准<sup>[23]</sup>镍(5 mg/L)的限值;Ni0.5试块固化7d后达到低于限值的要求;Ni1.0试块固化14d后低于限值;Ni2.0试块在固化28d时,浸出浓度已接近限值要求,60d后达到规定限值,处理后的土壤可以用作安全和环保的建筑材料。随着养护龄期的增长,镍离子浸出浓度降低是由于固化土中生成多种能够包裹吸附镍离子的水化产物,以及在水泥土中存在可自由移动的OH<sup>-</sup>和

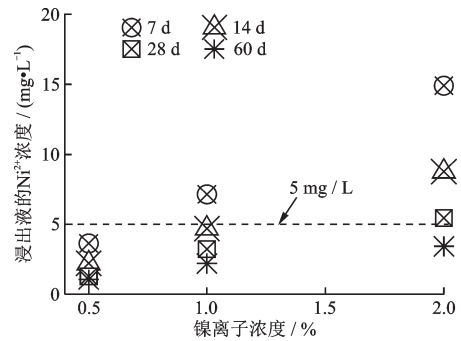


图2 固化土镍离子浸出浓度随镍离子浓度的变化关系  
Fig.2 Relationship between nickel ion leaching concentration and nickel ion concentration in solidified soil

Ca<sup>2+</sup>时形成不溶性氢氧化镍物质。

## 2.3 pH试验结果与分析

不同养护龄期条件下,固化土的pH值随镍离子浓度的变化关系如图3所示。固化土的pH值随着养护龄期、镍离子污染浓度的增大而降低。

Ni0.5浓度时,固化土在60d时,显著降低了1.09个单位。试验所用LCCGC中有大量的氧化钙、氧化铝等成分,促进了孔隙水中氢氧根、钙和铝离子的释放,污染土块中掺入LCCGC后,在系统中形成碱性环境,较高的pH为水泥固化重金属离子提供了良好的反应环境。随着养护龄期的增长,重金属会反应生成不溶性金属氢氧化物,LCCGC进行水化反应生成多种水化产物(如水化硅酸钙、水化铝酸钙、钙矾石)。

在固化过程中,固化土的pH值为9.5~11.5,pH在高状态下,固化产物以及多种胶结物与络合物活性、稳定性较高。

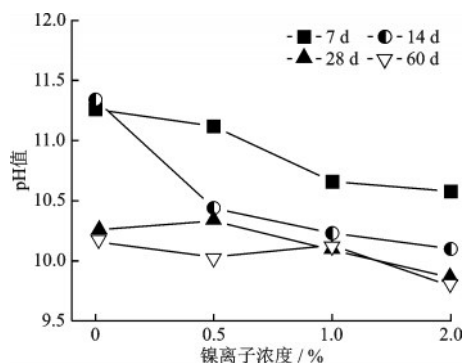


图3 固化土pH值随镍离子浓度的变化关系  
Fig.3 Relationship between pH value of solidified soil and nickel ion concentration

## 2.4 XRD 和 SEM 试验结果与分析

固化 28 d 时,不同镍离子浓度固化土 XRD 图如图 4 所示。

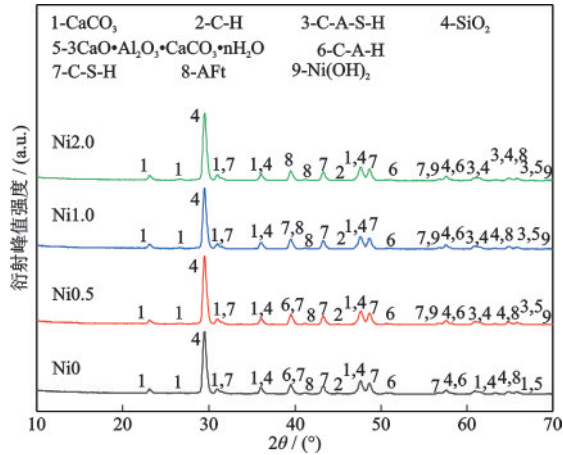


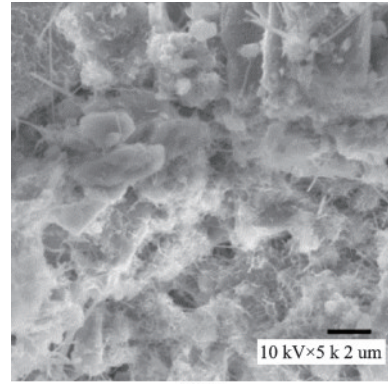
图 4 不同镍离子浓度下固化土 XRD 图

Fig.4 XRD patterns of solidified soil under different nickel ion concentrations

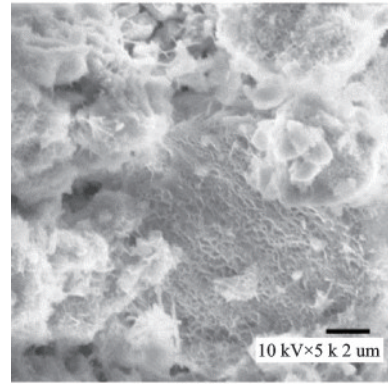
图 4 试验结果表明,固化过程中有大量未反应的  $\text{SiO}_2$ 、 $\text{CaCO}_3$ ,在整个过程中存在氢氧化钙物质,氢氧化钙释放出氢氧根与钙离子,碱性环境有利于多种水化产物及不溶性氢氧化镍物质的生成;LCCGC 生成的水化产物如水化硅酸钙(C-S-H)、水化铝酸钙(C-A-H)、钙矾石(AFt)等物质,是负责固化重金属污染土壤的主要胶凝产物,控制重金属镍离子在试块中的迁移。LCCGC 中石灰石与活化煤矸石粉具有一定的协同作用,进一步促进不溶性产物的生成,从而改善土壤的稳定性以及减少污染土壤中重金属的浸出。

固化 28 d 时,固化土的 SEM 图随不同镍离子浓度的变化如图 5 所示。多种水化产物的生成,确保 LCCGC 包裹封存镍离子的能力。

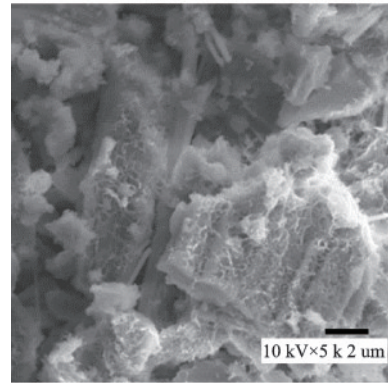
LCCGC 固化镍污染土的水化反应作用主要为生成大量的凝胶体,这些凝胶体吸附重金属后将其包裹封闭在内部,从而在固化土体中形成胶结性强的聚团,这些聚团填充在土颗粒的孔隙中,表现为降低固化土体的孔隙数量、提高固化土的抗压强度。Ni0、Ni0.5 固化土可以观察到有凝胶体或块板状等物质存在,土颗粒表面覆盖了一层厚厚的絮状物质,颗粒间界限不明显;Ni1.0、Ni2.0 图中凝胶体及絮状物明显减少,这是因为孔隙水中过量的镍



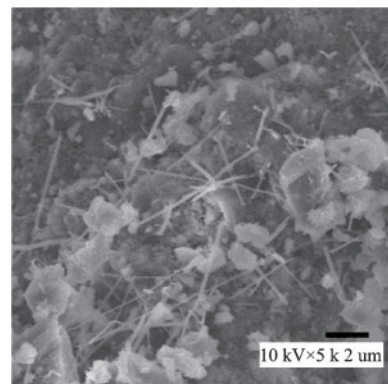
(a) Ni0



(b) Ni0.5



(c) Ni1.0



(d) Ni2.0

图 5 不同镍离子浓度下固化土 SEM 图

Fig.5 Microscopic images of solidified soil under different initial pollution concentrations

离子会消耗氢氧根,抑制LCCGC的水化反应,导致固化土中凝胶体、絮状物的生成量减少,因而随着镍离子浓度的增大,固化土UCS降低、镍离子浸出浓度增大、pH值降低。

### 3 结 论

根据UCS、TCLP、XRD和SEM等试验来评估S/S性能,研究了LCCGC对重金属镍污染土的固化作用,所得结论如下:

(1)UCS试验结果表明,LCCGC对重金属镍污染土壤固化效果显著,固化土UCS随养护龄期的增长而增加,随镍离子浓度的增加而降低,较高镍离子浓度对固化过程产生抑制效果,最终降低固化土强度。

(2)TCLP试验结果表明,固化土镍离子浸出浓度随养护龄期的增长而降低,随镍离子浓度的增加而增大;在固化过程中,固化土中较高的pH值有利于重金属被吸附或包裹在水化产物中,以及形成不溶性金属氢氧化物。

(3)SEM和XRD试验结果表明,在整个固化过程中同时存在物理包裹和化学反应,LCCGC水化过程中会形成水化硅酸钙、水化铝酸钙、钙矾石等产物,这些水化产物负责固化重金属,限制其迁移。

#### 参考文献:

- [1] Du Y J, Wu J, Bo Y L, et al. Effects of acid rain on physical, mechanical and chemical properties of GGBS-MgO Solidified/Stabilized Pb-contaminated clayey soil [J]. *Acta Geotechnica*, 2020, 15(4): 923-932.
- [2] Xia W Y, Du Y J, Li F S, et al. Field evaluation of a new hydroxyapatite based binder for ex-situ solidification/stabilization of a heavy metal contaminated site soil around a Pb-Zn smelter [J]. *Construction Building Materials*, 2019, 210: 278-288.
- [3] 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报 [J]. *中国环保产业*, 2014(5): 10-11.  
Ministry of Land and Resources. National Survey Bulletin of Soil Pollution [J]. *China Environmental Protection Industry*, 2014(5): 10-11. (in Chinese)
- [4] 雷停, 孙传敏. 重金属镍的土壤污染及迁移转化 [J]. *地球科学进展*, 2012, 27(增1): 359-361.
- Lei T, Sun C M. Soil pollution and migration and transformation of heavy metal nickel [J]. *Advances in Earth Science*, 2012, 27(Sup1): 359-361. (in Chinese)
- [5] 贾鹏里. 利用磷酸镁水泥固化富集型重金属铜和镍研究 [J]. *无机盐工业*, 2020, 52(3): 94-97.  
Jia P L. Study on the use of magnesium phosphate cement to solidify enriched heavy metals copper and nickel [J]. *Inorganic Salt Industry*, 2020, 52(3): 94-97. (in Chinese)
- [6] Pantazopoulou E, Ntinoudi E, Zouboulis A I, et al. Heavy metal stabilization of industrial solid wastes using low-grade magnesia, Portland and magnesia cements [J]. *Journal of Material Cycles Waste Management*, 2020, 22(4): 975-985.
- [7] Wu H L, Jin F, Bo Y L, et al. Leaching and microstructural properties of lead contaminated kaolin stabilized by GGBS-MgO in semi-dynamic leaching tests [J]. *Construction Building Materials*, 2018, 172: 626-634.
- [8] Patel H, Pandey S. Evaluation of physical stability and leachability of Portland Pozzolona Cement (PPC) solidified chemical sludge generated from textile wastewater treatment plants [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 207/208: 56-64.
- [9] Soundararajan R. An overview of present day immobilization technologies [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 1990, 24(2/3): 199-212.
- [10] Sharma H D, Reddy K R. *Geoenvironmental engineering: site remediation, waste containment, and emerging waste management technologies* [M]. Canada: John Wiley & Sons, Inc, 2004.
- [11] Wang L, Cho D W, Tsang D C W, et al. Green remediation of As and Pb contaminated soil using cement-free clay-based stabilization/solidification [J]. *Environment International*, 2019, 126: 336-345.
- [12] 吴聪. 利用污泥、铅锌渣制备硅酸盐水泥熟料时重金属的挥发与固化 [D]. 广州: 华南理工大学, 2016.  
Wu C. The volatilization and solidification of heavy metals in the preparation of Portland cement clinker using sludge and lead-zinc slag [D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2016. (in Chinese)
- [13] 杨秀红. 碱渣—水泥固化重金属锌污染土淋滤特性试验研究 [D]. 合肥: 合肥工业大学, 2018.  
Yang X H. Experimental study on leaching characteris-

- tics of alkaline slag-cement solidified heavy metal zinc contaminated soil[D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2018. (in Chinese)
- [14] 徐子芳, 杨政, 邹小童, 等. 煤系废物地聚合物稳定/固化重金属离子效果研究[J]. 环境科学学报, 2015, 35(3): 812-818.
- Xu Z F, Yang Z, Zou X T, et al. Study on the effect of stabilizing/solidifying heavy metal ions by geopolymers of coal-based wastes[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(3): 812-818. (in Chinese)
- [15] Reddy V A, Solanki C H, Kumar S, et al. New ternary blend limestone calcined clay cement for solidification/stabilization of zinc contaminated soil[J]. Chemosphere, 2019, 235: 308-315.
- [16] Gu Y C, Li J L, Peng J K, et al. Immobilization of hazardous ferronickel slag treated using ternary limestone calcined clay cement[J]. Construction and Building Materials, 2020, 250(7): 118837.
- [17] 陈杰. 新型煤矸石基低碳LC3胶凝材料的制备与水化机理研究[D]. 武汉: 武汉理工大学, 2019.
- Chen J. Study on the preparation and hydration mechanism of a new type of coal gangue-based low-carbon LC3 cementitious material[D]. Wuhan: Wuhan University of Technology, 2019. (in Chinese)
- [18] 牛恒, 孙德安, 阮坤林. 掺粉煤灰和二灰上海软土的力学特性[J]. 防灾减灾工程学报, 2020, 40(6): 992-1000.
- Niu H, Sun D A, Ruan K L. Mechanical properties of shanghai soft clay mixed with fly-ash and lime fly-ash [J]. Journal of Disaster Prevention and Mitigation Engineering, 2020, 40(6): 992-1000. (in Chinese)
- [19] 曹小方, 方祥位, 刘汉龙, 等. 微生物修复柴油污染土试验研究[J]. 防灾减灾工程学报, 2021, 41(3): 477-484.
- Cao X F, Fang X W, Liu H L, et al. Experimental study on microbial remediation of diesel contaminated soil [J]. Journal of Disaster Prevention and Mitigation Engineering, 2021, 41(3): 477-484. (in Chinese)
- [20] 土工试验方法标准: GB/T 50123—2019[S]. 北京: 中国计划出版社, 2019.
- [21] Standard test methods for pH of soil: ASTM D4972—18[S]. U.S.: ASTM, 2018.
- [22] 水泥石配合比设计规程: JGJ/T 233—2011[S]. 北京: 中国建筑工业出版社, 2011.
- [23] 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.

(本文责编: 池营营)