

电石渣/偏高岭土固化铜污染土淋滤特性试验

陈永贵¹, 朱申怡¹, 谭邦宏^{1,2}, 潘侃¹

(1. 同济大学 岩土及地下工程教育部重点实验室, 上海 200092; 2. 广西交通投资集团南宁高速公路运营有限公司, 广西 南宁 530000)

摘要: 针对不同配比的电石渣/偏高岭土固化铜污染土, 进行毒性浸出试验(TCLP 淋滤试验), 分析固化剂掺量对淋滤特性的影响规律, 优选确定了电石渣和偏高岭土固化铜污染土的最佳配比, 对类似实际工程具有借鉴意义。结果表明, 电石渣掺量增加会使浸出液 pH 增加而 Cu^{2+} 浓度下降, 但当电石渣掺量超过 9% 以后滤出液的 Cu^{2+} 浓度则无明显改变; 偏高岭土掺量增加会使滤出液 pH 略微下降, 而 Cu^{2+} 浓度先下降后上升。基于试验结果, 优选电石渣掺量为 10%、偏高岭土掺量为 5% 时, 地聚合物对 2% 铜污染土的固化/稳定化效果最好。

关键词: 铜污染土; 固化/稳定化; 电石渣/偏高岭土; 淋滤试验

中图分类号: TP15

文献标志码: A

Leaching Characteristic of Solidification/Stabilization for Cu^{2+} Contaminated Soils with Carbide Slag and Metakaolin

CHEN Yonggui¹, ZHU Shenji¹, TAN Banghong^{1,2}, PAN Kan¹

(1. Key Laboratory of Geotechnical and Underground Engineering of Ministry of Education, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Guangxi Communications Investigation Group Company Ltd., Nanning 530000, China)

Abstract: The geopolymer, consisting of carbide slag (CS) and metakaolin (MK), was used to solidify and stabilize the Cu^{2+} contaminated soils. A series of toxic characteristic leaching procedure (TCLP) tests were conducted on the solidified soils and then the optimal contents of CS and MK were selected for this geopolymer. The results obtained from laboratory experiments show that the pH of leaching solution increases and the Cu^{2+} concentration decreases with the increasing of CS content, while the Cu^{2+} concentration does not continue to reduce when the CS content is more than 9%. As MK content increases, the pH of leaching solution

decreases slightly, but the Cu^{2+} concentration at first decreases and then increases. Based on the results, the optimal contents of CS and MK were selected for this geopolymer to be 10% and 5%, respectively.

Key words: Cu^{2+} contaminated soils; solidification/stabilization; carbide slag/metakaolin; toxic characteristic leaching procedure(TCLP) test

随着我国经济的快速发展以及城市化进程的不断推进, 大量重工业工厂搬离市区, 遗留下来的工业场地需要再次开发利用, 然而, 这些场地大多在使用过程中受到重金属污染, 因此, 对这些工业污染场地的修复治理已成为城市可持续发展需要解决的重要内容^[1]。目前, 治理重金属污染土的主要方法为固化/稳定化技术, 一方面能够有效处理重金属污染土, 另一方面还具有成本较低、施工方便以及对生物降解有着良好阻滞作用等优点^[2]。

固化/稳定化技术中, 水泥作为常用固化剂, 对固化污染土强度有明显提升, 并且在变形及长期稳定性方面均有较好性质^[3]。但是, 作为一种高污染、高能耗资源, 水泥生产过程中会产生大量的二氧化碳、氮氧化物、二氧化硫以及粉尘等污染物, 造成极大环境危害。近年来, 地聚合物作为固化材料正受到越来越多的关注。地聚合物是以偏高岭土和工业废渣等含铝硅酸盐物质为主要原料, 以 Na_2SiO_3 和 NaOH 等为碱激发剂, 采用一定工艺在常温下反应所得到的类似陶瓷性能的新型材料。地聚合物因具有优良的机械性能和耐酸碱、耐火、耐高温性能, 可取代普通水泥用于固化重金属污染土^[4-5]。覃小纲^[6]利用电石渣改良路基过湿土, 发现与生石灰相比, 电石渣硅铝含量高、比表面积大, 改良过湿土的强度明显提高。Ponn^[7]发现偏高岭土能够明显提高混凝土

收稿日期: 2017-08-16

基金项目: 国家自然科学基金(41422207; 41772279); 中央高校基本科研业务费专项资金(0200219236)

第一作者: 陈永贵(1976—), 男, 教授, 博士生导师, 工学博士, 主要研究方向为环境地质和非饱和土力学方面。

E-mail: cyg@tongji.edu.cn

早期强度。Zhang^[8]利用炉底渣与偏高岭土制备地聚合物,应用于固化 Pb²⁺、Cu²⁺ 污染土,抗压强度可达 75.2 MPa。Phair 等^[9]发现 NaOH/Na₂SiO₃ 复合型碱激发剂比 KOH/Na₂SiO₃ 对地聚合物中 Pb²⁺ 的固化/稳定化效果更好。由此可见,地聚合物作为固化剂材料应用于固化/稳定化重金属污染土,不仅能取得良好的修复治理效果,而且起到了工业废渣的回收再利用。固化后土体将在降雨、地下水渗流等条件下发生侵蚀,其中的重金属离子可能再次溶出,对环境造成二次污染。对此,许多学者开展了固化污染土的淋滤特性研究。Moon 等^[10]研究认为水泥固化的重金属污染土中,重金属离子会再次溶出。魏明俐等^[11]针对磷矿粉固化铅污染土进行淋滤浸出试验,发现铅溶出量随养护龄期和磷矿粉掺量的增加而减小;初始污染土中铅浓度增加,污染土和浸出液 pH 值明显降低。席永慧等^[12]利用生石灰和水泥固化锌污染土,毒性浸出试验结果表明,锌离子浸出浓度在 pH 5~9 范围内随 pH 升高而降低。因此,不同淋滤条件下,水泥固化重金属污染土的稳定化效果差异显著。

2014 年,环境保护部和国土资源部发布了全国土壤污染状况调查公报,显示土壤中许多无机污染物存在超标情况。其中,作为重要土壤污染源,铜污染场地主要分布在重污染企业用地、工业废弃地和采矿区,对环境存在较大危害,但目前针对铜污染土的研究并不多见。本文利用电石渣、偏高岭土制备地聚合物,对铜污染土进行固化/稳定化处理,开展毒性浸出淋滤试验,优选出铜污染土固化处理的地聚合物最优配比,结果对类似工程具有指导意义。

1 试验

1.1 试验材料

试验用土为上海第②₁层粉质粘土,取自某工地天然原状土,取样深度 1.5~1.8 m,呈黄褐色,硬塑状态,pH 为 8.16(固液比为 1:10)。自然风干后,挑除其中的石砾和植物残体,过 2 mm 筛获得试验用样。物理、化学特性见表 1 和表 2。

表 1 土样化学成份分析

SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	CaO	K ₂ O	Na ₂ O	烧失量
63.417	14.872	5.759	2.102	1.348	2.626	1.154	7.884

试验所用固化剂为电石渣和偏高岭土。电石渣取自南京某电石生产乙炔厂家,是一种灰白色、有一定刺激性气味的颗粒物质,主要成分为氧化钙。偏高

岭土由巴斯夫催化剂有限责任公司提供,磨细后具有较高活性,能够吸附稳定重金属污染物,主要成分包括二氧化硅、氧化铝、氧化铁等。固化剂化学成分分析结果见表 3。

表 2 土样的基本物理特性

取样深度/m	天然含水率/%	比重	塑限	液限	孔隙比
1.5~1.8	28.3	2.73	20.9	35.6	0.95

表 3 固化剂化学成份分析

样品名称	质量百分数/%							
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	CaO	K ₂ O	Na ₂ O	烧失量
偏高岭土	54.83	42.15	0.37	0.02	0.07	0.14	0.24	1.36
电石渣	7.40	2.30	0.21	0	57.62	0	0.12	32.11

采用国际标准 ISO 11268(2012)进行人工制备污染土。污染物由硝酸铜(Cu(NO₃)₂)配制而成,硝酸根离子对所选用的固化剂的水化反应干扰较小,且硝酸铜具有较高的溶解度和较强的离子活性^[14]。

1.2 试验方案

通过毒性浸出试验(TCLP 淋滤试验),模拟侵蚀环境,研究固化铜污染土的淋滤特性。具体步骤如下:

(1) 制样及养护

天然土自然风干后,挑除石砾和植物残渣等,过 2 mm 筛;将硝酸铜溶液以 1 kg 土中 Cu²⁺ 含量为 2 000 mg 的设计添加量溶于土样最优含水率(19.21%)的水中,用喷雾器均匀洒在土上方,并搅拌 0.5 h 以上,确保土中 Cu²⁺ 分布均匀,之后放置在密封容器内,恒温恒湿条件(室温(20±3℃),相对湿度≥95%)下养护 15 d,使重金属离子与土体充分反应,形成稳定、混合均匀的铜污染土。

制备不同配比电石渣和偏高岭土组成的地聚合物,搅拌均匀后加入污染土中,混合搅拌 10 min。采用静压法制样,分 3 层填入直径 50 mm、高度 100 mm 的圆柱状磨具中,控制试样干密度为最大干密度的 90%,试样脱模之后置于标准养护室内养护不同龄期(7 d、28 d 和 49 d)后进行 TCLP 淋滤试验。表中 C_{Ai}M_j 表示电石渣掺量为 i%,偏高岭土掺量为 j%。

(2) 淋滤试验

根据土样 pH,配制 2 种浸提液。1#浸提液:取 5.7 mL 冰醋酸(CH₃CH₂OOH),加入 500 mL 去离子水,然后加入 64.3 mL 浓度为 1 mol·L⁻¹ 的氢氧化钠(NaOH)溶液,将混合溶液稀释至 1 L,pH 范围在 4.93±0.05 左右。2#浸提液:取 5.7 mL 冰醋酸(CH₃CH₂OOH),加去离子水稀释至 1 L,pH 范围

在 2.88 ± 0.05 .

称取 5 g 之前配制好的试样放入 150 mL 烧杯中,加入 96.5 mL 蒸馏水,用磁力搅拌仪搅拌 5 min,然后用 pH 计测试溶液的 pH 值.若 $\text{pH} \leq 5$,则采用 1# 浸提液;否则,加入 3.5 mL 浓度为 $1 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ 的 HCl 溶液,用保鲜膜密封烧杯,加热至 $50 \text{ }^\circ\text{C}$ 保持 10 min,然后冷却至室温测试 pH,如此时 $\text{pH} > 5$,则采用 2# 浸提液,如 $\text{pH} \leq 5$,则采用 1# 浸提液.

表 4 铜污染土固化方案

编号	固化剂及掺量(质量分数)		Cu^{2+} 质量分数/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)
	电石渣%	偏高岭土%	
C _A 3M5	3	5	20 000
C _A 5M0	5	0	20 000
C _A 5M1	5	1	20 000
C _A 5M2	5	2	20 000
C _A 5M3	5	3	20 000
C _A 5M5	5	5	20 000
C _A 7M0	7	0	20 000
C _A 7M1	7	1	20 000
C _A 7M2	7	2	20 000
C _A 7M3	7	3	20 000
C _A 7M5	7	5	20 000
C _A 10M0	10	0	20 000
C _A 10M1	10	1	20 000
C _A 10M2	10	2	20 000
C _A 10M3	10	3	20 000
C _A 10M5	10	5	20 000
C _A 9M5	9	5	20 000
C _A 11M5	11	5	20 000
C _A 13M5	13	5	20 000

将 200 mL 浸提液置于 500 mL 锥形瓶中,加入 10 g 土样,保持固液比为 1:20.然后,将锥形瓶放入恒温震荡培养箱中, $25 \text{ }^\circ\text{C}$ 条件下以 $30 \pm 2 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 的速率振荡 18 h.

振荡结束后,测试滤出液 pH;将滤出液倒入离心管中,放入高速离心机以 $10\,000 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$ 固液分离 15 min,提取上清液,采用紫外光栅分光光度计测试 Cu^{2+} 浓度.

2 试验结果及分析

2.1 电石渣掺量的影响

对偏高岭土掺量为 5%、不同电石渣掺量的固化污染土,开展了 TCLP 淋滤试验,其中滤出液 pH 随电石渣掺量的变化曲线见图 1,对固化污染土滤出液中 Cu^{2+} 浓度的影响见图 2.

由图 1 可见,滤出液 pH 随着电石渣掺量的增加而增大,当电石渣掺量大于 10% 时,滤出液 pH 大

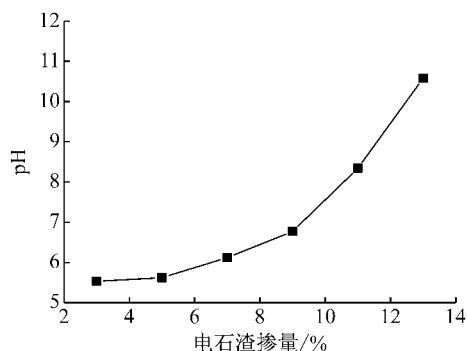


图 1 电石渣掺量对滤出液 pH 的影响

Fig.1 The pH of leaching solution of stabilized soils with different amounts of carbide slag

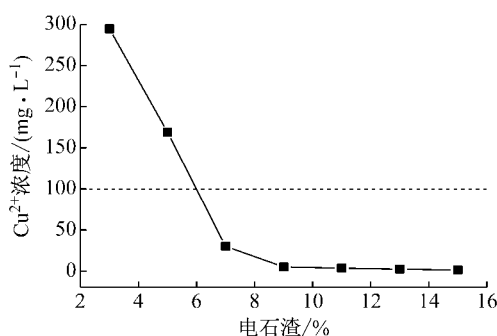


图 2 电石渣掺量对 Cu^{2+} 浸出浓度的影响

Fig.2 The leaching rate of copper ion of stabilized soils with different amounts of carbide slag

于 7,呈碱性,此外溶液 pH 增长速度变快.固化开始阶段,电石渣与偏高岭土组成的地聚合物发生火山灰反应,形成水化硅酸钙 C-S-H 和水化铝酸钙 C-A-H 等水化产物.试验中浸提液 pH 为 4.93,与固化污染土混合振荡后,酸性浸提液与固化污染土水化产物产生反应,导致滤出液 pH 上升.当电石渣掺量较高时,将会产生更多的水化硅酸钙、氢氧化钙,以及少量的钙矾石(Aft),导致浸出液中的 pH 明显增加如下:

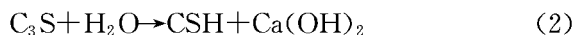


图 2 可以看出,滤出液 Cu^{2+} 浓度总体上随着电石渣掺量的增加而减少,当电石渣掺量小于 7% 时, Cu^{2+} 浓度随电石渣掺量的增加而降低非常显著;当电石渣掺量超过 9% 后, Cu^{2+} 浓度基本稳定在 $0 \sim 5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;当电石渣掺量达到 6% 时,浸出 Cu^{2+} 浓度小于 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,满足我国《危险废物鉴别标准 浸出毒性鉴别(GB5085.3—2007)》对滤出液浓度的要求.由此可见,掺入电石渣能够有效降低滤出液中 Cu^{2+} 浓度.主要原因是电石渣提供的碱性环境使得

大多数 Cu^{2+} 以氢氧化物沉淀;电石渣水化生成的大量 C-S-H 和 C-A-H 凝胶具有较好的吸附性能和比表面积,对 Cu^{2+} 起到了良好的固化作用;此外,电石渣水化产物 C-S-H 和 C-A-H 中 Ca^{2+} 参与重金属离子的竞争反应,导致许多 Cu^{2+} 被置换到 C-S-H 和 C-A-H 等水化产物中,形成阳离子不易被交换、化学性能更稳定的结构。

2.2 偏高岭土掺量的影响

在电石渣掺量不变条件下,对不同偏高岭土掺量的固化污染土开展了 TCLP 淋滤试验,其中滤出液 pH 变化曲线见图 3,对滤出液中 Cu^{2+} 浓度的影响见图 4. 图中 $C_{Aij}d$ 代表电石渣掺量 $i\%$ 、养护 jd 的试样。

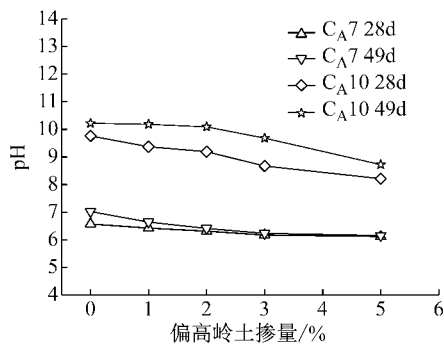


图 3 偏高岭土掺量对滤出液 pH 的影响

Fig.3 The pH of leaching solution of stabilized soils with different amounts of metakaolin

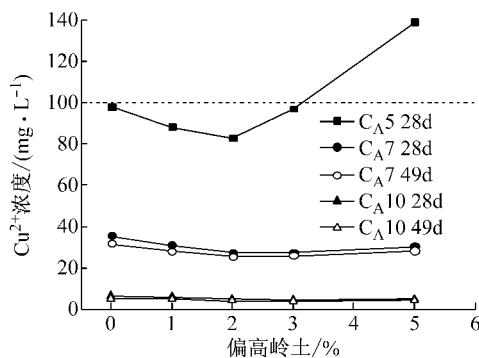


图 4 偏高岭土掺量对 Cu^{2+} 浸出浓度的影响

Fig.4 The leaching rate of copper ion of stabilized soils with different amounts of metakaolin

由图 3 可知,电石渣含量一定时,滤出液 pH 随着偏高岭土含量的增加而有略微下降趋势,这可能是由于偏高岭土中的活性 Al_2O_3 和 SiO_2 能够迅速与电石渣遇水生成的 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 起反应,促进水化反应,生成硅酸钙和水化铝酸钙,使得 pH 降低;另一方面,偏高岭土 pH 仅为 5.76,2% 掺量 Cu^{2+} 污染土 pH 为 4.46,而电石渣 pH 高达 12.61,当电石渣掺

量较高(7%、10%)时,滤出液 pH 随着偏高岭土掺量增加而降低.从图中还可以看出,随着电石渣含量增加,滤出液 pH 有明显的增长趋势;当电石渣掺量从 7%(C_{A7})增加到 10%(C_{A10})时,pH 从 6~7 之间上升到 9~11 之间,滤出液 pH 上升明显,可能是试样中生成了碱性氢氧化产物,具有较强的酸中和能力。

从图 4 可以看出,当电石渣掺量一定时,随着偏高岭土掺量增加,滤出液 Cu^{2+} 浓度先减少后增加;当电石渣掺量超过 5% 时,偏高岭土掺量对滤出液 Cu^{2+} 浓度影响不大.当偏高岭土掺量较高时, Cu^{2+} 的浸出浓度逐渐上升,可以从 pH 方面进行分析.Kogbara^[16]指出滤出液 pH 低于 7 时, Cu^{2+} 的浸出浓度明显提高,而图 3 显示电石渣掺量低于 7%,偏高岭土掺量超过 2% 时,固化污染土样滤出液 pH 正好均低于 7.而酸性环境促进了 Cu 从氢氧化物沉淀或碳酸盐沉淀溶解出来,同时也会使得吸附于水化凝胶体表面的 Cu^{2+} 的解吸作用而来,因此在偏高岭土掺量较高时, Cu^{2+} 浸出浓度略微上升^[17]。

从水化反应角度分析,当偏高岭土掺量较少时,水化反应产物相应较少,固化效果不明显;当偏高岭土掺量增加时,相应地产生较多的水化硅酸钙和水化铝酸钙,对污染土中的 Cu^{2+} 产生离子置换、吸附和物理包裹等作用,从而降低 Cu^{2+} 浸出浓度;若继续增加偏高岭土掺量,生成水化钙铝黄长石(C_2ASH_8)以及少量的水化硅酸钙,导致固化 Cu^{2+} 效果降低。

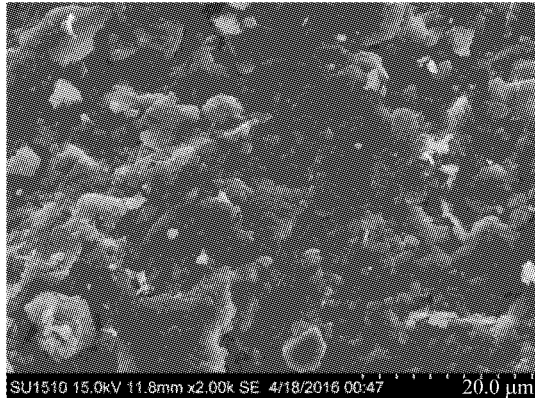
从图 3 和图 4 还可以看出,养护时间从 28d 增长到 49d,对滤出液的 pH 以及 Cu^{2+} 浓度的影响略微增强.这主要是由于固化污染土的硬凝反应、水化反应在 28d 养护周期内基本完成,后期产生的胶结包裹作用、吸附作用以及沉淀作用对污染土中的重金属离子的固化效果相对较小。

2.3 地聚合物固化铜污染土微观机理

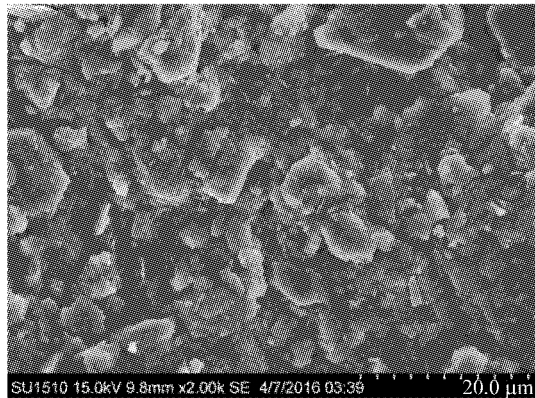
由电石渣/偏高岭土组成的地聚合物类似陶瓷的多孔材料,其主要通过物理和化学作用将重金属离子固化/稳定化^[18].通过扫描电镜试验,分别对未污染土,2%Cu 污染土,以及 5%电石渣和 3%偏高岭土固化污染土的微观结构进行分析,结果见图 5。

图 5a 和 5b 显示,未污染土和铜污染土中,均存在大量片状大小不一的粘土颗粒,土颗粒骨架松散.未污染土中,主要以叠片状的面-面接触为主,结构紧密.受铜污染土中,大颗粒减小,小颗粒增多,土颗粒相互接触形式也发生了变化,土体结构相对较为

松散.



a 未污染土 SEM 图



b 铜污染土 SEM 图



c 地聚合物固化铜污染土 SEM 图

图 5 固化土 SEM 图

Fig.5 SEM images of Cu^{2+} contaminated soils

图 5c 中,添加地聚合物之后,偏高岭土中的活性 Al_2O_3 和 SiO_2 能够迅速与电石渣遇水生成的 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 起反应,促进水化反应,生成水化硅酸钙和水化铝酸钙. 固化污染土中大量絮状水化产物水化硅酸钙 C-S-H 和水化铝酸钙 C-A-H 填充在土颗粒孔隙中,土颗粒几乎被水化产物包裹,使土体结构变得密实. 同时还有针状钙矾石(Aft)、片状氢氧化钙晶体(CH)以及棉花状无定型物存在,这些产物也会

填充在污染土的孔隙中,进一步提高固化土强度. 此外,水化产物对铜离子形成包裹体,限制了铜离子活性,起到固化/稳定化作用,导致滤出液中 Cu^{2+} 的浓度明显下降.

2.4 地聚合物配比优选

根据《危险废物鉴别标准浸出毒性鉴别(GB5085.3—2007)》,同时考虑到酸碱性和对植物生长以及土壤和地表径流的影响,确定固化材料配比的优选标准为

(1) 浸出溶液中 Cu^{2+} 浓度应小于 $100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;

(2) 修复后污染土的 pH 值为 6~11 之间.

综合不同电石渣和偏高岭土掺量固化铜污染土标准养护 28 d 的试验结果可以发现,随着偏高岭土掺量增加, Cu^{2+} 离子浸出浓度先降低后升高,而 pH 值逐渐降低. 依据优选标准,可选择电石渣掺量 10%、偏高岭土掺量 5% 作为固化/稳定化 2%Cu 污染土的优选方案.

3 结论

本文采用电石渣和偏高岭土制备地聚合物,固化/稳定化铜污染土,通过毒性浸出淋滤试验,分析了电石渣和偏高岭土掺量对滤出液 pH 值和 Cu^{2+} 浸出浓度的影响,借助扫描电镜试验分析了地聚合物固化污染土的微观机理,最终确定了固化铜污染土的地聚合物最优配比. 主要结论如下:

(1) 随着电石渣掺量增加,滤出液 pH 值不断增大, Cu^{2+} 浸出浓度逐渐降低;当电石渣掺量超过 9% 时, Cu^{2+} 浸出浓度趋于稳定.

(2) 随着偏高岭土掺量增加,滤出液 pH 值略有减小,而 Cu^{2+} 浸出浓度先降低后增加;养护龄期 28d 之后, Cu^{2+} 浸出浓度趋于稳定.

(3) 偏高岭土中的活性 Al_2O_3 和 SiO_2 能够迅速与电石渣遇水生成的 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 起反应,水化产物对土颗粒及铜离子形成包裹体,起到固化/稳定化作用.

(4) 电石渣掺量为 10%、偏高岭土掺量为 5% 时,地聚合物对 2% 铜污染土的固化/稳定化效果最好.

参考文献:

[1] 章定文,张涛,刘松玉,等. 碳化作用对水泥固化/稳定化铅

- 污染土溶出特性影响[J]. 岩土力学, 2016, 37(1): 41.
ZHANG Dingwen, ZHANG Tao, LIU Songyu, *et al.* Effect of carbonation on leaching properties of cement stabilized/solidified lead contaminated soil [J]. Rock and Soil Mechanics, 2016, 37(1): 41.
- [2] 杜延军, 金飞, 刘松玉. 重金属工业污染场地固化/稳定处理研究进展[J]. 岩土力学, 2011, 32(1): 116.
DU Yanjun, JIN Fei, LIU Songyu. Review of stabilization/solidification technique for remediation of heavy metals contaminated lands [J]. Rock and Soil Mechanics, 2011, 32(1): 116.
- [3] 许龙. 重金属污染土的固化修复及长期稳定性研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2012.
XU Long. Research on remediation and long-term stability of solidified/stabilized heavy metal contaminated soil [D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2012.
- [4] 张书政, 龚克成. 地聚合物[J]. 材料科学与工程学报, 2003, 21(3): 431.
ZHANG Shuzheng, GONG Kecheng. Geopolymer [J]. Journal of Materials Science & Engineering, 2003, 21(3): 431.
- [5] BAKRIA A M M A, KAMARUDIN H, BINHUSSAIN M, *et al.* The effect of curing temperature on physical and chemical properties of geopolymers [J]. *Physics Procedia*, 2011, 22(11): 286.
- [6] 覃小纲, 杜延军, 刘松玉. 电石渣改良过湿黏土的物理力学试验研究[J]. 岩土工程学报, 2013, 35(1): 175.
QIN Xiaogang, DU Yanjun, LIU Songyu, *et al.* Experimental study on physical and mechanical properties of over-wet clayey soils stabilized by calcium carbide residues [J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2013, 35(1): 175.
- [7] POON C S, LAM L, KOU S C, *et al.* Rate of pozzolanic reaction of metakaolin in high-performance cement pastes [J]. Cement and Concrete Research, 2001, 31(9): 1301.
- [8] ZHANG Y S, SUN W, CHEN Q L, *et al.* Synthesis and heavy metal immobilization behaviors of slag based geopolymer [J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 143(1): 206.
- [9] PHAIR J W, VAN DEVENTER J S J. Effect of silicate activator pH on the leaching and material characteristics of waste-based inorganic polymers [J]. Minerals Engineering, 2001, 14(3): 289.
- [10] MOON D H, DERMATAS D. An evaluation of lead leachability from stabilized/solidified soils under modified semi-dynamic leaching conditions [J]. Engineering Geology, 2006, 85(1-2): 67.
- [11] 魏明俐, 杜延军, 刘松玉, 等. 磷矿粉稳定铅污染土的溶出特性研究[J]. 岩石工程学报, 2014, 36(4): 768.
WEI Mingli, DU Yanjun, LIU Songyu, *et al.* Leaching characteristics of lead-contaminated clay stabilized by phosphate rock [J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2014, 36(4): 768.
- [12] 席永慧, 熊浩. 锌污染土固化处理实验研究[J]. 同济大学学报: 自然科学版, 2012, 40(11): 1608.
XI Yonghui, XIONG Hao. Experimental study of immobilization of Zn-contaminated soils [J]. Journal of Tongji University (Natural Science), 2012, 40(11): 1608.
- [13] CUISINIER O, BORGNE T L, DENELE D, *et al.* Quantification of the effects of nitrates, phosphates and chlorides on soil stabilization with lime and cement [J]. Engineering Geology, 2011, 117(3-4): 229.
- [14] 武相萍, 陆雷, 曹常富, 等. 电石渣力学性能的研究[J]. 硅酸盐通报, 2009, 28(2): 235.
WU Xiangping, LU Lei, CAO Changfu, *et al.* Study on mechanical properties of carbide slag [J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 2009, 28(2): 235.
- [15] ZIEGLER F. Sorption mechanisms of zinc to calcium silicate hydrate: X-ray absorption fine structure (XAFS) investigation [J]. Environmental Science & Technology, 2001, 35(7): 1550.
- [16] KOGBARA R B, AL-TABBAA A, YI Y, *et al.* pH-dependent leaching behaviour and other performance properties of cement-treated mixed contaminated soil [J]. Journal of Environmental Sciences, 2012, 24(9): 1630.
- [17] 刘晶晶. 化学物质渗入作用下固化重金属污染土的稳定性研究[D]. 合肥: 合肥工业大学, 2014.
LIU Jingjing. The stability of solidified/stabilized heavy metal contaminated soils under erosive environment [D]. Hefei: Hefei University of Technology, 2014.
- [18] ZHANG J G, Provis J L, FENG D W, *et al.* Geopolymers for immobilization of Cr^{6+} , Cd^{2+} and Pb^{2+} [J]. Journal of Hazardous Materials, 2008, 157(2-3): 587.