

电镀场地重金属铬污染土固化率及稳定性研究

王露艳, 刘干斌, 周 晔, 陈 航, 陈 斌

A study of the curing rate and stability of heavy metal chromium contaminated soil at electroplating sites

WANG Luyan, LIU Ganbin, ZHOU Ye, CHEN Hang, and CHEN Bin

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.202109004>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

稻壳灰-地聚物固化土力学特性及机理分析

Mechanical properties and mechanism analyses of rice husk ash geopolymer solidified soil

易富, 管茂成, 李军, 杜常博 水文地质工程地质. 2022, 49(2): 94-101

冻融循环作用下黄土无侧限抗压强度和微观规律的试验研究

Effect of freezing-thawing cycles on mechanical properties and microscopic mechanisms of loess

刘乐青, 张吾渝, 张丙印, 谷遇溪, 解邦龙 水文地质工程地质. 2021, 48(4): 109-115

考虑温度电动淋洗法去除污染软土中铬试验研究

An experimental study of removal of chromium from contaminated soft soil with the electrokinetic soil flushing method considering temperature and low voltage

郑佳挺, 刘立馗, 王爱骅, 王艳, 刘干斌 水文地质工程地质. 2021, 48(6): 206-212

鄱阳湖平原地下水重金属含量特征与健康风险评估

Health risk assessment of groundwater heavy metal pollution in the Poyang Lake Plain

饶志, 储小东, 吴代赦, 颜春, 陈婷, 何景媛 水文地质工程地质. 2019, 46(5): 31-37

承德中部土壤-黄芩系统重金属生物有效性及迁移累积特征

Bioaccumulation and translocation characteristics of heavy metals in a soil and *Scutellaria baicalensis* system in Chengde Central Region

贾凤超, 卫晓锋, 孙厚云, 李多杰, 李健 水文地质工程地质. 2020, 47(6): 142-153

雄安新区土壤重金属和砷元素空间分布特征及源解析

Sources and spatial distribution of heavy metals and arsenic in soils from Xiongan New Area, China

董燕, 孙璐, 李海涛, 张作辰, 张源, 李刚, 郭小彪 水文地质工程地质. 2021, 48(3): 172-181



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

DOI: 10.16030/j.cnki.issn.1000-3665.202109004

王露艳, 刘干斌, 周晔, 等. 电镀场地重金属铬污染土固化率及稳定性研究 [J]. 水文地质工程地质, 2022, 49(4): 183-189.
WANG Luyan, LIU Ganbin, ZHOU Ye, *et al.* A study of the curing rate and stability of heavy metal chromium contaminated soil at electroplating sites[J]. Hydrogeology & Engineering Geology, 2022, 49(4): 183-189.

电镀场地重金属铬污染土固化率及稳定性研究

王露艳¹, 刘干斌¹, 周晔¹, 陈航¹, 陈斌²

(1. 宁波大学岩土工程研究所, 浙江宁波 315211;
2. 宁波工程学院建筑与交通工程学院, 浙江宁波 315211)

摘要: 为了解决宁波地区电镀场地重金属污染问题, 研究利用自配固化剂开展铬污染土的毒性浸出试验、无侧限抗压强度试验、动荷载作用下的长期稳定性试验以及扫描电镜试验。在此基础上分析固化土的力学特性、浸出特性等随养护龄期、固化剂掺量、固化剂配比、铬污染水平的变化规律。结果表明: 自配固化剂对铬污染土的固化率均达 85% 以上, 固化率大体上随固化剂掺量增加而增大, 随铬浓度上升而下降, 随养护龄期的增加先上升后下降; 固化铬污染土的无侧限抗压强度随龄期和固化剂掺量的增加而增大, 随铬浓度的增加而降低; 相对于施加动荷载作用前, 经过 28, 90 d 养护的固化土在长期动荷载后的固化率及无侧限抗压强度均有小幅度下降, 但各因素的影响规律不变。试验表明自配固化剂对铬有很好的固化效果, 研究所得各影响因素的变化规律可为固化和修复重金属污染的电镀场地提供理论支持。

关键词: 重金属; 铬; 无侧限抗压强度; 毒性浸出试验; 微观分析

中图分类号: X53

文献标志码: A

文章编号: 1000-3665(2022)04-0183-07

A study of the curing rate and stability of heavy metal chromium contaminated soil at electroplating sites

WANG Luyan¹, LIU Ganbin¹, ZHOU Ye¹, CHEN Hang¹, CHEN Bin²

(1. School of Civil and Environmental Engineering, Ningbo University, Ningbo, Zhejiang 315211, China;
2. School of Building and Transporting, Ningbo University of Technology, Ningbo, Zhejiang 315211, China)

Abstract: In order to solve the problem of heavy metal pollution at electroplating sites in Ningbo, toxic characteristic leaching procedure, unconfined compressive strength test, long-term stability test under dynamic load and scanning electron microscope test of chromium-contaminated soil were carried out by using self-formulated curing agent. On this basis, the change patterns of the mechanical properties and leaching characteristics of the cured soil with the maintenance age, curing agent dosing, curing agent ratio and heavy metal contamination level are analyzed. The results show that the curing rate of chromium-contaminated soil with self-formulated curing agents is more than 85%, and curing rate increases with the amount of curing agent, decreases with the concentration of chromium, and increases with the age of maintenance and then decreases. The curing rate and unconfined compressive strength of the cured soil after 28, 90 d curing compared with those before the

收稿日期: 2021-09-02; 修订日期: 2021-10-21

投稿网址: www.swdzcgdz.com

基金项目: 国家自然科学基金项目(51678311); 宁波市社发重大项目(2017C510002)

第一作者: 王露艳(1997-), 女, 硕士研究生, 主要从事桩基工程、能源地下结构方面的研究工作。E-mail: 841253899@qq.com

通讯作者: 陈斌(1964-), 男, 博士, 教授, 主要从事桩基工程、能源地下结构方面的研究工作。E-mail: 79967135@qq.com

application of dynamic load show a small decrease, but the influence pattern of each factor remained the same. The self-formulated curing agents have a good curing effect on chromium. This research may provide theoretical support for curing and remediation of contaminated electroplating sites based on the analysis of the variation pattern of each factor variable.

Keywords: heavy metal; chromium; unconfined compressive strength; toxicity leaching test; microscopic analysis

随着汽车, 摩托车, 机械设备, 电子电气制造的迅速发展, 电镀工业作为重要的支撑产业, 也正在不断发展。我国现有电镀厂约一万多家, 每年排放废水达 40 亿吨左右^[1]。电镀厂产生的废水中通常含有 Cr^{6+} 、 Pb^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Ni^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Cd^{2+} 等重金属离子和重金属元素汞、砷等, 以及烃类(卤化烃、芳香烃、脂肪烃、脂环烃)、磺酸盐、脂肪胺、硝酸盐、染色剂、杀菌剂等有机物, 具有有害物质多且成分复杂、含量变化大、水质不固定的特点^[2-4]。

这些重金属具有致癌风险, 且极易被农作物吸收富集, 不仅影响农作物的产量和品质, 而且会通过食物链在人体内累积, 危害人体健康^[5]。重金属元素在自然的土壤环境中通过胶体形成、络合作用、氧化-还原、沉淀-溶解、吸附-解附等一系列化学、物理及生物作用进行转移, 使得土壤环境中参与物质循环过程的环境与生物产生不良变化^[6]。同时, 重金属元素以多种形态长期滞留在环境中, 对土体造成永久伤害。电镀污染场地中广泛存在的铬、铅、铜等重金属污染物, 尤其以六价铬元素的危害最大, 不仅对人体有害, 而且还会对土壤中的微生物群体产生各种负面影响^[7-8]。

目前, 已有的重金属污染修复技术有: 工程技术(包括换土法和深耕翻土法), 物理化学法(包括电热法和淋洗法), 固化/稳定化法(S/S法)和生物修复法(包括植物修复和微生物修复)等。固化/稳定化技术依靠其低成本、原位修复、二次污染小、适用范围广, 以及处理后的固化土更加稳定等优点被广泛运用到重金属污染修复中, 如何有效应用固化/稳定化技术也是目前国际环境岩土工程研究的热点、难点之一^[9-10]。

针对宁波地区电镀污染场地重金属污染土, 本研究利用自行配制的固化剂开展对污染土的毒性浸出试验(Toxic Characteristic Leaching Procedure, TCLP)、无侧限抗压强度试验、长期稳定性分析, 探讨自配固化剂固化土的环境安全性、强度特性、长期稳定性等。

1 材料与方法

1.1 人工污染土与固化剂制备

1.1.1 人工污染土制备

为了更好地反映电镀场地土壤受六价铬污染程度的不同, 研究固化剂对污染土的固化稳定作用, 且为确保试验过程中污染土土壤性质的同一性和可重复性, 采用人工制备污染土的方法。选取宁波东钱湖地区未受污染的黄褐色软黏土制备不同铬含量的人工污染土, 原土样的主要物理力学特性如表 1。并以添加铬酸钾(K_2CrO_4)溶液的形式来模拟六价铬的污染^[11]。综合考虑宁波地区电镀污染场地污染情况以及土壤环境质量指标的三级标准, 拟定土壤环境铬含量为 5×10^3 , 1×10^4 , 1.5×10^4 mg/kg, 即占干土质量的 0.5%、1.0% 和 1.5%, 分别记为 Cr0.5、Cr1.0 和 Cr1.5。

表 1 试验土的基本物理力学指标

Table 1 Physical and mechanical indexes of test soil

天然含水率/%	液限/%	塑限/%	塑性指数	颗粒比重	压缩指数	回弹指数
41.1	44.5	23	21.5	2.76	0.41	0.05

将软黏土用烘箱进行 12 h 烘干处理、粉碎、过 2 mm 筛, 按设计浓度称量好相应质量铬, 加入适量水至含水率 35%, 充分搅拌直至颗粒均匀, 无明显块状颗粒, 用保鲜膜覆盖放置阴暗处待用。

1.1.2 固化剂配合比设计

自配固化剂(CB 固化剂), 其组分包括普通硅酸盐水泥、石灰、硅酸钠、膨润土和沸石粉, 固化剂分组及掺量如表 2 所示。

表 2 铬污染土固化设计配比

Table 2 Experimental program of solidification of chromium contaminated soil

编号	固化剂各组分占比/%				
	水泥	石灰	硅酸钠	膨润土	沸石粉
CB1	60	20	10	5	5
CB2	60	20	15	5	0
CB3	60	15	20	0	5

1.1.3 试样制备

(1) 在人工制备污染土钝化 7 d 后,按设计掺量将固化剂加入人工污染土,再适当添加水分,充分搅拌,直至颜色一致,肉眼可见颗粒均匀,无块状颗粒。

(2) 按《土工试验方法标准》(GB/T 50123—2019)进行制样,采用切土盘、切土刀将试样切成高 80.0 mm、直径 39.1 mm 试块。为确保试验的精确性,每组配比设计 3 个平行试块。制样前在模具内壁均匀涂抹一层凡士林以便脱模。成型后将试样在标准养护环境下养护至设计龄期,养护条件为(20±3)°C,相对湿度≥95%。

1.2 毒性浸出试验

通过对自配固化剂固化铬污染土开展毒性浸出试验,检测固体物质或废弃物中铬的溶出性和迁移性。其主要目的是确定铬污染土在固化后,不会对周围环境造成二次污染,以保证其环境安全性^[12-14]。

1.2.1 试验方法

毒性浸出试验方案参照朱晶晶^[15]的方法进行,养护龄期分别为 7, 14, 28 d。

(1) 制备 pH=4.3、浓度 0.1 mol/L 的醋酸钠(NaAC)溶液为浸提液;

(2) 将试样粉碎过 1 mm 筛;

(3) 将 5.7 mL 醋酸(HAC)加入 500 mL 水中,然后加入 64.3 mol/L 的氢氧化钠(NaOH)溶液,混合稀释到 1 L;

(4) 取 10 g 试验土样和 200 mL 的浸提液混合;

(5) 在室温 25 °C 下,翻转振荡 18 h,转速 30 r/min;

(6) 静置 24 h,测量 pH 值、导电率,经离心后收集浸出液;

(7) 将收集液用硝酸(HNO₃)酸化至 pH<2,采用 ICP 测离子浓度。

1.2.2 固化率定义

为了能直观地评价固化剂固化铬污染土的环境安全性,本文引入固化率的概念,以便更直观地判断固化效果。

$$p = \frac{c_0 - c_1}{c_0}$$

式中: p ——固化土的固化率/%;

c_1 —— TCLP 试验时收集液中的重金属总量/(mg·kg⁻¹);

c_0 ——试验前固化土中的重金属总量/(mg·kg⁻¹)。

1.3 固化土长期稳定性试验

为了确保铬污染土经过固化稳定后二次利用的

可行性,对其长期稳定性开展试验。目前学者进行耐久性试验时大多采用冻融/干湿循环试验。为研究铬污染土在路基工程中二次利用的可能性,试验采用 TAJ-20 动三轴仪模拟交通荷载来研究长期动荷载条件下固化土的强度特性和环境安全性。

固化土长期稳定性试验设计方案见表 3,试验过程参照文献 [16]。

表 3 动荷载试验方案
Table 3 Dynamic load test scheme

编号	围压/kPa	龄期/d	温度/°C	试验描述
1	50	28	25	常规固结不排水动三轴试验: 动荷载施加 20 kPa(振动 3 600 次)
2	50	90		

注:试验采用正弦波,振动模式采用单向纯压振动;本试验振动频率取 1 Hz;振动 5 000 ~ 10 000 次试样会发生破坏,强度大大下降,不具有比较性,故选择振动 3 600 次。

2 结果和讨论

2.1 天然污染土毒性浸出试验

由于天然污染土中重金属种类多样且分布不均匀,因此将天然污染土加水搅拌均匀,钝化后取出一部分土样进行试验。试验选取宁波东钱湖某场地受污染的黏土,钝化后天然污染土重金属浓度见表 4。

表 4 钝化后天然污染土重金属总量
Table 4 Heavy metal content in naturally polluted soil

样品	重金属总量/(mg·kg ⁻¹)					
	铬	铜	铅	锌	镉	镍
天然污染土	582	92	102	641	0.38	85

采用表 2 中 CB1 组分的固化剂,对天然污染土进行固化,并养护 28, 90 d 的 TCLP 试验结果列于表 5。

表 5 天然污染土 TCLP 试验结果
Table 5 TCLP results of natural contaminated soil

元素	固化前铬浓度/(mg·kg ⁻¹)	固化后铬浓度/(mg·kg ⁻¹)		固化率/%	
		28 d	90 d	28 d	90 d
铬	582	562	520	96.6	89.3
铜	92	88	80	95.7	87.0
铅	102	93	88	91.2	86.3
锌	641	600	560	93.6	87.4
镉	0.38	0.35	0.33	92.1	86.8
镍	85	80	75	94.1	88.2

由表 5 可知, CB1 组分固化剂的固化处理效果均不错,养护龄期 28 d 时,固化率均在 90% 以上;养护龄期至 90 d 时,固化率虽有所减少,但是固化率也均接近 90%。说明自配固化剂对天然污染土的铬离子固

化效果显著,但长期稳定性难以保证。

2.2 人工制备污染土毒性浸出试验

由于铬含量在天然污染土中分布不均匀,为了更好地反映不同铬浓度条件下,固化剂掺量、龄期对固化率的影响,按 1.1 节制备人工污染土,开展毒性浸出试验。

养护龄期为 28 d 时(图 1),由不同铬浓度的固化率变化关系图中可以看出:CB1 的固化率始终高于 CB2 和 CB3。当固化剂掺量大于 15% 后,增加固化剂对固化率的提升不明显,说明 15% 掺量已经能高效固化铬,剩下无法固化的铬通过增加固化剂的方式提升固化率并不经济。

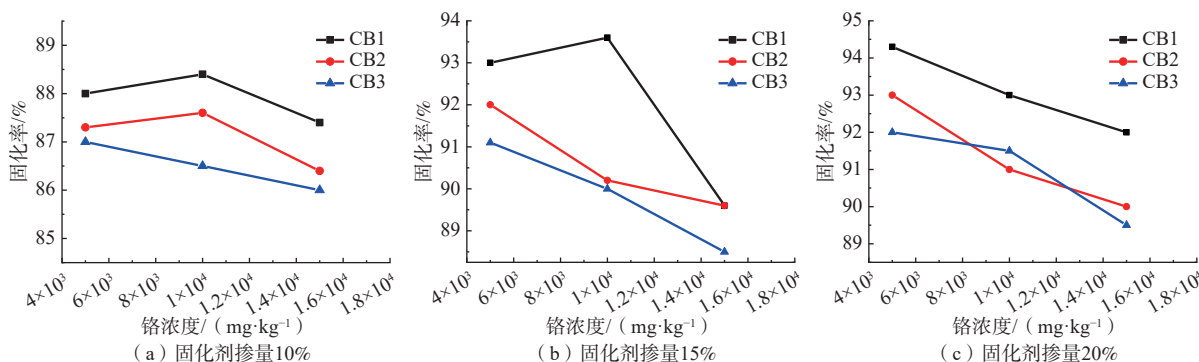


图 1 龄期 28 d CB 固化剂固化率随铬浓度变化

Fig. 1 The curing rate of 28 d CB curing agent changes with the concentration of chromium

除了固化剂掺量为 20% 时,三种固化剂的固化率均随着铬浓度的上升呈线性下降趋势,在固化剂掺量为 10% 和 15% 都存在铬浓度为 $1\times 10^4 \text{ mg/kg}$ 时,固化率有小幅上升,这是由于固化剂能恰好包裹和固化铬。

见图 2,随着养护龄期不断增长,固化率随之增加。证明随着龄期不断增长,自配固化剂中水泥的水化作用进一步发挥,与固化土中的铬持续反应,起到固化的效果。因此,选取掺量为 10% 的 CB1 固化剂能够达到经济高效的高固化率。

当 CB 固化剂掺量为 10% 时,固化率随龄期变化

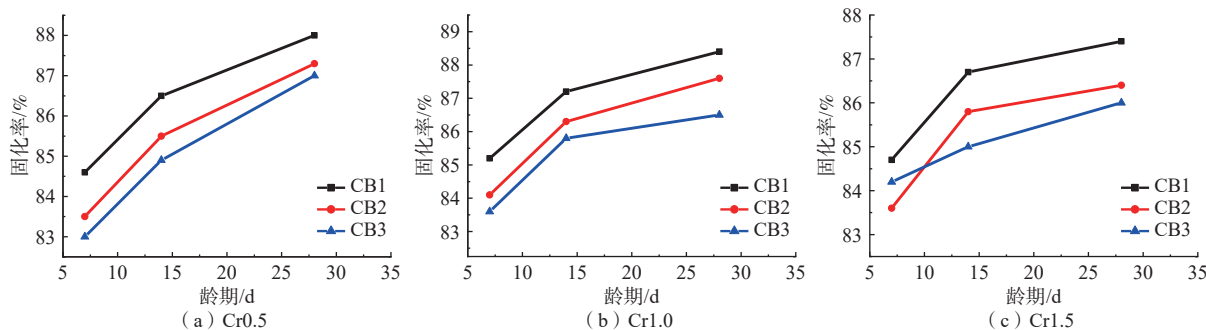


图 2 CB 固化剂掺量为 10% 时固化率随龄期变化

Fig. 2 Curing rate changes with age under 10% CB

当养护龄期为 28 d 时,固化率随固化剂掺量变化见图 3。随着固化剂掺量的增加,其固化效果也随之增加。在较低铬浓度下,一开始提升固化剂能大大提高固化率,但随着固化剂掺量增加,固化效果的提升逐渐减弱。可能是由于水泥以及石灰成分占比增加,使污染土中的水化产物增加,水化产物的产生填补了原土样的空隙和毛细通道,使试件变的相对密实,铬离子难以在试件内迁移溶出。

2.3 固化土长期稳定性试验结果

对比 CB1 固化剂固化土长期动荷载前、后的固化率(图 4),结果表明:在经过长期动荷载之后,其固化率会有所下降,但下降幅度不大;养护龄期至 90 d,经过长期动荷载后,平均固化率为 83.43%,最大的固化率为 92.2%,对比无荷载下数据平均固化率下降率为 1.44%。

养护龄期至 90 d 时,CB1 固化剂固化土在长期动荷载前、后的无侧限抗压强度对比见图 5。在养护龄

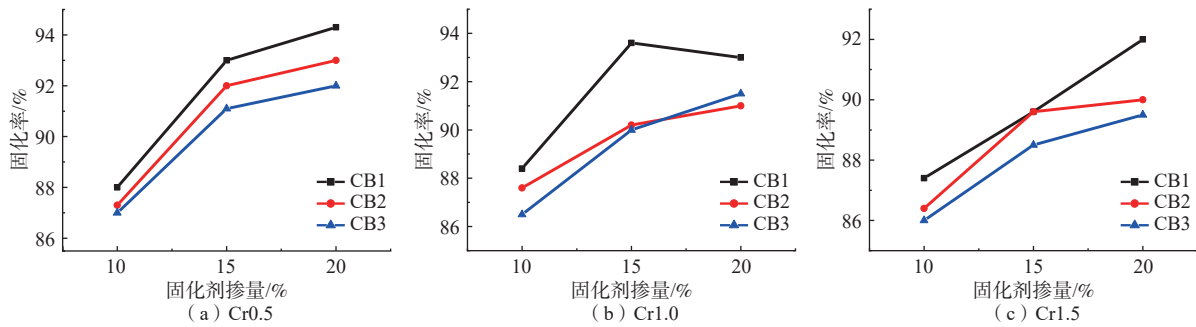


图 3 龄期 28 d 固化率随固化剂掺量变化

Fig. 3 Change of curing rate with curing agent content at 28 days

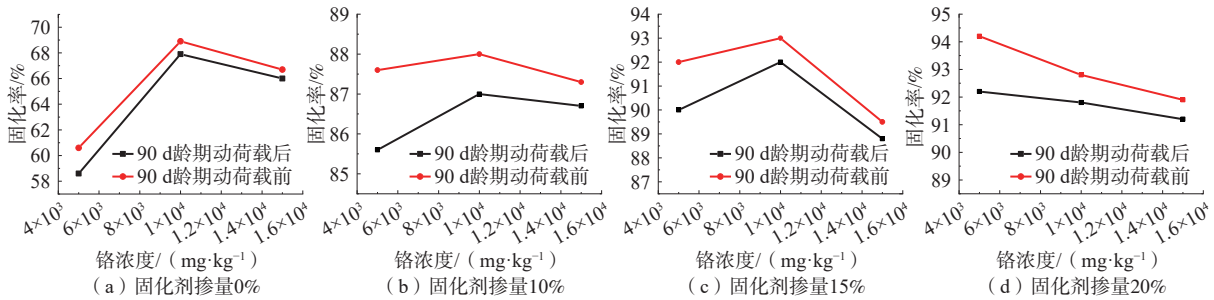


图 4 固化土长期动荷载前、后固化率对比

Fig. 4 Comparison of the curing rate of chromium contaminated soil before and after long-term dynamic loading

期内, 经过长期动荷载之后, 固化土的无侧限抗压强度在不同铬浓度下, 同不施加动荷载相比有一定下降, 其变化趋势与长期动荷载试验前大致相同。这是由于在长期的动荷载下, 固化土中的颗粒间隙变得松散,

从而导致无侧限抗压强度有所下降。经过长期动荷载试验后, 无侧限抗压强度最大值为 4.184 MPa, 能达到我国各级公路基层和底基层重交通荷载下的强度标准^[17]。但其与无荷载情况下相比, 平均下降率为 1.4%。

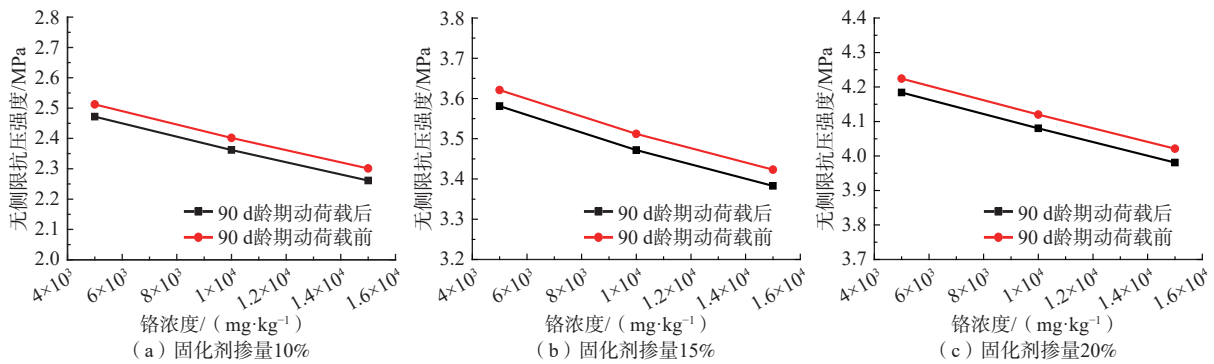


图 5 固化土无侧限抗压强度长期动荷载前、后对比

Fig. 5 Unconfined compression strength of chromium contaminated soil before and after long-term dynamic loading

2.4 扫描电镜试验

未掺加固化剂的土样养护至 90 d 时, 扫描电镜放大 1 000 倍与 3 000 倍时的微观结构图对比见图 6。扫描电镜放大 1 000 倍下的试样有大量的球状、片状和棱柱状颗粒, 同时观察放大 3 000 倍的试样, 有一些针状和球状产物胶结在固化土颗粒表面, 但是产物并不能完全覆盖固化土颗粒, 这解释了不掺加固化剂的情

况下, 铬污染土的固化率极低的原因。

不同龄期下, 在扫描电镜放大 3 000 倍时, 不同养护龄期固化土的微观结构图见图 7。随着龄期的增加, 水化产物将土颗粒不断胶结, 因此试样颗粒之间的联系越来越紧密, 强度也不断提高。颗粒之间的片状及块状晶体不断生成, 因此随着养护龄期的增加, 无侧限抗压强度不断增大, 铬离子的析出量也随之下降。

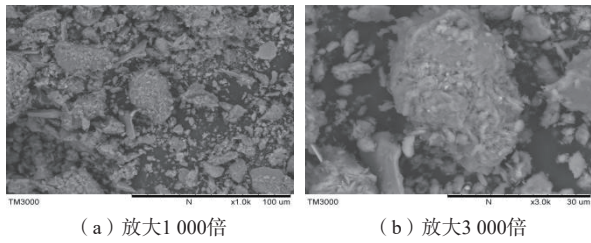


图 6 不掺加固化剂养护龄期 90 d 的 SEM 图

Fig. 6 SEM image of 90 d curing age without curing agent

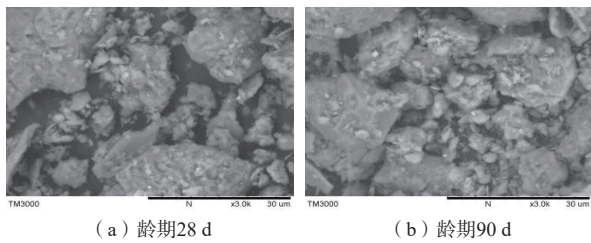


图 7 不同养护龄期下掺加固化剂的 SEM 图

Fig. 7 SEM images of curing agent with curing agent at different curing ages

对比图 6(b)、图 7(b)可以看出掺加固化剂能够使土颗粒形成一个硬化的整体,从而提高无侧限强度和固化率。

在养护前振动是为了模拟固化土受到前期扰动后的微观情况变化,由于振动对试件强度的影响在前期比较显著,故选择在养护前振动,进而推断试件的长期稳定性。对比图 7(a)(b)、图 8 可知,固化土在经过振动之后,土颗粒较松散,颗粒之间的联系也变得不够紧密,并有针状及块状晶体析出,这说明振动对固化剂的固化效果是存在影响的,也与前述中探讨的在经过长期动荷载试验后,固化土的环境安全性与无侧限抗压强度均有下降的结论相印证。

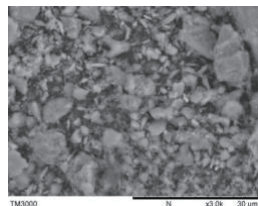


图 8 振动后养护 90 d 的 SEM 图

Fig. 8 SEM image of curing for 90 d after vibration

3 结论

(1) 自配固化剂对重度铬污染土有极好的固化效果,可显著降低固化土中铬离子浓度,提高固化率。随着固化剂掺量的增加,固化率逐渐增加,对于高浓度铬污染土,要适当提高固化剂掺量,或提高固

化剂中石灰的占比,以增强固化剂的固化效果;随着养护龄期的增加,固化率逐渐增加,但随着龄期进一步增加,固化率出现下降,总体固化率均在 85% 以上。

(2) 在养护前期,铬污染固化土的无侧限抗压强度会随着养护龄期的增加明显提高,但是随着龄期的持续增加,强度的增速逐渐减缓;铬污染固化土的无侧限抗压强度随着浓度的提高呈下降趋势;当铬浓度相同时,固化剂掺量越多,铬污染固化土的无侧限抗压强度越大,且二者对天然污染土的固化也有显著作用。

(3) 经过长期动荷载后,养护龄期为 28, 90 d 的铬污染固化土的无侧限抗压强度与固化率均会有所下降,但各因素不影响其变化趋势,且强度满足我国各级公路基层和底基层重交通荷载下的强度标准。

参考文献 (References) :

[1] 尚会来,张雷,张静蓉.电镀废水处理技术展望[J].给水排水,2012,48(增刊1):260-263. [SHANG Huilai, ZHANG Lei, ZHANG Jingrong. Prospect of electroplating wastewater treatment technology[J]. Water & Wastewater Engineering, 2012, 48(Sup 1): 260 - 263. (in Chinese)]

[2] YU Y, WANG H, HU J H. Co-treatment of electroplating sludge, copper slag, and spent cathode carbon for recovering and solidifying heavy metals[J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 417: 126020.

[3] 杜延军,金飞,刘松玉,等.重金属工业污染场地固化/稳定化处理研究进展[J].岩土力学,2011,32(1):116-124. [DU Yanjun, JIN Fei, LIU Songyu, et al. Review of stabilization/solidification technique for remediation of heavy metals contaminated lands[J]. Rock and Soil Mechanics, 2011, 32(1): 116 - 124. (in Chinese with English abstract)]

[4] 全国土壤污染状况调查公报[J].中国环保产业,2014(5):10-11. [The Report on the national general survey of soil contamination[J]. China Environmental Protection Industry, 2014(5): 10 - 11. (in Chinese)]

[5] 李嘉蕊.基于土壤-作物-人体系统的耕地重金属污染评价和健康风险评估[D].杭州:浙江大学,2019. [LI Jiarui. Heavy metal pollution assessment and health risk assessment of cultivated land based on soil-crop-human system[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2019. (in Chinese with English abstract)]

[6] 张显军,胡悦,朱超.土壤重金属污染治理的化学固化研究进展[J].资源节约与环保,2021(5):21-22. [ZHANG Xianjun, HU Yue, ZHU Chao. Research

- progress in chemical solidification of soil heavy metal pollution control[J]. *Resources Economization & Environmental Protection*, 2021(5): 21 - 22. (in Chinese)]
- [7] 李相国,何超,吕阳,等. 铝酸三钙(C₃A)稳定/固化重金属Cr[J]. *武汉理工大学学报*, 2013, 35(4): 1 - 5. [LI Xiangguo, HE Chao, LV Yang, et al. Stabilization/solidification of heavy metal Cr using tricalcium aluminate (C₃A)[J]. *Journal of Wuhan University of Technology*, 2013, 35(4): 1 - 5. (in Chinese with English abstract)]
- [8] 张蕊. 六价铬在土壤中迁移转化影响因素研究及风险评估[D]. 长春: 吉林大学, 2013. [ZHANG Rui. Influence factors of migration and transformation characters of Cr(VI) in soil and risk assessment[D]. Changchun: Jilin University, 2013. (in Chinese with English abstract)]
- [9] 杨瑞枝,连海波,李晓军,等. 固化/稳定化重金属污染土力学及浸出特性试验研究[J]. *科学技术与工程*, 2020, 20(16): 6672 - 6677. [YANG Ruizhi, LIAN Haibo, LI Xiaojun, et al. Experimental study on mechanical properties and leaching characteristics of solidification/stabilization heavy metal contaminated soil[J]. *Science Technology and Engineering*, 2020, 20(16): 6672 - 6677. (in Chinese with English abstract)]
- [10] 王菲,徐汪祺. 固化/稳定化和软土加固污染土的强度和浸出特性研究[J]. *岩土工程学报*, 2020, 42(10): 1955 - 1961. [WANG Fei, XU Wangqi. Strength and leaching performances of stabilized/solidified (S/S) and ground improved (GI) contaminated site soils[J]. *Chinese Journal of Geotechnical Engineering*, 2020, 42(10): 1955 - 1961. (in Chinese with English abstract)]
- [11] 刘锋,王琪,黄启飞,等. 固体废物浸出毒性浸出方法标准研究[J]. *环境科学研究*, 2008, 21(6): 9 - 15. [LIU Feng, WANG Qi, HUANG Qifei, et al. Study on the standard methods of leaching toxicity of solid waste[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2008, 21(6): 9 - 15. (in Chinese with English abstract)]
- [12] 孙叶芳,谢正苗,徐建明,等. TCLP法评价矿区土壤重金属的生态环境风险[J]. *环境科学*, 2005, 26(3): 152 - 156. [SUN Yefang, XIE Zhengmiao, XU Jianming, et al. Assessment of toxicity of heavy metal contaminated soils by toxicity characteristic leaching procedure[J]. *Environmental Science*, 2005, 26(3): 152 - 156. (in Chinese with English abstract)]
- [13] 刘恒凤,张吉雄,周楠,等. 矽石基胶结充填材料重金属浸出及其固化机制[J]. *中国矿业大学学报*, 2021, 50(3): 523 - 531. [LIU Hengfeng, ZHANG Jixiong, ZHOU Nan, et al. Study of the leaching and solidification mechanism of heavy metals from gangue-based cemented paste backfilling materials[J]. *Journal of China University of Mining & Technology*, 2021, 50(3): 523 - 531. (in Chinese with English abstract)]
- [14] SONG F Y, GU L, ZHU N W, et al. Leaching behavior of heavy metals from sewage sludge solidified by cement-based binders[J]. *Chemosphere*, 2013, 92(4): 344 - 350.
- [15] 朱晶晶. 基于磷矿粉的固化剂稳定锌铅污染黏土的环境安全性及路用性能研究[D]. 江苏: 东南大学, 2014. [Zhu Jingjing. Environmental safety and road performance of phosphate rock-based binder stabilized/solidified Zn and Pb contamination soil[D]. Jiangsu: Southeast University, 2014. (in Chinese with English abstract)]
- [16] 刘干斌,范思婷,叶俊能,等. 温控动三轴试验装置的研制及应用[J]. *岩石力学与工程学报*, 2015, 34(7): 1345 - 1352. [LIU Ganbin, FAN Siting, YE Junneng, et al. Development and application of a temperaturecontrolled dynamic triaxial test system[J]. *Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering*, 2015, 34(7): 1345 - 1352. (in Chinese with English abstract)]
- [17] 中国工程建设标准化协会. 道路固化土应用技术规程: T/CECS 737—2020[S]. 北京: 中国计划出版社, 2020. [China Engineering Construction Standardization Association. Technical specification for application of road solidified soil; T/CECS 737—2020[S]. Beijing: China Planning Press, 2020. (in Chinese)]

编辑: 宗 爽