

DOI: 10.11779/CJGE202010022

固化/稳定化和软土加固污染土的强度和浸出特性研究

王 菲^{1, 2}, 徐汪祺¹

(1. 东南大学交通学院岩土工程研究所, 江苏 南京 210096; 2. 剑桥大学工程系, 英国 剑桥 CB2 1PZ)

摘要: 研究了固化/稳定化和软土加固两种土壤搅拌技术修复英国 Yorkshire 郡的重金属及有机物复合污染土的强度和浸出特性。使用的固化剂为氧化镁和高炉矿渣。选取现场固化/稳定化和软土加固处理后取回实验室分别养护 1.5 a 和 1 a 的试样, 开展了无侧限抗压强度和浸出试验, 研究了场地深度对两种技术处理复合污染土的强度和浸出特性的影响。研究结果表明, 氧化镁-高炉矿渣可以显著提升污染土强度, 固化土无侧限抗压强度均值均超过英国的设计值 350 kPa; 浸出结果表明修复后除部分样中 Ni 不达标, Cu 和 Pb 的浸出浓度均达到英国饮用水标准。氧化镁和高炉矿渣联合使用可以有效固化 Ni。相较于软土加固技术, 固化/稳定化技术修复污染土 pH 值更高、Ni 浸出浓度和有机物浸出浓度更低, 在固化重金属和有机物复合污染土方面效果更加显著。场地深度对修复后污染土的性质影响微弱。

关键词: 固化/稳定化; 软土加固; 无侧限抗压强度; 浸出试验

中图分类号: TU441 文献标识码: A 文章编号: 1000-4548(2020)10-1955-07

作者简介: 王 菲(1987—), 女, 博士, 副教授, 研究领域为环境污染和污染土修复。E-mail: feiwang@seu.edu.cn。

Strength and leaching performances of stabilized/solidified (S/S) and ground improved (GI) contaminated site soils

WANG Fei^{1, 2}, XU Wang-q¹

(1. Institute of Geotechnical Engineering, School of Transportation, Southeast University, Nanjing 210096, China; 2. Department of Engineering, University of Cambridge, Cambridge CB2 1PZ, UK)

Abstract: The soil mixing technologies (SMT) such as stabilization/solidification (S/S) and ground improvement (GI) are used to treat heavy metal and organic-contaminated site soils in the Castleford, Yorkshire site, UK. The ground granulated blastfurnace slag (GGBS) and magnesia (MgO) are used in this study. The unconfined compressive strength (UCS) tests as well as the BS EN12457 batch leaching tests are conducted on the S/S contaminated soils at 1.5 years and GI soils at 1 year to assess the influences of different depths on the strength and leaching performances of these samples. The results show that the MgO-GGBS can significantly improve the strength of contaminated soils as the average UCS of MgO-GGBS-treated samples exceeds 350 kPa suggested by the UK design standard. Moreover, except part of Ni, the leaching concentrations of Cu and Pb are able to meet drinking water standard of the England. The combination of MgO and GGBS are found to be able to immobilize Ni efficiently. Compared with the GI technique, the S/S technique can achieve higher pH, lower leaching concentration of both Ni and organic compounds, which is more effective in immobilizing heavy metals and organic compounds. The depth of the site has few influences on the properties of contaminated soils after remediation.

Key words: stabilization/solidification; ground improvement; unconfined compressive strength; leaching test

0 引言

土壤搅拌技术 (SMT) 是自 20 世纪 60 年代日本和瑞典的岩土工程应用中发展起来的。自 20 世纪 80 年代, 土壤搅拌技术开始在美国和欧洲被应用于环境岩土方面^[1]。土壤搅拌技术是一种低成本、效率高、用途广、风险低的原位修复方法, 主要包括固化/稳定化 (S/S)、软土加固 (GI) 和可渗透性反应墙 (PRB) 3 种处理方法^[2]。固化剂是 S/S 和 GI 技术的核心。

目前常用的固化剂包括水泥和石灰等水泥基材

料。而硅酸盐水泥 (PC) 的生产对环境的影响很大, 不仅消耗大量能源 (5000 MJ/t PC), 且生产过程会排放大量二氧化碳、烟尘和有害气体如二氧化硫^[3-4]。因此, 以更加经济环保的工业副产品如粉煤灰、高炉矿渣作为固化剂中的水泥替代物日益受到关注。高炉矿渣 (GGBS) 是通过水或蒸汽中从冶铁高炉中淬火铁

基金项目: EPSRC (The Engineering and Physical Sciences Research Council)资助项目 (TP/5/C0N/6/I/H0304E)

收稿日期: 2019-11-04

*通信作者 (E-mail: feiwang@seu.edu.cn)

水渣得到的、经过干燥并磨成细粉的粉体材料。然而单独使用 GGBS 作为固化剂, 其水化作用非常缓慢, 并且会导致固化样早期强度过低^[5]。因此通常需要用碱或硫酸盐激发 GGBS^[6]。碱激发剂通过使矿渣的 Si-O 和 Al-O 键断裂来加速 GGBS 的水化过程, 从而形成硅酸钙 (C-S-H)、铝酸钙 (C-A-H) 或硅铝酸钙 (C-A-S-H) 等水化产物^[7-8]。以 GGBS 为主要原材料的碱激发矿渣水泥已经得到应用, 研究表明一些污染物 (如 As、Cr、Cu 和 Pb) 在 GGBS 水泥固化的放射性废物中的浸出率低于硅酸盐水泥固化的废物^[9]。但是碱激发水泥也存在苛性碱不便运输、不够经济高效的缺点^[10]。因此利用氧化镁 (MgO) 作为 GGBS 的有效激发剂的想法被提了出来^[11]。自 20 世纪 90 年代, 活性氧化镁作为石灰或钙基化合物的替代物就已经开始应用于水泥生产。与硅酸盐水泥相比, 活性氧化镁的煅烧温度较低, 其环境效益明显^[12]。与钙基固化剂相比氧化镁基固化剂具有高比表面积、高反应性和低结晶度等优势^[13]。并且很多研究结果表明 MgO 是一种有效的 GGBS 激发剂, 生成的水化产物主要为 C-S-H 和类水滑石相 (Ht), 因此可以显著提升水化程度和固化土的强度, 并且降低固化土渗透性^[14-16]。此外, 研究显示水泥基固化剂会因为场地条件如酸雨、冻融循环、干湿循环和紫外线照射逐渐老化、失效^[17], 相比之下 MgO-GGBS 固化剂的耐久性要优于水泥基固化剂^[18]。

S/S 和 GI 都是向待处理土壤中添加固化剂的土壤搅拌技术, 区别在于使用的搅拌系统不同, 此外 S/S 技术中固化剂是以浆液形式存在, 通过灌浆添加; GI 技术中将固化剂以干燥粉末形式添加至土壤。目前, S/S 技术已被应用于重金属 (如 Pb、Zn、Cd) 污染土和低浓度有机 (如多环芳烃) 污染土的修复^[19-22]。最初异位 S/S 修复较多, 但由于其他修复手段如垃圾填埋等技术成本较高, 经济高效且施工简单的原位 S/S 修复技术得到了广泛的应用^[23-24]。GI 技术更多的应用于非污染土尤其是软黏土的加固, 研究人员使用固化剂如粉煤灰、石灰等^[25-26], 改善加固后土体的力学性能如减小孔隙体积和提高抗压强度^[27]。GGBS 也在 GI 技术中有所应用, 研究表明 GGBS 和粉煤灰可以促进黏土颗粒絮凝, 增加粗粒含量, 降低土的液限和塑性指数, 是经济有效的膨胀土改良剂^[28]。但目前关于 GI 技术修复污染土的研究较少, 更缺乏相同条件的原位修复案例来与 S/S 技术进行比较。

本文通过研究同一个场地、不同施工工艺修复重金属和有机物复合污染土所达到的处理效果 (包括无侧限抗压强度、浸出液 pH 值、重金属和总有机物的

浸出性), 比较分析了 S/S 和 GI 两种工艺固化污染土的效果, 可为未来的类似的修复项目提供了必要的分析方法和理论指导。

1 场地与材料

SMiRT 是英国技术战略委员会资助的大型的污染土地修复技术项目, 开始于 2007 年 10 月, 为期 4 a。该项目由剑桥大学等 18 家单位共同承担, 旨在推进、验证土壤混合技术在英国污染土地的修复方面的应用。土壤修复项目在 Castleford, Yorkshire 场地上开展。重点区域土壤处理涉及两种不同的策略: ①固化/稳定化, 即使用三螺旋钻系统, 固化剂加水后以灌浆形式入地搅拌, 所有混合物的浆料含量在 15%~30% 的范围内; ②软土加固, 即采用 ALLU 质量稳定系统和干燥固化剂。为了确保均匀混合, 首先将方坑开挖至约 2 m 深。回填一半土方之后加入所需量的固化剂的一半, 并使用 ALLU 系统将其与土壤充分混合。然后回填剩下的土方和一半固化剂, 重复上述步骤, 直到整个坑被重新填充。用这两种方法, 将土壤混合到 3~4 m 的深度, 并加入水泥、粉煤灰、高炉矿渣、氧化镁、沸石、有机黏土和无机有机黏土等不同的固化剂^[29]。

场地土壤由大约 95% 的砂土和 5% 的黏土及淤泥组成, 土层结构可分为表层土壤 (0.1~0.35 m), 填土 (0.35~4.5 m), 砂土 (4~6 m) 和砂石土 (6~8 m)。地下水位在表层以下 3.2~3.9 m^[2]。土壤含水率为 25%, 液限为 30%, 塑性限为 24%。土壤中所含污染物及其浓度列于表 1。从表 1 中可以看出该场地的主要污染物为有机物、铜 (Cu) 和镍 (Ni) 等。

表 1 土壤污染物及其含量^[2]

Table 1 Concentrations of soil contaminants

污染物	浓度范围/(mg·kg ⁻¹)
Pb	95~175
Zn	150~220
As	130~140
Cu	1075~1600
Ni	1170~2200
Cr	700~1150
总有机物	7185~9230

在 SMiRT 项目中, 共有 24 组固化剂使用 S/S 工艺, 31 组固化剂使用 GI 工艺, 但本文着重讨论其中使用不同配比的氧化镁 (MgO) 和高炉矿渣 (GGBS) 的 7 种固化剂, 以便进行不同修复技术间氧化镁和高炉矿渣固化剂使用效果的对比研究。MgO 和 GGBS 的化学成分见表 2, 不同固化剂组合成分见表 3。

在现场分别养护 28 d (S/S) 和 40 d (GI) 后, 在每一个采样点, 依次取出长 1 m, 直径分别为 85, 75, 65 和 55 mm 的柱状土样, 总深度达 4 m。样品在取出后被送至实验室, 锯切机切割下高径比为 2 的圆柱体进行无侧限抗压强度和浸出试验 (土样高度依次为 170, 150, 130 和 110 mm)。剩下的没有用完的圆柱体放回原来的密封塑料管密封养护, 储存于温度 20℃、相对湿度为 50% 的实验室中。在分别修复 1.5 a (S/S) 和 1 a (GI) 后, 存储在实验室的样品, 被重新开封并进行相关测试。虽然由于项目实际条件限制, 两种工艺固化的污染土样品养护时间有差异, 但固化剂的固化效果主要取决于添加初期的水化反应。Xue 等^[30]的研究表明, 固化样的离子浸出浓度和 pH 在 90 d 后即保持稳定。而本研究中两种工艺固化样品养护时间均超过 1 a, 因此养护时间不同对该研究结果的影响不显著。

表 2 固化剂化学成分 (%)^[31]

Table 2 Compositions of binder materials

主要成分	氧化镁	高炉矿渣
SiO ₂	0.9	36.5
CaO	1.9	39.5
Al ₂ O ₃	0.1	12.5
Fe ₂ O ₃	0.8	0.5
MgO	93.5	8.5
K ₂ O	—	0.4
Na ₂ O	—	0.2
TiO ₂	—	0.5
LOI	2.78	—

表 3 固化剂组合成分

Table 3 Compositions of binders

样品 编号	土 /%	水 /%	固化剂		
			MgO /%	GGBS /%	MgO : GGBS
SS16	70.0	15.0	1.50	13.50	1 : 9
SS9	85.0	7.5	0.75	6.75	1 : 9
SS11	85.0	7.5	7.50	0	—
GI1	90.0	0	10.00	0	—
GI2	95.0	0	5.00	0	—
GI3	97.5	0	2.50	0	—
GI9	97.5	0	2.25	0.25	9 : 1

2 试验方案

在实验室里 1 m 长圆柱体样品被锯切机切割成高径比为 2 的圆柱体。根据质量和体积确定每个样品的密度。依据规范 ASTM D4219-08 对切割后的 3 个圆柱体平行样进行无侧限抗压强度测试, 并求平均值。浸出试验按照 BSEN 12457-2 规范中的要求进行。样品破碎后过 1 和 4 mm 的筛, 过筛后称取 50 g 直径在 1~4 mm 的样品, 加入可密封玻璃瓶中, 再往瓶中加

500 mL 的 pH 为 5.4 的碳化水。经过 30 转/min 搅拌 24 h 静置, 测得该浸出液的 pH 后取出 10 mL 浸出液用 0.45 μm 的滤膜过滤, 用电感耦合等离子发射光谱仪 (ICP-OES) 测出浸出液中各重金属的浓度, 最后求算出 2 个平行样的平均值用以分析讨论。将剩下浸出液中大约 500 mL 上层清液转移到 1000 mL 的分液漏斗中进行有机萃取试验。在分液漏斗中加入体积为 5 mL 的 12 mol/L 的盐酸用以加速萃取的反应速率并且作为 pH 缓冲液。然后向溶液中加入 30 mL 二氯甲烷 (DCM), 并上下摇动, 每摇晃两下放一次气, 放气时注意分液漏斗内外会产生一定的压力差, 摆晃放气过程约 2 min。分离的萃取液倒入量筒测体积。在重复 3 次上述提取工作后, 将完整的提取样品倒入已称重的容器中, 用于二氯甲烷挥发, 置于通风橱中 48 h 后称重。记录提取量、废液量和挥发前后的容器重量。

3 结果与分析

3.1 密度和无侧限抗压强度特性

图 1 展示了 S/S 样品在 1.5 a 和 GI 样品在 1 a 时的平均密度和误差。由于 GI2 组没有合格的样品可供测试, 因此图中没有 GI2 的数据。施工时现场搅拌是否均匀可以通过样品的体积密度来确定, 即由相同材料组成的样品体积密度相近表明样品搅拌均匀, 如组成相近的 SS16 组和 SS9 组的样品, 以及编号为 GI3 和 GI9 的样品。由图 1 可以看出, S/S 组样品密度在 1700~2030 kg/m³ 之间, 而 GI 组密度在 1873~2250 kg/m³ 之间, 其中含有 10%MgO 的 GI1 组密度最大达到 2250 kg/m³。

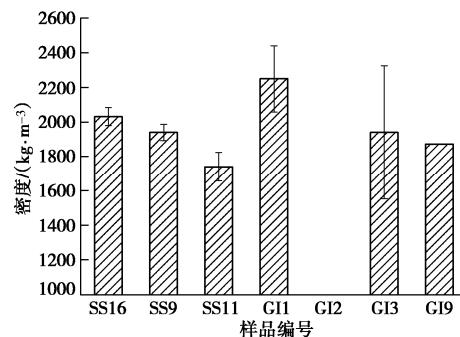


图 1 S/S 样品在 1.5 a 和 GI 样品在 1 a 时的平均密度

Fig. 1 Average densities of S/S cores at 1.5 years and GI cores at 1 year after mixing

图 2 为在 1.5 a 龄期取出的不同深度的 S/S 样品和 1 a 龄期取出的 GI 样品的无侧限抗压强度数据。因为不是每个样品在每个深度都有适合的可用于测试的样品, 图 2 只给出了所有可测得数据。由图 2 可以看出,

只有添加了 GGBS 的 3 组平均强度超过了英国的设计规范限值 350 kPa^[32]，其中编号为 SS9 和 GI9 的两组平均强度最高，约为 3100 kPa，超过了英国环境署填埋要求的 1 MPa^[33]。固化剂中仅含有 MgO 的 SS11 和 GI3 样品的无侧限抗压强度都在 300 kPa 以下，这是因为 MgO 的水化产物 Mg(OH)₂ 的强度有限，而 MgO-GGBS 水化反应生成 C-S-H 和 Ht 等水化产物对提升样品的力学性能有着积极显著的影响。同时 GGBS 水化会消耗 Mg²⁺ 和 OH⁻，也会减少 Mg(OH)₂ 的生成^[16]。此外，还有研究表明，GGBS 显著减少了聚合界面上 Ca(OH)₂ 晶体的含量和尺寸，使得过渡区集料的微观结构致密而牢固^[34]，因此 GGBS 具有提高长期强度和耐久性等优点^[35]。

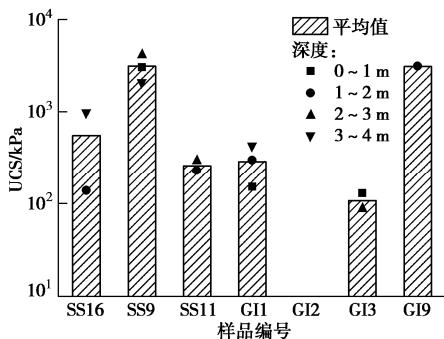


图 2 不同深度下 S/S 样品(1.5 a)和 GI 样品(1 a)的无侧限抗压强度

Fig. 2 UCS values of S/S and GI mixtures at different depths

对比样品在不同深度的强度可以看出，SS16 和 GI1 在 3~4 m 的强度高于其他深度，其中 SS16 在 3~4 m 的强度是在 1~2 m 时的 7 倍。SS9 和 SS11 在 2~3 m 的强度高于其他强度，而 GI3 恰好相反，0~1 m 深处强度 (130 kPa) 比 2~3 m (87 kPa) 要高。总体来说，随着深度的增加，其强度的变化没有固定变化趋势，强度主要还是取决于固化剂种类、含水率、配比和掺量。由于 GI 工艺中固化剂掺量较低和预湿润的土壤含水率较高等原因^[2]，GI 工艺下的固化土强度低于 S/S 工艺下的固化土强度。

3.2 金属溶出特性

图 3 给出了 1.5 a 的 S/S 样品和 1 a 的 GI 样品经过淋滤试验后，滤液的 pH 值和滤液中 Ni 的浓度随深度的变化。由于编号为 SS11 的两个样品测出 Ni 离子浸出浓度低于机器的检测极限，因此在图 3 中没有显示。虽然 Cu 和 Pb 也是本项目的研究重点，但是由于 Pb 的浓度低于机器可以测出的限值，Cu 的浓度低于 2 mg/L 的饮用水标准^[33]，因此，本文不着重讨论。

由图 3 可以看出，浸出液的 pH 在 7~11 之间变化。含有 GGBS 的固化剂组合浸出 pH 普遍高于只有

MgO 的组，含有 MgO-GGBS 的 GI9 样品 pH 最高达到了 11。这与固化剂配比有关，MgO 的水化产物 Mg(OH)₂ 的 pH 大约只有 10.5，还要考虑 1.5 a 或 1 a 间碳化的影响，所以只含有 MgO 的 4 组土样的浸出液 pH 都在 7~10 之间。除此之外，S/S 样品组的浸出液 pH 普遍高于 GI 样品组。可能是由于 S/S 工艺的 3 组固化样中固化剂掺量普遍高于 GI 工艺组，尤其是 GGBS 的掺量。

由图 3 可知，只有 SS16 (1.5%MgO)、SS11 (7.5%MgO) 和 GI9 (2.25%MgO) 3 组样品的滤液中 Ni 的浓度低于英国饮用水标准规定的 0.02 mg/L。图 3 中各固化剂固化样中深层土壤的 Ni 溶出比浅层的要稍微多一些。Ni 溶出在样品中的变化范围也较大，比如 SS9 在 0.002~0.080 mg/L 之间。对比 GI1 (10%MgO)、GI2 (5%MgO)、GI3 (2.5%MgO) 3 组，随着固化剂中 MgO 含量的降低，滤液中 Ni 离子平均浓度明显增大，表明增加 MgO 的掺量可以有效固定土壤中的 Ni 离子。对比 GI1-GI9 4 组，GI9 的固化剂中加入 0.25% 的 GGBS 后，浸出液中 Ni 离子平均浓度 (0.012 mg/L) 较只含有 MgO 的另外 3 组有了明显的降低，甚至达到 GI3 组样品浸出液的平均浓度 (0.256 mg/L) 的 1/20，表明 MgO-GGBS 固化剂对 Ni 的固化效果显著。除 GI9 之外，S/S 样品组的浸出液 Ni 浓度普遍低于 GI 样品组。

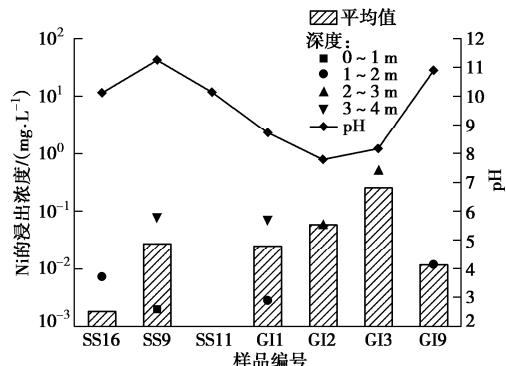


图 3 不同深度下 S/S 样品(1.5 a)和 GI 样品(1 a)的 Ni 浸出浓度

Fig. 3 Leaching concentrations of Ni in S/S mixtures at 1.5 years and GI mixtures after 1 year at different depths

图 4 是 Ni 的浸出浓度、浸出液 pH 和溶解度之间的关系曲线。据研究，在多种金属共存状态下，各种金属氢氧化物的溶解度会与单一金属存在状态有所差异，图 4 中圆形空心点表示的是在 Ni、Cu、Zn、Pb、Cr 共存的状态下 Ni 的溶解度随 pH 变化的规律^[12]，比单一金属存在状态下的溶解度数值更接近本试验真实情况。实心点即 1.5 a 的 S/S 样品和 1 a 的 GI 样品经过淋滤试验后滤液的 pH 值和滤液中 Ni 的浓度。可以看出在滤液 pH 小于 10 的情况下，Ni 的浸出浓度小

于溶解度, 而在 10~12 之间高于溶解度, 表现出与其他研究结果一致的规律^[36-37]。基于浸出性研究和连续萃取试验 (SEP) 的成果, Wang 等认为当 pH 在 6~9 之间, 40% 的 Ni 被固定在晶体结构中或作为该结构的一部分 (残余相), 因此浸出浓度小于溶解度^[38]。当 pH 在 9.5~11.5 范围内时, 有些 Ni 被固定在 Ni-Al 双层氢氧化物 (LDH) 相中, 而不是以氢氧化镍的形式沉淀^[39], 因此 Ni 的分布略高于其溶解度线。

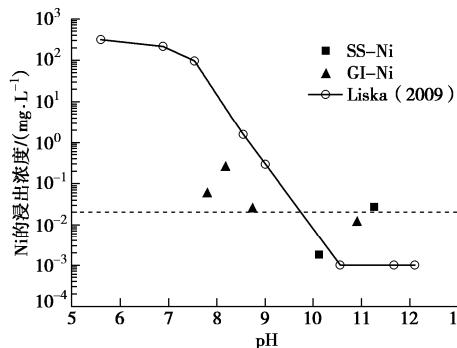


图 4 Ni 的浸出浓度、浸出液 pH 和溶解度的关系

Fig. 4 Relationship among Ni concentration, leachate pH and solubility

3.3 有机物浸出特性

有机物的浸出是评价固化/稳定化技术固定有机物效率的主要手段。研究显示有机物会对水化反应产生阻碍作用, 因此很难将有机物转化为水化产物。所以有机污染物的固化主要依靠物理包裹和吸附, 不溶性 (非极性) 化合物倾向于保留在固体基质中, 而可溶性 (极性) 污染物仍可浸出^[40]。图 5 给出了不同深度下, 修复 1.5 a 后的 S/S 样品和 1 a 后的 GI 样品中总不挥发性有机物的浸出浓度及其标准偏差。样品的不挥发性有机物的浸出浓度分布在约 23~140 mg/L 之间。采取 S/S 工艺的 3 组样品有机物浸出浓度都在 25 mg/L 以下, 固化有机物效果明显。而采取 GI 工艺的 4 组数据差异性较大, 平均有机物浓度最低为 30 mg/L, 浓度最高达到 137 mg/L, 这可能是由于土壤中污染物分布不均以及 GI 技术中使用的固化剂剂量较低。场地深度对有机物浸出浓度的影响未表现出明显的规律性。SS16 在不同深度浸出的有机物浓度差别很小, 而 GI1 在 0~1 m 和 1~2 m 深度浸出的有机物浓度约是 3~4 m 浸出浓度的 4 倍。SS11 中深层土壤有机物浸出浓度高于浅层。出现这种情况的主要原因可能是由有机污染物在土体中的分布不均。

对比 S/S 施工工艺下的 3 组样品, 添加了 GGBS 的两组固化样的浸出液有机物浓度比单独使用 MgO 的固化样更小。由于试验证明 Mg(OH)₂ 吸附有机物到层间并不是其主要固定形式, 有学者推论 MgO 固化

有机物过程涉及简单的物理吸附, 并伴有一些化学键的形成, 例如阳离子交换、氢氧化物与有机物的络合^[41-42]。而 MgO-GGBS 的水合产物是 C-S-H 和 Ht 等, 与 C-S-H 相比 Ht 体积更大, 可以提供更大的比表面来捕获有机物。此外, Ht 具有结构电荷, 可以固定更多的带电荷有机物^[43], 因此, 添加 GGBS 可以增强 MgO 固化有机物的能力。

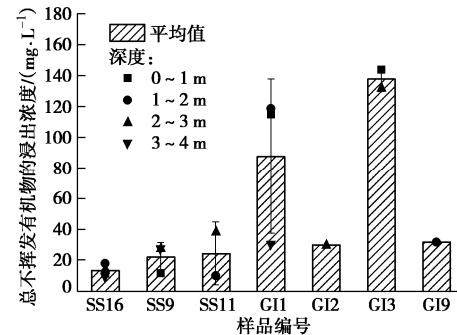


图 5 不同深度下 S/S 样品(1.5 a)和 GI 样品(1 a)的有机物浸出浓度

Fig. 5 Leachability of total organics in S/S samples at 1.5 years and GI samples at 1 year

4 结 论

本文研究了 SMiRT 项目中以 GGBS 和 MgO 作为固化剂, 通过测试 S/S 和 GI 两种工艺固化稳定重金属和有机物复合污染土 1.5 a 和 1 a 龄期后的无侧限抗压强度、浸出液 pH 值、重金属和总有机物的浸出浓度, 得出结论如下:

(1) 重金属及有机物复合污染土经 S/S 和 GI 两种土壤混合技术处理后, MgO-GGBS 固化样的无侧限抗压强度均值均超过英国的设计值 350 kPa。由于固化剂掺量不同等因素, 总体上 GI 工艺固化样无侧限抗压强度低于 S/S 工艺。

(2) 浸出结果显示 MgO-GGBS 可以有效固定 Ni 离子和有机物。相对 MgO 单独使用, 两种工艺下 MgO 和 GGBS 联合使用都会得到更高的 pH、更低的 Ni 和有机物浸出浓度。同种固化剂下, S/S 相对 GI 固化效果更明显。

(3) 深度对污染土修复后的无侧限抗压强度、金属离子和有机物浸出的影响不显著。

参考文献:

- [1] AL-TABBA A, BARKER P, EVANS C W. Soil mix technology for land remediation: recent innovations[C]// Proceedings of the Institution of Civil Engineers Ground Improvement, 2011, Great Britain: 127-137.
- [2] AL-TABBA A, LISKA M, OUELLET-PLAMONDON C, et

- al. Soil mix technology for integrated remediation and ground improvement: from laboratory work to field trials[C]// Proceedings of the Fourth International Conference on Grouting and Deep Mixing, 2012, New Orleans: 522 - 532.
- [3] GU K, JIN F, AL-TABBA A, et al. Incorporation of reactive magnesia and quicklime in sustainable binders for soil stabilisation[J]. *Engineering Geology*, 2015, **195**: 53 - 62.
- [4] 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 and Building Materials*, 2018, **172**: 626 - 634.
- [5] YI Y, LISKA M, AL-TABBA A. Initial investigation into the use of GGBS-MgO in soil stabilisation[C]// Proceedings of the Fourth International Conference on Grouting and Deep Mixing, 2012, New Orleans: 444 - 453.
- [6] 薄煜琳. 粒化高炉矿渣和氧化镁固化稳定化铅污染黏土的强度、溶出及微观特性的研究[D]. 南京: 东南大学, 2015. (Bo Yu-Lin. The Strength, Leaching and Microscopic Mechanism of Ground Granulated Blast Furnace Slag and Magnesium Oxide Stabilized Lead-contaminated Soils[D]. Nanjing: Southeast University, 2015, (in Chinese))
- [7] NIDZAM R M, KINUTHIA J M. Sustainable soil stabilisation with blastfurnace slag - a review[J]. *Construction Materials: Proceedings of the Institution of Civil Engineers*, 2010, **163**(3): 157 - 165.
- [8] SHI C, DAY R L. Chemical activation of blended cements made with lime and natural pozzolans[J]. *Cement and Concrete Research*, 1993, **23**(6): 1389 - 1396.
- [9] SHI C, FERNÁNDEZ-JIMÉNEZ A. Stabilization/solidification of hazardous and radioactive wastes with alkali-activated cements[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, **137**(3): 1656 - 1663.
- [10] 陈恩义, 李体祯. 优质粒化高炉矿渣粉的生态环保功效[J]. 混凝土世界, 2011(5): 26 - 30. (CHEN En-yi, LI Ti-zhen. The ecological environmental effect of high quality blast furnace slag power[J]. *China Concrete*, 2011(5): 24 - 28. (in Chinese))
- [11] DU Y J, BO Y L, JIN F, et al. Durability of reactive magnesia-activated slag-stabilized low plasticity clay subjected to drying-wetting cycle[J]. *European Journal of Environmental and Civil Engineering*, 2016, **20**: 215 - 230.
- [12] LISKA M. Properties and Applications of Reactive Magnesia Cements in Porous Blocks[D]. Cambridge: University of Cambridge, 2010.
- [13] SHAND M A. *The Chemistry and Technology of Magnesia*[M]. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2006.
- [14] JIN F, GU K, AL-TABBA A. Strength and hydration properties of reactive MgO-activated ground granulated blastfurnace slag paste[J]. *Cement and Concrete Composites*, 2015, **57**: 8 - 16.
- [15] JIN F, AL-TABBA A. Evaluation of novel reactive MgO activated slag binder for the immobilisation of lead and zinc[J]. *Chemosphere*, 2014, **117**: 285 - 294.
- [16] YI Y, LISKA M, AL-TABBA A. Properties and microstructure of GGBS-magnesia pastes[J]. *Advances in Cement Research*, 2014, **26**(2): 114 - 122.
- [17] SHEN Z, PAN S, HOU D, et al. Temporal effect of MgO reactivity on the stabilization of lead contaminated soil[J]. *Environment International*, 2019, **131**.
- [18] JIN F, WANG F, AL-TABBA A. Three-year performance of in-situ solidified/stabilised soil using novel MgO-bearing binders[J]. *Chemosphere*, 2016, **144**: 681 - 688.
- [19] ALPASLAN B, YUKSELEN M A. Remediation of lead contaminated soils by stabilization/solidification[J]. *Water, Air & Soil Pollution*, 2002, **133**(1/2/3/4): 253 - 263.
- [20] LI W, YI Y. Stabilization/solidification of lead-and zinc-contaminated soils using MgO and CO₂[J]. *Journal of CO₂ Utilization*, 2019, **33**: 215 - 221.
- [21] XIA W Y, DU Y J, LI F S, et al. In-situ solidification/stabilization of heavy metals contaminated site soil using a dry jet mixing method and new hydroxyapatite based binder[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, **369**: 353 - 361.
- [22] MA F, WU B, ZHANG Q, et al. An innovative method for the solidification/stabilization of PAHs-contaminated soil using sulfonated oil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2018, **344**: 742 - 748.
- [23] SHI C, SPENCE R. Designing of Cement-Based Formula for Solidification/Stabilization of Hazardous, Radioactive, and Mixed Wastes[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2010(4): 391 - 417.
- [24] SUZUKI T, NAKAMURA A, NIINAE M, et al. Lead immobilization in artificially contaminated kaolinite using magnesium oxide-based materials: Immobilization mechanisms and long-term evaluation[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2013, **232**: 380 - 387.
- [25] SUBRAMANIAN S, KHAN Q, KU T. Strength development

- and prediction of calcium sulfoaluminate treated sand with optimized gypsum for replacing OPC in ground improvement[J]. *Construction and Building Materials*, 2019, **202**: 308 – 318.
- [26] PHETCHUAY C, HORPIBULSUK S, ARULRAJAH A, et al. Strength development in soft marine clay stabilized by fly ash and calcium carbide residue based geopolymers[J]. *Applied Clay Science*, 2016(127/128): 134 – 142.
- [27] KERAMATIKERMAN M, CHEGENIZADEH A, NIKRAZ H. Effect of GGBFS and lime binders on the engineering properties of clay[J]. *Applied Clay Science*, 2016(132/133): 722 – 730.
- [28] SHARMA A K, SIVAPULLAIAH P V. Ground granulated blast furnace slag amended fly ash as an expansive soil stabilizer[J]. *Soils and Foundations*, 2016, **56**(2): 205 – 212.
- [29] AL TABBAA A L M, JEGANDAN S, et al. Overview of project SMiRT for integrated remediation and ground improvement[C]// International Symposium on Soil Mixing and Admixture Stabilisation, 2009, Okinawa.
- [30] XUE Q, WANG P, LI J S, et al. Investigation of the leaching behavior of lead in stabilized/solidified waste using a two-year semi-dynamic leaching test[J]. *Chemosphere*, 2017, **166**: 1 – 7.
- [31] OUELLET-PLAMONDON C. Characterisation and Performance of Innovative Aluminosilicates for Soil Mix Technology Permeable Reactive Barriers[D]. Cambridge: University of Cambridge, 2012.
- [32] WHEELER P. Leachate repellent[J]. *Ground Engineering*, 1995, **28**(5): 20 – 22.
- [33] 王 菲, 沈征涛, 金 飞. 原位固化/稳定污染土不同深度下强度和浸出特性[J]. 东南大学学报(自然科学版), 2016, **46**(增刊 1): 105 – 110. (WANG Fei, SHEN Zheng-tao, JIN Fei. Strength and leaching performances of in-situ stabilized/solidified (S/S) contaminated site soils under different depth[J]. *Journal of Southeast University (Natural Science Edition)*, 2016, **46** (S1): 105 – 110. (in Chinese))
- [34] PAVIA S, CONDREN E. Study of the durability of OPC versus GGBS concrete on exposure to silage effluent[J]. *Journal of Materials in Civil Engineering*, 2008, **20**(4): 313 – 320.
- [35] LIMBACHIYA V, GANJIAN E, CLAISSE P. Strength, durability and leaching properties of concrete paving blocks incorporating GGBS and SF[J]. *Construction and Building Materials*, 2016, **113**: 273 – 279.
- [36] WANG F, WANG H, JIN F, et al. The performance of blended conventional and novel binders in the in-situ stabilisation/solidification of a contaminated site soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, **285**: 46 – 52.
- [37] 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 – 1638.
- [38] WANG F, WANG H, AL-TABBAA A. Leachability and heavy metal speciation of 17-years old stabilised/solidified contaminated site soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, **278**: 144 – 151.
- [39] WIELAND E, DÄHN R, VESPA M, et al. Microspectroscopic investigation of Al and S speciation in hardened cement paste[J]. *Cement and Concrete Research*, 2010, **40**(6): 885 – 891.
- [40] LEONARD S A, STEGEMANN J A. Stabilization/solidification of petroleum drill cuttings: Leaching studies[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **174**(1): 484 – 491.
- [41] XEIDAKIS G S. Stabilization of swelling clays by Mg(OH)2. Changes in clay properties after addition of Mg-hydroxide[J]. *Engineering Geology*, 1996, **44**(1/2/3/4): 107 – 120.
- [42] WANG F, WANG H, AL-TABBAA A. Time-dependent performance of soil mix technology stabilized/solidified contaminated site soils[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, **286**: 503 – 508.
- [43] GILLMAN G P. Hydrotalcite: leaching-retarded fertilizers for sandy soils[J]. *Management of Tropical Sandy Soils for Sustainable Agriculture*, 2005: 107 – 111.