污水处理与回用

梁肖江,杨刚,李耀辉. 垃圾填埋场渗滤液调节池污泥固化处置[J]. 净水技术, 2025, 44(9): 79-86,109.
LIANG X J, YANG G, LI Y H. Solidification disposal of sludge from landfill leachate conditioning ponds [J]. Water Purification Technology, 2025, 44(9): 79-86,109.

垃圾填埋场渗滤液调节池污泥固化处置

梁肖江[1],杨 刚[1],李耀辉[2,*]
(1. 中铁二局集团有限公司,四川成都 610032;2. 北京科技大学未来城市学院,北京 100083)

摘 要 **【目的】** 近年来,城市垃圾废弃物的数量随社会进步不断增多,地下垃圾填埋处理城市垃圾废弃物时产生大量污泥副产物。污泥产量逐年增高,且需要大量存放成本,堆积的污泥也会对附近土壤和空气造成影响,如何处理废弃污泥成为限制城市发展的关键问题。**【方法】** 文章阐述了污泥固化剂选用原则与固化机理,分析了不同固化剂对污泥固化效果的影响,结合深圳某垃圾填埋场渗滤液调节池的污泥性质,以水泥为主要固化材料设计了 4 组不同的快速固化试验方案进行现场试验,对污泥固化产物进行了包括无侧限抗压强度、酸碱度和含水率等各项分析,研究了不同固化剂对高含水量、高有机质、高重金属含量污泥的固化效果。**【结果】** 使用水泥+生石灰作固化剂、掺入质量分数为 28% 固化剂的方案成本更低,养护 2 d 后固化产物的含水率为 51%,pH 值为 9,呈弱碱性,无侧限抗压强度达到 80 kPa,能够快速达到卫生填埋的标准和工程需求。**【结论】** 此方案提供了垃圾填埋场渗滤液调节池污泥固化的快速试验思路,提出了工业适用的污泥快速固化方案,为解决污泥处置问题提供参考依据。

关键词 污泥处置 卫生填埋 渗滤液污泥 固化/稳定 水泥固化
中图分类号: X703 **文献标志码**: A **文章编号**: 1009-0177(2025)09-0079-09
DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2025.09.010

Solidification Disposal of Sludge from Landfill Leachate Conditioning Ponds

LIANG Xiaojiang[1], YANG Gang[1], LI Yaohui[2,*]
(*1. China Railway No. 2 Engineering Group Co., Ltd., Chengdu 610032, China;*
2. School of Future Cities, University of Science and Technology Beijing, Beijing 100083, China)

Abstract [**Objective**] In recent years, the amount of municipal garbage and waste has been increasing with social progress, and a large amount of sludge by-products are produced when underground landfill is used to treat urban waste. The production of sludge increases year by year, and requires large storage costs, the accumulation of sludge will also affect the nearby soil and air, how to deal with waste sludge has become a key issue to limit the development of the city. [**Methods**] This paper described the principles of sludge curing agent selection and curing mechanism, analyzed the impact of different curing agents on sludge curing effect, combined with a landfill leachate conditioning pond in Shenzhen, sludge properties, cement as the main curing material designed four groups of different rapid curing test program for field tests, the sludge curing products, including the no-limit compressive strength, acidity, alkalinity, and water content, etc., and studied the effect of different curing agents on high sludge production, and the impact of different curing agents on high sludge production. The curing effect of different curing agents on sludge with high water content, high organic matter and high heavy metal content was investigated. [**Results**] Using cement and quicklime as the curing agent and mixing

[收稿日期] 2025-03-18
[基金项目] 国家自然科学基金:深部高应力储能岩石真实强度及诱导释能研究(51874014)
[作者简介] 梁肖江(1993—),男,硕士研究生,主要从事市政工程垃圾填埋处理厂污泥处理及固化研究的工作,E-mail:1191924@crecg.com。
[通信作者] 李耀辉(2001—),男,硕士研究生,E-mail:m202320170@xs.ustb.edu.cn。

28% of mass fraction was less costly, and the water content of the cured product after 2 days of maintenance was 51%, the pH value was 9, which was weakly alkaline, and the unconfined compressive strength reached 80 kPa, which was able to quickly meet the standards and engineering requirements for sanitary landfills. [**Conclusion**] This program provides a rapid test idea of landfill leachate conditioning pond sludge curing, and puts forward an industrially applicable sludge rapid curing program, which provides a reference basis for solving sludge disposal problems.

Keywords sludge disposal　sanitary landfill　leachate sludge　curing/stabilizing　cement curing

污泥的表现形式主要为固液混合的胶状聚合体,含有水、糖类、微量重金属、氮、磷等各类物质[1]。该环境滋生细菌、寄生虫等微生物并形成菌胶团,吸附周围的有机以及无机物质,从而形成一个复杂的胞外聚合体网络体系,难以自然水解,需要再处理[2]。

固化是指固化剂与废弃物混合,形成低流动或不可流动固体,降低透水性,防止有毒、有害物质渗出。稳定化是指通过处理降解污泥中的有机物质,减少腐败情况的发生。污泥固化稳定技术起源于20世纪50年代,起初用于处理低放射性废弃物和高含水率废物[3]。20世纪80年代,固废引起的环境问题突出,部分发达国家开始研究使用固化稳定化技术。经过30余年发展,污泥固化稳定技术逐步走向成熟,包括水泥固化、石灰固化、酶固化、沥青固化等,其中水泥固化和石灰固化成本较低。水泥固化因具有更高的强度、更好的抗水性和耐冻性而被广泛使用,且水泥固化技术在危化品废弃物方面应用成熟。因此,美国国家环境环保局更推荐使用水泥固化技术[4-5]。

一般认为,污泥的固化机理指强度增长机理,主要包括污泥自身初始强度、污泥颗粒的团粒化运动、固化剂发生水化反应或火山灰反应、固化过程中碱性物质与污泥中矿物成分发生二次火山灰反应。固化剂与污泥发生的水化反应,往往伴随着矿物相的溶解与形成,固化污泥的微观结构随之改变,具体表现在污泥的形态、孔径及连通性等方面[6]。

早期的污泥固化通常使用单一固化剂,但随着污泥成分的不断变化,添加辅助材料改进固化效果成为刚需。如今以水泥基固化为主,辅以粉煤灰、尾矿渣、膨润土等骨架材料,添加多种化学试剂加速凝结,加入新材料进行原位固化[7]。使用石灰石固化时,对于含水率为85%的污泥,需要添入3倍污泥量的固化剂才能达到最佳固化效果[8]。而如果将转炉渣与石灰石混合添加,固化后的污泥土力学性质得以改进,能够满足其作为垃圾填埋利用的要求[9]。为了加快污泥固化的效率与提高抗压强度,我国学者[10-12]在水泥基和石灰基固化的基础上加入了 $FeCl_3$ 溶液、复合碱基、磷酸基、矿粉等无机辅助剂,提高了污泥的脱水能力,极大增强了污泥的无限侧抗压强度,但固化剂成本也随之升高。随着研究[13]的深入,更多材料也被应用到固化剂的制作中,例如矿渣、碱渣、地聚物、秸秆纤维等。

水泥固化/稳定化技术主要指水泥与污泥中含有的水分子进行水化反应生成胶凝体,将无机颗粒胶结并包裹有害污泥颗粒,硬化形成较好的水泥固化体,如图1所示。污泥具有较高的含水量和较低的强度,为水泥在水化过程中提供所需的水分子,形成的凝胶体也能弥补污泥的强度缺陷。水化反应产物 $3CaO\cdot SiO_3$ 可以将污泥颗粒封闭在固化体内,从而达到了污泥固化/稳定化的目的。污泥固化中水化的主要矿物成分是硅酸三钙(C_3S)、硅酸二钙(C_2S)、铝酸三钙(C_3A)、铁铝酸四钙(C_4AF)和少量石膏($CaSO_4\cdot 2H_2O$)。

水泥中的各项组分会发生水化反应,生成各类水合产物从而使得污泥的物化性质发生改变,逐渐凝结硬化,且导致pH升高。其中的重金属、病菌等污染物也会被包裹成稳定的固化物质,污泥得以达到填埋覆盖的相关标准。水泥固化有着操作难度低、材料易获取、耐压效果良好等优势,但在最佳水胶比下掺入水泥时,添加的水泥量是污泥的2~3倍,确保胶凝效果,但提高了材料成本,且水泥生产会加剧温室效应并造成能源消耗[14-15]。一些重金属元素和有机污染物会与水泥中的物质发生反应,形成金属氢氧络合物和不溶于水的盐沉积在熟料表面,造成钝化延缓凝结时间。有机物会通过氢键的作用附着在水泥颗粒表面,阻止其与水进一步反应,影响晶体结构的形成。这些情况会消耗更多的水泥并严重影响最终产物的强度。水泥在凝结与硬化阶段形成碱性环境[16],有利于重金属元素的沉淀反

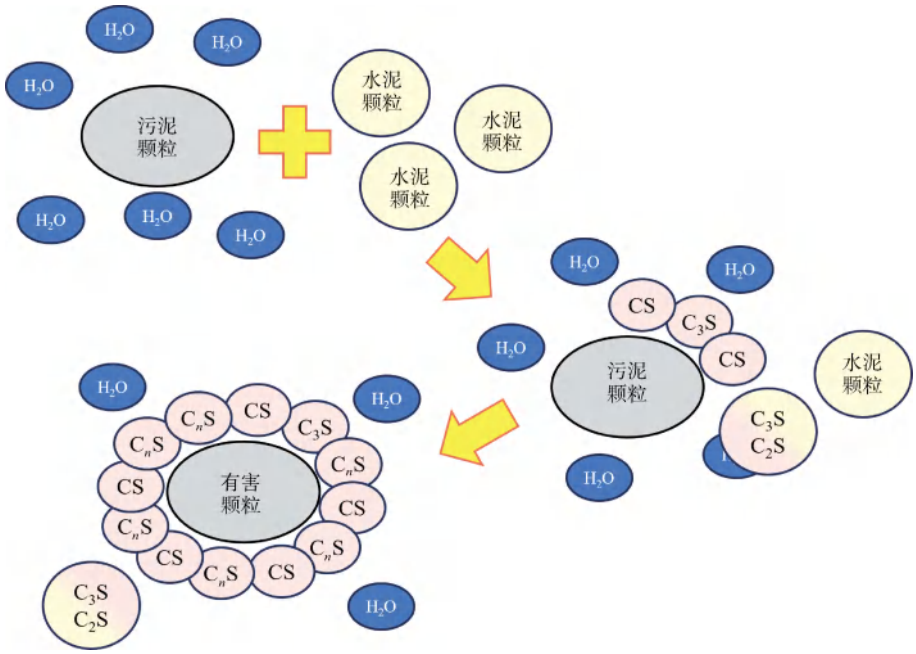

图 1 水泥基固化原理

Fig. 1 Principle of Cement-Based Curing

应。当 pH 值达到 10 以上时，Cd、Cr、Cu、Pb、Ni、Zn 等元素的溶解度不断降低，对重金属固化的长期稳定性起到了十分重要的作用[17]。因此，常常将水泥与其他固化剂协同作用，大大减少水泥使用量的同时，也能避免污染物干扰、加速凝结，提高最终的固化效果。

石灰固化剂能和污泥产生一系列物化反应。生石灰加入到污泥与水反应，产生大量的热蒸发污泥中的水分。生成的氢氧化钙可在空气中碳化生成碳酸钙，不溶于水且稳定。污泥成分组成比较复杂，生石灰投入污泥中除了发生上述的反应外，氢氧化钙还可以与污泥中所含的二氧化硅、三氧化二铝、磷酸根等发生化学反应，如图 2 所示。通过上述一系列的反应，处理后的污泥含菌量有所减少，含水率大大降低，重金属离子也更加稳定，污泥也在向颗粒变相并得到改性。与水泥相似，以石灰为基料的固化/稳定化系统也能够提供较高的 pH 环境，但是石灰的强碱性并不利于两性元素的固化和稳定，且石灰固化产品具有多孔性，会导致污染物质的浸出，抗压强度和抗浸泡性能不佳，因而较少单独使用[18]。

改性固化材料（地聚物）是一种强碱性复合材料，主要由尾矿及高分子材料的复合加工而成，是用偏高岭土、碱激活剂、硅铝添加剂和水在常温下混合，并在小于 120 ℃或常温养护条件下发生聚合反

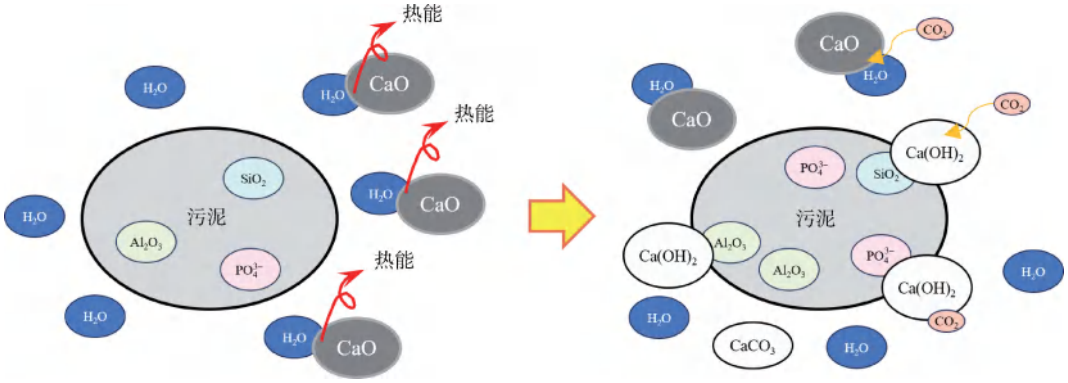

图 2 石灰固化原理图

Fig. 2 Principle Diagram of Lime Curing

应,形成的不定型矿物胶凝材料[19]。活性硅铝材料与碱激发剂用量占 80%以上,物理特性与散装水泥相似,原料来源广,价格相对低廉,环境影响较小,极大地方便了运输、上料和使用。由于其内部的网状交联三维空间结构,对重金属离子也具有较强的封闭能力[20]。污泥改性固化材料是碱性无机复合材料,粉煤灰与矿渣作为主要成分具有引入重金属的污染和二次污染的风险,但这种风险可以通过科学管理和技术手段进行有效控制[21]。改性固化材料经过与含水率不高于 80%的污泥进行充分物理化学反应,可以促进污泥自身的厌氧消化,减少污泥中的有机质含量,起到硬化污泥、钝化重金属、减少臭气的效果。但是改性固化材料的凝固需要一定的加热养护条件。目前文献[22]研究中对于养护要求高,试验条件下普遍采用 50~120 ℃蒸汽养护 2~24 h,因而该类材料成本高、能耗大,标准养护时间更长,通常为 28 d。

以碱性固化材料为主的固化剂前期作用比较明显,这主要是由于碱性固化材料在接触水后可以迅速发生反应,消耗掉污泥多余的水分,同时释放高热加速水分散失。目前的工程应用大多以淤泥固化为主,孙家瑛等[23]利用碱性复合固化剂,掺入少量的脱硫石膏和激发剂固化淤泥,有效提高了固化物的无侧限抗压强度并减少其压缩系数。当复合固化剂掺量比为 20%时,与掺入 10%水泥的固化淤泥土力学性能相近。He 等[24]加入水玻璃与碱性固化材料混合,促进污泥中的碱土金属盐反应,生成更多的胶结物质,固化后的强度得到了提升。然而该类固化剂固化/稳定化后产物浸出液的 pH 过高,在操作时存在一定的危险性并且容易对环境造成影响。其他辅助固化成分则以填充固化/稳定化后产物的孔隙形成完整的胶结体为目的,使之获得更高的强度,并增强重金属封存作用,而本身是否能够独立地对污泥起到固化/稳定化作用还有待研究。

调节池污泥为高含水率、膏状黏稠液体,普遍具备有机物含量高、污泥泥质差、重金属含量高、有害病菌含量高等特性。渗滤液调节池污泥使用市面上通用固化剂固化后,存在养护时间长、占地面积大和处理成本较高等问题。为解决渗滤液调节池污泥固化存在的问题,本研究对深圳某垃圾填埋场的调节池污泥进行了现场取样和室内测试,综合分析几种常见固化剂的优劣,针对该环境下污泥的生化特性设计了不同的固化方案,并对固化产物的各项指标进行测试分析,得到了多种固化方案下不同固化剂掺入量对污泥多种性质的影响曲线,通过对比分析得出渗滤液调节池污泥短期固化的优化方案。

1　材料与试验

试验所取材料来自深圳市某垃圾填埋场污水调节池中的原状污泥,污泥的检测指标参数如表 1 所示。该污泥的含水率较高,泥质较差,整体呈弱碱性,其中含有较多的 Zn、Cu、Pb 等重金属元素,并且有机物质、有害病菌含量高。

表 1　污泥的基本性质指标

Tab. 1　Basic Properties Indices of Sludge

指标	测量值
pH 值	8.5
含水率	92%
重度/(kN·m^{-3})	-
可溶性化学需氧(SCOD)/(mg·L^{-1})	17 000
有机质	53%
Cd/(mg·kg^{-1})	43
Cr/(mg·kg^{-1})	383
As/(mg·kg^{-1})	92
Ni/(mg·kg^{-1})	324
Zn/(mg·kg^{-1})	4 808
Cu/(mg·kg^{-1})	968
Pb/(mg·kg^{-1})	667

固化剂的选择是决定污泥固化效果的重要因素,固化体需满足物理性、经济性和环境性需求。固化后能显著降低污泥流动性,提高强度,并稳定污泥中的毒害污染物。且固化体应具有良好的抗浸出性、抗冻融性、抗干湿性、抗渗透性及满足需求的力学强度。固化/稳定化过程中材料与能量的消耗和增容比要尽可能低。同时,固化剂需满足来源丰富、价廉易得的要求。

选择普通硅酸盐水泥作为本次固化剂的主要材料,再分别掺入粉土、石灰石进行混合固化,共设计了 4 种固化方案进行对照试验。污泥样本的制备需要充分搅拌混合,将原状污泥混合搅拌处理 10~15 min,污泥变得黏稠即可。将均匀的污泥样本分组备用,并选取 4 组样本作为方案 a 固化。按照水泥∶污泥为 0.34∶1 的配比,向第 1 组污泥掺入质量分数为 25%的普通硅酸盐水泥并进行 10~15 min 的搅拌处理直至混合均匀。然后进行等差量配比直

至以水泥：污泥为 0.7：1 的配比向第 4 组塑料烧杯中掺入水泥，每份掺入水泥的质量分数差为 5%。方案 b 则是掺入了粉土与水泥进行混合固化，按照水泥：粉土：污泥为 0.18：0.06：1 的比例开始进行第 1 组试验，每份掺入固化剂的质量分数差为 5%，直至水泥：粉土：污泥的比例达到 0.55：0.42：1。方案 c 使用生石灰与水泥混合固化，第 1 组试验水泥:生石灰:污泥为 0.05：0.05：1，每组等量差配比，直至水泥：生石灰：污泥的比例达到 0.35：0.35：1。方案 d 选用碱性无机复合材料（碱渣、粉煤灰和矿渣按 1：1：1 配比）作为固化剂，第 1 组试验的材料配比碱性无机复合材料：污泥为 0.2：1，其余操作相似，直至碱性无机复合材料：污泥的比例达到 0.7：1。固化完成后，将搅拌完全的试样静置于空旷室内，等待固化反应进行。从第 2 d 起每天对各组样品进行检验，分别记录不同方案下污泥固化产物的含水率、pH、无侧限抗压强度指标变化值。试验预期在 2 d 固化后达到填埋要求，根据相关标准，包括无侧限抗压强度达到 50 kPa，含水率小于 60%，pH 值为 5.0~10.0，具体方案如表 2 所示。

表 2 污泥固化试验方案

Tab. 2 Scheme of Sludge Curing Test

试验方案	试验材料	配比	养护龄/d
a	水泥：污泥	0.34：1~0.70：1	1~3
b	水泥：粉土：污泥	0.18：0.06：1~0.55：0.42：1	1~3
c	水泥：生石灰：污泥	0.05：0.05：1~0.35：0.35：1	1~3
d	碱性无机复合材料：污泥	0.20：1~0.70：1	1~3

2 试验结果与分析

2.1 无侧限抗压强度

无侧限抗压强度是指试样在无侧向压力情况下，抵抗轴向压力的极限强度。根据相关标准，污泥能够进行填埋的无侧限抗压强度为 50 kPa。4 个不同固化方案下污泥样品的无侧限抗压强度随固化剂掺入量改变在不同养护龄情况下的变化如图 3 所示，其中 a、b、c、d 对应表示 4 个试验方案的污泥样品。随着固化剂掺入量的不断增加，污泥的无侧限抗压强度均呈现上升趋势，并且不同养护龄对污泥强度的影响较为明显。在养护 1 d 时，有且仅有方案 c 的污泥达到污泥填埋的标准，此时掺入固化剂的质量分数需要达到 30%。

另外，当掺入固化剂的质量分数较少时，碱性无机复合材料的固化效果要更优秀。当养护 2 d 时，方案 a、b、c 均能达到要求，但仅使用水泥作为固化剂时，掺入质量分数需要达到 40%才能使污泥样品满足填埋的强度。单水泥早期固化效果较差，达到一定养护龄后污泥的抗压强度才发生较大提升。但随着掺入质量分数的增加，污泥样品的强度曲线趋于平缓。这是因为污泥中有机质含量较高，影响了水泥的水化反应速率，限制了水泥与污泥中游离水的接触。当掺入粉土与水泥进行固化时，固化效率得到提高。随着掺入质量分数的增加，样品的强度曲线依旧有着较高的涨幅。这是因为粉土充当了污泥的骨架材料，使得强度和反应速率得到了进一步提升，但达到强度要求所需的掺入质量分数没有变化。而掺入生石灰，在固化剂质量分数为 25%时强度就能基本达到填埋标准。并且随着掺入量的增加，反应释放的热量促进水化反应正向进行，污泥样品的强度能得到更大的提高。当养护 3 d 时，4 种方案的污泥样品在掺入一定量的固化剂后均能达到 50 kPa 的强度，其中方案 a、b 所需的最少掺入固化剂质量分数为 30%左右，方案 d 为 38%左右，而方案 c 只需要 23%左右。相对于其他方案而言，方案 c 能够在养护龄 2 d 内，消耗最少的固化剂材料就能使污泥样品的无侧限抗压强度达到 50 kPa 以上，满足卫生填埋的标准。

2.2 酸碱度

4 种固化方案下，污泥样品的 pH 随固化剂掺入质量分数的改变，并且在不同养护龄的变化如图 4 所示。由图 4 可知，随着固化剂掺入量的不断增加，污泥的 pH 均呈现上升趋势，但养护龄对污泥酸碱性的影响不大，而掺入固化剂的种类会对污泥样品的 pH 产生较大影响。方案 a、b 的 pH 随着掺入质量分数与养护龄的增加而上升，最后大致保持在 7.5 的中性状态。

其中，方案 b 在掺入量较少时样品呈酸性，影响水泥水化反应进行。该情况下污泥内的厌氧细菌会进行无氧呼吸作用，消耗掉有机物质，伴随有臭气等

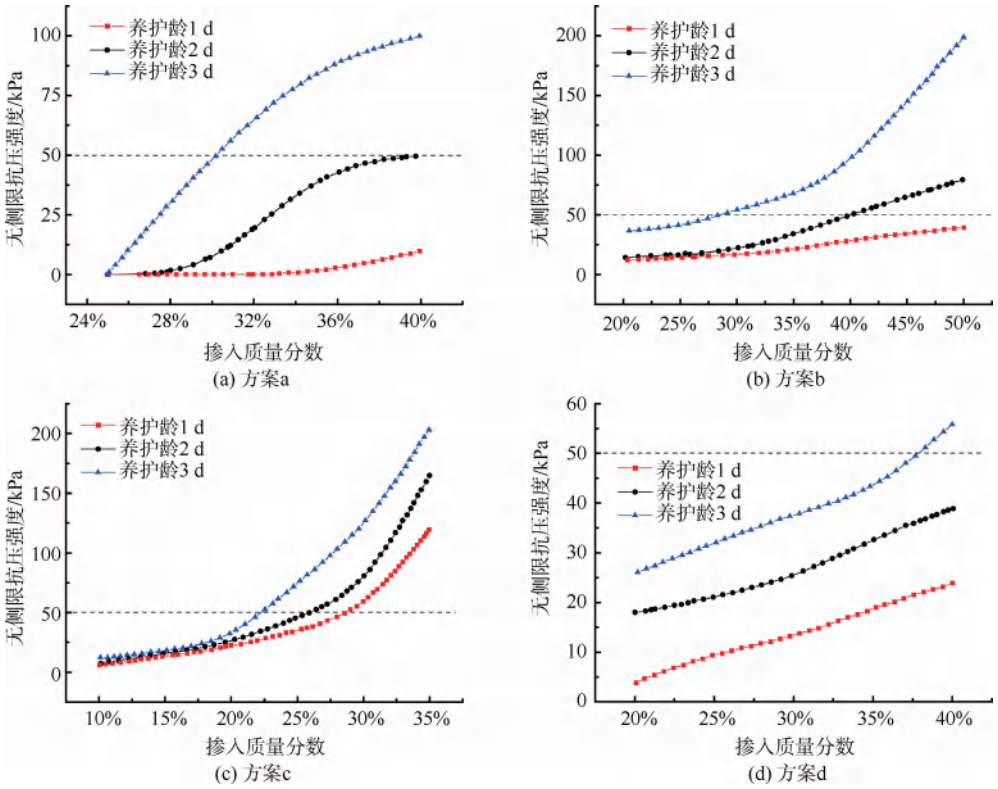

图 3　污泥样品不同养护龄无侧限抗压强度随固化剂掺入量的演化

Fig. 3　Evolution of Unconfined Compressive Strength of Sludge Samples at Different Curing Ages with Varying Amounts of Curing Agent Dosage

物质产生。而方案 c、d 的污泥 pH 随着养护龄不断提升,当掺入质量分数增加时,方案 c 的污泥样品 pH 逐渐上升,到达 9.7 后趋于稳定。对于方案 d 而言,pH 的变化幅度较大,但随着养护龄的增加,样品的 pH 趋于稳定。

2.3　含水率

4 种固化试验方案下,污泥样品的含水率随固化剂掺入质量分数的改变,并且在不同养护龄的变化如图 5 所示。随着固化剂掺入质量分数以及养护龄的增加,污泥的含水率均呈现下降趋势。单水泥掺入质量分数达到 37%固化时,污泥样品的含水率在 3 d 内降到 60%以下。方案 b 仅有养护 3 d、掺入质量分数为 50%的污泥样品达到标准。粉土虽然促进了污泥的固化程度,但也会阻止污泥中的结合水与水泥反应。在使用生石灰与水泥进行混合固化时,污泥样品的含水率随固化剂掺入质量分数的增加下降较为明显。当质量分数为 23%时就能在养护 2 d 内满足标准。当方案 d 养护 3 d 时,仅需要掺入质量分数为 25%的固化剂就能达到要求,而减少养护时长会导致所需 35%及更多。含水率是影响污泥固化产物性质的重要因素,该值较高会使得污泥本身结构在填埋期间发生变化,影响填埋体的整体稳定。

根据《城镇污水处理厂污泥处置 混合填埋用泥质》(GB/T 23485—2009)中相关标准要求,污泥处理后要使固化污泥的强度、含水率、pH、污染物浸出等满足填埋要求。将上述不同配比的试验数据与规范标准对比分析如表 3 所示。

污泥存放需要大量成本,堆积的污泥也会对附近土壤和空气造成影响,所以固化时间应尽量缩短。考虑到实际现场应用,需要在 2 d 内实现高质量的污泥固化。4 种试验方案只有使用碱性无机复合材料进行固化后无法达到填埋需求,而水泥、水泥+粉土方案需要的成本要远远大于水泥+生石灰方案,其固化剂掺入质量比至少需要达到 40%,而使用水泥+生石灰作固化剂,可以在 2 d 内使得固化后的污泥含水率达到 51%,pH 值为 9,无侧限抗压强度达到 80 kPa,满足卫生填埋的要求。

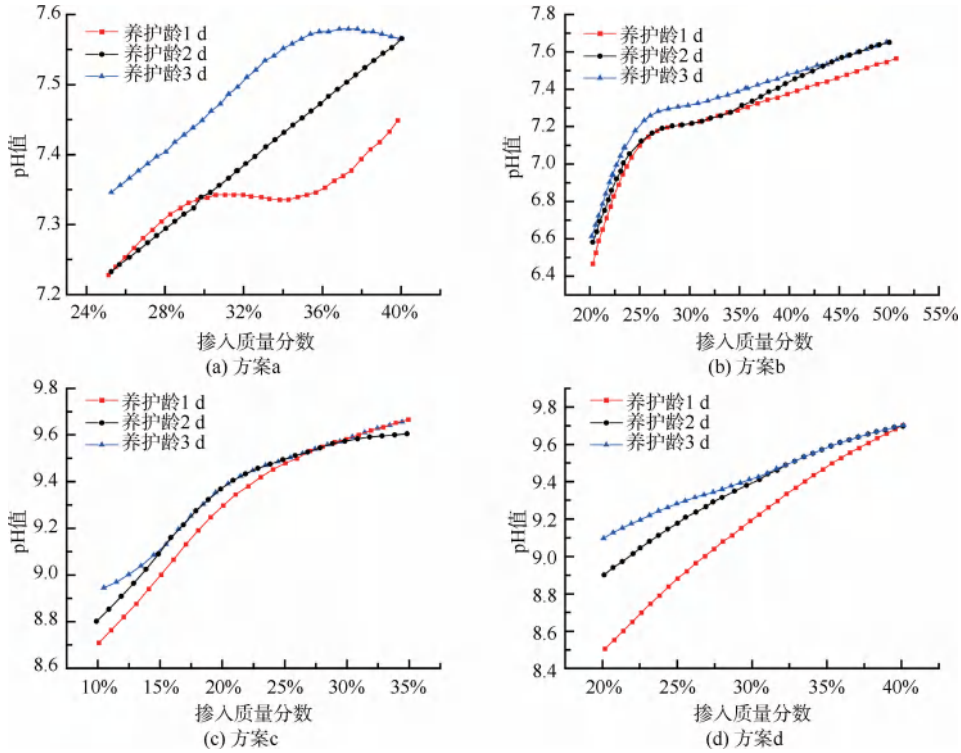

图 4 不同试验方案下污泥样品随固化剂掺入量的改变在不同养护龄下的 pH 值

Fig. 4 pH Values of Sludge Samples under Different Test Conditions with Varying Amounts of Solidifying Agent Dosage at Different Curing Ages

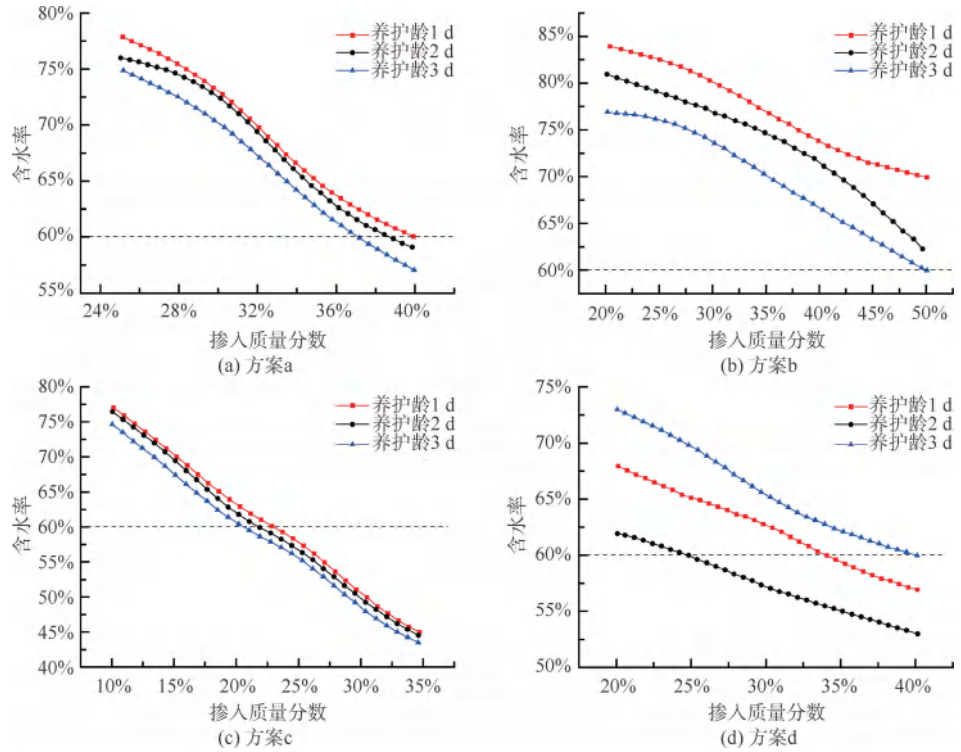

图 5 不同试验方案下污泥样品随固化剂掺入量的改变在不同养护龄下的含水率

Fig. 5 Moisture Content of Sludge Samples under Different Test Schemes with Varying Amounts of Solidifying Agent Dosage at Different Curing Ages

表 3　固化剂综合评价结果
Tab. 3　Results of Comprehensive Evaluation of Curing Agent

指标	不同固化方案试验结果(养护龄 2 d)				填埋标准
	水泥	水泥+粉土	水泥+生石灰	碱性无机复合材料	
含水率	57%	60%	51%	55%	<60%
pH 值	7.5	7.7	9	9.7	5.0~10
无侧限抗压强度/kPa	50	50	80	40	>50
固化剂掺入质量比	40%	40%	28%	40%	-

3　结论

本研究通过分析目前常见固化剂的固化原理,结合深圳某垃圾填埋场渗滤液调节池的污泥性质,设计了 4 组不同的污泥固化方案进行现场试验,研究了不同固化剂对高含水量、高有机质、高重金属含量污泥的固化效果,基于现场试验结果,可以得出以下结论。

(1)在养护龄为 2 d 的情况下,使用水泥、水泥+粉土、碱性无机复合材料作固化剂进行污泥固化需要的掺入质量分数需要 40%以上才能使得固化产物达到卫生填埋的标准,而使用水泥+生石灰作固化剂只需要 28%就可达到填埋要求,无侧限抗压强度达到 80 kPa。

(2)污泥的含水率、pH、无侧限抗压强度变化护龄与固化剂材料影响,其中养护龄对污泥的无侧限抗压强度有较大影响,当选择碱性无机复合材料作固化剂材料时,至少需要 3 d 的养护龄,并且掺入质量分数达 35%以上才能达到 50 kPa,这 3 种性质随固化剂的掺入均线性变化。

(3)采用水泥+生石灰作固化材料处理的固化污泥方案,可在 2 d 内使固化污泥的各项性质达到用做覆土的填埋要求。但由于污泥含水率还是相对较高,为了使得固化污泥的含水率满足要求,可增加 1~2 d 自然养护时间,并采用机械翻动等方式加速固化污泥中水分的自然蒸发,可以促进水泥与污泥更好地进行固化反应。

参考文献

[1] 王涛. 我国城镇污泥营养成分与重金属含量分析[J]. 中国环保产业, 2015(4): 42-45.
WANG T. Analysis on urban sludge nutrition element and heavy metal content in China[J]. China Environmental Protection Industry, 2015(4): 42-45.

[2] 蒋心茹, 姬高升, 刘杨, 等. 市政污泥胞外聚合物(EPS)的形成过程与解聚方法研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2020, 26(5): 1282-1289.
JIANG X R, JI G S, LIU Y, et al. Overview of extracellular polymeric substance (EPS) generation and disaggregation in municipal sewage sludge[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2020, 26(5): 1282-1289.

[3] BARTH E F. An overview of the history, present status, and future direction of solidification/stabilization technologies for hazardous waste treatment[J]. Journal of Hazardous Materials, 1990, 24(2): 103-109.

[4] 曹胜, 董晓楠, 邢延峰. 某城市污水处理厂污泥固化处理研究[J]. 环境科学与管理, 2014, 39(8): 90-94.
CAO S, DONG X N, XING Y F. Research on solidification method for sludge from a sewage treatment plant[J]. Environmental Science and Management, 2014, 39(8): 90-94.

[5] 王鹏, 唐朝生, 孙凯强, 等. 污泥处理的固化/稳定化技术研究进展[J]. 工程地质学报, 2016, 24(4): 649-660.
WANG P, TANG C S, SUN K Q, et al. Advances on solidification/stabilization of sludge disposal[J]. Journal of Engineering Geology, 2016, 24(4): 649-660.

[6] 张长波, 罗启仕, 付融冰, 等. 污染土壤的固化/稳定化处理技术研究进展[J]. 土壤, 2009, 41(1): 8-15.
ZHANG C B, LUO Q S, FU R B, et al. Advances in solidification/stabilization of contaminated soils[J]. Soils, 2009, 41(1): 8-15.

[7] ASAVAPISIT S, CHOTKLANG D. Solidification of electroplating sludge using alkali-activated pulverized fuel ash as cementitious binder[J]. Cement and Concrete Research, 2003, 34(2): 349-353.

[8] HYUN J, KIM M G. Field testing of conversion of sewage sludge to daily landfill cover material[J]. Journal of Material Cycles and Waste Management, 2012, 14(1): 14-18.

[9] KIM E H, CHO J K, YIM S. Digested sewage sludge solidification by converter slag for landfill cover[J]. Chemosphere, 2005, 59(3): 387-395.

[10] 薛协平, 张彦平, 孙雪萌, 等. 改性给水污泥协同 $FeCl_3$ 调理污泥深度脱水[J]. 工业水处理, 2021, 41(7): 82-87.
XUE X P, ZHANG Y P, SUN X M, et al. Deep dewatering of sludge by the coordination of the modified sludge and $FeCl_3$[J]. Industrial Water Treatment, 2021, 41(7): 82-87.

(下转第 109 页)

Protection Science, 2025, 51 (1): 161-167.

[16] 蓝梅, 应媛媛, 罗海慧,等. 典型污水处理工艺的污泥调理机制研究 [J]. 中国给水排水, 2023, 39(15): 94-100.
LAN M, YING Y Y, LUO H H, et al. Sludge conditioning mechanism of typical wastewater treatment processes[J]. China Water & Wastewater, 2023, 39 (15): 94-100.

[17] MIAO R, WANG L, MI N, et al. Enhancement and mitigation mechanisms of protein fouling of ultrafiltration membranes under different ionic strengths [J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(11): 6574-6580.

(上接第 86 页)

[11] 李铭, 余太平, 杨早, 等. 污泥固化稳定技术在南太子湖环境整治中的工程应用分析[J]. 净水技术, 2021, 40(3): 144-151.
LI M, YU T P, YANG Z, et al. Engineering application and analysis of sludge solidification and stabilization in environmental remediation of South Taizi Lake [J]. Water Purification Technology, 2021, 40(3): 144-151.

[12] 吴艳华, 杨墨, 叶克, 等. 沥溪垃圾填埋场二期工程污泥坑原位固化案例分析[J]. 净水技术, 2019, 38(5): 109-114.
WU Y H, YANG M, YE K, et al. Case study on in-situ solidification of sludge pits for the second-phase of Lixi solid waste iandfill project[J]. Water Purification Technology, 2019, 38(5): 109-114.

[13] 徐卫鑫. 高铁酸钾协同秸秆纤维增强污泥固化效果及其稳定性研究[D]. 兰州: 兰州理工大学, 2023.
XU W X. Research on the effectiveness and stability of potassium ferrate with straw fiber reinforced solidification of sludge [D]. Lanzhou: Lanzhou University of Technology, 2023.

[14] LIU Y T, QIN Z H, CHEN B. Experimental research on magnesium phosphate cements modified by red mud [J]. Construction and Building Materials, 2020, 231: 117131. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2019.117131.

[15] YI Y L, LI C, LIU S Y. Alkali-activated ground-granulated blast furnace slag for stabilization of marine soft clay[J]. Journal of Materials in Civil Engineering, 2014, 27(4). DOI: 10.1061/(ASCE)MT.1943-5533.0001100.

[16] WANG S, VIPULANANDAN C. Solidification/stabilization of Cr (Ⅵ) with cement: Leachability and XRD analyses[J]. Cement and Concrete Research, 2000, 30(3): 385-389.

[17] STEGEMANN J A, SHI C, CALDWELL R J. Response of various solidification systems to acid addition[J] 1997, 71: 803-814. DOI: 10.1016/S0166-1116(97)80265-8.

[18] 杨莉. 石灰固化/稳定化处理炼油废渣污染土的试验研究[D]. 兰州: 兰州交通大学, 2016.
YANG L. Experimental study on lime solidification/stabilization process refinery waste contaminated soil[D]. Lanzhou: Lanzhou Jiaotong University, 2016.

[19] 窦立岩, 汪丽梅. 地聚物改性研究进展[J]. 山东化工, 2017, 46(8): 61-63.
DOU L Y, WANG L M. Progress on geopolymer modification [J]. Shandong Chemical Industry, 2017, 46(8): 61-63.

[20] 刘泽, 周瑜, 孔凡龙, 等. 碱激发矿渣基地质聚合物微观结构与性能研究[J]. 硅酸盐通报, 2017, 36(6): 1830-1834.
LIU Z, ZHOU Y, KONG F L, et al. Microstructure and properties of alkali-activated blast furnace slag based geopolymer [J]. Bulletin of the Chinese Ceramic Society, 2017, 36(6): 1830-1834.

[21] 王海荣, 朱志铎, 浦少云, 等. 碱激发粉煤灰-矿渣固化镉污染土的影响因素分析[J]. 东南大学学报(自然科学版), 2021, 51(6): 1025-1032.
WANG H R, ZHU Z D, PU S Y, et al. Analysis on influencing factors of cadmium contaminated soil solidified by alkali-activated fly ash-slag[J]. Journal of Southeast University (Natural Science Edition), 2021, 51(6): 1025-1032.

[22] 谢子令, 李显. 养护温度及时间对粉煤灰基地质聚合物混凝土强度发展的影响[J]. 混凝土, 2014(6): 55-58.
XIE Z L, LI X. Effect of curing temperature and curing time on compressive strength of fly ash geopolymer concrete [J]. Concrete, 2014(6): 55-58.

[23] 孙家瑛, 顾昕. 新型无熟料碱渣固化土的工程特性[J]. 建筑材料学报, 2014, 17(6): 1031-1035.
SUN J Y, GU X. Engineering properties of the new non-clinker incorporating soda residue solidified soil[J]. Journal of Building Materials, 2014, 17(6): 1031-1035.

[24] HE J, SHI X K, LI Z X, et al. Strength properties of dredged soil at high water content treated with soda residue, carbide slag, and ground granulated blast furnace slag[J]. Construction and Building Materials, 2020, 242: 118126. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2020.118126.