

DOI: 10.11779/CJGE20230312

H型试剂对于大直径泥水盾构泥水分离处理的影响与应用

张 箭¹, 任国平¹, 尹义豪², 钟小春¹, 张春雷^{*3}, 梁 禹⁴

(1. 河海大学岩土力学与堤坝工程教育部重点实验室, 江苏 南京 210098; 2. 中铁十四局集团大盾构工程有限公司, 江苏 南京 211800;
3. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098; 4. 中山大学土木工程学院, 广东 珠海 519082)

摘要: 针对广东湛江湾海底隧道施工中出现的盾构废弃泥浆脱水速率慢、泥渣含水率高与废浆排放污染等问题, 研发了一种新型 H 型脱水试剂。通过絮凝脱水试验、微观机理试验以及现场生产试验, 揭示了泥浆泥水分离体积比/上清液浊度/粒径分布和 Zeta 电位等变化规律, 综合评价 H 型试剂与 3 种聚丙烯酰胺 (PAM) 在泥浆脱水效果方面的差异。结果表明: H 型试剂与泥浆作用的最优添加量为 0.5%; 与 PAM 相比, H 型试剂前期沉降速度较慢, 但脱水后的泥渣含水率降低了约 18.1%, 且上清液非常清澈, 7.8 的 pH 值符合直接外排条件; H 型试剂兼具了较好的桥网作用与电中和作用, 使粒径<10 μm 的细粒更容易聚集形成 50 μm 以上的大颗粒, 加快了泥浆的絮凝速度。H 型试剂营造了渗水性更强的 Ca 排水通道, 降低泥浆的黏滞性, 提高泥浆压滤脱水的效率; 与原脱水试剂相比, 现场使用 0.1% 的 H 型试剂, 可提高 30.5% 的脱水泥样含固率, 降低 20% 的工程成本。

关键词: 泥水盾构; 泥水分离; 絮凝脱水; 机理研究; 现场试验

中图分类号: TU43; U25 文献标识码: A 文章编号: 1000-4548(2025)01-0153-11

作者简介: 张 箭(1989—), 男, 博士, 副教授, 主要从事岩土与隧道工程方面的研究工作。E-mail: zhangj0507@163.com。

Influences and applications of H-type reagent on slurry separation treatment of large-diameter slurry shield

ZHANG Jian¹, REN Guoping¹, YIN Yihao², ZHONG Xiaochun¹, ZHANG Chunlei³, LIANG Yu⁴

(1. Key Laboratory of Ministry of Education for Geomechanics and Embankment Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China;

2. China Railway 14th Bureau Group Da Shield Engineering Company Limited, Nanjing 211800, China; 3. School of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China; 4. School of Civil Engineering, Sun Yat-sen University, Zhuhai 519082, China)

Abstract: A new H-type dewatering reagent is developed to address the problems of slow dewatering rate of shield waste slurry, high water content of sludge and pollution of wastewater discharge in the construction of Zhanjiang Bay undersea tunnel in Guangdong. Through the flocculation and dewatering tests, micromechanical tests and field production tests, the variation rules of slurry separation volume ratio/supernatant turbidity/grain-size distribution and zeta potential are revealed, and the differences between the H-type reagent and three types of polyacrylamide (PAM) in slurry dewatering effects are comprehensively evaluated. The results show that the optimum addition amount of the H-type reagent is 0.5%. Compared with that of the PAM, the settling rate of the H-type reagent is slower in the early stage, but the water content of the dewatered sludge is reduced by about 18.1%, and the supernatant is very clear, and the pH value of 7.8 meets the condition of direct discharge. The H-type reagent has both better bridging net action and electro-neutralization action, which makes it easier for the fine particles with particle size <10 μm to aggregate into large particles with particle size>50 μm, accelerating the flocculation velocity of the slurry. The H-type reagent creates Ca drainage channels with stronger water permeability, reducing the viscosity of the slurry and improving the efficiency of slurry press filtration and dewatering. Compared with the original dewatering reagent, the use of the H-type reagent of 0.1% on site can increase the solid content of de-cemented samples by 30.5% and reduce the project cost by 20%.

Key words: slurry shield; slurry separation; flocculation and dewatering; mechanistic study; field test

基金项目: 国家自然科学基金项目 (52178386); 中央高校基本科研业务费专项资金项目 (B220202016)

收稿日期: 2023-04-12

*通信作者 (E-mail: 211304010042@hhu.edu.cn)

0 引言

泥水平衡盾构通过向密封土仓内注入泥浆来平衡盾构开挖面的土水压力，广泛适用于大直径隧道盾构施工工程。盾构泥浆在长时间掘进过程中比重与黏度会不断增大，为了确保盾构开挖面的稳定，需要对泥水进行分离处理，进而控制泥浆指标^[1-2]。现有的盾构泥水分离技术存在分离效率低、分离后泥渣含水高、废液污染等问题。因此，如何高效、经济的通过泥水分离处理盾构泥浆已成为泥水盾构施工过程中的一项重大技术难题。

盾构泥水分离技术是多步骤协同完成的复杂工艺过程，包括振动筛分、多级旋流、压滤与离心等步骤^[3-4]。这些泥水分离步骤原理不尽相同，但都需要絮凝剂的添加这一关键步骤。絮凝剂可以使泥浆中的胶体和颗粒物凝聚、沉降和去除，为后续的脱水等步骤创造条件^[5]。絮凝剂种类多种多样，在泥水分离方面运用最多的是一些传统的无机或者有机絮凝剂^[6-8]。李春林等^[9]针对泥水盾构穿越黏粉土地层产生的大量高含水率废弃泥浆脱水难的问题，分别进行了阴离子型聚丙烯酰胺（APAM）、阳离子型聚丙烯酰胺（CPAM）和非离子型聚丙烯酰胺（NPAM）等PAM类有机絮凝剂的泥浆絮凝试验，总结了泥水盾构中PAM类有机絮凝剂的作用规律与使用方案。王东星等^[10]利用自制真空预压抽滤装置对5种絮凝剂进行脱水试验，发现有机试剂APAM的絮凝效果最好，可以快速实现淤泥脱水减容，无机试剂HCA影响效果有限，而无机试剂PAFSI和PAC絮凝效果相近。除了以上的传统有机或者无机絮凝剂，近年来也有很多的新型复合絮凝剂运用在泥水分离方面^[11-12]。郭利芳等^[13]研发了一种新型复合絮凝剂（S003），通过脱水固化试验，发现与PFS和PAM相比，S003处理的疏浚底泥脱水速度更快，具有更好的除浊效果。梁高杰等^[14]为改善进口铝土矿溶出赤泥沉降性能，自制一种新型羟肟酸型絮凝剂，泥水分离后上清液澄清度以及沉降速度优于传统工业絮凝剂。

目前，虽然针对泥水分离中的絮凝试剂研究较多，但鲜有进行泥浆沉淀后的脱水性能研究。经调研，现场泥浆脱水后的泥渣存在含水率过高、难以及时外运等问题。同时，分离后的废浆也存在含泥量高、外排不达标和污染环境等问题。针对上述问题，本文依托广东湛江湾海底隧道工程，研发了一种新型H型脱水试剂，使得分离后的泥渣含水率低、废浆含泥量低，并通过室内絮凝脱水试验、微观机理分析和现场试验等，对比分析了H型试剂和PAM类絮凝剂分离效果的差异性及H型试剂的适用性。

1 工程概况

1.1 基本情况

广东湛江湾海底隧道是广湛高铁全线控制性工程。如图1所示，全长8230 m，隧道最大埋深约50 m。隧道开挖直径14.3 m，是目前独头掘进最长的大直径跨海高铁隧道。盾构长距离穿越第四系全新统粉质黏土，地层的整体的均匀性较差。



图1 湛江湾海底隧道平面示意图

Fig. 1 Plan of Zhanjiang Bay undersea tunnel

1.2 泥水处理工艺

广湛铁路湛江湾海底隧道工程泥水处理系统设置在地面，由泥浆循环系统、泥水分离系统、制调浆系统以及泥水监测系统4个部分组成。

现场的废弃泥浆处理离心工艺流程与离心设备如图2所示，本研究的现场试验将基于该离心设备。离心机启动后，利用泥浆泵将废弃泥浆从泥浆池中抽吸至4台离心机中，当泥浆泵向离心机中进泥时，打开试剂泵，将絮凝试剂抽吸至泥浆管道中，使试剂与泥浆在管道中混合，再进入离心机中脱水处理，达到泥水分离的效果。离心机设备的处理能力为60~100 m³/h。

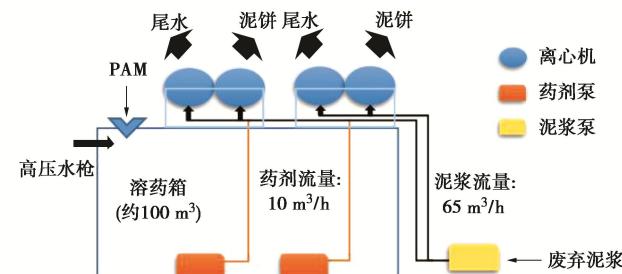


图2 废弃泥浆处理工艺流程图

Fig. 2 Process flow for treatment of waste slurry

1.3 问题分析与解决思路

现阶段（2022年7月至今）盾构穿越区域主要为砂质泥岩，现场离心分离效果一般，废浆即使处理后仍然存在比重黏度大、难于沉淀等问题。废浆性质稳定，几乎很难在自然状态下沉淀。为解决上述的问题，本文研发的一种新型H型脱水试剂。试剂由本团队通

过大量现场试验研配而成, 其性质以及原现场使用的脱水试剂的详细信息如表1所示。

表1 试剂信息

Table 1 Information of reagent

材料	原现场试剂	H型试剂
组成	一种离子型聚丙烯酰胺, 化学式为 $(C_3H_5NO)_n$, 分子量: 1500万, 产地: 广州	由改性铝系高聚物, 铁系高聚物以及有机高分子聚合物(分子量580万)3种试剂按照4:8:1的比例复配而成, 需要现配现用
性质	无色无味, 高黏性, 呈水玻璃状, 有少许气泡, 遇光发生降解	呈淡黄色, 无异味, 偏碱性($pH=8.1$), 低黏性(26 mPa.s), 有红色絮状沉淀
成本	15000元/t	4200元/t
实图		

2 室内试验

2.1 室内试验设计

首先采集现场分离前的废弃泥浆(位于旋流后的沉淀池内)。运输过程中, 由于蒸发等原因导致水分流失, 泥浆密度为 1.091g/cm^3 , 含固率为13.4%。为了使泥浆和现场接近, 将泥浆的含固率稀释为1.47%。后续将先后开展絮凝剂最优添加量、种类筛选试验、泥浆压滤脱水试验以及机理试验, 对比分析H型试剂和现场常用的PAM类絮凝剂在分离效果和作用机理方面的差异性。

(1) 絮凝剂最优添加量、种类筛选试验

试验采用絮凝沉降试验的方式, 以浊度仪(量程1000NTU)测量的上清液浊度以及量筒读出的泥水分离体积比作为评价指标, 确定每种絮凝剂的最优添加量(添加量=试剂干重/泥浆中固体干重)。对4种絮凝剂按顺序完成以下试验: 取泥浆置于5个1000mL试管中, 将不同添加量的絮凝剂溶液分别加入盛有50mL蒸馏水的烧杯中, 每种试剂的添加量来源于预试验与工程实际, 具体添加量见表2。将50mL絮凝剂溶液和泥浆混合后快速(100 r/min)搅拌1 min, 静置沉淀1 h后测试上清液的浊度与泥水分离体积比(体积比=上清液体积/泥浆总体积)。

基于每种絮凝剂的最优添加量, 确定最优絮凝剂种类。按照上述试验类似的方法, 每隔20 min记录一次上清液的浊度与泥水分离体积比, 共120 min。

(2) 泥浆压滤脱水试验

将筛选出的絮凝剂作用后的泥浆采用抽真空负压的方式进行脱水试验^[15-17]。利用图3的简易脱水装置, 取量筒下端的泥水分离后的300 mL泥浆, 将泥

浆与试剂充分搅拌混合后倒入脱水装置上方的玻璃器皿中, 并在下方垫上滤纸, 连接气泵, 对加药处理后的泥浆进行抽滤脱水, 记录60 min内脱除的水量, 每5 min记录一次。最后测量泥渣的含水率。



图3 压滤脱水试验

Fig. 3 Filter press dewatering tests

(3) 絮凝效果机理分析试验

采用扫描电镜SEM(包括EDS面扫)、Zeta电位分析仪、马尔文2000激光粒度仪、旋转黏度仪等仪器, 研究试验中出现的絮凝效果差异机理。

2.2 试验结果

(1) 最优添加量

为确定4种絮凝剂的最优添加量, 分别进行多组絮凝沉淀试验。表2为1 h后泥浆添加絮凝剂后试验结果。图4~7为各组絮凝效果图及对应的浊度与体积比变化图。

表2 最优添加量筛选结果汇总

Table 2 Summary of optimal additive filtering results

种类	组号	添加量/%	体积比/%	浊度/NTU
阳离子型聚丙烯酰胺 CPAM	1	0.05	21.67	489.6
	2	0.10	30.83	200.3
	3	0.25	31.50	189.7
	4	0.50	24.50	176.2
	5	1.00	23.33	253.8
阴离子型聚丙烯酰胺 APAM	6	0.05	12.83	279.1
	7	0.10	23.33	187.2
	8	0.25	29.33	135.7
	9	0.50	35.50	299.3
	10	1.00	35.00	366.3
非离子型聚丙烯酰胺 NPAM	11	0.05	2.17	—
	12	0.10	8.54	—
	13	0.25	20.50	293.6
	14	0.50	6.26	—
	15	1.00	2.22	—
H型试剂	16	0.05	12.58	26.2
	17	0.10	45.69	10.5
	18	0.25	51.67	8.6
	19	0.50	46.58	270.3
	20	1.00	47.16	560.3

注: 无数据说明分离的上清液的体积过少, 浊度仪无法测量

图4为CPAM作用后的泥浆。随着投加量的增加, 泥水分离体积比呈现先增后减的趋势。添加量在0.1%~0.25%时达到最大体积比31.50%。上清液浊度曲线近似为一条抛物线, 添加量在0.1%~0.5%时浊度

较低。综合两者, CPAM 与泥浆作用的最优添加量选择在 0.1%~0.25%。

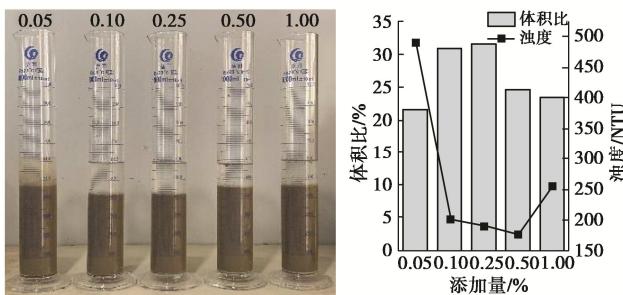


图 4 使用 CPAM 的泥浆絮凝剂结果

Fig. 4 Slurry flocculant results using CPAM

图 5 为 APAM 作用后的泥浆。投加量超过 0.5% 后, 体积比基本保持在 32% 上下, 此时达到了最大的泥浆反应添加量。泥浆上清液浊度呈现先减后增的趋势, 添加量在 0.25% 时上清液浊度最低, 为 135.7 NTU。综合两者, APAM 与泥浆作用的最优添加量选择在 0.25%~0.5%。

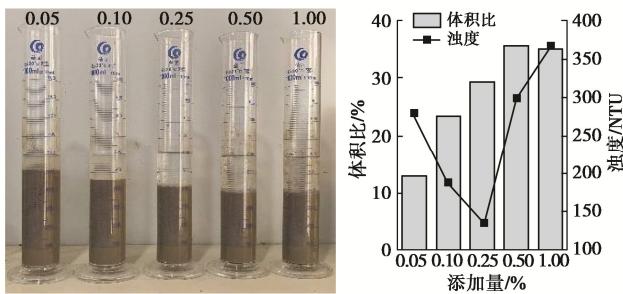


图 5 使用 APAM 的泥浆絮凝剂结果

Fig. 5 Slurry flocculant results using APAM

图 6 为 NPAM 作用后的泥浆。除 0.25% 组, 其余组泥水分离体积比变化不明显。上清液浊度由于没有分离出足量的清液, 只测取了 0.25% 添加量的一组。NPAM 的絮凝效果相比其他絮凝剂的作用微弱, 因此不选择 NPAM 作为本工程的絮凝剂。

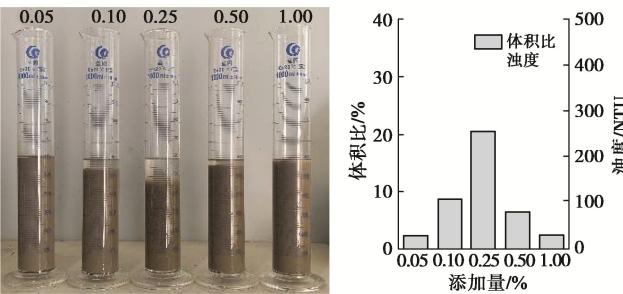


图 6 使用 NPAM 的泥浆絮凝剂结果

Fig. 6 Slurry flocculant results using NPAM

图 7 为 H 型试剂作用后的泥浆。除 0.05% 组, 其余组的泥水分离体积比都很明显。0.25% 添加量的上

清液浊度最低, 约 8.6 NTU。在 1% 的添加量时, 非常浑浊, 原因可能是过量的絮凝剂没有被溶解。因此 H 型试剂的最优添加量选择在 0.1%~0.25%。

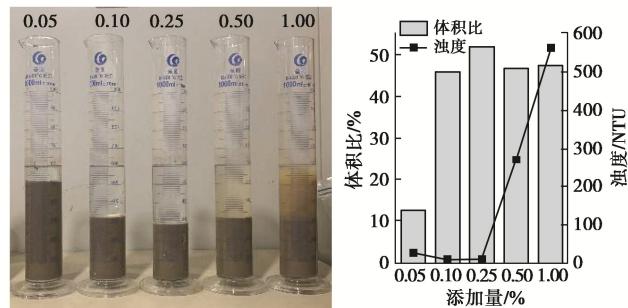


图 7 使用 H 型试剂的泥浆絮凝剂结果

Fig. 7 Slurry flocculant results using H-type reagent

(2) 最优种类

基于以上的最优添加量继续开展最优种类筛选试验。CPAM、APAM、H 型试剂与泥浆作用的最优添加量分别选择 0.1%、0.25%、0.1%。图 8 为 20 min 与 2 h 时 3 种絮凝剂分别作用后的效果图。图 9 为浊度与泥水分离体积比随时间变化的趋势图。

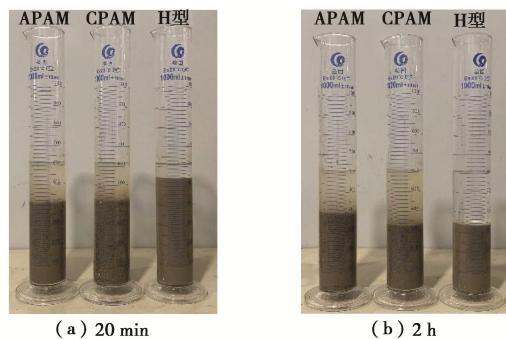


图 8 不同絮凝剂使用效果

Fig. 8 Application effect of different flocculant

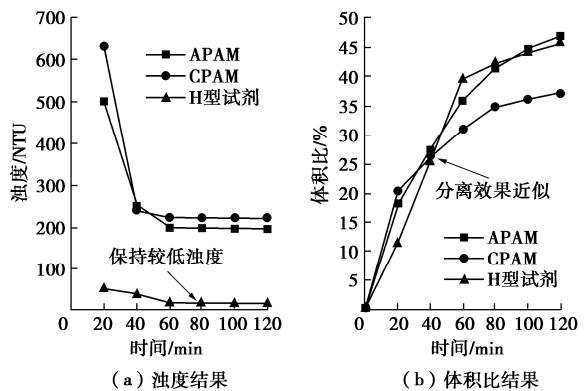


图 9 絮凝剂种类筛选试验结果

Fig. 9 Screening test results of flocculant type

从图 8 中可以看出, 20 min 前 CPAM 与 APAM 的作用效果相近。泥浆中加入 CPAM、APAM 后, 出

现了明显的泥水分离现象, 但上清液仍然较浑浊。如图9(a)所示, 即使60 min后, 浊度也高达230 NTU。H型试剂前期絮凝沉降速度较慢, 但随着时间的推移, 泥浆絮凝的效果越来越明显, 且在40 min后, 泥水分离体积比超过了CPAM与APAM。H型试剂作用的上清液很清澈, 保持在20~40 NTU。综上可知H型试剂的泥水分离效果最好, 可降低约85%的上清液浊度, CPAM次之, APAM最差。

(3) 泥浆压滤脱水试验结果

图10为添加3种絮凝剂后滤液体积随时间变化的趋势图。滤液体积反映了泥浆脱水的难易程度。图12左侧为3种试剂压滤脱水产出的泥渣表观图。

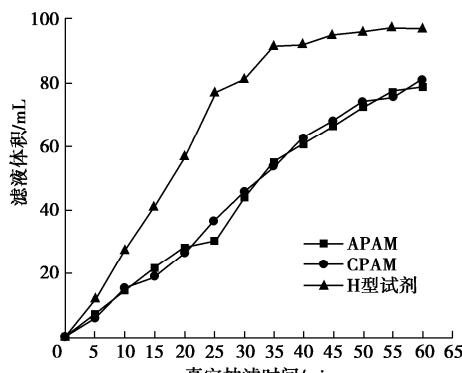


图10 压滤试验结果

Fig. 10 Filter press test results

APAM与CPAM作用后的泥浆有着类似的压滤脱水效果, 60 min内总共压滤出了约78 mL的液体。作用后的泥渣呈豆腐块状, 触感黏滞且疏松多水, 这种泥渣不利于直接运输处置。H型试剂的压滤脱水效果明显好于另外两者: 其脱水效率在25 min左右达到最大。60 min内总共压滤出了约96.23 mL的液体。H型试剂作用后的泥渣呈流砂状, 触感也较干, 方便直接运输处理。表3为60 min后测量的各组泥渣含水率。使用H型试剂可以有效提高泥浆压滤脱水的效率, 降低18%左右的泥饼含水率。

表3 压滤泥渣含水率

Table 3 Water contents of filter press sludge

絮凝剂种类	APAM	CPAM	H型试剂
泥渣含水率/%	35.5	33.2	17.4

EDS可以半定性地分析泥渣的元素含量。图11为EDS测量的泥渣元素含量图。CPAM与APAM处理后的泥渣元素占比相似, 但上清液的pH值呈碱性(约9.3), H型试剂处理后的泥渣, Al、Ca等元素含量都提高了3%~6%。这表明H型试剂的部分金属元素被泥浆中的黏土矿物吸附, 且通过测试, 压滤排出的尾水pH呈中性(约7.8), 重金属元素也未超标, 符合《污水综合排放标准》^[18]中外排条件。

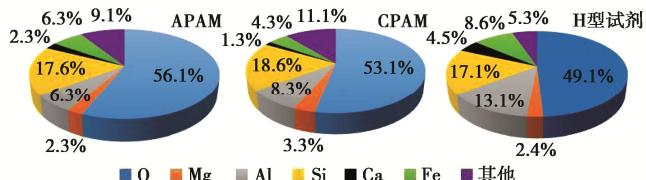


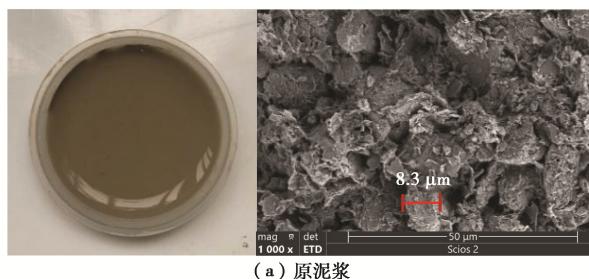
图11 EDS泥渣元素分布

Fig. 11 Distribution of EDS sludge element

2.3 絮凝效果差异的机理分析

下面采用微观机理法, 分析3种絮凝剂在分离速度、上清液浊度与脱水滤液体积差异的原因机理。

图12为各组处理后的泥渣以及其SEM扫描电镜微观图(1000倍)。图13为采用粒度仪测量出的絮凝剂絮凝后的粒度分布图。图12(a)可以看出原泥浆的结构均匀, 颗粒普遍较小, 10 μm以下的颗粒占77.63%, 此状态下的泥浆性质稳定, 难于沉淀; 图12(b), (c)中, 加入APAM与CPAM后, 颗粒间通过吸附连接, 出现了直径超过50 μm(分别占比28.35%与47.21%)的较大颗粒, 颗粒间为点点接触, 该状态下的泥渣呈现板块豆腐状; 图12(d)中, 加入H型试剂后, 小颗粒出现了聚集, 其大小(直径超过50 μm占35.88%)介于原泥浆与PAM类泥浆, 颗粒呈现片状结构, 这是H型试剂中的无机矿物落入泥浆中, 营造出了矿物骨架, 使得颗粒间点面或者面面接触, 该状态下的泥渣呈现类似砂状。小颗粒聚集成团是泥浆絮凝的基本原理之一, 它是由于絮凝剂颗粒溶于水后, 会形成网状结构, 通过吸附桥架作用和网捕作用的方式聚集泥浆颗粒形成聚团(简称: 桥网作用)^[19]。在重力作用下, 大颗粒的沉降速度快于小颗粒, 这便是PAM类组泥浆前期絮凝速度快于H型试剂组泥浆的直接原因。相同的现象也可以在图13粒径级配图中定量的解释, 加入絮凝剂后, 3类试剂的曲线相对原泥浆整体向右偏移, 桥网作用使得粒径<10 μm的细粒更容易聚集形成大颗粒。偏移的趋势CPAM>H型试剂>APAM, CPAM与H型试剂的桥网作用强于APAM, 原因是只有APAM携带阴离子, 它会引起高分子絮凝剂长链周围阴离子之间静电斥力增强, 造成长链之间相互胶连, 絮凝剂吸附架桥能力降低^[20]。由上可知, 桥网作用的强弱: CPAM>H型试剂>APAM。



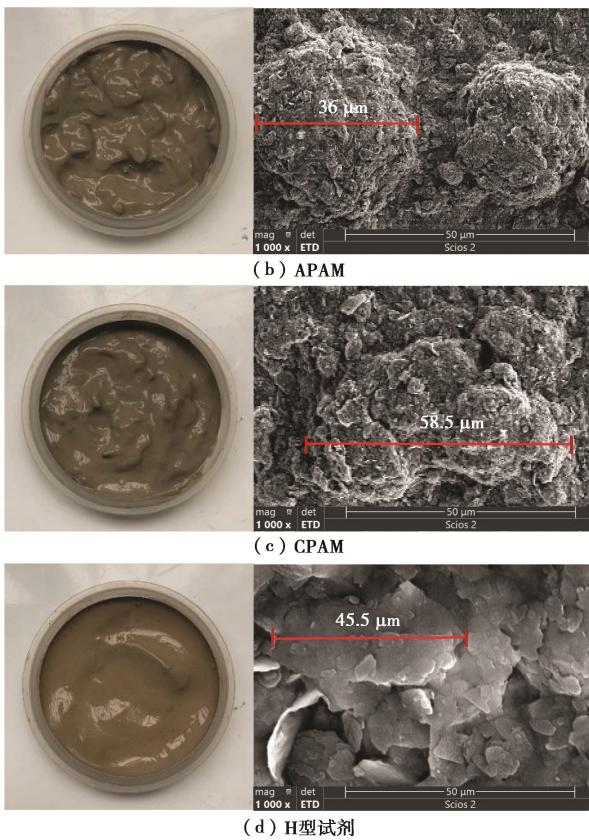


图 12 处理后的泥渣与 SEM 图像

Fig. 12 Treated sludge and SEM images

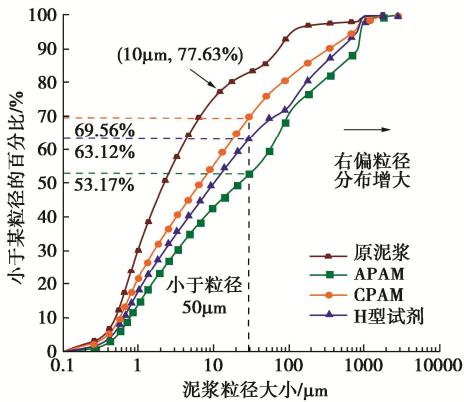


图 13 泥浆颗粒的粒径分布

Fig. 13 Grain-size distribution of slurry particles

图 14 为采用 Zeta 电位仪测量的 3 种絮凝剂不同添加量对应的泥浆 Zeta 电位变化趋势图。Zeta 电位的数值反映了分散体系的稳定性, Zeta 电位绝对值越大, 体系越稳定。胶体稳定性与 Zeta 电位的关系如表 4^[7]。原泥浆的 ζ 电位绝对值高达 35 mV, 属于中等稳定性, 泥浆难于自然沉淀。泥浆中加入各类絮凝剂后, ζ 电位都发生了变化, 这涉及到絮凝的另外一个机理: 当絮凝剂溶于水后产生的多核羟基络合物等与土颗粒会发生氢键吸附和静电吸引^[21], 这可以有效地中和土颗粒表面的负电, 导致 ζ 电位下降, 进而减少了土颗粒

间的静电引力, 使泥浆更容易沉淀(简称电中和作用)。添加 APAM 后, ζ 电位绝对值先下降到 32.1 mV 后上升, 原因是前期由于桥网作用, 屏蔽了一部分的负电荷, 但 APAM 带负电, 会导致 ζ 电位慢慢上升, 并且 APAM 的最优掺量 0.2% 也在电位曲线转折附近, 这说明 APAM 在此时的电中和作用最强, 但是相比另外两类絮凝剂, APAM 产生絮凝的主要原因是桥网作用。添加 CPAM 与 H 型试剂后, 可以看出 Zeta 电位很快发生了下降, 但是 H 型试剂的整体降低趋势大于 CPAM, 在添加浓度为 0.3% 时, H 型试剂的 ζ 电位绝对值降低幅度比 CPAM 平均高 45%, 因此 H 型试剂的电中和能力要强于 CPAM。结合图 11 可知, 造成上述现象主要因为 H 型试剂处理后的泥渣中 Al、Ca 等浓度都高于 CPAM, 因此相同浓度下, H 型试剂中的离子价态更高。由上可知, 电中和作用的强弱: H 型试剂 > CPAM > APAM。

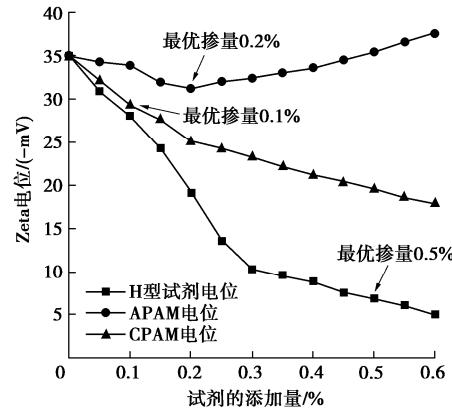


图 14 泥浆 Zeta 电位变化曲线

Fig. 14 Curves of Zeta potential change of slurry

表 4 胶体中悬浮颗粒的稳定性与 Zeta 电位的关系

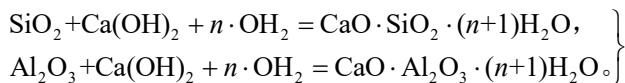
Table 4 Relationship between stability of suspended particles and Zeta electric potential

稳定性	Zeta 电位/mV
最高量聚集和沉淀	0~+3
强聚集和沉淀的范围	+5~-5
聚集开始	-5~-15
分散体的灵敏值	-16~-30
中等稳定性	-31~-40
相当好的稳定性	-41~-60
很好的稳定性	-61~-80

上文通过桥网作用与电中和作用两个机理角度, 解释了 3 种絮凝剂在泥水分离效果方面差异的原因。下面采用微观分析与泥浆黏滞性理论结合的方式分析 3 种絮凝剂在压滤效果差异的原因。

图 15 为压滤脱水后的泥渣 (H 型试剂处理) 经烘干喷金后的某区域 EDS 能谱分析及其对应的元素含量。泥渣表面分布着较高含量的 Ca、Al、Si 等元素。Ca 来源于 H 型试剂, 而 Al、Si 分别来源于泥浆黏土

矿物中的 Al_2O_3 与 SiO_2 。Ca 在碱性环境下可与 SiO_2 、 Al_2O_3 等发生如下的火山灰反应^[20]:



该反应生成了不溶于水的硅酸钙与铝酸钙胶状物质, 这些物质附着在泥浆颗粒表面形成纤维状的晶体, 如图 15 中的 EDS 面扫局部放大图。纤维晶体互相吸附连接形成了泥浆颗粒间的排水通道骨架。这些含有 Ca 的坚硬通道骨架不仅扩大了排水通道, 还起到了一定的支撑作用, 在压滤的作用下, 延迟了排水通道的闭合, 间接释放了更多的水分, 提高了泥浆压滤脱水的效率。

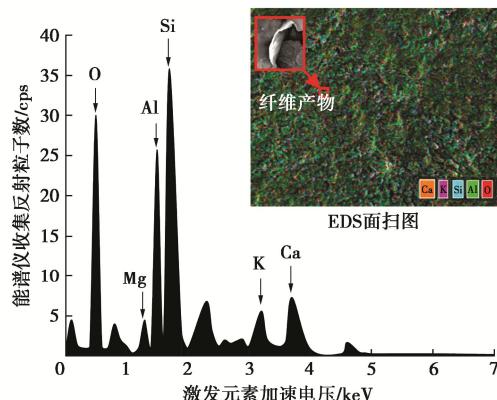


图 15 EDS 能谱分析

Fig. 15 Analysis of EDS

图 16 为泥浆在添加 APAM、CPAM 以及 H 型试剂后的黏度变化图。试验初始泥浆具有高达 1536 mPa.s 的黏性。黏性的出现是由于泥浆颗粒具有负电势, 其硅酸盐矿物晶体表面具有负电势的氧原子会吸引水分子中具有正电势的氢原子, 从而形成一层结合牢固的具有较高黏滞性水分子层^[22], 黏滞性越强, 泥浆颗粒之间就会有越强的连接吸附作用, 泥浆在宏观上就会表现越高的黏性。加入 APAM 与 CPAM 后, 溶液的黏度反而上升, 可能是由于高分子链没有完全展开, 发生了缠结, 其相互运动受到了空间上的阻碍^[21]。如图 17 (b) 所示, 较高的泥浆黏滞性不仅会堵塞泥浆颗粒间排水的通道, 降低排水效率, 而且还不利于微小的泥浆絮团沉降, 导致了 APAM 与 CPAM 作用后的泥浆上清液浊度低于 H 型试剂。但是加入 H 型试剂后, 泥浆的黏度降低到了 1422 mPa.s, 如图 17 (c) 所示, 由于 H 型絮凝剂分子具有正电势, 一方面中和并屏蔽了泥浆颗粒表面的负电势, 另一方面可以减少具有高黏滞性的水分子层的形成, 进而增加了泥浆颗粒之间的结合水释放。同时, 由于泥浆的黏性下降, 泥浆分子之间因相对运动或流动所产生的内摩擦力减小, 润滑度上升, 能够使得泥浆中的水分在抽滤负压

作用下, 更快通过颗粒间的渗水通道排出。

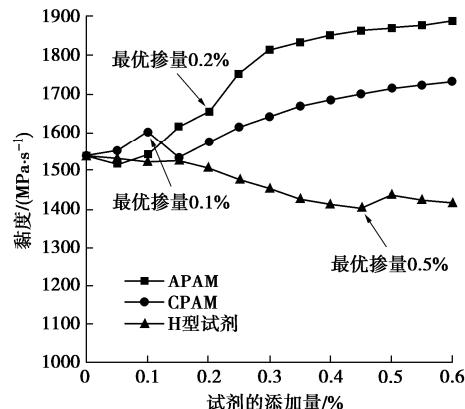
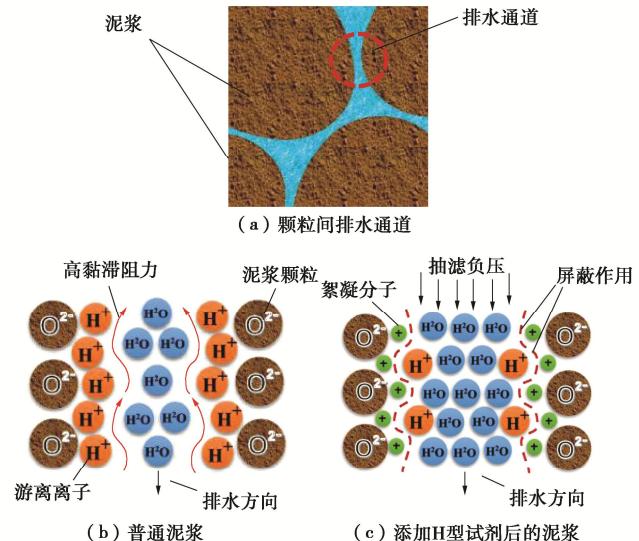


图 16 泥浆黏度变化曲线

Fig. 16 Curves of slurry viscosity



注: 普通泥浆的粘滞性水分子层高粘滞阻力阻碍了水的排出, 但在添加 H 型试剂后, 粘滞性水层被屏蔽, 释放了多余的结合水, 高粘滞阻力降低, 水在负压的促进下加速排出

图 17 压滤速率差异机理

Fig. 17 Mechanism of differential pressure filtration rate

综上, 絮凝效果的优劣同时受桥网与电中和等作用的影响, 是一个复杂的过程。H 型试剂兼具了较好的桥网作用与电中和作用, 同时营造了渗水性更强的排水通道, 降低了泥浆的黏滞性, 提高了泥浆压滤脱水的效率, 因此 H 型试剂的使用效果优于 APAM 与 CPAM, 它是适用于本工程泥水分离的优秀絮凝剂。

3 现场生产运用

3.1 现场原试剂对比

湛江现场首先进行了原试剂(原现场脱水试剂)与 H 型试剂的泥浆处理效果对比预试验。图 18 为两种试剂静置 2 h 后的处理效果对比图。H 型试剂处理后的泥浆上清液更为清澈, 且沉淀后的泥浆呈紧密的砂状, 原现场脱水试剂处理后的泥浆上清液较浑, 且

沉淀后的泥浆呈疏松的絮状。

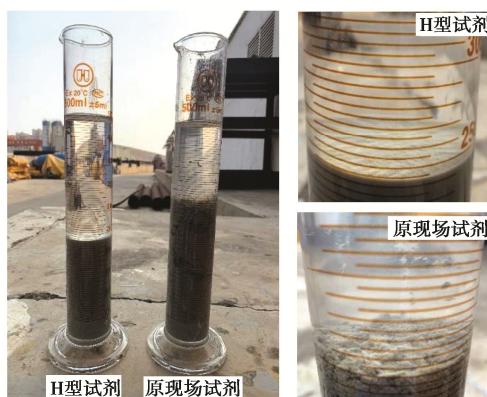


图 18 2 h 后现场原试剂与 H 型试剂对比

Fig. 18 On-site original reagent after 2h vs. H-type reagent

图 19 为 2 种试剂的试验数据。H 型试剂的前期沉降速度较慢, 60~80 内, H 型试剂的沉降体积超过原现场脱水试剂, 这与前文室内试验结果相似。H 型试剂的上清液浊度保持着较低水平, 在 18NTU 左右, 远低于原现场脱水试剂。H 型的泥水分离也更为彻底, 2 h 后上清液的体积为 263.5 mL。

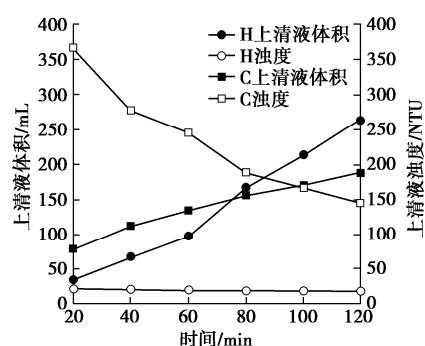


图 19 现场原试剂与 H 型试剂试验数据

Fig. 19 Test data of on-site original reagent and H-reagent

3.2 生产试验设计

现场分别采用原现场脱水试剂和 H 型试剂对 20 m³ 泥浆进行处理试验。将粉状试剂在溶药箱 (容积约 900 L) 中溶解, 采用环流的方式对掺入外加剂的溶液进行搅拌混合, 同时使用高压水枪冲解凝结成团的药团使其充分溶解。待试剂溶解后, 溶液通过试剂泵输入进容积 20 m³ 的小型泥浆池。试验过程中不断记录泥浆浓度等参数。之后将废弃泥浆输入至小型泥浆池中, 在泥浆抽吸过程中, 同时将溶解好的液体试剂抽吸至泥浆池进泥口, 使试剂与泥浆充分混合。分别采集加入两种试剂后的泥浆脱水泥渣和尾水进行对比分析。图 20 为泥水分离现场试验的全流程实拍图。

3.3 试验结果

(1) 进泥参数

表 5, 6 记录了两组试验的泥浆指标。由于试验准

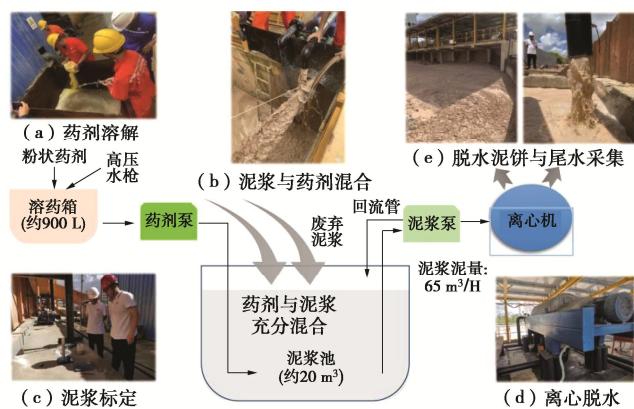


图 20 现场生产工艺试验流程

Fig. 20 Test flow of on-site production process

备需要 2 d, 含固率出现了波动。为了保证室内试验与现场试验的结果可比性, 同时考虑现场试验中药池底部未抽取的药剂, 根据预试验的结果, 添加量需要上浮 20%左右。

表 5 原现场脱水试剂生产试验时的泥浆指标

Table 5 Slurry indices during PAM agent production trials

泥浆指标	试验阶段			平均值
	进泥前期	试验过程中		
密度/(g·cm ⁻³)	1.048	1.008	1.0076	1.02
含固率/%	7.36	1.28	1.21	3.15

表 6 H 型试剂生产试验时的泥浆指标

Table 6 Slurry indices during production tests with H-agent

泥浆指标	试验阶段			平均值
	进泥前期	试验过程中		
密度/(g·cm ⁻³)	1.0272	1.012	1.006	1.0048
含固率/%	4.25	1.9	0.96	0.77

(2) 出泥结果

图 21 为离心机运转过程中, 经过离心脱水后的尾水 (左 H 型试剂, 右原现场脱水试剂)。可以看出 H 型试剂相比与原现场脱水试剂作用后的泥浆, 其颜色偏淡黄, 而原现场脱水试剂偏灰色。灰色为原本泥浆的颜色, 因此添加原现场脱水试剂的尾水仍有一定的砂浆沉淀。原现场脱水试剂絮凝离心后的效果差于 H 型试剂。



图 21 离心后的尾水对比

Fig. 21 Comparison of wastewater after centrifugation

图 22 为试验过程中采集的尾水(左 H 型试剂首, 右原现场脱水试剂)。静置 2 min 后的上清液可以看出添加 H 型试剂的泥浆出现了明显的矾花, 而加入原现场脱水试剂的泥浆仍未析出上清液, 因此 H 型试剂的泥水分离效果更好。试验还进行了上清液的 PH 值测量, 发现 H 型试剂处理后的泥浆 PH 值偏中性, 而原现场脱水试剂偏碱性, 因此 H 型试剂处理后的上清液更符合排放要求。



图 22 放置 2 min 后的尾水对比

Fig. 22 Comparison of wastewater after standstill of 2 min

图 23 为泥浆经过离心脱水后的泥渣(左 H 型试剂, 右原现场脱水试剂)。采用原现场脱水试剂试剂处理后的泥渣, 筛分后状态类似于豆腐脑状态, 在空气中长时间晾晒也无法完成脱水, 其含水率仍然较高。采用 H 型试剂处理后的泥渣, 泥样颗粒感明显, 且晾晒后容易失水变干, 方便渣土的运输处置。



图 23 离心后的泥渣对比

Fig. 23 Comparison of centrifuged sludge

对两种试剂处理后的泥渣含固率进行定量的测量, 如表 7 所示。H 型试剂生产的脱水泥样含固率达到了 70.3%, 原现场脱水试剂生产的脱水泥样含固率仅为 39.8%。由此可知, 虽然原现场脱水试剂可以使低浓度泥浆中出现明显的矾花, 但沉积在底部的浓缩泥浆含水率仍较高, 且其中的水分难以脱除。

3.4 试剂用量和价格分析

表 8 所示为 H 型试剂与原现场脱水试剂的现场试剂用量与成本。使用 H 型试剂处理泥浆, 虽然需要更高的用量, 但其单价 4200 元/t 相比原现场脱水

表 7 加入两种试剂生产的脱水泥样含固率

Table 7 Solids content of de-cemented samples produced by adding two reagents

试剂名称	脱水泥样含固率/%
原现场脱水试剂	39.8
H 型试剂	70.3

表 8 试剂用量和价格分析

Table 8 Analysis of dosage and prices of reagents

H 型试剂	原现场脱水试剂		
用量/ (kg·m ⁻³)	单价/ (元·m ⁻³)	用量/ (kg·m ⁻³)	单价/ (元·m ⁻³)
9.51	39.94	3.19	47.92

注: ①H 型试剂按照当前市场价 4200 元/t 计算、原现场脱水试剂单价按照 15000 元/t 计算; ②成本已考虑由于现场设备等原因未溶解的试剂。

试剂的 15000 元/t 更低。综合成本 H 型试剂也更低, 约 39.94 元/m³。综上, 与原现场脱水试剂相比, 现场使用 0.5% 的 H 型试剂, 按照 9.5 kg/t 的用量处理泥浆, 可提高 30.5% 的脱水泥样含固率, 降低 20% 的工程成本。

4 结论与展望

针对广湛铁路湛江湾海底隧道工程盾构废弃泥浆处理工艺中的不足, 开展了泥浆处理现场试验研究, 得到以下 3 点结论。

(1) 室内试验中, CPAM、APAM、H 型试剂与泥浆作用的最优添加量分别为 0.1%, 0.25%, 0.1%。添加 H 型试剂后的泥浆前期絮凝速度要慢于 CPAM 与 APAM, 但脱水后的泥渣含水率降低了约 18.1%, 且上清液非常清澈, 可降低约 85% 的上清液浊度, pH7.8 也符合直接外排条件。

(2) 絮凝机理试验中, CPAM 与 APAM 处理后的泥浆颗粒呈现黏粒状的微观结构, 而 H 型试剂呈现片状微观结构。3 类试剂的桥网作用与电中和作用使得粒径 <10 μm 的细粒更容易聚集成大颗粒, 加快了泥浆的絮凝速度, 超过 50 μm 的颗粒分别占比 28.35%, 35.88%, 47.21%。泥浆桥网作用的强弱: CPAM > H 型试剂 > APAM, 电中和作用的强弱: H 型试剂 > CPAM > APAM。H 型试剂兼具了较好的桥网作用与电中和作用, 也可以营造渗水性更强的 Ca 排水通道, 同时降低泥浆的黏滞性(下降约 7.42%), 提高泥浆压滤脱水的效率。

(3) 现场生产试验中, 与原现场脱水试剂相比, 使用 0.1% 的 H 型试剂, 按照 9.5 kg 每吨的用量处理泥浆, 可提高 30.5% 的脱水泥样含固率, 降低 20% 的工程成本(约 39.94 元/m³)。采用 H 型试剂处理后的泥渣, 泥样颗粒感明显, 晾晒后更容易失水变干, 方

便渣土的运输处置。综上, H 型试剂是适用于本工程泥水分离的优秀絮凝试剂。此外, 针对 H 型试剂初始反应相比 PAM 类略慢但泥水分离更为彻底的特点, 其也适合在压滤机领域应用, 未来可在有关方向做更深入研究。

参考文献:

- [1] 张 华. 大直径盾构泥水分离处理技术研究与应用[J]. 隧道建设(中英文), 2020, **40**(增刊 2): 264-270. (ZHANG Hua. Research and application of slurry separation treatment technology for large diameter shield[J]. Tunnel Construction, 2020, **40**(S2): 264-270. (in Chinese))
- [2] 魏 纲, 齐永洁, 吴华君, 等. 盾构下穿既有地铁隧道环向围压及受力变化[J]. 中南大学学报(自然科学版), 2020, **51**(12): 3515-3527. (WEI Gang, QI Yongjie, WU Huajun, et al. Changes in circumferential pressure and stresses in existing tunnels caused by tunnel crossing[J]. Journal of Central South University (Science and Technology), 2020, **51**(12): 3515-3527. (in Chinese))
- [3] 历朋林. 粉质黏土地层泥水盾构泥浆脱水处理技术研究[J]. 铁道建筑技术, 2020(11): 123-127. (LI Penglin. Research on dewatering treatment technology of slurry shield in silty clay layer[J]. Railway Construction Technology, 2020(11): 123-127. (in Chinese))
- [4] 周翠红, 杨长顺, 曾 萌, 等. 碟式离心机应用于泥水分离的试验研究[J]. 现代隧道技术, 2017, **54**(2): 170-176. (ZHOU Cuihong, YANG Changshun, ZENG Meng, et al. Experimental study on slurry separation by disc centrifuge[J]. Modern Tunnelling Technology, 2017, **54**(2): 170-176. (in Chinese))
- [5] 朱 伟, 闵凡路, 吕一彦, 等. “泥科学与应用技术”的提出及研究进展[J]. 岩土力学, 2013, **34**(11): 3041-3054. (ZHU Wei, MIN Fanlu, LÜ Yiyang, et al. Subject of “mud science and application technology” and its research progress[J]. Rock and Soil Mechanics, 2013, **34**(11): 3041-3054. (in Chinese))
- [6] 孙金鑫, 钟小春, 付 伟, 等. 不同阳离子对泥水盾构泥浆稳定性影响试验研究[J]. 岩土工程学报, 2020, **42**(8): 1525-1531. (SUN Jinxin, ZHONG Xiaochun, FU Wei, et al. Experimental study on effects of different cations on stability of slurry within slurry shield[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2020, **42**(8): 1525-1531. (in Chinese))
- [7] BHATIA S K, MAURER B W, KHACHAN M M, et al. Performance indices for unidirectional flow conditions considering woven geotextiles and sediment slurries[C]//Sound Geotechnical Research to Practice. San Diego: American Society of Civil Engineers, 2013.
- [8] 武亚军, 陆逸天, 牛 坤, 等. 药剂真空预压法处理工程废浆试验[J]. 岩土工程学报, 2016, **38**(8): 1365-1373. (WU Yajun, LU Yitian, NIU Kun, et al. Experimental study on solid-liquid separation of construction waste slurry by additive agent-combined vacuum preloading[J]. Chinese Journal of Geotechnical Engineering, 2016, **38**(8): 1365-1373. (in Chinese))
- [9] 李春林, 吴言坤, 吕焕杰, 等. PAM 类有机絮凝剂对高黏粒含量废弃泥浆脱水性能影响研究[J]. 隧道建设(中英文), 2022, **42**(2): 260-267. (LI Chunlin, WU Yankun, LYU Huanjie, et al. Influence of polyacrylamide organic flocculant on dewatering performance of waste slurry with a high content of clay particles[J]. Tunnel Construction, 2022, **42**(2): 260-267. (in Chinese))
- [10] 王东星, 唐弈锴, 伍林峰. 疏浚淤泥化学絮凝-真空预压深度脱水效果评价[J]. 岩土力学, 2020, **41**(12): 3929-3938. (WANG Dongxing, TANG Yikai, WU Linfeng. Evaluation on deep dewatering performance of dredged sludge treated by chemical flocculation-vacuum preloading[J]. Rock and Soil Mechanics, 2020, **41**(12): 3929-3938. (in Chinese))
- [11] KHACHAN M M, BHATIA S K, BADER R A, et al. Cationic starch flocculants as an alternative to synthetic polymers in geotextile tube dewatering[J]. Geosynthetics International, 2014, **21**(2): 119-136.
- [12] MAURER B W, GUSTAFSON A C, BHATIA S K, et al. Geotextile dewatering of flocculated, fiber reinforced fly-ash slurry[J]. Fuel, 2012, **97**: 411-417.
- [13] 郭利芳, 迟姚玲, 赵华章. 新型复合絮凝剂对疏浚底泥脱水和重金属固化的研究[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2019, **55**(2): 329-334. (GUO Lifang, CHI Yaoling, ZHAO Huazhang. Study on new composite flocculants in dewatering of dredged sediments and solidification of heavy metals[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2019, **55**(2): 329-334. (in Chinese))
- [14] 梁高杰, 陈文汨, 范 尚. 赤泥沉降用新型羟肟酸絮凝剂的合成与应用[J]. 中南大学学报(自然科学版), 2017, **48**(2): 295-301. (LIANG Gaojie, CHEN Wenmi, FAN Shang. Preparation of new hydroxamic acid flocculant and application for red mud settlement[J]. Journal of Central South University (Science and Technology), 2017, **48**(2):

- 295-301. (in Chinese))
- [15] 周 洋, 蒲诃夫, 李展毅, 等. 水平排水板 - 真空预压联合处理高含水率疏浚淤泥模型试验研究[J]. 岩石力学与工程学报, 2019, **38**(增刊 1): 3246-3251. (ZHOU Yang, PU Hefu, LI Zhanyi, et al. Experimental investigations on treatment of dredged slurry by vacuum-assisted prefabricated horizontal drains[J]. Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering, 2019, **38**(S1): 3246-3251. (in Chinese))
- [16] 浩 婷, 王 曦, 周 颜, 等. 真空负载方式对疏浚淤泥脱水过程中脱水规律的影响[J]. 岩土力学, 2015, **36**(11): 3187-3192. (HAO Ting, WANG Xi, ZHOU Yan, et al. Effect of vacuum loading method on dehydration of dredged sludge in its dewatering process[J]. Rock and Soil Mechanics, 2015, **36**(11): 3187-3192. (in Chinese))
- [17] 鲍树峰, 董志良, 莫海鸿, 等. 高黏粒含量新吹填淤泥加固新技术室内研发[J]. 岩土力学, 2015, **36**(1): 61-67. (BAO Shufeng, DONG Zhiliang, MO Haihong, et al. Laboratory tests on new reinforcement technology of newly hydraulic reclamation mud with high clay content[J]. Rock and Soil Mechanics, 2015, **36**(1): 61-67. (in Chinese))
- [18] 污水综合排放标准: GB 8978—1996[S]. 北京: 中国标准出版社, 1998. (Integrated Wastewater Discharge Standard: GB 8978—1996[S]. Beijing: Standards Press of China, 1998. (in Chinese))
- [19] 夏新星, 陈文峰, 王龙涛. 复合调理剂对废弃建筑泥浆脱水性能的影响[J]. 环境工程学报, 2022, **16**(4): 1313-1322. (XIA Xinxing, CHEN Wenfeng, WANG Longtao. Effect of composite conditioner on dewatering performance of high alkaline construction slurry[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, **16**(4): 1313-1322. (in Chinese))
- [20] 王东星, 伍林峰, 唐弈锴, 等. 建筑废弃泥浆泥水分离过程与效果评价[J]. 浙江大学学报(工学版), 2020, **54**(6): 1049-1057. (WANG Dongxing, WU Linfeng, TANG Yikai, et al. Mud-water separation process and performance evaluation of waste slurry from construction engineering[J]. Journal of Zhejiang University (Engineering Science), 2020, **54**(6): 1049-1057. (in Chinese))
- [21] 徐佩佩. 建筑泥浆高效综合脱水技术研究[D]. 南京: 东南大学, 2015. (XU Peipei. Study on High Efficiency E and Comprehensive Dehydration Technique of Construction Mud[D]. Nanjing: Southeast University, 2015. (in Chinese))
- [22] LIU P F, WANG S Y, GE L, et al. Changes of Atterberg limits and electrochemical behaviors of clays with dispersants as conditioning agents for EPB shield tunnelling[J]. Tunnelling and Underground Space Technology Incorporating Trenchless Technology Research, 2018, **73**: 244-251.