莆田地区河道重金属污染淤泥渗透特性试验研究

倪清华

(中铁二十四局集团福建铁路建设有限公司，福州 350013)

摘要：针对重金属污染对城市河道淤泥渗透特性的影响，以莆田市渠桥河与樟林河淤泥为研究对象，通过室内固结渗透试验，系统探究 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 浓度对淤泥渗透特性的影响规律。试验采用硝酸铅和硝酸铜溶液模拟污染环境，结合变水头渗透法测定不同工况下的渗透系数。试验结果表明：渗透系数随固结压力增大呈指数衰减，随着孔隙比的减小，渗透系数均呈现数量级式递减特征；重金属浓度升高显著降低渗透性，Cu^{2+} 浓度为 30.9 g/L 时，渗透系数较未污染土降低 1～2 个数量级，这是由于液限非线性增长导致；基于液限孔隙比与初始孔隙比建立污染土渗透系数预测模型，经验证其计算值与实测值误差在 1/3～3 倍范围内。研究成果可为重金属污染淤泥的渗透特性评估及污染场地修复工程设计提供理论依据。

关键词：污染淤泥；渗透特性；重金属；固结压力；液限孔隙比

中图分类号：TU411 **文献标志码**：A **文章编号**：1671－1807(2026)01－0018－08

随着中国经济和工业化快速发展，不少城市河道污染排放严重，河道黑臭淤泥有效处置已成为城市景观和生态治理的关键难题。河道淤泥中重金属超标严重，以铜(Cu)和铅(Pb)等生物毒性强、迁移性高的元素污染最为突出[1-2]。传统方法是采用绞压式设备进行高压脱水，将泥饼运送至其他场地进行固化处理，防止重金属迁移[3]。重金属污染土的渗透系数是高压脱水的关键设计参数，揭示重金属对污染淤泥渗透特性影响机理是污染淤泥处理的迫切需求。

已有研究者开展了重金属对淤泥物理特性研究。例如，孙甜新等[4]通过试验发现重金属离子污染会显著降低高岭土液塑限、塑性指数和抗剪强度，并增加其渗透系数；王婧[5]研究指出重金属污染会改变黏土矿物液限和塑性指数，低活性黏土随浓度增加液限升高而高活性黏土则相反，抗剪强度变化呈现相同规律；储亚等[6]针对锌污染粉质黏土试验表明，随着 Zn^{2+} 浓度增加，土体密度、液塑限、粉粒含量和 pH 降低，而黏粒含量和塑性指数呈上升趋势。重金属离子通过交换、胶结物溶解等作用显著影响了淤泥的界限含水率指标。陈剑尚等[7]基于填埋场固化污泥的室内压缩试验，揭示了有机质含量与含水率、孔隙比呈显著正相关，并证实初始含水率作为污染淤泥压缩特性控制指标的普遍适用性；唐莹影等[8]通过铅锌矿区现场-室内联合试验发现，Zn-Cd-Pb 复合污染引发土壤压缩系数显著降低并致环境容量阈值超载，揭示了重金属类型对土体压缩特性的差异性机制。对于重金属污染淤泥的渗透特性，刘和平等[9]对铅和镉在黏土衬层中的渗透特性以及迁移转化过程进行了研究，发现铅和镉离子在吸附过程中会生成难溶性沉淀物，进而减缓渗透速度；Zhang 和 Norton[10]研究了 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 对渗透系数的影响，发现随离子浓度升高，相对渗透系数减小；Li 等[11]通过渗透试验表明，在相同盐溶液浓度条件下，K^+ 污染高岭土的渗透系数低于 Ca^{2+} 污染组，其渗透系数曲线位于 Ca^{2+} 组下方。王婧[5]通过室内试验分析表明，重金属污染淤泥的渗透系数与压缩性呈显著相关性。实际工程中，开展一组从极低应力(0.5 kPa)起始的高精度的室内一维固结渗透试验非常耗时，并且需要具有丰富试验经验的试验人员。因此，工程中急需提出一种能够快速预测河道重金属污染淤泥渗透系数的预测方法。

现以莆田市河道清淤工程为依托，测定典型的渠桥河淤泥与樟林河淤泥的重金属类型和含量，采用实验室配制的硝酸铅、硝酸铜溶液作为渗透液，通过固结渗透仪系统开展了室内一维渗透固结试验，探讨了不同类型及浓度的重金属对淤泥渗透系

收稿日期：2025-07-17

作者简介：倪清华(1988—)，男，福建福州人，工程师，研究方向为淤泥固废处置、数值计算等。

数的影响。随着重金属浓度的升高,淤泥的渗透系数会降低,并揭示了重金属浓度升高导致渗透系数降低的机理。建立了一个用于预测重金属污染淤泥渗透系数的经验模型,并通过实验数据验证该模型的有效性。

1 试验材料和方法

1.1 污染土样物理性质

为测定莆田市城区河道淤泥中重金属的主要类型和含量,对荔城区渠桥河与樟林河河道(图 1)进行取样,试验采用微波消解法对风干后的淤泥样品进行消解处理,全量提取重金属元素。通过电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS)对消解液中的重金属含量进行定量分析,检测方法严格参照《土壤环境质量标准》(GB 15618—2008)相关规定。重金属的主要类型和含量见表 1。由表 1 可知,淤泥中 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 污染最为显著,其含量分别达到国家居住用地标准限值的 5 倍和 3 倍。此外,As^{3+}、Cd^{2+}、Cr^{3+} 等元素的含量也均超出该标准规定的居住用地安全限值。

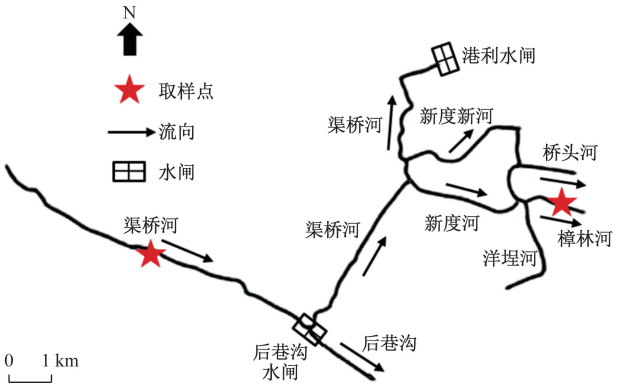


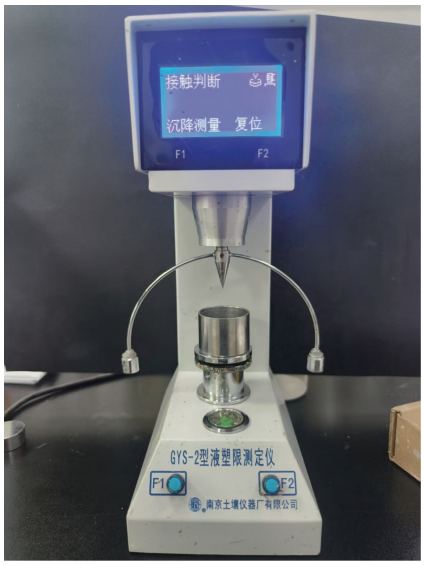
图 1 福州市莆田市荔城区渠桥河和樟林河位置示意图

表 1 河道污染淤泥中的重金属含量

类别	含量/(mg·kg^{-1})							
	Cu^{2+}	Pb^{2+}	As^{3+}	Cd^{2+}	Cr^{3+}	Hg^{2+}	Ni^{2+}	Zn^{2+}
渠桥河淤泥	1 532.7	1 013.2	127.2	17.8	482.6	2.2	372.6	519.3
樟林河淤泥	986.8	832.6	78.6	12.2	431.8	1.3	220.1	482.2
国家居住用地标准	300	300	50	10	400	4	150	500

1.2 试验材料及试验方法

由表 1 可知,河道污染淤泥重金属离子成分复杂,性质不稳定,进行多种重金属组合的系统对比分析较为困难。通过对渠桥河与樟林河周边未受污染进行取样,再进行人工添加重金属,配制单一类型重金属污染淤泥作为试样开展试验。依据 GB/T 50123—2019,使用 GYS-2 型液塑限测定仪测定液限、塑限,通过比重瓶法测定密度(图 2),颗粒级配根据 ASTM D422-63 规范使用细筛与 H151 比重计测定(图 3)。颗粒级配曲线如图 4 所示。结果显示:未污染的渠桥河淤泥液限(w_L)为 79.0%、塑限(w_P)30.7%;樟林河淤泥液限为 53.8%、塑限为 22.0%。颗粒分析表明,渠桥河淤泥黏粒(粒径 $d<0.005$ mm)与粉粒(d 为 0.075~0.005 mm)占比分别为 47.6%和 52.1%,樟林河淤泥则分别为 33.9%和 65.6%。如图 5 所示,二者均位于 A 线上方,属高液限黏土,物理性质见表 2。



(a) GYS-2型液塑限测定仪



(b) 比重瓶

图 2 试验仪器

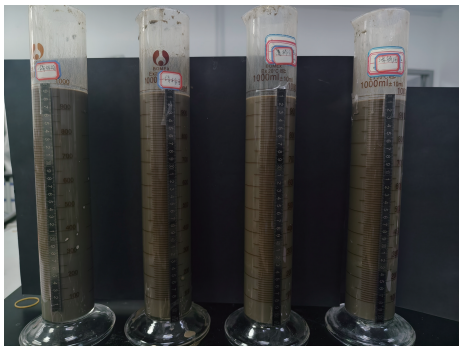


图 3 颗分试验过程

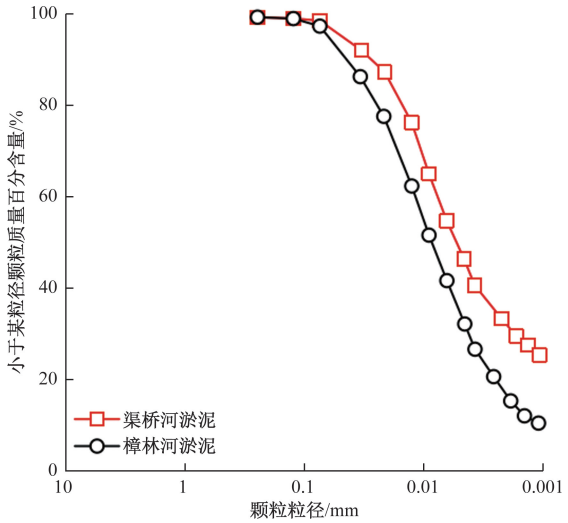


图 4　试验土样粒径分布曲线

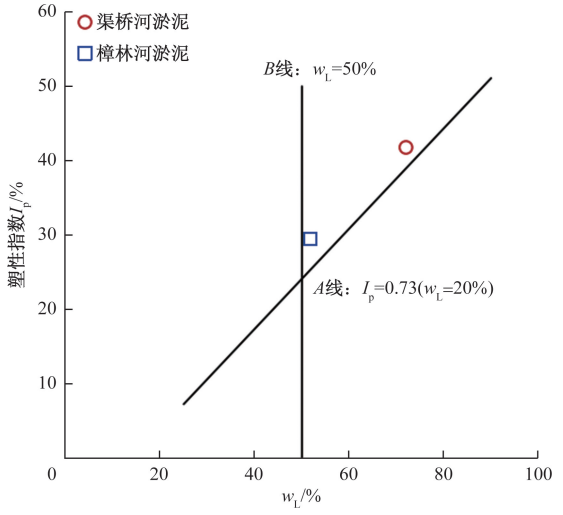


图 5　试验土样塑性图

表 2　试验未污染土样的基本物理性质指标

土样名称	液限/%	塑限/%	密度/(g·cm^{-3})	黏粒占比(d<0.005 mm)/%	粉粒占比(d 为0.005～0.075 mm)/%	砂粒占比(d 为0.075～2 mm)/%
渠桥河淤泥	72.0	30.2	2.70	45.8	53.5	0.7
樟林河淤泥	51.8	22.3	2.72	35.9	63.2	0.9

针对天然重金属污染淤泥中污染物以可溶性离子形态赋存的特点[5]，由表 1 可知，铅、铜两种元素的污染浓度较大，选定此两种元素作为研究对象，采用干法制备污染淤泥。具体流程如下。

(1)预处理。将原状淤泥风干粉碎后过0.5 mm筛，测定含水率并计算制备所需干土质量。

(2)污染物掺入。设置 5、10、30 g/L 3 个浓度梯度，按目标值精确称量硝酸铅与硝酸铜试剂，溶解于定量去离子水形成母液。采用气动雾化喷枪将污染溶液均匀喷洒至预处理土体表面，经双轴机械搅拌(300 r/min，5 min)确保固液充分接触混合。

(3)钝化处理。密封保存混合土样于 20 ℃±2 ℃恒温环境，静置钝化 14 d，最终离子浓度验证数据见表 3。

图 6 分别为不同重金属离子 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 作用下渠桥河和樟林河污染淤泥液限值随离子浓度的变化规律。由图 6 可以看出，随重金属离子浓度升高，液限均呈非线性增长，且低浓度(c<5 g/L)段增幅显著高于高浓度段。

表 3　试验土样孔隙溶液重金属离子浓度

试验土样	离子浓度 c/(g·L^{-1})	
	Cu^{2+}	Pb^{2+}
渠桥河淤泥	4.8、9.9、30.9	5、10.6、31.8
樟林河淤泥	4.8、9.9、30.9	5、10.6、31.8

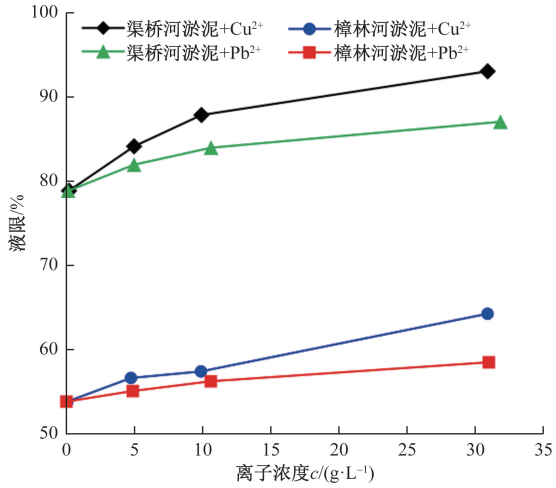


图 6　淤泥在重金属作用下液限随离子浓度变化规律曲线

1.3　渗透试验方案

渗透系数(k_v)是表征淤泥渗透特性的关键参数之一。为研究不同重金属含量的污染淤泥的渗透特性，分别对含 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 污染的重塑淤泥试样进行 14 组一维固结渗透试验。试验采用直径 61.8 mm、高度 40 mm 的环刀取样，参照 Zeng 等[12]所述的试验方法，采用改进固结渗透仪，当固结试验中某一应力水平下主固结结束后开展渗透试验，直接测定含 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 污染的重塑淤泥试样的渗透系数，试验方案见表 4。固结试验荷载等级范围为 0.5～1 600 kPa，为避免试样和环刀间可能存在的缝隙对渗透系数测定结果的影响，渗透试验

表 4　污染淤泥的一维固结-渗透试验方案

土样名称	密度/(g·cm^{-3})	初始孔隙比 e_0	重金属	离子浓度/(g·L^{-1})	液限/%	液限孔隙比 e_L	e_0/e_L
渠桥河淤泥	2.70	3.10	Pb^{2+}	0	72.0	1.94	1.60
				5.0	75.9	2.05	1.52
				10.6	77.9	2.10	1.48
				31.8	81.0	2.18	1.42
			Cu^{2+}	4.8	78.5	2.12	1.46
				9.9	81.8	2.21	1.40
				30.9	87.0	2.35	1.32
樟林河淤泥	2.72	2.24	Pb^{2+}	0	51.8	1.41	1.59
				5.0	53.5	1.45	1.54
				10.6	55.2	1.50	1.49
				31.8	57.4	1.56	1.43
			Cu^{2+}	4.8	55.6	1.51	1.48
				9.9	56.4	1.53	1.46
				30.9	62.2	1.69	1.32

则是从固结压力大于 25 kPa 之后在每级荷载固结稳定后开始进行。

渗透试验采用自下而上的变水头渗透试验，考虑到渗透压力过大会对土体造成较大的回弹变形，但渗透压力过小会导致试验时间过长，不同固结压力下采用了不同的渗透水头。当固结压力小于 50 kPa时，采用 0.5 m 的渗透水头；固结压力在50～200 kPa 时采用 1.0 m 的渗透水头；固结压力大于 200 kPa 时采用 1.5 m 的渗透水头。

2　不同浓度重金属对淤泥渗透系数的影响规律

2.1　压缩曲线

不同重金属离子浓度下污染淤泥的压缩曲线如图 7 所示，呈典型倒“S”形，图中横坐标为有效应力 σ'，纵坐标为孔隙比 e。相同初始孔隙比条件下，高浓度重金属污染淤泥的压缩曲线均位于低浓度重金属污染淤泥的压缩曲线上方；掺入 Pb^{2+} 的樟林河淤泥压缩曲线亦呈现与渠桥河淤泥一致的规律性，表明重金属离子浓度差异对污染淤泥压缩性状具有显著影响。

2.2　渗透系数

图 8 为不同 Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 重金属浓度下渠桥河淤泥和樟林河淤泥渗透系数 k_v 随有效固结应力σ'_v的变化关系。对于未污染渠桥河淤泥(重金属浓度为 0)，当有效固结应力由 25 kPa 增加至 1 600 kPa 时，淤泥的渗透系数由 1.05×10^{-8} 减小至 7.33×10^{-11}。在双对数坐标下，未污染淤泥渗透曲线都位于污染淤泥的渗透曲线上方，在相同的有效固结应力下，随着孔隙溶液离子浓度较高增大，污染淤泥

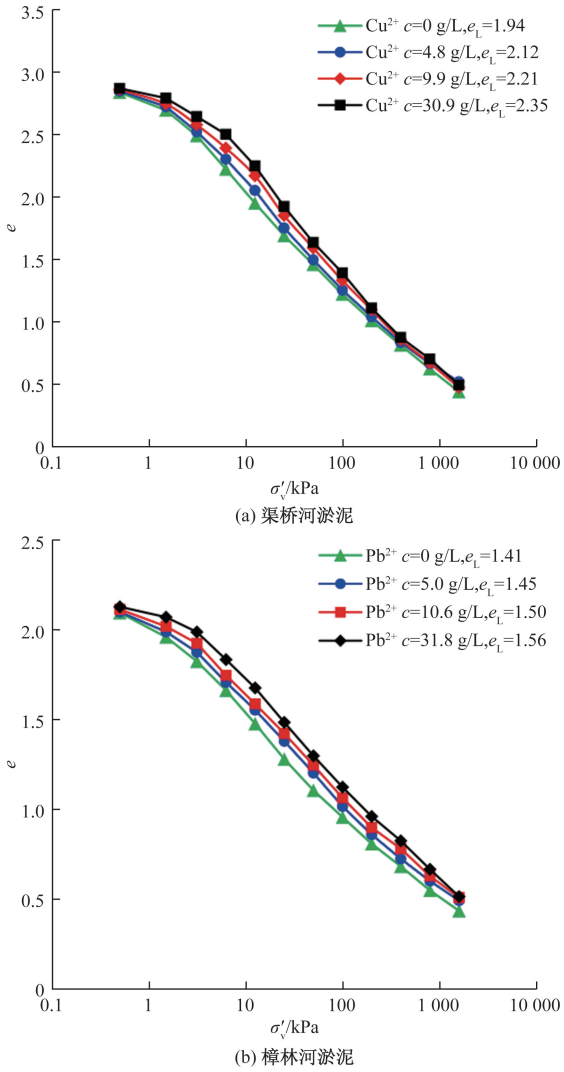


图 7　不同重金属离子浓度下污染淤泥压缩曲线

渗透曲线逐渐下降。

2.3　渗透系数-孔隙比的内在联系

为揭示重金属离子对淤泥渗透特性的影响机理，进一步将不同重金属浓度下淤泥的渗透系数-孔隙比关系曲线绘制于图 9 中。在半对数坐标下，随着污染淤泥孔隙比的减小，渗透系数呈现递减趋势。在相同的孔隙比的条件下，含高浓度重金属离子试样的 k_v-e 曲线始终位于低浓度试样下方，说明孔隙溶液中重金属离子浓度的增加会显著降低淤泥渗透系数。

对比 Cu^{2+} 浓度为 4.8 g/L 和 Pb^{2+} 浓度为 10.6 g/L的渠桥河污染淤泥，不同重金属种类和不同浓度下的淤泥 k_v-e 曲线接近重合。重金属类型和浓度变化对淤泥渗透特性的影响可归结于：重金属类型和浓度变化通过改变黏土颗粒双电层厚度、胶结物溶解重组及细颗粒絮凝作用，导致液限非线

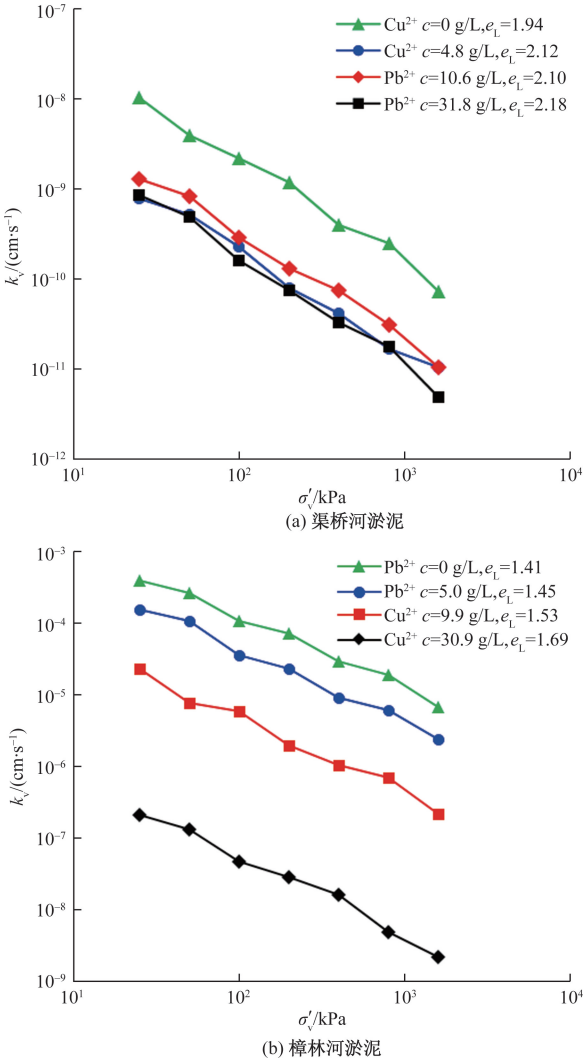


图 8　渠桥河淤泥和樟林河淤泥在不同浓度的 Cu^{2+}、Pb^{2+} 下 k_v-σ'_v 变化规律

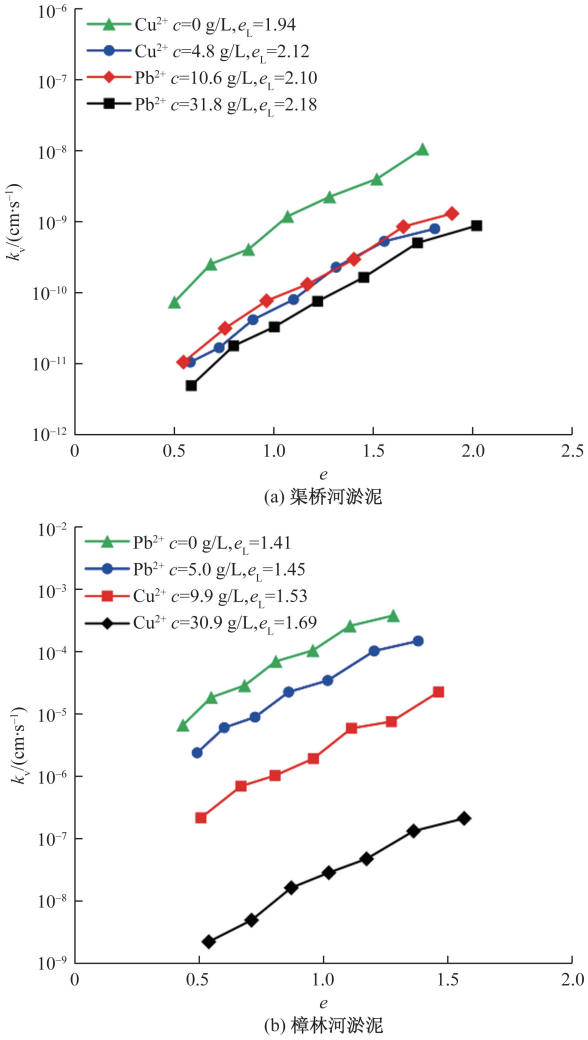


图 9　渠桥河淤泥和樟林河淤泥在不同浓度的 Cu^{2+}、Pb^{2+} 下 k_v-e 变化规律

性升高与孔隙结构致密化，从而降低有效渗流通道截面积，最终使渗透系数呈数量级衰减[13-14]。以上分析表明，当前应力水平下的孔隙比和液限孔隙比为控制污染淤泥渗透系数的关键参数[9,15-16]。

3　不同浓度重金属对淤泥渗透系数预测公式

开展一维固结渗透试验测定重金属污染淤泥渗透系数非常耗时，且需要经验丰富的工作人员，为便于工程中快速选用，需要提出重金属污染淤泥渗透系数经验预测公式。参照无重金属污染淤泥的渗透系数经验表达式[17]，考虑到渗透系数与当前应力水平下的孔隙比和液限孔隙比直接相关，本文提出采用如下数学表达式表征重金属污染淤泥渗透系数-当前应力水平孔隙比的定量关系。

$$\lg k_v = K_1 + K_2 \lg(1+e) + K_3(1+e_L) \quad (1)$$

式中：K_1、K_2、K_3 为拟合参数，通过对比式(1)与污染淤泥实测 k_v-e 试验曲线，采用最小二乘法确定。图 10 展示了采用式(1)拟合计算得出的典型污染淤泥 k_v-e 曲线与实测数据对比结果。从图中可以看出，式(1)拟合得到污染淤泥 k_v-e 试验曲线与实测 k_v-e 试验曲线基本吻合。

为进一步验证式(1)表征污染淤泥渗透系数-孔隙比关系曲线的适用性，采用式(1)拟合实测渗透系数-孔隙比曲线确定 K_1、K_2、K_3 参数后得到的渗透系数计算值，将与渗透系数计算值的对比结果绘制于图 11 中。对比显示，污染淤泥渗透系数计算值为实测值的 0.97～1.03 倍，计算精度极高，式(1)能够准确拟合污染淤泥渗透系数-孔隙比关系曲线。

针对污染淤泥渗透系数试验周期长、操作复杂的现实难题，基于试验数据，采用多元非线性回归

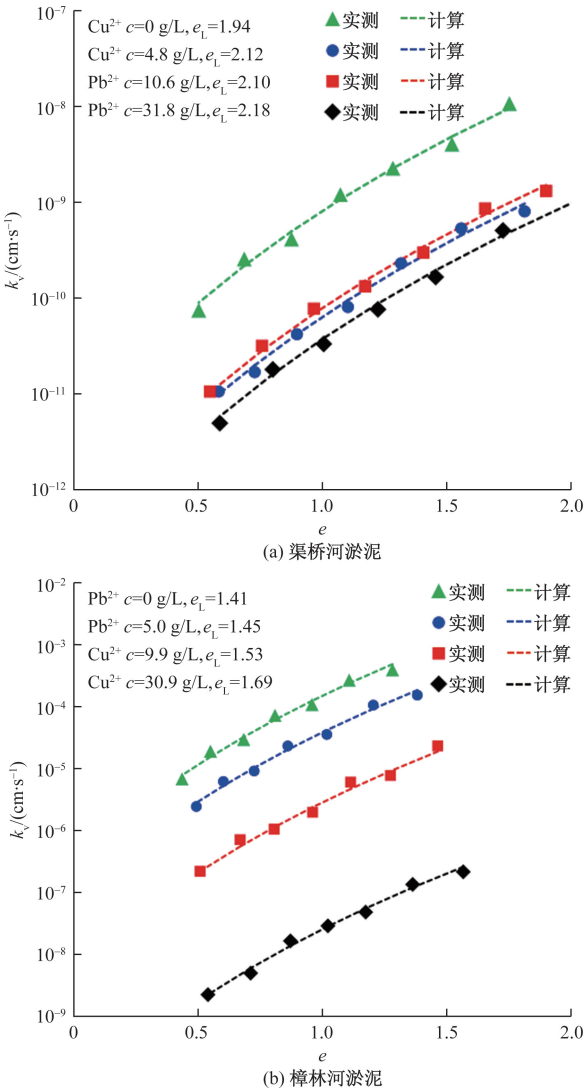


图 10　污染淤泥渗透系数预测拟合对比

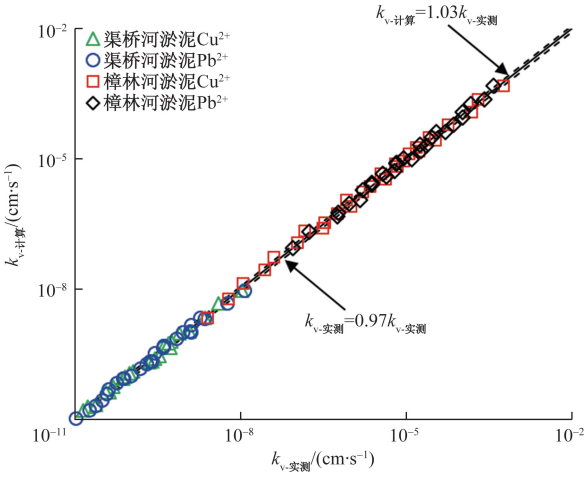


图 11　计算结果与实测结果的渗透系数对比

方程,建立渗透系数参数 K_1、K_2、K_3 与初始孔隙比和液限孔隙比关系的经验关系:

$$K_1=4.82e_0+0.27e_L-1.05e_0^2-0.02e_L^2 \quad (2)$$

$$K_2=6.93e_0+1.44e_L-1.72e_0^2-0.01e_L^2 \quad (3)$$

$$K_3=-4.02e_0-8.31e_L+0.82e_0^2+2.46e_L^2 \quad (4)$$

为验证上述方法的有效性,进一步收集了已有研究中的 28 组试验数据,污染土样的基本物理性质见表 5。首先通过式(2)~式(4)估算参数 K_1、K_2、K_3,将 3 个参数代入式(1)中计算污染淤泥的渗透系数 $k_{v\text{-计算}}$,将计算结果绘制于图 12 中。从图中可以看出,$k_{v\text{-计算}}$ 与 $k_{v\text{-实测}}$ 的比值介于 1/3~3,计算精度较高。

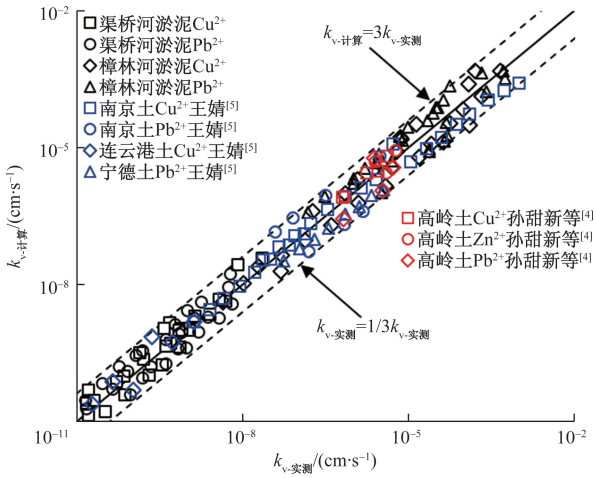


图 12　计算结果与实测结果的渗透系数对比

以上对比表明,本文中提出的污染淤泥渗透系数的经验预测方法精度极高,能够在仅测定污染淤泥初始含水率和液限的基础上,代替复杂耗时的一维固结渗透试验,快速估算污染淤泥的渗透系数,便于工程中快速选用。

4　结论

(1)对于同一种黏土,当重金属离子相同时,渗透系数会随着固结压力的增大而降低,随着孔隙比的降低而降低。对于同一种重金属污染淤泥,当重金属离子相同时,其渗透系数随固结压力的增大呈指数衰减规律递减,且随着孔隙比的减小,渗透系数均呈现数量级式递减特征。该现象源于固结过程中有效应力增大导致的孔隙压缩,使得污染淤泥的渗透性降低。

(2)Cu^{2+} 与 Pb^{2+} 浓度升高会导致淤泥液限非线性增长。在相同固结压力下,渗透系数与重金属浓度呈负相关,高浓度试样的渗透系数值较未污染土降低 1~2 个数量级,揭示了重金属污染淤泥渗透系数的改变可归结于不同孔隙液重金属离子引起的黏土液限变化。

表 5　污染淤泥重金属含量及物理性质

土样名称	密度/(g•cm^{-3})	重金属	离子浓度/(g•L^{-1})	液限/%	e_0	e_L	e_0/e_L	数据来源
南京土	2.72	Pb^{2+}	0	52.10	2.25	1.42	1.59	王婧[12]
			31.8	59.00	2.24	1.60	1.40	
		Cu^{2+}	9.9	59.40	2.25	1.62	1.39	
					2.57	1.62	1.59	
			30.9	63.80	2.77	1.74	1.60	
					2.25	1.74	1.30	
		Zn^{2+}	30.6	58.70	2.25	1.60	1.41	
					2.56	1.60	1.60	
连云港土	2.73	Cu^{2+}	0	59.70	2.62	1.64	1.60	
			30.9	72.70	2.60	1.98	1.31	
					3.16	1.98	1.60	
宁德土	2.71	Pb^{2+}	0	53.20	2.30	1.44	1.60	
			31.8	58.70	2.30	1.59	1.45	
高岭土	2.65	Cu^{2+}	0	29.40	0.97	0.78	1.24	
			4.8	35.00	0.96	0.93	1.03	
			30.9	42.10	0.97	1.12	0.87	
		Zn^{2+}	4.9	34.80	0.96	0.92	1.04	
			30.6	39.80	0.97	1.05	0.92	
高岭土	2.66	Cu^{2+}	0	36.07	0.95	0.93	1.03	孙甜新等[4]
			0.2	37.10	0.96	0.96	0.98	
			0.4	38.40	0.95	0.99	0.96	
			0.8	39.62	0.96	1.03	0.92	
		Zn^{2+}	0.2	35.26	0.95	0.91	1.04	
			0.4	35.96	0.96	0.93	1.03	
			0.8	37.78	0.95	0.98	0.96	
		Pb^{2+}	0.2	35.68	0.96	0.92	1.04	
			0.4	36.46	0.95	0.94	1.01	
			0.8	38.02	0.96	0.98	0.97	

(3)基于已有的无污染淤泥的渗透系数定量关系式,结合本文试验数据,构建了渗透系数-孔隙比定量关系式,并进一步通过多元非线性回归建立了参数 K_1、K_2、K_3 的数学模型,经验证 28 组独立数据,计算值与实测值比值为 1/3～3,表明该数学模型具有良好的工程适用性。

参考文献

[1] 张学平,万利鑫,李鑫,等. 佛山陶瓷工业区土壤重金属含量及生态风险评价[J]. 科技和产业,2021,21(3):143-147.

[2] 林斌,詹明生,王珏,等. 铅锌矿产集中发育区土壤重金属背景值及特征分析[J]. 科技和产业,2023,23(1):207-213.

[3] 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.

[4] 孙甜新,艾英钵,曹炜炜,等. 重金属离子对高岭土物理力学性质的影响研究[J]. 河南科学,2023,41(1):144-149.

[5] 王婧. 重金属离子对重塑黏土物理力学性质影响试验研究[D]. 南京:东南大学,2020.

[6] 储亚,刘松玉,蔡国军,等. 重金属锌污染淤泥质粉质黏土物理特性试验研究[J]. 地下空间与工程学报,2014,10(6):1312-1316.

[7] 陈剑尚,林署炯,冉孟胶,等. 填埋场固化污泥工程特性变化研究[J]. 科学技术与工程,2016,16(35):260-266.

[8] 唐莹影,刘楠,陈盟,等. 典型铅锌矿流域土壤重金属生态风险评价及环境容量预测[J]. 科学技术与工程,2024,24(20):8813-8823.

[9] 刘和平,郑洁明,刘巧丽. 铅和镉在粘土衬层中渗透、迁移、转化的研究[J]. 环境科学研究,1997,10(4):56-60.

[10] ZHANG X C, NORTON L D. Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils[J]. Journal of Hydrology, 2002, 260: 194-205.

[11] LI Z, KATSUMI T, INUI T. Hydraulic conductivity of kaolin permeated with salt solution[J]. Advances in Unsaturated Soil, Geo-Hazard, and Geo-Environmental Engineering, 2011, 407: 34-41.

[12] ZENG L L, HONG Z S, CAI Y Q, et al. Change of hydraulic conductivity during compression of undisturbed and remolded clays[J]. Applied Clay Science, 2011, 51(1): 86-93.

[13] 贺瑶瑶,陈金洪. 重金属镉污染对土体力学特性的影响及机理分析[J]. 科学技术与工程,2019,19(9):276-280.

[14] 刘欢,孙洪广. 重金属砷在饱和土壤中迁移过程模拟

[J]. 科学技术与工程，2022，22(20)：8980-8985.

[15] 张志红，李红艳，师玉敏. 重金属 Cu^{2+} 污染土渗透特性试验及微观结构分析[J]. 土木工程学报，2014，47(12)：122-129.

[16] 张志红，李红艳，陈家煜，等. 混合重金属离子侵蚀饱和黏性土渗透特性试验研究[J]. 岩土力学，2016，37(9)：2467-2476.

[17] ZENG L L，CAI Y Q，CUI Y J，et al. Hydraulic conductivity of reconstituted clays based on intrinsic compression[J]. Géotechnique，2020，70(3)：268-275.

Experimental Study on Permeability Characteristics of Heavy Metal-contaminated Sediment in Urban River Channels of Putian Area

NI Qinghua

(China Railway 24th Bureau Group Fujian Railway Construction Corporation Limited，Fuzhou 350013，China)

Abstract：This study investigates the influence of heavy metal contamination on the permeability characteristics of urban river channel sediment，focusing on the sediment from Qiqiao River and Zhanglin River in Putian City. Through laboratory consolidation-permeability tests，the mechanisms by which Cu^{2+} and Pb^{2+} concentrations and consolidation pressure affect sediment permeability were systematically analyzed. Lead nitrate and copper nitrate solutions were utilized to simulate contaminated environments，and the falling-head permeability method was employed to measure permeability coefficients under varying conditions. Key findings include the permeability coefficient decreases exponentially with increasing consolidation pressure，exhibiting a declining trend as the void ratio decreases. Elevated heavy metal concentrations significantly reduce permeability，specifically，at a Cu^{2+} concentration of 30.9 g/L，the permeability coefficient decreases by 1～2 orders of magnitude compared to uncontaminated soil，which is primarily attributed to the nonlinear increase in liquid limit. A predictive model for permeability coefficients was developed based on the coupling effect of liquid limit void ratio and initial void ratio，with validation errors between calculated and measured values within a range of 1/3 to 3 times. These findings provide a theoretical basis for evaluating the permeability characteristics of heavy metal-contaminated sediment and designing remediation strategies for polluted sites.

Keywords：contaminated sediment；permeability；heavy metals；consolidation pressure；liquid limit void ratio