

好氧降解对垃圾土沉降影响试验及干重度预测模型

丁前绅^{1,2,3,4}, 金佳旭⁵, 曹天书⁶, 刘磊^{2,3,4}

- (1. 辽宁工程技术大学 力学与工程学院, 辽宁 阜新 123000;
2. 中国科学院武汉岩土力学研究所 岩土力学与工程安全全国重点实验室, 湖北 武汉 430071;
3. 中国科学院武汉岩土力学研究所-香港理工大学固体废弃物科学联合实验室, 湖北 武汉 430071;
4. 中国科学院武汉岩土力学研究所 污染泥土科学与工程湖北省重点实验室, 湖北 武汉 430071;
5. 辽宁工程技术大学 土木工程学院, 辽宁 阜新 123000; 6. 湖北省建设工程质量安全监督总站, 湖北 武汉 430071)

摘要: 好氧降解作用对生活垃圾土力学参数的影响是复杂多变的。干重度作为垃圾土的重要参数在评价好氧降解稳定化方面有着重要地位。以武汉市典型垃圾土为研究对象, 开展6组不同工况下垃圾土模型体试验, 将模型试验分为厌氧和好氧2个部分。模型试验结果表明: 水位高度、垃圾土厌氧封存时间以及好氧通风频率是影响垃圾土力学特性的重要因素; 修正主压缩指数的范围在0.174~0.452之间, 且与水位高度成反比; 厌氧阶段垃圾土修正次压缩指数的范围在0.015 4~0.16之间, 好氧通风阶段垃圾土修正次压缩指数的范围在0.01~0.78之间, 且与水位高度成反比, 与好氧通风频率成正比; 提出了好氧应变效率用以表征好氧通风条件不同工况下垃圾堆体的应变特性, 且好氧应变效率与好氧通风频率成正比, 与水位高度和厌氧封存时间成反比。引入Logistic模型描述垃圾土有机物质质量变化规律, 可预测得到降解稳定时间。最后以应变沉降模型及质量变化模型为基础建立了垃圾土干重度预测模型。

关键词: 垃圾土; 好氧降解; 厌氧降解; 预测模型; 干重度

中图分类号: TU 196.2

文献标识码: A

文章编号: 1000-7598(2025)10-3065-12

Effect of aerobic degradation on settlement characteristics of municipal solid waste and dry unit weight prediction model

DING Qian-shen^{1,2,3,4}, JIN Jia-xu⁵, CAO Tian-shu⁶, LIU Lei^{2,3,4}

- (1. School of Mechanics and Engineering, Liaoning Technical University, Fuxin, Liaoning 123000, China;
2. State Key Laboratory of Geomechanics and Geotechnical Engineering Safety, Institute of Rock and Soil Mechanics, Chinese Academy of Sciences, Wuhan, Hubei 430071, China; 3. IRSM-CAS/HK Poly. Univ. Joint Laboratory on Solid Waste Science, Wuhan, Hubei 430071, China;
4. Hubei Province Key Laboratory of Contaminated Sludge and Soil Science and Engineering, Institute of Rock and Soil Mechanics, Chinese Academy of Sciences, Wuhan, Hubei 430071, China; 5. School of Civil Engineering, Liaoning Technical University, Fuxin, Liaoning 123000, China;
6. Hubei Provincial Construction Engineering Quality and Safety Supervision Station, Wuhan, Hubei 430071, China)

Abstract: The effects of aerobic degradation on the geotechnical parameters of municipal solid waste (MSW) are complex and variable. As a key parameter of MSW, dry density plays a significant role in assessing the stabilization of aerobic degradation. This study focuses on typical MSW from Wuhan, conducting model tests on six groups under different conditions. The model tests are divided into two parts: anaerobic and aerobic conditions. The results of model tests indicate that water level height, anaerobic storage duration, and aerobic ventilation frequency are key factors affecting the mechanical properties of MSW. The modified primary compression index ranges from 0.174 to 0.452 and is inversely proportional to water level height. During the anaerobic phase, the modified secondary compression index ranges from 0.015 4 to 0.16, whereas in the aerobic ventilation phase, the modified secondary compression index varies from 0.01 to 0.78, showing an inverse relationship with water level height and a direct relationship with aerobic ventilation frequency. Additionally, the aerobic strain efficiency is proposed to characterize the strain characteristics of MSW

收稿日期: 2024-11-14

录用日期: 2025-01-10

基金项目: 湖北省自然科学基金杰出青年项目(No.2021CFA096); 国家自然科学基金(No.52274206); 辽宁省“兴辽英才计划”项目(No.XLYC2203142)。This work was supported by the Hubei Provincial Natural Science Foundation for Distinguished Young Scholars of China (2021CFA096), the National Natural Science Foundation of China (52274206) and the Liaoning Revitalization Talents Program (XLYC2203142).

第一作者简介: 丁前绅, 男, 1996年生, 博士, 主要从事环境岩土工程等方面的研究工作。E-mail: 18342840929@163.com

通讯作者: 刘磊, 男, 1982年生, 博士, 研究员, 主要从事环境岩土力学与工程等方面的研究工作。E-mail: lliu@whrsm.ac.cn

under varying aerobic ventilation conditions. The aerobic strain efficiency is directly proportional to aerobic ventilation frequency, while inversely proportional to water level height and anaerobic storage duration. A Logistic model is introduced to describe the variation pattern of organic matter mass in MSW, enabling the prediction of stabilization time for degradation. Finally, based on the strain-settlement model and the mass variation model, a predictive model for dry density of MSW is established.

Keywords: municipal solid waste; aerobic degradation; anaerobic degradation; prediction model; dry unit weight

1 引言

好氧通风在填埋场修复和垃圾土减量方面具有很大的优势,而研究垃圾土干重度则是明确垃圾填埋场力学性质的重要参数,对测算垃圾填埋场的理论填埋空间及延长填埋场使用寿命起到积极作用^[1]。目前研究垃圾填埋场干重度的变化规律主要通过现场试验测得,无论是从经济的角度还是从可操作性方面考虑,室内试验均优于现场试验,尤其是在好氧通风条件下现场操作难度更大^[2-3]。垃圾土重度分布具有很强的不均匀性,甚至同一垃圾填埋场同一深度的不同填埋区也具有很大的离散性。但目前室内试验测定垃圾土重度的研究很少,对垃圾土干重度随时间变化的定量评价更少^[4-7]。本研究旨在通过室内试验建立好氧条件下垃圾土干重度随时间的变化规律的数学模型。

干重度作为垃圾土压缩过程中的重要物理参数之一,也是影响填埋场存储容量和相应填埋场效率的重要原因^[8-9]。通常采用岩土工程方法来确定固体垃圾的干重度^[10-11]。一方面,干重度受填埋场主压缩沉降和次压缩沉降的影响。另一方面,由于生物降解反应使得填埋场有机物含量减少^[12],所生成的产物被收集或转化造成城市生活垃圾(municipal solid waste, 简称 MSW)质量的减少。因此,研究干重度随时间的变化需要考虑城市生活垃圾沉降引起的体积变化和生物降解引起的质量变化两方面。

生活垃圾的沉降特性是评估填埋场好氧降解稳定性的重要指标。在好氧通风条件下,有机物通过与氧气的生化降解反应加速沉降进程,这一变形过程同时受生物化学作用与力学应力的耦合影响^[13-16]。针对传统厌氧填埋场,现有研究通过压缩试验建立了多种垃圾土沉降预测模型,可归纳为 4 类:基于土力学原理的力学模型、反映时间效应的流变模型、表征有机物分解的生物降解模型以及依托实测数据的经验模型^[17]。但此 4 种主流沉降模型均存在明显的缺陷^[18]。其中,土力学模型未考虑垃圾土内发生的生物降解反应;流变模型没有考虑垃圾土的初始状态;生物降解模型一般可用于估算厌氧状态下垃圾堆体沉降变形规律,但无法完整描述陈旧型填埋场开展好氧通风工程时垃圾堆体由厌

氧状态向好氧状态转变全过程的垃圾土沉降变形规律;经验模型是基于填埋场长期的沉降监测数据提出的,缺乏基本的理论支撑。

生活垃圾的降解特性是分析垃圾土发生好氧或厌氧降解时有机物质量变化情况的重要部分。在适当的环境下,微生物消耗可生物降解的有机成分,如食物、植物和纸张,并最终将有机物转化为沼气和 CO₂^[19]。该过程受微生物活性和生长作用的影响,有机质在厌氧或好氧条件下发生生物降解反应,导致垃圾土基质产生质量损失和孔隙,进而影响垃圾土的孔隙率和干重度^[20-21]。在模拟生物降解过程时,一些弹性力学模型考虑了含水率、pH 值以及温度等关键参数的影响^[12, 21-24]。对垃圾土中各种有机质组分进行定量分析,建立有机物好氧降解过程中其质量演化预测模型。生物生长模型通常可以用来描述城市生活垃圾的降解速率和生物降解速率的变化^[25-26]。本文引入 Logistics 生物生长模型来描述这一变化^[27]。

综上所述,构建填埋场经过厌氧消耗和好氧通风处置全过程的垃圾土干重度计算模型,不仅可以丰富垃圾填埋场内关于垃圾土降解特性的研究内容,还可以为垃圾填埋场降解稳定化的定量评价提供新的参考依据。为好氧通风工程中生化降解速率的优化调控提供直接的理论支撑。

2 试验材料与方法

2.1 试验设备

模型试验的设备是自主设计的厌氧-好氧联合型压缩模型试验系统(见图 1(a)),该系统由 5 大功能模块构成:①主体压缩柱;②预压系统;③恒温系统;④注气系统;⑤数据采集系统组成。模型尺寸设计遵循垃圾土试验的尺度效应原则:根据国际通行的 4 倍最大粒径准则^[28]及 Fei 等^[20]建议最小模型箱尺寸限制(≥ 300 mm),确定采用 $\phi 300$ mm(壁厚 20 mm) $\times 850$ mm 的有机玻璃圆柱体。其功能分区为垃圾装填层(600 mm)、恒压加载层(200 mm)和基底排水层(50 mm)。

2.2 试验材料

基于武汉市典型生活垃圾组分特征(见表 1),试验采用人工配比方法制备垃圾土试样。6 组垃圾

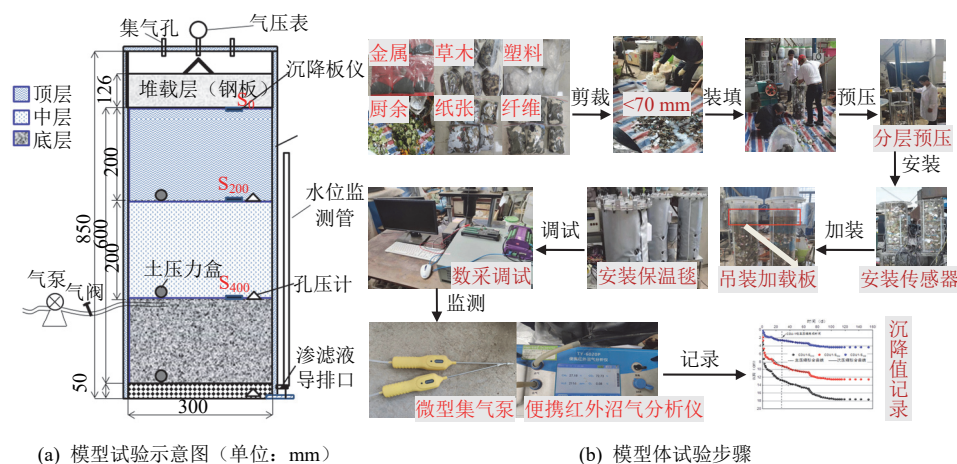
样本装样后的初始堆积密度分别为 787、776、752、799、784、769 kg/m³，初始含水率为 55.33%（湿基百分比），初始有机质含量为 27.2%。在制备垃圾试样的过程中，将所取新鲜生活垃圾进行裁剪，裁剪后的垃圾尺寸控制在 70 mm 以下（尺寸小于试验柱尺寸 300 mm 的 1/4^[28]），将裁减后的生活垃圾混合均匀后分别填入模型柱内。

2.3 试验步骤

试验采用分层预压法，将垃圾土分为 3 层（每层 2 次预压，共 6 次），通过各层顶部的沉降板仪实时记录垃圾土的绝对沉降值。沉降板仪记录沉降值

是通过刚性较大的轻质透水板在模型柱中位置的变化确定的，位置的变化是通过模型体上的刻度记录的。以垃圾土顶部为坐标原点（沉降板仪编号自上而下，下标代表该层垃圾土的厚度，）如图 1(a)所示，以垃圾土顶部为坐标原点，图中沉降板仪的标注为预设埋深，编号 S₀、S₂₀₀、S₄₀₀ 分别代表埋深为 0、200、400 mm。

试验前检查模型柱密封性良好，垃圾上方用一块直径为 280 mm，重为 66.1 kg 的钢板作为上覆荷载，等同于在垃圾顶部均匀的施加 10 kPa 的轴向压力，用于模拟填埋场浅层垃圾所承受的荷载^[29]。试



(c) 模型试验设备

图 1 试验设备

Fig.1 Experimental devices

表 1 垃圾土组分及含量

Table 1 Composition, moisture and organic waste content of the tested MSW samples

组分	比例/%	质量/kg	湿基含水率/%	有机质/%
厨余	55.30	18.74	68.200	42.17
塑料	4.50	1.52	0.002	—
木材	8.30	2.81	23.220	36.10
纸张	1.50	0.51	4.580	39.10
织物	2.00	0.67	0.000	0.00
金属	1.10	0.37	0.000	0.00
其他	27.30	9.28	8.850	1.20
合计	100.0	33.90	55.330	27.20

注：这里的其他废物都用现场砂土代替。

验所用通风速率处于最优通风速率区间^[6]，其中低频通风速率选择 0.1 L/(min · kg)干有机物（dry organic matter，简称 DOM），高频通风速率选择 0.2 L/(min · kg) DOM。试验开始后，先保持密封状态，按时记录 6 组模型柱沉降数值，其中 2 组模型柱在模型柱填装后第 13 天加装保温毯用来分析温度对沉降的影响，另外 4 组模型柱从填装第 1 天开始控制柱内温度始终保持在(35±3) °C，检查压力传感器，温度传感器等是否正常，并保持长期监测。注气系统采用微型注气泵（STG-DC5，中国）。数据采集系统由土压力传感器（HCYB-25，中国）、

孔隙水压力传感器 (HCYB-16, 中国)、土壤湿度传感器 (EC-5, 美国)、土壤温度传感器 (ROCTEST, 加拿大)、数据采集仪 (CR1000, 澳大利亚) 和便携式红外沼气分析仪 (TY-6020P) 组成。

试验条件控制如表 2 所示。通过 6 组模型试验分析通风频率、水位高度以及厌氧封存时间对垃圾土沉降和降解特性的影响。当 6 组试验开始至 67 d 时, 甲烷浓度达到稳定状态 (见图 2(b)), 说明厌氧降解状态达到稳定, 之后 LHZ 和 LLZ 两组试验开始

好氧通风。其余 3 组试验 (HLZ、HLM-D 和 HLM) 继续厌氧状态持续至 87 d, 之后开始好氧通风。其中, LHZ 每天通风 2 次, 每次 2 h, LLZ、HLZ、HLM-Z 和 HLM 每天通风 1 次, 每次 2 h。每次通风前利用便携式气体组分分析仪分析气体组分占比 (见图 2)。由图可知, 好氧通风后 O₂ 逐渐增加至稳定状态, CO₂ 浓度先增加后稳定, CH₄ 浓度显著下降, 并逐渐稳定在一个较低水平。说明前期易降解有机物消耗快, 但降解速度逐渐稳定且有下降趋势^[30]。

表 2 压缩试验模型柱内部环境控制
Table 2 Internal environment control of compression test model column

编号	通风频率	水位控制	描述	初始密度/(kg · m ⁻³)
LHZ	1~67 d (密封) 67~154 d (2 次/d, 2 h/次, 通风状态)	水位保持零水位	厌氧封存 67 d 高通风频率 零水位	787
LLZ	1~67 d (密封) 67~154 d (1 次/d, 2 h/次, 通风状态)	水位保持零水位	厌氧封存 67 d 低通风频率 零水位	776
CAU	1~154 d (密封)	随着渗滤液的产生, 水位逐渐上升	厌氧封存 154 d 不排水	752
HLZ		水位保持零水位	厌氧封存 87 d 低通风频率 零水位	799
HLM-D	1~87 d (密封) 87~154 d (1 次/d, 2 h/次, 通风状态)	厌氧状态时水位始终保持在垃圾堆体高度 1/2 处, 好氧通风后应分多次将渗滤液排出	厌氧封存 87 d 低通风频率 厌氧阶段水位维持在垃圾土高度的 1/2 好氧阶段逐渐排水	784
HLM		水位始终保持在垃圾堆体高度 1/2 处	厌氧封存 87 d 低通风频率 水位始终保持在垃圾堆体高度 1/2 处	769

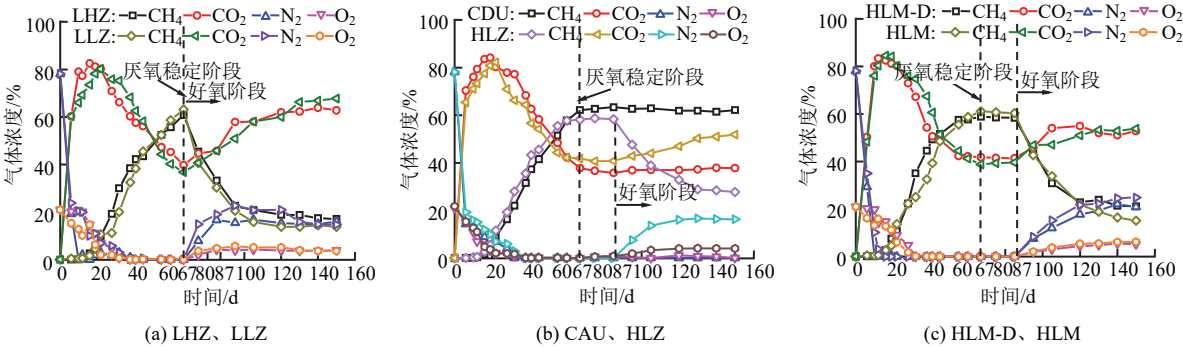


图 2 垃圾降解过程中气体浓度监测结果
Fig.2 Results of gas concentration monitoring during waste degradation

2.4 试验理论

2.4.1 修正主压缩指数

修正主压缩指数通常用于评价填埋场竖向应力增长引起的主压缩沉降。垃圾土的总压缩包括主压缩、次压缩和生物降解压缩。修正主压缩指数的求解方程为

$$C'_c = \frac{\Delta H}{H_0 \lg(\sigma_1 / \sigma_0)}$$

(1)

式中: C'_c 为修正主压缩指数; σ_1 为最终竖向有效应力 (kPa); σ_0 为初始竖向有效应力 (kPa); ΔH 为垃圾层厚度的改变量 (m); H_0 为垃圾层的初始厚度 (m)。

$$C'_c = \frac{\Delta \varepsilon_p}{\Delta \lg \sigma_v}$$

(2)

式中: $\Delta \varepsilon_p$ 为主压缩应变的变化量 (%); $\Delta \lg \sigma_v$ 为

半对数函数形式下有效应力的变化量。

2.4.2 修正次压缩指数

垃圾土次压缩沉降主要是由有机物发生生物降解反应产生的降解沉降及垃圾骨架机械蠕变, 颗粒骨架相互作用产生的蠕变沉降组成。垃圾土在恒载作用下一般用次压缩指数 C_α 或修正次压缩指数 C'_α 来估算主压缩完成后的次压缩沉降值。

$$C_\alpha = \frac{\Delta e}{\lg(t_2/t_1)} \quad (3)$$

$$C'_\alpha = \frac{\Delta H}{H_0 \lg(t_2/t_1)} = \frac{\Delta \varepsilon}{\lg(t_2/t_1)} = \frac{C_\alpha}{1+e_0} \quad (4)$$

式中: $\Delta \varepsilon$ 为垃圾层应变变化量 (%); Δe 为孔隙比的变化量; e_0 为初始孔隙比; t_1 为发生次压缩的初始时刻; t_2 为次压缩的结束时刻;

由机械蠕变引起的二次沉降一般采用以下形式的简单方程来模拟:

$$d\varepsilon_c / dt = \alpha_c / t \quad (5)$$

式中: α_c 为蠕变系数; ε_c 为蠕变应变。

将式 (5) 积分得到蠕变应变与时间自然对数之间的线性关系:

$$\varepsilon_c = \alpha_c \ln \frac{t}{t_m} \quad (6)$$

式中: t_m 为机械蠕变的参考时间。

2.4.3 好氧应变效率

生活垃圾的生物降解沉降是填埋场次压缩过程中的关键影响因素。为了更好地比较和分析不同试验条件下的好氧通风对沉降的贡献度, 用垃圾土好氧应变效率来表示^[29]:

$$\eta_c = \frac{\Delta \varepsilon_{HA} - \Delta \varepsilon_{LA}}{\Delta \varepsilon_{LA}} \quad (7)$$

式中: η_c 为好氧应变效率; $\Delta \varepsilon_{HA}$ 为好氧阶段通风条件下的垃圾土应变变化值 (%); $\Delta \varepsilon_{LA}$ 为同一时间厌氧阶段垃圾土应变变化值 (%)。

由式 (7) 可知, 当 $\eta_c > 0$ 时好氧降解对垃圾土沉降值高于厌氧降解垃圾土沉降。反之, 则好氧降解对垃圾土沉降的影响起抑制作用。

3 垃圾土沉降试验结果分析

3.1 沉降速率

沉降速率的变化规律如图 3 所示, 随着试验的进行, 各试样的压缩能力或压缩潜力逐渐降低, 厌氧和好氧阶段的沉降速率总体呈逐渐降低的趋势。

沉降速率如图 3(a) 所示。保温前, LHZ 和 LLZ 模型柱的沉降速率随时间逐渐减小。添加保温毯后, 柱温升高, 沉降速率短暂升高, 说明适当提高温度可以促进生活垃圾的沉降。这与 Tremier 等^[31]的研究结论一致, 即当生活垃圾的温度低于 40 °C (最佳降解温度) 时, 温度的升高可以促进生物降解反应的发生。在厌氧阶段, 沉降速率随时间逐渐递减并最终趋于稳定; 转入好氧通风阶段后, 降解速率在初期迅速上升, 之后逐渐回落至略低于主压缩阶段的稳定值。其中 67~88 d 期间为快速降解期, 快速降解期持续 21 d。整个过程中, 好氧阶段的降解速率变化显著快于厌氧阶段, 且快速降解期的存在表明好氧通风对垃圾降解具有明显的加速作用。LHZ 柱因为更高的通风频率使得沉降速率明显高于 LLZ 柱。之后沉降速率变化不明显。

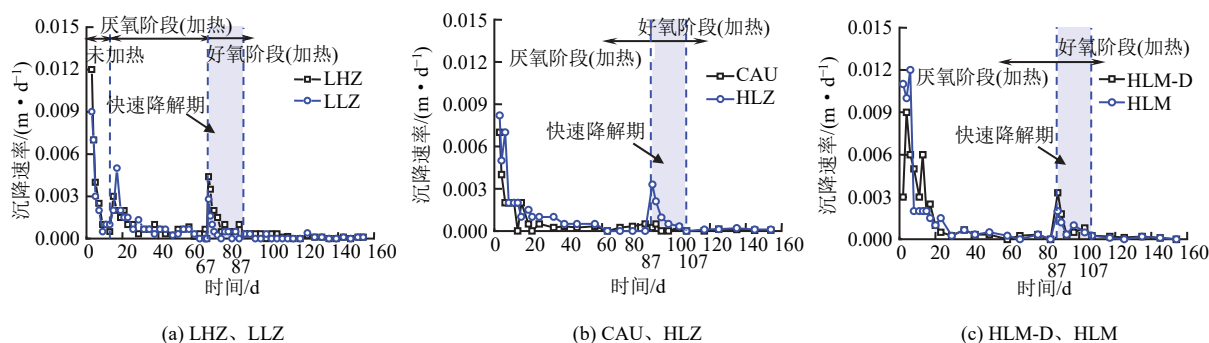


图 3 沉降速率随时间的变化规律
Fig.3 Variation of settlement rate with time

如图 3(b) 所示, HLZ 模型柱在 87~107 d 期间为快速降解期, 降解期持续 20 d, 之后逐渐回落至略低于主压缩阶段稳定后的沉降速率, 从图中可明显地看出, HLZ 柱的沉降速率普遍高于同一时期

CAU 柱的沉降速率。在好氧通风开始前, 短期内 HLZ 柱压缩速率低于 CAU 柱的压缩速率, 原因是主压缩阶段零水位垃圾土的压缩能力强, 可压缩程度高, 其压缩潜力被提前释放, 从而印证了垃圾填

埋场内导排设施稳定运行可以更快地完成压缩。

如图 3(c)所示, HLM-D 和 HLM 模型柱在 87~107 d 期间为快速降解期, 降解期持续 20 d, 之后逐渐回落至略低于主压缩阶段稳定后的沉降速率。厌氧阶段两个模型柱沉降速率变化基本一致。好氧阶段开始后, 在排水及好氧降解的双重作用下 HLM-D 的沉降速率明显高于同一时期不排水模型柱的沉降速率。

3.2 压缩特性

3.2.1 修正主压缩指数

Shi 等^[32]利用最小二乘法计算次压缩系数及其修正参数, 认为当次压缩系数趋于稳定时, 取该拐

点处的时间作为主压缩的结束时间。Heshmati 等^[33]则以一阶速率方程法为基础, 对垃圾土的主、次压缩阶段进行划分。具体方法即利用半对数函数分别对主压缩和次压缩沉降或应变发展进行拟合, 主、次压缩拟合曲线的交点对应的的时间即为主压缩完成时间。如图 4 所示, 各组试验不同分层下的垃圾土主压缩完成时间基本相同^[29, 34]。LHZ、LLZ、CAU、HLZ、HLM-D、HLM 主压缩完成时间分别为 29、30、9、13、17、13 d。根据 6 组压缩试验主压缩完成时间发现, LHZ、LLZ 由于前 13 d 未加装保温毯, 低于生物降解最适温度造成主压缩完成时间滞后现象, 其余 4 组的主压缩完成时间在(13±4) d。

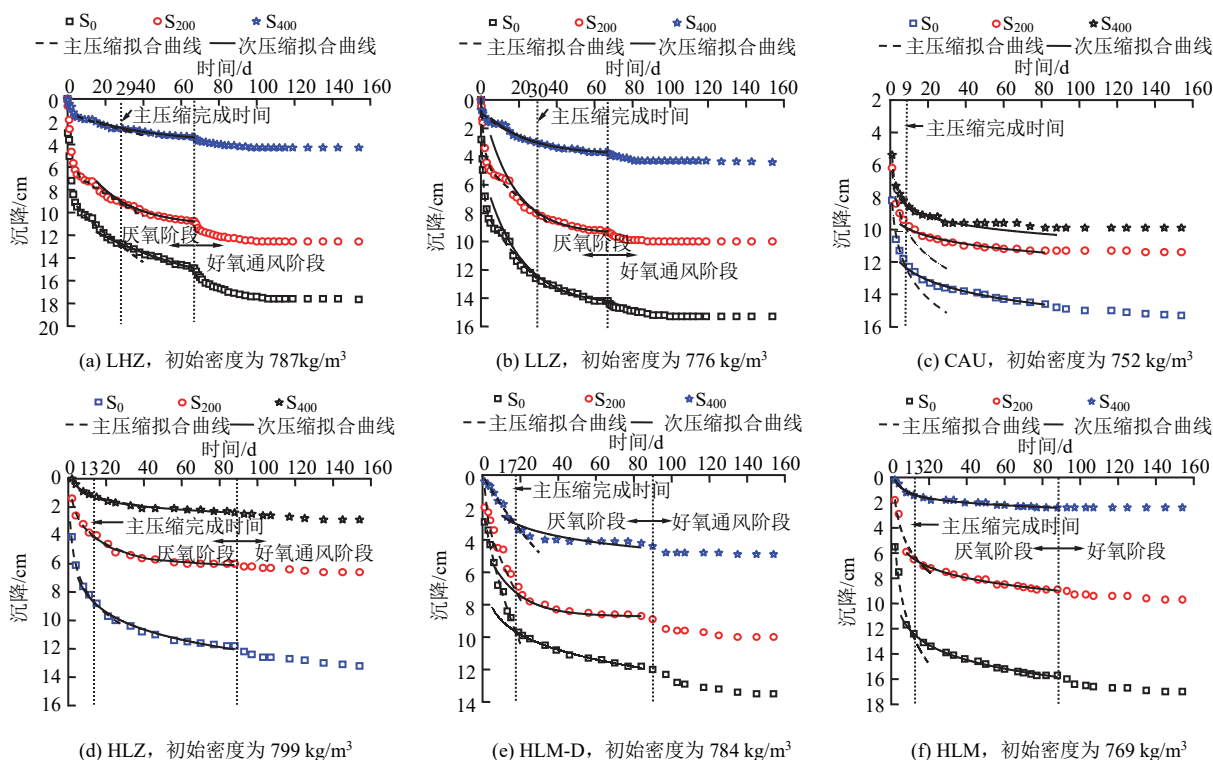


图 4 垃圾土主、次压缩阶段划分

Fig.4 Classification of primary and secondary compression stages of MSW

通过主压缩完成时间可确定该级应力 σ_v 作用下的主压缩应变 ε_p 。对 LHZ 和 LLZ 试样的顶层、中层、底层分别建立有效应力变化量对数与应变变化量的线性关系, 经拟合分析所得线性函数的斜率即为垃圾土修正主压缩指数。据此得出了 LHZ、LLZ、CAU、HLZ、HLM-D、HLM 6 个垃圾土柱的修正主压缩指数 C'_c 分别为 0.452、0.402、0.347、0.493、0.174、0.175。如图 5 所示, 从修正主压缩参数的大小可以看出, LHZ、LLZ、HLZ 垃圾土柱的压缩性强于 CAU 柱的压缩性, CAU 柱的压缩性强于 HLM-D、HLM 柱的压缩性, 即水位越高, 垃圾填埋场堆体的压缩能力越差, 也说明导排系统对

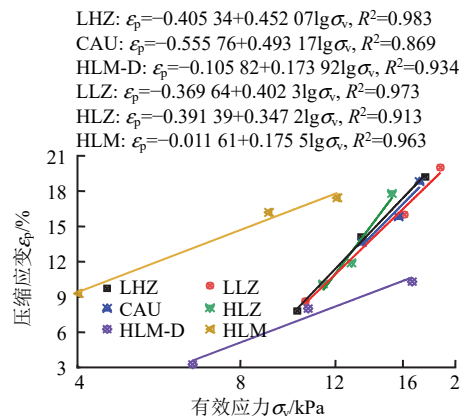


图 5 MSW 主压缩应变和垂直有效应力关系

Fig.5 Relationship between primary compression strain and vertical effective stress of MSW

垃圾堆体沉降的重要性。

根据表 3，测试结果与 Sowers^[35]、Hossain^[36]、李玉萍^[37]和柯瀚^[38]等给出的结果接近。影响垃圾土主压缩指数的主要因素是垃圾的初始密度、初始孔隙率和含水率。当含水率小于垃圾土最佳降解含水率时，含水率越高，有机质含量越高，修正主压缩指数范围上限越高，垃圾土可压缩性越强。反之，当厨余垃圾占比较小时，垃圾土可压缩性较低。

3.2.2 修正次压缩指数

Charles 等^[39]认为 $\alpha_c = C_\alpha / \ln 10 = C_\alpha / 2.303$ 。Park 等^[40]认为随着厌氧封存时间的增加，垃圾土有机质含量逐渐降低，15~30 年的新鲜垃圾次压缩指数从 1.042~1.602 下降到 0.347~0.434。相比之下，

Hossain 等^[41]发现次压缩指数与垃圾土分解状态无关。而 Ivanova 等^[42]发现 α_c 与垃圾降解状态无关，并认为影响 α_c 的因素是自身的堆积密度，与应力无关。根据式 (4)、(6) 可以认为修正次压缩指数即为应变与时间对数曲线的斜率。

图 6 给出了 6 组不同水位、通风频率下室内试验的修正次压缩指数 C'_α 与时间的关系图。厌氧阶段的修正次压缩指数 C'_α 小于好氧阶段，水位越高垃圾土修正次压缩指数 C'_α 越小；通风频率越高，生物降解效率越高，次压缩指数越大。因此，垃圾土好氧通风可以增大 C'_α 的值，厌氧阶段 6 组垃圾土修正次压缩指数 C'_α 的范围为 0.015 4~0.16。好氧通风的垃圾土柱的修正次压缩指数在 0.01~0.78 之间。

表 3 试样性质及加载条件对改性后生活垃圾主压缩指标的影响

Table 3 Effect of sample properties and loading conditions on the modified primary compression indices of MSW

文献	样品描述	C'_c	C'_α
[35]	$e_0=3.0$	0.100 0~0.410 0	0.020 0~0.070 0
[36]	不同降解阶段的生活垃圾样品	0.160 0~0.370 0	0.050 0~0.220 0
[36]	中国杭州天子岭垃圾填埋场: OW=68.4%, $e_0=4.96$	0.177 0~0.428 0	0.020 0~0.179 0
[43]	OW=63%, $\omega_0=53.6\%$	0.210 0~0.250 0	0.033 0~0.056 0
[44]	印尼的垃圾填埋场: $\omega_0=69.05\%$, VOC=78.72%, $\rho=410\sim 640\text{ kg/m}^3$	0.361 5~0.417 7	0.058 6~0.088 7
[45]	$e_0=5.67$, $\omega_0=50.78\%$, $\gamma_{d0}=2.79\text{ kN/m}^3$, OW=59.64%	0.162 0~0.381 0	0.004 0~1.000 0
	HFWC-MSW: $\omega_0=46.1\%$, $\gamma_{d0}=6.75\text{ kN/m}^3$, OW=71.2%	0.295 0~0.314 0	0.018 9~0.023 2
[46]	NFWC-MSW: $\omega_0=29.7\%$, $\gamma_{d0}=7.76\text{ kN/m}^3$, OW=27.7%	0.228 0~0.229 0	0.013 2~0.016 1
	D-MSW: $\omega_0=35.3\%$, $\gamma_{d0}=7.08\text{ kN/m}^3$, OW=6.1%	0.175 0~0.187 0	0.008 1~0.009 3
本试验	$\gamma_{d0}=7.87\text{ kN/m}^3$ (LHZ)	0.452 0	厌氧阶段: 0.015 4~0.160 0
	$\gamma_{d0}=7.76\text{ kN/m}^3$ (LLZ)	0.402 0	
	$\gamma_{d0}=7.52\text{ kN/m}^3$ (CAU)	0.347 0	
	$\gamma_{d0}=7.99\text{ kN/m}^3$ (HLZ)	0.493 0	好氧阶段: 0.010 0~0.550 0
	$\gamma_{d0}=7.84\text{ kN/m}^3$ (HLM-D)	0.174 0	
	$\gamma_{d0}=7.69\text{ kN/m}^3$ (HLM)	0.175 0	
		湿基百分比为 48.25%, OW=46.21%, $\omega_0=123.85\%$	

注: e_0 为初始孔隙比; ω_0 、 γ_{d0} 分别为机械蠕变开始时的含水率 (湿基) 和干重度; OW 为有机物含量 (湿基); ρ 为初始密度; VOC 为挥发性脂肪酸含量。

3.2.3 好氧应变效率

试验结果表明 (见图 7)，好氧条件下的有机物分解效率较厌氧环境显著提升，同时研究证实厌氧封存时长、通风频率及垃圾土水位高度等参数对生物降解过程具有显著影响^[47-48]。其中 LHZ、LLZ 好氧阶段应变变化值分别为 5%、3.8%，对应同时期 (67~154 d) CAU 厌氧阶段应变变化值为 1.410 1%；HLZ、HLM-D、HLM 好氧阶段应变变化值分别为 2.333 3%、2.777 8%、2.083 3%，对应同时期 (87~154 d) CAU 厌氧阶段应变变化值为 0.940 4%。根据式 (7) 可以分别计算出 LHZ、LLZ、HLZ、HLM-D、HLM 共 5 个好氧通风垃圾土柱在不同条件下的好氧应变效率分别为 254.6%、169.5%、

148.1%、195.4%、121.5%。

对数据进行分类讨论发现通风频率越高好氧应变效率越大，说明 0.1 L/(min · kg) DOM 的通风速率下垃圾土没有达到最优的通风速率。由 LLZ、HLZ 两组数据可知，厌氧封存时间越长，垃圾土的好氧应变效率越小；由 HLZ、HLM 两组数据可知，相同厌氧封存时间下垃圾土水位越高，好氧应变效率越小；由 HLM-D、HLM 可知，垃圾土排水可以提高好氧降解效率。

4 垃圾土干重度预测模型

4.1 应变预测模型建立

生活垃圾沉降模型建立了应变与降解时间的定

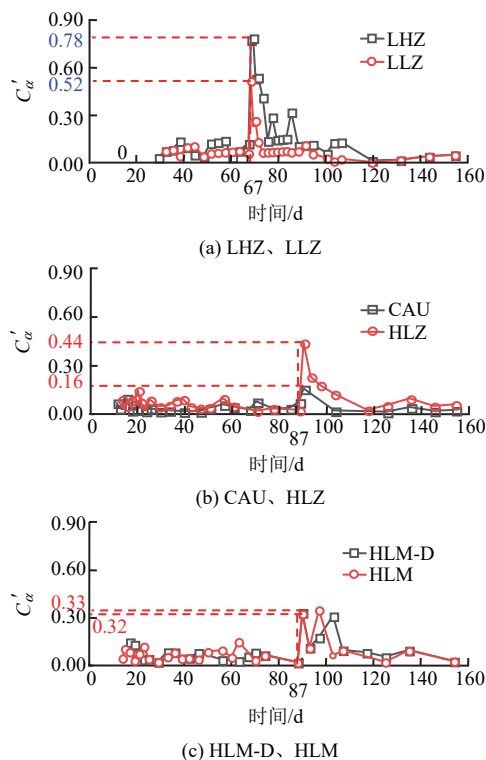


图6 $C\alpha'$ 随时间的变化规律
Fig.6 Variation of $C\alpha'$ with time

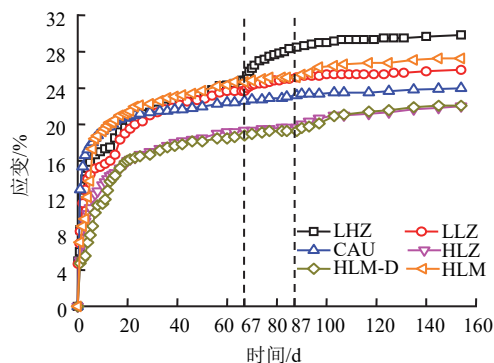


图7 应变随时间变化规律
Fig.7 Variation of strain with time

$$\left. \begin{aligned} \varepsilon(\sigma, t) &= \varepsilon(\sigma, t)_{\text{An}} = \varepsilon_0 + A[1 - \exp(-\lambda_1 t)] + B[1 - \exp(-\lambda_2 t)], t \leq t_c \\ \varepsilon(\sigma, t) &= \varepsilon(\sigma, t)_{\text{An}} + C\{1 - \exp[-\lambda_3(t - t_c)]\}, t > t_c \end{aligned} \right\} \quad (10)$$

式中: $\varepsilon(\sigma, t)_{\text{An}}$ 为厌氧阶段最终应变值 (%); ε_0 为瞬时应变值 (%); A 为厌氧期蠕变应变极限值 (%); B 为厌氧期生物降解引起的应变极限值 (%); C 为好氧阶段次压缩应变极限值 (%); λ_1 为蠕变压缩速率 (m/d); λ_2 为厌氧生物降解压缩速率 (m/d); λ_3 为好氧生物降解压缩速率 (m/d); t_c 为好氧阶段开始的时间 (d)。

根据式 (10) 分别对 LHZ、LLZ、CAU、HLZ、HLM-D、HLM 共 6 组垃圾土应变值进行分段拟合。拟合结果具有极高的拟合度, 最高 $R^2=0.998$, 最低 $R^2=0.931$, 说明 ANACS 模型在表示厌氧-好氧全过

量关系, 包含 3 部分: 主压缩项表征初始压缩变形, 次机械压缩项反映持续荷载作用, 生物降解项描述有机质分解引起的沉降^[49]。

$$\frac{\Delta H}{H} = C'_c \lg \left(\frac{\sigma_0 + \Delta \sigma}{\sigma_0} \right) + \Delta \sigma b (1 - e^{-ct'}) + E_{\text{dg}} (1 - e^{-dt'}) \quad (8)$$

式中: b 为蠕变系数; c 为蠕变压缩速率; E_{dg} 为生物降解应变极限值; d 为生物降解压缩速率。

基于 Chen 等^[50]对城市固体废弃物压缩特性的研究, 垃圾压缩可分为主压缩和次压缩两个阶段, 其中次压缩同时受压力与降解条件影响, 并可进一步区分为机械蠕变沉降和生物降解沉降。该研究建立了考虑分级填埋过程的后期应变计算公式 (见式 (9)), 并给出了模型参数的确定方法。

$$\varepsilon(\sigma_i, t_i) = \varepsilon_p(\sigma_i) + \varepsilon_a(\sigma_i) [1 - \exp(-\lambda/b)t_i] \quad (9)$$

式中: λ/b 为次压缩速率 (m/d); $\varepsilon_p(\sigma_i)$ 为主压缩应变 (%); $\varepsilon_a(\sigma_i)$ 为次压缩应变极限值 (%); σ_i 为某位置垃圾土所受应力 (kPa); t_i 为降解反应时间 (d); b 为压缩参数。

为了描述对厌氧垃圾堆体开展好氧通风的全过程, 将沉降模型分为厌氧和好氧阶段的分段模型, 即以好氧通风开始时间作为好氧沉降模型的时间界限, 提出了垃圾土厌氧-好氧联合型沉降模型 (anaerobic-aerobic combined settlement model, 简称 ANACS 模型), 该模型已发表在文献[29]中。

程垃圾土的应变值变化规律方面的适用度极高。

图 7 为固体垃圾应变值随时间的变化规律, 通过式 (11) 可以得到体积 V 随时间的变化规律:

$$V = AH_0(1 - \varepsilon) \quad (11)$$

式中: A 为模型柱的横截面积 (m^2); H_0 为垃圾土的初始高度 (m); ε 为垃圾土应变值 (%).

4.2 质量降解预测模型建立

Logistic 模型^[27]最初是用来描述植物生长和经济活动规律的三参数 S 型模型, 其增长速率始终大于 0。为了分析降解稳定时间和有机物质量的变化

规律, 引入 Logistic 模型^[48]。在此基础上, 进行了 3 组不同水位条件和不同曝气条件下的降解试验。

Logistic 模型方程为

$$m_y = A_2 + \frac{A_1 - A_2}{1 + (t/t_0)^P} \quad (12)$$

式中: m_y 为有机物质量 (g); A_1 为初始质量 (g); A_2 为最终质量 (g); t_0 为半降解时间 (d); t 为降解时间 (d); P 为降解控制参数。其中, $A_1 > A_2$, $A_2 > 0$, $t_0 > 0$, $P > 0$ 。

如图 8 所示, 拟合结果理想, 有机质质量降解的变化规律符合 Logistic 模型。其中 CAU、HLZ、HLM 预测半降解稳定时间分别为 298、82 d 和 96 d。拟合度分别为 0.979、0.957 和 0.973。拟合结果表明, HLZ 的降解程度高于 HLM, 这也说明模型体内水位越高生物降解能力越差。

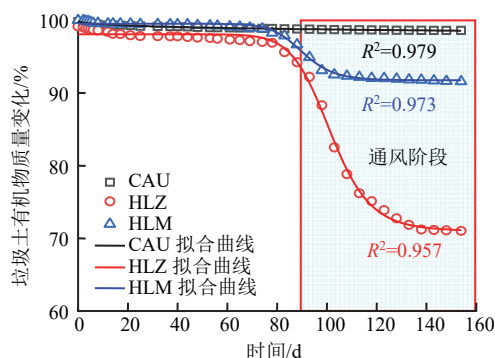


图 8 Logistic 模型拟合有机物质质量变化曲线

Fig.8 Logistic model fitting of organic mass change curve

将垃圾土质量分为水的质量 m_{w0} 、有机物质量初始值 m_{y0} 、无机物质量 m_s 。经 Δt 时间, 垃圾土中有机物质量受生物降解影响, 垃圾土总质量变为水的质量 m_w 、有机物质量 m_y 、无机物质量 m_s 。质量变化量用 Δm 表示, 有机物质量和无机物质量之和为垃圾土干基质量, 初始干基质量用 m_{d0} 表示, Δt 时间后垃圾土干基质量为 m_d 。初始垃圾土总质量为 m , Δt 时间后垃圾土总质量为 m' 。如图 9 所示, 计算过程中不考虑垃圾土气体质量和含水率的变化。

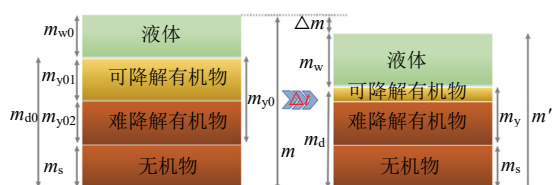


图 9 垃圾土质量变化图

Fig.9 Variation in the mass of waste

垃圾土初始干基质量为

$$m_{d0} = \frac{m}{1 + \omega_0} \quad (13)$$

式中: ω_0 为垃圾土的初始含水率 (%)。

垃圾土中无机物 (不可降解部分) 垃圾土质量为

$$m_s = m_{d0} (1 - C_{0m}) \quad (14)$$

式中: C_{0m} 为垃圾土的初始有机质含量 (%)。

垃圾土干质量可表示为

$$m_d = m_s + m_y \quad (15)$$

垃圾土有机物质量变化见式 (12), 将式 (12)、式 (14) 代入式 (15) 中, 可得垃圾土干质量计算模型 (dry mass model, 简称 DM 模型):

$$m_d = \frac{m(1 - C_{0m})}{1 + \omega_0} + A_2 + \frac{A_1 - A_2}{1 + (t/t_0)^P} \quad (16)$$

配置与沉降试验相同垃圾组分、相同初始密度、相同降解条件、相同工况开展降解试验。降解试验一般不受尺寸效应的影响。因此, 在相同初始密度下, 将沉降试验垃圾土质量同比减小开展降解试验。降解试验所测部分降解参数也应同比例增加以适应大尺寸模型体试验的到的体积变化规律。

4.3 垃圾土干重度预测模型建立

由式 (11)、(16) 可知, 垃圾土干重度随时间变化规律为

$$\gamma_d = \frac{W_d}{V} = \frac{\frac{m(1 - C_{0m})}{1 + \omega_0} + A_2 + \frac{A_1 - A_2}{1 + (t/t_0)^P}}{AH_0(1 - \varepsilon)} g \quad (17)$$

式中: W_d 为垃圾土中固体的重量 (kN); g 为重力加速度 (m/s^2)。

如图 10 所示, 随着时间的进行垃圾土重度逐渐增大, 增加速率逐渐降低。其中, 0~16 d 期间垃圾土干重度增加较快, 此时主要受主压缩影响, 主压缩过程的质量不变体积减小, 重度增加明显。16~61 d 时, 主压缩已完成, 垃圾土的压缩主要受生物降解作用与蠕变沉降作用此时重度缓慢增加而重度增长速率逐渐下降; 61~154 d HLZ、HLM-D、HLM 3 组试样开展好氧通风, CAU 仍然处于厌氧环境, 此时干重度变化规律受次压缩影响稳定增加, 而 HLM-D、HLM 两组试样垃圾土在通风之初干重度增加速率增大, 之后逐渐平稳, 这是因垃圾土经好氧通风作用的影响加速沉降过程。而 HLZ 在通风之

初垃圾土干重度增长速率比 HLM-D、HLM 两组试样大,是由于低水位情况下生物降解作用快,好氧应变效率高,其次通风过程模型体内的部分水分子随气流被带走,会造成快速压缩的情况。154 d 后,好氧通风后垃圾土中易降解的有机物已经降解完成,长历时过程中垃圾土沉降主要受机械蠕变的影响,垃圾土压缩会非常缓慢但会持续一段时间。根据极值估算,当垃圾土中有机物被消耗完成,且应变值达到垃圾土总厚度的 50%时,垃圾土干重度可达 6.518 kN/m^3 。

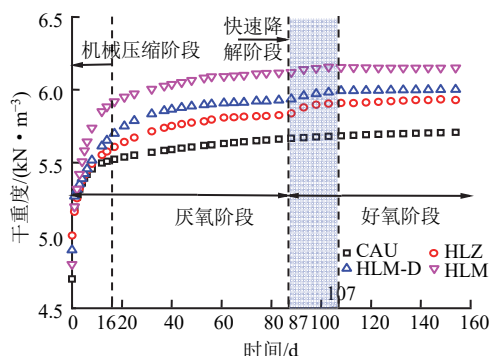


图 10 垃圾土干重度随时间的变化规律

Fig.10 Variation of dry unit weight of MSW with time

5 结 论

本文通过 6 组模型体试验,研究了沉降速率和压缩特性,并提出了用好氧应变效率来定量表征曝气条件对沉降的影响。基于模型试验提出了干重度预测计算模型:

(1) 修正主压缩指数的范围在 $0.174 \sim 0.452$ 之间,且与水位高度成反比;厌氧阶段垃圾土修正次压缩指数的范围在 $0.0154 \sim 0.16$ 之间,好氧通风阶段垃圾土修正次压缩指数的范围在 $0.01 \sim 0.78$ 之间,且与水位高度成反比,与好氧通风频率成正比。

(2) 提出了好氧应变效率用以定量描述好氧通风条件对沉降的影响,并分析了典型垃圾堆体工况下好氧应变效率变化,且好氧应变效率与好氧通风频率成正比,与水位高度和厌氧封存时间成反比。

(3) 在应变预测模型和质量降解模型的基础上建立了垃圾土干重度预测模型。

参 考 文 献

[1] HAM R K, REINHARDT J J, SEVICK G W. Density of milled and unprocessed refuse[J]. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 1978, 104(1): 109-125.

[2] 程永辉, 胡胜刚, 陈航. 基于超大尺寸平板载荷试验的垃圾填埋场变形特性研究[J]. *岩石力学与工程学报*, 2020, 39(增刊 1): 3076-3084.
CHENG Yong-hui, HU Sheng-gang, CHEN Hang. Study on deformation characteristics of refuse landfill based on large-scale plate loading test[J]. *Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering*, 2020, 39(Suppl.1): 3076-3084.

[3] HANSON J L, YESILLER N, STOCKHAUSEN S, et al. Compaction characteristics of municipal solid waste[J]. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 2010, 136(8): 1095-1102.

[4] REDDY K R, GANGATHULASI J, PARAKALLA N S, et al. Compressibility and shear strength of municipal solid waste under short-term leachate recirculation operations[J]. *Waste Management & Research*, 2009, 27(6): 578-587.

[5] REDDY K R, HETTIARACHCHI H, GANGATHULASI J, et al. Geotechnical properties of municipal solid waste at different phases of biodegradation[J]. *Waste Management*, 2011, 31(11): 2275-2286.

[6] MA J, LIU L, XUE Q, et al. A systematic assessment of aeration rate effect on aerobic degradation of municipal solid waste based on leachate chemical oxygen demand removal[J]. *Chemosphere*, 2020, 263: 128218.

[7] QIAN X D, GRAY D H, KOERNER R M, et al. Geotechnical aspects of landfill design and construction[M]. New Jersey: Prentice Hall, 2001.

[8] BAREITHER C A, BENSON C H, ROHLF E M, et al. Hydraulic and mechanical behavior of municipal solid waste and high-moisture waste mixtures[J]. *Waste Management*, 2020, 105: 540-549.

[9] GABR M A, VALERO S N. Geotechnical properties of municipal solid waste[J]. *Geotechnical Testing Journal*, 1995, 18(2): 241-251.

[10] XIE Y, XUE J, GNANENDRAN C T, et al. Geotechnical properties of fresh municipal solid wastes with different compositions under leachate exposure[J]. *Waste Management*, 2022, 149: 207-217.

[11] 李爽, 李江山, 张平, 等. 垃圾腐殖土固化回填可行性试验研究[J]. *岩土力学*, 2024, 45(增刊 1): 84-94.
LI Shuang, LI Jiang-shan, ZHANG Ping, et al. Experimental study on the feasibility of solidified humus soil in landfill as backfill materials[J]. *Rock and Soil Mechanics*, 2024, 45(Suppl.1): 84-94.

[12] BERNAL M P, ALBURQUERQUE J A, MORAL R.

- Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: a review[J]. **Bioresource Technology**, 2009, 100(22): 5444-5453.
- [13] MATSUTO T, ZHANG X, MATSUO T, et al. Onsite survey on the mechanism of passive aeration and air flow path in a semi-aerobic landfill[J]. **Waste Management**, 2014, 36(Suppl.1): 204-212.
- [14] ÖNCÜĞ, REISER M, KRANERT M, et al. Aerobic in situ stabilization of Landfill Konstanz Dorfweiher: leachate quality after 1 year of operation[J]. **Waste Management**, 2012, 32(12): 2374-2384.
- [15] ROBERTO RAGA, RAFFAELLO COSSU. Landfill aeration in the framework of a reclamation project in Northern Italy[J]. **Waste Management**, 2014, 34(3): 683-691.
- [16] RAGA R, COSSU R, HEERENKLAGE J, et al. Landfill aeration for emission control before and during landfill mining[J]. **Waste Management**, 2015, 46(12): 420-429.
- [17] REN Y, ZHANG Z, HUANG M. A review on settlement models of municipal solid waste landfills[J]. **Waste Management**, 2022, 149: 79-95.
- [18] 曾刚. 降解-压缩作用下生活垃圾土孔隙结构演化规律及气体渗透特性研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2016.
- ZENG Gang. Study on the evolution of pore structure and gas permeability of municipal solid waste under the effect of degradation and compression[D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2016.
- [19] 谢海建, 蒋元生, 杨文参, 等. 考虑降解时双层介质中有机污染物的一维扩散解析解[J]. 岩土工程学报, 2013, 35(增刊 1): 190-196.
- XIE Hai-jian, JIANG Yuan-sheng, YANG Wen-can, et al. Analytical solutions for contaminant diffusion in two-layered porous media considering degradation[J]. **Chinese Journal of Geotechnical Engineering**, 2013, 35(Suppl.1): 190-196.
- [20] FEI X, ZEKKOS D. Coupled experimental assessment of physico-biochemical characteristics of municipal solid waste undergoing enhanced biodegradation[J]. **Geotechnique**, 2018, 68(12): 1031-1043.
- [21] LU S F, FENG S J. Comprehensive overview of numerical modeling of coupled landfill processes[J]. **Waste Management**, 2020, 118: 161-179.
- [22] DENES J, TREMIER A, MENASSERI-AUBRY S, et al. Numerical simulation of organic waste aerobic biodegradation: a new way to correlate respiration kinetics and organic matter fractionation[J]. **Waste Management**, 2015, 36(2): 44-56.
- [23] DATTA S, ZEKKOS D, FEI X, et al. Waste composition-dependent “HBM” model parameters based on degradation experiments[J]. **Journal of Environmental Geotechnics**, 2018, 8(2): 1-38.
- [24] GAWANDE N A, REINHART D R, YEH G T. Modeling microbiological and chemical processes in municipal solid waste bioreactor, part I: development of a three-phase numerical model BIOKEMOD-3P[J]. **Waste Management**, 2010, 30(2): 202-210.
- [25] 方云飞. 城市生活垃圾(MSW)有机物降解和变形规律研究[D]. 南京: 河海大学, 2005.
- FANG Yun-fei. Analysis of biodegradation and settlement in municipal solid waste[D]. Nanjing: Hohai University, 2005.
- [26] 陈继东, 施建勇, 胡亚东. 垃圾土一维压缩修正公式及有机物降解验证试验研究[J]. 岩土力学, 2008, 151(7): 1797-1801.
- CHEN Ji-dong, SHI Jian-yong, HU Ya-dong. One-dimensional compression modified method of settlement of landfills and verification of degradation of organic content in solid waste[J]. **Rock and Soil Mechanics**, 2008, 151(7): 1797-1801.
- [27] NELDER J A. The fitting of a generalization of the logistic curve[J]. **Biometrics**, 1961, 17(1): 89-110.
- [28] STOLTZ G, GOURC J P, OXARANGO L. Liquid and gas permeabilities of unsaturated municipal solid waste under compression[J]. **Journal of Contaminant Hydrology**, 2010, 118(1-2): 27-42.
- [29] 金佳旭, 丁前绅, 刘磊, 等. 好氧降解对垃圾土沉降影响试验及沉降模型[J]. 岩土力学, 2022, 43(2): 416-422.
- JIN Jia-xu, DING Qian-shen, LIU Lei, et al. Effect of aerobic degradation on landfill settlement and constitutive model[J]. **Rock and Soil Mechanics**, 2022, 43(2): 416-422.
- [30] 张正安, 黄启飞, 屈明, 等. 准好氧填埋工艺氧气浓度对甲烷与二氧化碳浓度的影响研究[J]. 环境科学研究, 2006, 19(6): 81-85.
- ZHANG Zheng-an, HUANG Qi-fei, QU Ming, et al. Research on the influence of oxygen concentration on methane and carbon dioxide concentrations in semi-aerobic landfill[J]. **Research of Environmental Sciences**. 2006, 19(6): 81-85.
- [31] TREMIER A, GUARDIA A D, MASSIANI C, et al. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the

- temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted[J]. **Bioresource Technology**, 2005, 96(2): 169-180.
- [32] SHI J, QIAN X, LIU X, et al. The behavior of compression and degradation for municipal solid waste and combined settlement calculation method[J]. **Waste Management**, 2016, 55: 154-164.
- [33] HESHMATI R A A, MOKHTARI M, RAD S S. Prediction of the compression ratio for municipal solid waste using decision tree[J]. **Waste Management & Research**, 2014, 32(1): 64-69.
- [34] 徐辉, 朱广, 张振营, 等. 城市生活垃圾主压缩特性试验及修正主压缩指数模型研究[J]. 岩石力学与工程学报, 2019, 38(6): 1270-1283.
- XU Hui, ZHU Guang, ZHANG Zhen-ying, et al. Effect of aerobic degradation on landfill settlement and constitutive model[J]. **Chinese Journal of Rock Mechanics and Engineering**, 2019, 38(6): 1270-1283.
- [35] SOWERS G F. Settlement of waste disposal fills[J]. **International Journal of Rock Mechanics and Mining Sciences & Geomechanics Abstracts**, 1975, 12(4): 57-58.
- [36] HOSSAIN M S, GABR M A, BARIAZ M A. Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition[J]. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, 2003, 129(12): 1151.
- [37] 李玉萍, 陈嘉瑞, 施建勇, 等. 热-力耦合作用下垃圾土体积变形特性和模型研究[J]. 岩土力学, 2024, 45(1): 49-58, 67.
- LI Yu-ping, CHEN Jia-rui, SHI Jian-yong, et al. Thermo-mechanical volume change behavior and constitutive model of municipal solid waste[J]. **Rock and Soil Mechanics**, 2024, 45(1): 49-58, 67.
- [38] 柯瀚, 刘骏龙, 陈云敏, 等. 不同压力下垃圾降解压缩试验研究[J]. 岩土工程学报, 2010, 32(10): 1610-1615.
- KE Han, LIU Jun-long, CHEN Yun-min, et al. Biodegradation-compression tests on municipal solid waste subjected to different vertical pressures[J]. **Chinese Journal of Geotechnical Engineering**, 2010, 32(10): 1610-1615.
- [39] CHARLES J A, WATTS K S. Settlement characteristics of landfill wastes[J]. **Geotechnical Engineering**, 1999, 137(4): 225-233.
- [40] PARK H I, LEE S R. Long-term settlement behaviour of MSW landfills with various fill ages[J]. **Waste Management & Research**, 2002, 20(3): 259-268.
- [41] HOSSAIN M S, GABR M A, ASCE F. The effect of shredding and test apparatus size on compressibility and strength parameters of degraded municipal solid waste[J]. **Waste Management**, 2009, 29(9): 2417-2424.
- [42] IVANOVA L K. Quantification of factors affecting rate and magnitude of secondary settlement of landfills[D]. Southampton: University of Southampton, 2007.
- [43] WALL D K, ZEISS C. Municipal landfill biodegradation and settlement[J]. **Journal of Environmental Engineering**, 1995, 121(3): 214-224.
- [44] HADINATA F, DAMANHURI E, RAHARDYAN B, et al. Identification of initial settlement of municipal solid waste layers in Indonesian landfill[J]. **Waste Management & Research**, 2018, 36(8): 737-743.
- [45] 何超. 好氧通风条件下垃圾堆体的沉降和温度特性试验研究[D]. 广州: 广东工业大学, 2020.
- HE Chao. Experimental study on settlement and temperature characteristics of waste dumps under aerobic ventilation[D]. Guangzhou: Guangdong University of Technology, 2020.
- [46] XU H, WANG J N, ZHAN L T, et al. Characterization of compression behaviors of high food waste content (HFWC) MSW and no food waste content (NFWC) MSW in China[J]. **Waste Management**, 2020, 103(1): 305-313.
- [47] LIM J W, CHIAM J A, WANG J Y. Microbial community structure reveals how microaeration improves fermentation during anaerobic co-digestion of brown water and food waste[J]. **Bioresource Technology**, 2014, 171: 132-138.
- [48] LIU X, SHI J, QIAN X, et al. One-dimensional model for municipal solid waste (MSW) settlement considering coupled mechanical-hydraulic-gaseous effect and concise calculation[J]. **Waste Management**, 2011, 31(12): 2473-2483.
- [49] MARQUES A, FILZ G M, VILAR O M. Composite compressibility model for municipal solid waste[J]. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, 2003, 129(4): 372-378.
- [50] CHEN Y, HAN K, FREDLUND D G, et al. Secondary compression of municipal solid wastes and a compression model for predicting settlement of municipal solid waste landfills[J]. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, 2010, 136(5): 706-717.