填埋生活垃圾稳定化特征与可开采性分析: 以我国第一代卫生填埋场为例

陈云敏^{1,2}, 刘晓成^{1,2}, 徐文杰^{1,2*}, 李育超^{1,2}, 兰吉武^{1,2}, 詹良通^{1,2}, 李鹤^{1,2}, 李聪明³

1. 浙江大学岩土工程研究所, 杭州 310058;

2. 浙江大学软弱土与环境土工教育部重点实验室, 杭州 310058;

3. 深圳市宝安区市容环境综合管理服务中心, 深圳 518105

* E-mail: wenjiexu@zju.edu.cn

收稿日期: 2018-05-14; 接受日期: 2018-06-11; 网络版发表日期: 2018-09-19

浙江省重大科技专项(编号: 2015C03021)、国家自然科学基金(编号: 51508504)和中央高校基本科研业务费专项(编号: 2017FZA4018)资助项目

摘要 针对我国卫生填埋场库容严重不足和简易填埋场急需治理的难题, 提出了通过现场全断面钻孔取样测试填埋垃圾固相降解稳定化归一指标来判断稳定化程度, 对基本稳定化的填埋垃圾通过开挖筛分质利用和处置实现卫生填埋场库容循环再利用和简易填埋场环境治理的方法. 结合我国第一代卫生填埋场——杭州天子岭第一填埋场, 进行全断面钻孔取样. 经过筛分分选得到建筑组分、可燃组分和细粒组分; 重点测试并分析了细粒组分的含量和颗分曲线及其理化特性参数随填埋深度的变化规律; 然后提出固相降解稳定化归一指标, 研究了细粒组分和污染物含量随固相降解稳定化归一指标的变化规律; 最后分析了填埋场的可开采性. 结果表明, 采用固相降解稳定化归一指标能较好地表征填埋垃圾的生化降解程度, 当该指标大于0.83时, 填埋垃圾基本稳定化, 细粒组分浸出液的电导率(EC)和化学需氧量(COD)测试值趋于稳定, 但细粒组分重金属和有机污染物含量均超标. 如果采用保守的再回填方式处理细粒组分, 混合收集的新鲜垃圾经填埋基本稳定化后再开采的减量率可达83%, 能够有效实现卫生填埋场的库容循环再利用.

关键词 填埋生活垃圾, 细粒组分, 固相降解稳定化归一指标, 开采可行性

1 引言

随着我国城市化进程的推进, 城市生活垃圾产量显著增加. 填埋由于稳定可靠和规模适应性好成为生活垃圾的主要处置方式^[1], 2017年我国生活垃圾填埋量约占总处置量的60%以上. 国内填埋场主要包括卫

生填埋场和简易填埋场. 简易填埋场缺乏完善的地下防渗和顶部覆盖系统, 因此积存的生活垃圾因降解产生的渗滤液和填埋气等污染物导致不同程度的地下水、土壤和大气污染, 迫切需要治理^[2]. 我国第一代卫生填埋场大多建于20世纪90年代, 如北京阿苏卫、上海老港、苏州七子山、深圳下坪、成都长安和西安江

引用格式: 陈云敏, 刘晓成, 徐文杰, 等. 填埋生活垃圾稳定化特征与可开采性分析: 以我国第一代卫生填埋场为例. 中国科学: 技术科学, 2019, 49: 199–211
Chen Y M, Liu X C, Xu W J, et al. Analysis on stabilization characteristics and exploitability of landfilled municipal solid waste: Case of a typical landfill in China (in Chinese). Sci Sin Tech, 2019, 49: 199–211, doi: 10.1360/N092018-00140

村沟等, 一般采用天然土层以及设置在下流的竖向防渗帷幕作为污控措施, 因而其环境污染风险低于简易填埋场^[3]. 目前, 该类填埋场即将达到使用年限, 同时城市生活垃圾仍以每年8%~15%的速度增长, 已造成卫生填埋场库容严重不足. 为实现简易填埋场环境综合治理与卫生填埋场库容循环再利用, 对在役或封场填埋场内垃圾进行开采并分质利用, 简称为填埋场开采(landfill mining), 作为一种有效措施逐渐受到相关学者及管理部门的重视^[4,5].

填埋垃圾经开挖筛选等处理后, 按利用途径分为3大类: 建筑组分、可燃组分和细粒组分^[6,7]. 建筑组分主要包括石块、砖瓦、陶瓷、玻璃以及少量的金属, 可用于建筑材料; 可燃组分包括橡塑、织物、纸质和木竹等轻质组分, 可用于焚烧实现能源再生; 细粒组分主要包括灰土和腐殖质, 其含量高, 环境污染风险大且具有一定降解潜力等特点, 直接影响填埋场开采的可行性及减量化和资源化的程度^[8-10].

填埋垃圾的稳定化程度及其组分和污染物含量决定了填埋场开采的可行性以及开采后垃圾的利用途径. 填埋垃圾以厌氧降解的生化反应为主导, Chen等人^[11]和Zhan等人^[12]发现西方生活垃圾厨余含量低而我国生活垃圾厨余含量高且含水量大, 两者的降解稳定化过程差异显著, 高厨余含量垃圾的降解稳定化过程可划分为3个阶段: 快速降解、慢速降解及后稳定化阶段, 并提出采用垃圾固相的纤维素比木质素(C/L)参数作为衡量其稳定化程度的指标. 在快速降解阶段厨余等易降解物质快速水解, 产生约60%~80%渗滤液和50%~60%填埋气; 慢速降解阶段以纸类等慢速降解物质的生化反应为主导^[13]. 在快速和慢速降解阶段中可降解物质的分解会造成固相颗粒尺寸变化, 垃圾中细粒含量随着生化降解反应的进行而逐渐增加. Mönkäre等人^[14]发现老填埋场(24~40 a)内细粒组分(<20 mm)含量比新填埋场(1~10 a)高出13%. Zhao等人^[15]对上海老港填埋场(0~10 a)垃圾的分选结果表明: 随着填埋龄期的增加, 细粒组分(<15 mm)含量从10.0%增加到45.3%. Mönkäre等人^[14]和Zhou等人^[16]分别对Lohja填埋场和Yingchun填埋场的研究表明: 随填埋龄期的增加, 细粒组分的营养参数总氮呈上升趋势, 而腐熟度参数(EC和COD)的变化规律则相反; Mönkäre等人^[17]指出细粒组分中的营养成分(4 g N/kg TS和1 g P/kg TS)有助于改善土壤肥力; 但袁京等人^[10]发现

细粒组分重金属(Cr, Cd和Pb)含量未满足农用标准; He等人^[18]研究了填埋场内重金属的分布情况, 发现垃圾降解和重金属吸附等因素导致渗滤液对重金属淋溶效果差, 垃圾内重金属含量远高于填埋时的初始值. 可见, 填埋垃圾组分及污染物含量随降解稳定化程度而变化, 针对我国典型填埋场高厨余垃圾组分, 生化降解环境和高填埋龄期(10~20 a)的情况, 搞清楚这一变化规律对填埋场开采具有重要的理论指导意义和工程价值.

本文对填埋龄期达19 a的我国第一代卫生填埋场——杭州天子岭第一填埋场进行全断面钻孔取样, 测试了15个不同埋深处垃圾试样的组分含量、颗分曲线和理化特性等参数, 分析了各参数随填埋深度的变化规律; 然后提出了固相降解稳定化归一指标, 分析了填埋垃圾细粒组分和污染物含量等参数随固相降解稳定化归一指标的变化规律; 最后基于分析结果, 针对我国第一代卫生填埋场的可开采性进行了分析和讨论.

2 填埋场概况及勘探取样测试方法

2.1 填埋场概况

杭州天子岭第一填埋场是我国第一代卫生填埋场, 地处杭州市半山石塘村青龙坞山谷, 占地面积0.48 km², 设计使用年限13年, 填埋场上部覆盖土层厚约3 m, 场底天然土上铺设一道碎石导排层. 于1991年4月建成投入使用, 至2007年5月21日封场, 累计填埋垃圾约900万t, 目前有效库容量约450万m³. 图1是1998~2007年该填埋场新鲜垃圾组分, 从图中可以发现新鲜垃圾组分以厨余类、橡塑类和纸类为主: 厨余含量的变化范围为50.94%~63.90%, 平均含量为56.03%; 纸类含量基本保持在10%左右; 橡塑类含量呈逐年上升趋势, 从9%增加到27%. 新鲜垃圾中的细粒组分主要为灰土, 其平均湿重和干重分别占垃圾总量的5.98%和10.91%.

填埋垃圾的稳定化程度与其含水率及渗流情况密切相关. 我国填埋场渗滤液主要来自于垃圾初始含水量和降水入渗量. 杭州地处湿润气候区, 年平均降水量约为1350 mm, 根据生活垃圾填埋场渗滤液处理工程技术规范计算封场前后降水累计入渗量约300万t^[19]; 杭州新鲜生活垃圾平均含水率为60.70%, 则填埋垃圾

图1 填埋场新鲜垃圾组分(湿基)检测结果

自身含水总量约546万t. 现场监测结果表明渗滤液实际排放量约585万t, 与降水累计入渗量和垃圾初始自身含水总量之和相比, 仍有约261万t渗滤液留存在填埋场内. 为了有效控制水位, 天子岭第一填埋场设置了场底导排层, 竖向小口径排水井和水平侧向导排盲沟: 在初期, 场底导排层起主要排水作用, 同时冲刷走部分细粒组分和污染物, 随着细粒组分在导排通道中不断淤积, 底部导排层因堵塞而失效; 1~2年后, 大部分渗滤液通过竖向排水井和水平侧向导排盲沟排出填埋场. 填埋场的高水位及降水措施导致内部液气分布复杂, 降解环境差异显著, 进一步影响了填埋垃圾的降解速率和稳定化程度.

2.2 填埋堆体勘探方法

图2(a)是天子岭第一填埋场平面图, 本文在填埋场标高+152.50, +140.00和+127.50 m三个平台处各设置1个钻孔, 编号依次为 T_1 , T_2 和 T_3 . 图2(b)是现场勘察钻孔剖面图(忽略各层间差异沉降), 钻孔深度约为35 m, 贯穿整个填埋体至底部土层, T_1 ~ T_3 孔的填埋龄期范围依次为11~15, 13~17, 15~19 a, 采用XY-100型, XY-1A型钻机, 开孔口径150 mm, 终孔口径110 mm. 按垃圾填埋历史每隔6 m连续钻孔取样, 每个钻孔取5个垃圾试样, 从上到下依次编号为 T_1 -1~5, T_2 -1~5和 T_3 -1~5, 每个试样的重量约为100 kg. 取样后将其封装在袋内防止水分蒸发, 室内测得天然密度的均值约为 1.34 t/m^3 , 孔隙比 e 在1.0~2.2范围内. 钻孔1周后, 测得 T_1 ~ T_3 孔内静止水位埋深分别为16.99, 12.50和14.01 m, 超过1/2的填埋垃圾位于渗滤液水位以下. 填埋气通过气体采样泵按 $0.5 \sim 1 \text{ L/min}$ 流量从钻孔套管内采集到1 L铝箔采样袋内, 用于填埋气组分测试.

图2 (网络版彩图)钻孔布置平面及剖面示意图. (a) 平面示意图; (b) 剖面示意图

2.3 取样制样及室内试验方法

基于前人的试验方法^[7,14], 本文采用图3所示的测试流程:

(1) 将垃圾试样放置于烘箱中, 70°C 下烘干至恒重, 获得含水率.

(2) 将烘干后的垃圾过筛得到筛下细粒组分, 并分析其颗粒级配. 筛上组分通过手拣分成可燃组分和建筑组分, 并测试了可燃组分的灰分(灼烧法)和热值(5E-KC5410快速量热仪)参数, 为后续填埋场可开采性研究提供基础数据. 根据Zhao等人^[15]对上海老港填埋场的研究成果, 采用15 mm孔径进行筛分, 以保证筛下细粒组分的纯度.

(3) 分别测试细粒组分的浸出液特性、营养成分和重金属含量, 以评价细粒组分的污染特征. 细粒组分按1:10(m : V)浸提过滤制作浸出液, pH, EC和COD分别采用Multi 3420型水质分析仪, DDS-11A型电导测定仪和5B-3C型COD测定仪测定. 细粒组分粉碎成100目颗粒后测试其营养成分和重金属含量, 其中总有机碳(TOC)和总氮(TN)采用元素分析仪测定; 总磷(TP), Cu, Zn, Ni, Pb和Cd等含量采用电感耦合等离子体发射光谱仪(ICP-OES)测定; Hg, As采用原子荧光光度计测定; 此外, 还测试了细粒组分的热值和有机质含量作

图 3 实验室测试流程图

为可开采性研究的基础参数。

(4) 为了评价垃圾的降解稳定化程度, 采用范氏洗涤法测试了不同埋深处细粒组分的纤维素与木质素含量^[20]。此外, 还将细粒组分湿样(<15 mm)置于培养瓶中, 测定了静态呼吸指数(SRI)作为垃圾生化降解的对比参数^[21]。

(5) 填埋气中CH₄和H₂S气体分别采用GC-9800气相色谱仪和HC-3微量硫分析仪进行测定。

3 垃圾组分及污染物的测试结果

在降解稳定化进程中, 填埋垃圾的生化降解使固相质量、颗粒尺寸、腐熟度和重金属含量发生改变, 从而导致垃圾组分以及理化特性发生变化, 测试了不同埋深处垃圾试样的各组分含量和细粒污染物参数(包括浸出液特性、营养成分和重金属), 分析了其随填埋深度和生化降解环境的变化规律。

3.1 填埋垃圾组分

3.1.1 填埋垃圾主要组分

表1为填埋垃圾主要组分的测试结果, T₁~T₃孔建筑组分平均含量在12%~15%范围内小幅变化。T₁~T₃孔可燃组分平均含量分别为50%, 39%, 40%, T₁孔可燃组分比另2个钻孔高约10%, 主要原因为2002年以后

新鲜垃圾内的橡塑类组分占比逐渐增加(图1)。T₁~T₃孔细粒组分平均含量分别为38%, 48%, 45%。T₁~T₃孔填埋垃圾含水率的测试值分别为46%, 39%, 38%, T₁孔可燃组分(持水能力高)含量较高导致其含水率明显大于T₂和T₃孔。由于细粒组分含量高和环境污染风险大, 因此本文主要分析其理化特性与降解稳定化效应。

3.1.2 细粒组分

图4为不同埋深处填埋垃圾细粒组分(<15 mm)的分布情况, T₁~T₃孔内细粒组分平均含量整体上随埋深的增加呈上升趋势, 从39.2%±4.3%增大至51.5%±6.7%, 与李雄等人^[22]关于上海老港填埋场(14 a)的测试结果(53.6%)基本一致。在同一埋深处, T₂和T₃孔因填埋时间长导致其细粒含量高于T₁孔的情况。从图中还可以看出, 渗滤液水位以下(埋深18.6~24.9 m)垃圾中的细粒含量基本一致, 这主要是由于比重和颗粒尺寸较小的细粒组分随渗滤液在填埋体中迁移, 逐渐形成均布效应。此外, 靠近填埋场底部的垃圾龄期最长, 加上上部细粒在重力长期作用下向场底集聚, 导致T₂和T₃孔细粒含量最高。

图5是填埋垃圾细粒组分颗粒级配曲线, T₁~T₃孔颗粒级配曲线变化规律基本一致。黏粒和粉粒尺度(<0.075 mm)占细粒组分总量的7.32%; 砂粒尺度(0.075~2 mm)占细粒组分总量的37.96%; 砾粒尺度

表 1 填埋垃圾主要组分的百分含量

组分名称	T ₁ 孔	T ₂ 孔	T ₃ 孔	均值
建筑组分 (%)	11.99	12.64	14.98	13.20
可燃组分 (%)	49.89	39.04	39.97	42.97
细粒组分 (%)	38.12	48.32	45.05	43.83
含水率 (%)	45.55	39.05	37.69	40.76

图 4 填埋场不同埋深处细粒组分(<15 mm)的百分含量

图 5 细粒组分(<15 mm)颗粒级配曲线

(2~15 mm)占细粒组分总量的51.06%~59.14%。此外,从图中可以发现细粒组分的有效粒径约为0.1 mm。

3.2 细粒组分污染特征

3.2.1 浸出液特性

不同埋深处垃圾细粒组分的浸出液特性包括pH,化学需氧量COD和电导率EC。T₁~T₃孔浸出液pH沿埋深并无明显规律,变化范围为7.3~8.5,呈弱碱性,在城镇垃圾农用控制标准(GB8172-1987)规定的pH范围6.5~8.5内^[23]。

如图6(a)所示,在渗滤液水位以上(埋深在6.1~18.6 m),由于浅层垃圾受自然覆盖层渗入氧气的影响,在准好氧条件下垃圾降解速率较快,因而T₁~T₃孔内浅层垃圾的COD值沿埋深逐渐升高,其变化范围为81~400 mg/L;在渗滤液水位以下(埋深18.6~31.1 m),由于垃圾处于厌氧环境中,因而其降解程度随填埋深度的增大呈增加趋势,T₂和T₃孔的COD值从199 mg/L下降至133 mg/L。细粒组分EC和COD变化情况一致,T₂和T₃孔浅层垃圾EC在104~190 mS/m范围内变化,渗滤液水位以下EC值从168 mS/m下降至116 mS/m,见图6(b)。在厌氧条件下,同一埋深处的T₁孔垃圾由于填埋时间较短导致其EC和COD值远高于T₂和T₃孔的情况。

图 6 填埋场不同埋深处细粒组分浸出液特性. (a) COD; (b) EC

3.2.2 营养成分

图7是细粒组分总氮TN和总磷TP含量随埋深的变化情况。如图7(a)所示, $T_1 \sim T_3$ 孔的TN含量在0.39%~0.66%之间变化, 与广州桥沥填埋场(7~8 a)测试结果0.58%基本一致^[10]。渗滤液水位以上的浅层垃圾受氧气入渗的影响, 垃圾中的氮元素在准好氧降解环境下发生硝化反应转化成硝态氮, 再经反硝化作用以氮气形式排出堆体; 而在渗滤液水位以下的厌氧环境中, TN绝对含量并不随垃圾降解有大幅变化, 但在固相质量损失的基础上TN含量会逐渐增加, 因此 T_1 和 T_2 孔的细粒组分TN含量会沿埋深呈上升趋势^[24]。从图中还可以看到孔底垃圾试样细粒组分的TN含量突然减少, 其原因可能是: (1) 上部渣土在渗滤液冲刷作用下集聚在孔底; (2) 在钻孔取样过程中部分垃圾试样混入底部天然土。此外, 在埋深中下部 T_3 孔TN含量的下降趋势还与新鲜垃圾中厨余含量较少而灰土含量较多有关。

如图7(b)所示, $T_1 \sim T_3$ 孔TP含量沿埋深在0.40%~0.75%之间变化, 随填埋深度的增加并无明显规律。这主要是由于磷元素无法经生化降解转化为填埋气排出堆体, 只能在细粒组分内受固相质量降解损失和渗

滤液运移的影响, 因而TP含量沿埋深的分布较复杂。综合上述测试结果, 细粒组分的TN和TP含量基本满足GB8172-1987标准的要求($TN \geq 0.5\%$, $TP \geq 0.3\%$)^[23]。

3.2.3 重金属

图8是不同埋深处细粒组分中重金属的部分测试结果, 本文所测试的7种重金属(Cu, Zn, Ni, Pb, Cd, Hg, As)含量沿填埋深度并无显著变化规律。各种重金属含量范围从大到小依次如下: $Zn(435 \sim 4761 \text{ mg/kg}) > Cu(216 \sim 501 \text{ mg/kg}) > Pb(107 \sim 286 \text{ mg/kg}) > Ni(18 \sim 52 \text{ mg/kg}) > As(13 \sim 29 \text{ mg/kg}) > Cd(0.18 \sim 4.08 \text{ mg/kg}) > Hg(0.02 \sim 5.13 \text{ mg/kg})$, 重金属Zn在细粒组分中含量最高, 与其他学者研究成果一致^[18,25]。垃圾中的重金属主要来自可降解组分, 当可降解组分经水解和甲烷化过程分解为细颗粒后, 重金属会吸附在细颗粒上转移到细粒组分内。因此同细粒组分一样, 其重金属含量不仅取决于其降解时间, 还受准好氧(或厌氧)降解环境的影响, 加之, 垃圾中重金属在填埋期间内随渗滤液一起运移, 最终导致重金属元素沿埋深并不存在明显的变化规律。

图7 填埋场不同埋深处细粒组分的TN和TP含量。(a) TN; (b) TP

图8 填埋场不同埋深处细粒组分重金属含量。(a) As; (b) Pb

4 细粒和污染物含量的降解稳定化效应

从上节测试结果来看, 细粒含量、浸出液特性和重金属含量随埋深没有显著的变化规律. 由于埋深不能完全反映填埋龄期和降解环境对上述参数的影响, 本节引入固相降解稳定化指标来分析各参数与该指标的关系.

4.1 固相降解稳定化指标

纤维素是城市生活垃圾中可降解组分的主要化学成分, 通过西安江村沟现场试验, 室内填埋柱试验和大型模型试验的对比, 发现纤维素与木质素含量之比(R_{CL})可以反映垃圾降解稳定化程度^[13,26]. 为了减少不同地区新鲜生活垃圾初始 R_{CL} 值的差异性, 本文提出了固相降解稳定化归一指标 β 为

$$\beta = 1 - R_{CL} / R_0 \quad (1)$$

式中, β 为固相降解稳定化归一指标; R_{CL} 为不同填埋龄期垃圾的纤维素与木质素的比值; R_0 为新鲜垃圾的纤维素与木质素的比值, 杭州天子岭第一填埋场典型新鲜垃圾测试值为3.2.

图9是垃圾试样的固相降解稳定化归一指标 β 随填埋深度(龄期)的变化情况. 如图9所示, β 值随着垃圾填埋深度(或龄期)增加整体呈增加趋势. 从图中可以看出: 在同一填埋深度处, $T_1 \sim T_3$ 孔填埋垃圾的 β 值随着填埋时间的延长而增加, 其均值分别为0.78, 0.81, 0.84. 对于同一填埋龄期(见图9虚线框内 $T_1 \sim T_3$ 孔垃圾龄期约为15 a), 浅层 T_3 -1垃圾在准好氧条件下降解, 其稳定化程度高, β 值最大; T_2 -3垃圾处于水位以下的厌氧环境中, 因而其稳定化程度小于 T_3 -1垃圾; 场底 T_1 -5垃圾由于长期处于底部厌氧环境, 受填埋场内液气变化的影响小, 所以其 β 值小于 T_2 -3垃圾. 可见, 不同生化降解环境使得各孔同一龄期垃圾的 β 值具有一定离散性, 其范围为0.77~0.86, 与所有试样 β 值的变化范围(0.76~0.86)基本一致. 此外, T_1 孔表层垃圾在取样过程中混入杂填土, 导致其 β 值相对较大, 在后续分析中不予考虑. 因此, 垃圾的降解稳定化程度除了受填埋龄期的影响, 还与降解环境密切相关, 所以采用固相降解稳定化归一指标来衡量垃圾降解程度更合理并具有更好的科学意义.

静态呼吸指数(SRI)是通过填埋垃圾固相耗氧能

力表征其生化降解程度的指标^[21]. 图10是湿垃圾样的静态呼吸指数与 β 值的关系, 可见SRI值随着 β 值的增加(即稳定化程度的递增)而降低. 该测试结果进一步验证了固相降解稳定化归一指标 β 的可靠性. Adani等人^[21,27]指出当SRI值小于 $400 \text{ mg O}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ VS}^{-1} \text{ h}^{-1}$ 时, 垃圾的生化降解程度处于高水平. 据此建议当 $\beta > 0.83$ 时, 填埋垃圾降解已基本稳定.

4.2 细粒含量

图11是细粒组分含量随固相降解稳定化归一指标

图9 垃圾试样填埋深度(龄期)与 β 值的关系. (a) β 值-埋深; (b) β 值-龄期

图10 湿垃圾样的静态呼吸指数(SRI)和 β 值的关系

图 11 不同降解稳定化程度细粒组分的百分含量

的变化情况,当 β 值从0.76增大至0.86,细粒组分的百分含量从40%增加至48%~60%(即 β 值越大,细粒组分含量越高),对比初始新鲜垃圾中的细粒含量10.91%(干基)有了明显的上升。可见,随着填埋场稳定化程度的提高,填埋垃圾中厨余、纸类等可降解组分不断分解为细颗粒,所以其细粒含量相应地有所提高,类似规律也在国内其他填埋场中发现^[15]。

4.3 腐熟度

腐熟度指堆肥过程中有机物经过矿化和腐殖化后的稳定化程度。如图12所示,细粒组分浸出液EC和COD随着稳定化程度的变化规律呈现较高的一致性。当 β 值从0.76增加至0.83时,EC和COD的测试值分别从440 mS/m和1200 mg/L降低至150 mS/m和200 mg/L;当 $\beta > 0.83$ 时,EC和COD值已趋于稳定。

图13是细粒组分的TOC/TN随固相降解稳定化归一指标的变化规律。当 β 值从0.76增加至0.86时,细粒组分的TOC/TN从21降低到12。

由上述测试结果可见,细粒组分EC值基本小于作物生长的限定电导率400 mS/m^[10],但COD值高于GB 16889-2008标准中的排放限值100 mg/L,因此细粒组分若简单堆填仍会对地下水仍存在较大的潜在污染风险^[28]。细粒组分的TOC/TN基本小于20,表明细粒组分施入土壤对植物没有毒性^[10]。

4.4 重金属

图14是部分重金属元素含量随固相降解稳定化归一指标的变化情况。从图14(a)可以发现,重金属As的含量随着 β 值的增加从16 mg/kg增加到28 mg/kg,这说

图 12 不同降解稳定化程度细粒组分EC和COD值。(a) EC; (b) COD

图 13 不同降解稳定化程度细粒组分的TOC/TN值

明重金属元素As主要来自于一些难降解组分,在当前慢速降解阶段,随着可降解物质分解逐渐累积在细粒组分内。从图14(b)可以发现,重金属Pb的含量随着 β 值的增加从200~250 mg/kg减少到100~150 mg/kg,这说明重金属Pb在慢速降解阶段逐渐析出,使得其浓度逐渐减小。其他重金属的浓度均随 β 值的增大基本保持不变,主要是由于重金属Zn, Hg, Cu和Cd在快速降解阶段自可降解物质转移至细粒组分后即吸附于细粒上,且淋溶性较差,而重金属Ni由于其吸附性差,在降

图 14 不同降解稳定化程度细粒组分重金属含量. (a) As; (b) Pb

解初期即随渗滤液流失, 加之进入降解后期细粒的固相质量损失较小, 因此本文测得的这些重金属浓度随固相降解稳定化归一指标变化不显著. 根据土壤环境质量标准(GB 15618-2008)规定的第二级标准值(旱地)^[29], 除重金属Ni退出填埋体外, 其他重金属含量在全埋深范围内均不能满足标准要求.

5 填埋场可开采性分析与讨论

5.1 填埋场开采的减量率

根据前述测试结果, 填埋垃圾组分如下: 43.83%细粒组分、42.97%可燃组分、13.20%建筑组分以及40.76%含水率. 若进行开采, 按照当前天子岭第一填埋场垃圾存量603万t, 应导排渗滤液246万t, 可获得156万t细粒组分、153万t可燃组分和47万t建筑组分. 建筑组分中砖瓦和石块可作为粗骨料作为填埋场垃圾坝的填筑材料, 玻璃和金属可回收再利用. $T_1 \sim T_3$ 孔可燃组分的灰分和热值的平均值分别为35.3%和21.89 MJ/kg(表2), 其热值满足直接进行焚烧处理, 焚烧热可用来供热、发电和热电联供^[10]. 细粒组分因未能满足

土壤环境质量标准和生活垃圾填埋场污染控制标准, 从而限制其作为绿化用土, 建议采用以下3种方法处置: 焚烧、固化或再填埋. 针对焚烧处理, $T_1 \sim T_3$ 孔细粒组分有机质含量和低位热值的平均值分别为21.6%和2.24 MJ/kg(表2), 因此细粒组分需掺煤焚烧以满足流化床垃圾焚烧锅炉的设计燃料热值4.0 MJ/kg^[30]. 针对固化处理, 基于公路路面基层施工技术细则中对XG3规格细集料要求的工程粒径0~5 mm^[31], 细粒组分(<5 mm)的颗粒级配满足规范要求(0~0.075 mm粒组含量在0~20%范围内), 重金属Pb, Zn, Cd, Cu, Ni和As含量的最大值分别为286, 4761, 4.08, 501, 52和29 mg/kg, 采用适量水泥进行固化处理, 则其浸出液浓度符合限值要求^[32]. 当然, 最保守方式是再填埋处置.

为分析填埋场的可开采性, 本文的减量化是指固体废物废弃物数量减少及其环境风险降低. 根据天子岭第一填埋场初始填埋总量900万t, 当前垃圾存量603万t, 填埋垃圾因降解转化为液和气产生的减量率为

$$\eta_{\text{降解}} = 1 - \frac{\text{当前垃圾存量}}{\text{初始填埋总量}} \times 100\% = 33\%. \quad (2)$$

若采用保守方法再填埋处理细粒组分, 则垃圾采用填埋和稳定化后开采相结合的方法处理, 其总减量率为

$$\eta_{\text{总}} = 1 - \frac{\text{细粒组分}}{\text{初始填埋总量}} \times 100\% = 83\%. \quad (3)$$

可见, 填埋场开采将卫生填埋的减量率从33%提高到83%. 我国目前垃圾焚烧的减量率在85%~90%^[33], 稍高于卫生填埋后再开采的处理方式, 但约占5%的焚烧飞灰中的重金属含量最大值一般是填埋垃圾细粒组分的10~200倍(表3). 因此, 与填埋场开采后的细粒组分回填相比, 焚烧飞灰再填埋的环境污染风险较高. 综上所述, 经开挖筛分后垃圾的减量率可达到约83%, 能够有效实现卫生填埋场的库容循环再利用.

5.2 填埋场开采的技术可行性

上述分析表明天子岭第一填埋场细粒和污染物含量已逐渐趋于稳定, 对其开采可达到库容恢复的目的. 鉴于目前填埋场内存261万t渗滤液, 一方面高水位降低了填埋垃圾的强度和稳定性, 增大了开挖的难度; 另一方面垃圾自身的高含水率降低了机械筛分效率, 因此渗滤液能否有效导排是实现填埋场开采需要解决

的关键问题。

为了对填埋场实现有效降水, 需要知道当前填埋垃圾的饱和渗透系数。一般垃圾饱和渗透系数 k_s 在 $1.5 \times 10^{-4} \sim 4 \times 10^{-2}$ cm/s范围内, 主要取决于垃圾粒径与孔隙比^[34]。考虑到可燃组分和建筑组分粒径较大, 渗透性较高, 因而填埋垃圾的渗透性主要取决于细粒组分。因此, 可将填埋垃圾孔隙比和细粒组分比表面积代入Carman^[35]模型计算其固有渗透系数 k_i :

$$k_i = \frac{1}{C_{K-C}} \frac{e^3}{S_{sa}^2 (1+e)}, \quad (4)$$

式中, C_{K-C} 为模型系数, 通常取5; S_{sa} (m^{-1})为细粒组分比表面积为

$$S_{sa} = \frac{6 \int \frac{1}{d} ddF(d)}{\int dF(d)}, \quad (5)$$

式中, $F(d)$ 为粒径小于 d 的颗粒质量与总质量的比值, 根据如图5所示的细粒组分颗粒级配曲线得到。

依据现场勘察资料, 填埋垃圾的孔隙比 e 在1.0~2.2范围内, 结合颗分曲线 $F(d)$ 可计算出填埋垃圾的固有渗透系数, 进而得到其饱和渗透系数 k_s 为 $2.92 \times 10^{-4} \sim 1.94 \times 10^{-3}$ cm/s。张文杰和陈云敏^[36]通过数值分析发现当垃圾渗透系数为 3.6×10^{-4} cm/s时, 抽水影响半径

约为20 m。因此, 可采用小口径井(工期短、经济性好)、大口径井(寿命长、防淤堵)和水平钻井相结合的方式渗滤液导排。

填埋气是填埋场开采过程中的重要污染源, $T_1 \sim T_3$ 孔中 CH_4 的体积浓度为3.27%~12.20%, H_2S 的质量浓度为0.10~11.84 mg/ m^3 (表4)。 T_1 孔由于稳定化程度较低, 其 CH_4 浓度在空气中的爆炸极限范围内5%~15%, 恶臭气体 H_2S 浓度也超过规范GB 14554中对恶臭污染物厂界三级标准值^[37]。因此, 在填埋场开采过程中应禁止明火防止气体爆炸, 并喷洒除臭剂减少恶臭气体扩散。

考虑到天子岭第一填埋场部分填埋垃圾的填埋气污染程度较高, 可采用通风好氧技术对其进行强化稳定化。据报道, 国外已开展了不同规模的好氧降解工程实践, 国内武汉金口填埋场经通风好氧处理提高了其稳定化程度, 因此采用该技术不仅能强化填埋垃圾稳定化, 而且能够显著降低渗滤液和填埋气的污染程度^[38,39]。

6 结论与建议

杭州天子岭第一填埋场是我国典型的第一代城市生活垃圾卫生填埋场, 通过现场钻孔进行全断面取样, 测试并分析了不同埋深处垃圾的理化特性及其稳定化

表2 可燃组分和细粒组分特性参数

组分名称	特性参数	T_1 孔	T_2 孔	T_3 孔	均值
可燃组分	灰分 (%)	36.3	33.7	35.9	35.3
	干基热值 (MJ/kg)	20.16	23.52	21.98	21.89
细粒组分	有机质 (%)	24.5	20.1	20.3	21.6
	低位热值 (MJ/kg)	2.35	2.26	2.10	2.24

表3 我国生活垃圾填埋和焚烧产物中的重金属含(mg/kg)

处置方式	Zn	Cu	Pb	Cd	Cr	Ni
焚烧 ^[33]	300~71628	12~16404	31~21701	0.21~832	1.19~5116	1.23~2520
填埋	435~4761	215~501	107~286	0.18~4.08	—	18~52

表4 填埋垃圾的填埋气组分含量

填埋气组分	T_1 孔	T_2 孔	T_3 孔	限值
CH_4 (%)	12.20	3.27	4.36	5
H_2S (mg/ m^3)	11.84	0.10	0.16	0.6

特征, 根据这些结果分析了该填埋场的可开采性, 得到结论如下:

(1) 测试结果发现填埋垃圾的细粒组分, 浸出液特性、营养成分和重金属含量沿填埋深度的变化显著, 由于填埋垃圾的生化降解反应受填埋龄期和降解环境的共同影响, 填埋深度不能客观反映填埋龄期和降解环境对这些特性的影响。

(2) 固相降解稳定化归一指标 β 能有效反映不同填埋龄期和降解环境下垃圾的降解稳定化程度, 并且得到静态呼吸指数测试结果的验证。该指标用于衡量填埋垃圾细粒和污染物含量随降解稳定化的变化规律更合理, 当填埋垃圾 β 值超过0.83后其降解已基本稳定。

(3) 天子岭第一填埋场的填埋垃圾 β 值在0.76~0.86范围内, 降解已基本稳定。当 β 值从0.76上升至0.86, 细

粒组分含量从40%增加到48%~60%; 当 β 大于0.83时, 细粒组分浸出液的EC和COD测试值已趋于稳定。

(4) 该填埋场填埋垃圾细粒组分因重金属(Cu, Zn, Cd和Pb)和有机污染物(浸出液COD)含量均超标, 可考虑焚烧, 固化或再回填处理。如果采用再回填方式处理细粒组分, 新鲜垃圾经填埋基本稳定化后再开采的减量率达83%, 能够有效实现卫生填埋场的库容循环再利用。

本文提出的通过现场全断面钻孔取样测试填埋垃圾固相降解稳定化归一指标来判断其稳定化程度, 对基本稳定化的填埋垃圾通过开挖筛分分质利用和处置, 实现为卫生填埋场库容循环再利用或简易填埋场环境治理, 展示了巨大的应用前景, 进一步的研究应加强填埋垃圾的强化稳定化与渗滤液的高效导排。

参考文献

- Berkun M, Aras E, Nemlioglu S. Disposal of solid waste in Istanbul and along the Black Sea coast of Turkey. *Waste Manage*, 2005, 25: 847–855
- 陈云敏. 环境土工基本理论及工程应用. 岩土工程学报, 2014, 36: 1–46
- 詹良通, 刘伟, 曾兴, 等. 垃圾填埋场污染物击穿竖向防渗帷幕时间的影响因素分析及设计厚度的简化计算公式. 岩土工程学报, 2013, 35: 1988–1996
- Krook J, Svensson N, Eklund M. Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Manage*, 2012, 32: 513–520
- Jain P, Townsend T G, Johnson P. Case study of landfill reclamation at a Florida landfill site. *Waste Manage*, 2013, 33: 109–116
- Quaghebeur M, Laenen B, Geysen D, et al. Characterization of landfilled materials: Screening of the enhanced landfill mining potential. *J Cleaner Production*, 2013, 55: 72–83
- Kaartinen T, Sormunen K, Rintala J. Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining. *J Cleaner Product*, 2013, 55: 56–66
- Prechthai T, Padmasri M, Visvanathan C. Quality assessment of mined MSW from an open dumpsite for recycling potential. *Resour Conservat Recycl*, 2008, 53: 70–78
- Sormunen K, Ettala M, Rintala J. Detailed internal characterisation of two Finnish landfills by waste sampling. *Waste Manage*, 2008, 28: 151–163
- 袁京, 杨帆, 李国学, 等. 非正规填埋场矿化垃圾理化性质与资源化利用研究. 中国环境科学, 2014, 34: 1811–1817
- Chen Y M, Xu W J, Xu X B, et al. Numerical modelling of biochemical, hydraulic and mechanical behaviours for landfills with high-food-waste-content MSW. In: International Conference on Geo-Energy and Geo-Environment. Hong Kong, 2015
- Zhan L T, Xu H, Chen Y M, et al. Biochemical, hydrological and mechanical behaviors of high food waste content MSW landfill: Preliminary findings from a large-scale experiment. *Waste Manage*, 2017, 63: 27–40
- Chen Y M, Zhan L T, Li Y C. Biochemical, hydraulic and mechanical behaviours of landfills with high-kitchen-waste-content MSW. In: The 7th International Congress on Environmental Geotechnics. Melbourne, 2014
- Mönkäre T J, Palmroth M R T, Rintala J A. Characterization of fine fraction mined from two Finnish landfills. *Waste Manage*, 2016, 47: 34–39
- Zhao Y, Song L, Huang R, et al. Recycling of aged refuse from a closed landfill. *Waste Manag Res*, 2007, 25: 130–138
- Zhou C, Xu W, Gong Z, et al. Characteristics and fertilizer effects of soil-like materials from landfill mining. *Clean Soil Air Water*, 2015, 43: 940–947
- Mönkäre T J, Palmroth M R T, Rintala J A. Screening biological methods for laboratory scale stabilization of fine fraction from landfill mining. *Waste Manage*, 2017, 60: 739–747

- 18 He P J, Xiao Z, Shao L M, et al. *In situ* distributions and characteristics of heavy metals in full-scale landfill layers. [J Hazard Mater](#), 2006, 137: 1385–1394
- 19 HJ 564-2010. 生活垃圾填埋场渗滤液处理工程技术规范. 北京: 国家环境保护部, 2010
- 20 Barlaz M A. Forest products decomposition in municipal solid waste landfills. [Waste Manage](#), 2006, 26: 321–333
- 21 Adani F, Gigliotti G, Valentini F, et al. Respiration index determination: A comparative study of different methods. [Compost Sci Utiliz](#), 2003, 11: 144–151
- 22 李雄, 徐迪民, 赵由才, 等. 生活垃圾填埋场矿化垃圾分选研究. 环境污染与防治, 2006, 28: 481–484
- 23 GB 8172-1987. 城镇垃圾农用控制标准. 北京: 国家环境保护局, 1987
- 24 Bilgili M S, Demir A, Ozkaya B. Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. [J Hazard Mater](#), 2007, 143: 177–183
- 25 Prechthai T, Parkpian P, Visvanathan C. Assessment of heavy metal contamination and its mobilization from municipal solid waste open dumping site. [J Hazard Mater](#), 2008, 156: 86–94
- 26 刘海龙, 周家伟, 陈云敏, 等. 城市生活垃圾填埋场稳定化评估. 浙江大学学报(工学版), 2016, 50: 54–60
- 27 Adani F, Confalonieri R, Tambone F. Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes. [J Environ Qual](#), 2004, 33: 1866
- 28 GB 16889-2008. 生活垃圾填埋场污染控制标准. 北京: 环境保护部, 2008
- 29 GB 15618-2008. 土壤环境质量标准. 北京: 国家环境保护部科技标准司, 2008
- 30 住房和城乡建设部标准定额研究所. 生活垃圾流化床焚烧工程技术导则: RISO-TG016-2014. 北京: 中国建筑工业出版社, 2014
- 31 JTG/T F20-2015. 公路路面基层施工技术细则. 北京: 交通运输部, 2015
- 32 刘松玉. 污染场地测试评价与处理技术. 岩土工程学报, 2018, 1: 1–37
- 33 王旭. 生活垃圾焚烧飞灰资源化利用研究. 硕士学位论文. 杭州: 浙江大学, 2017. 6–15
- 34 柯瀚, 王文芳, 魏长春, 等. 填埋体饱和渗透系数影响因素室内研究. 浙江大学学报(工学版), 2013, 47: 1164–1170
- 35 Carman P C. Permeability of saturated sands, soils and clays. [J Agric Sci](#), 1939, 29: 262–273
- 36 张文杰, 陈云敏. 垃圾填埋场抽水试验及降水方案设计. 岩土力学, 2010, 31: 211–215
- 37 GB 14554-1993. 恶臭污染物排放标准. 北京: 环境保护部, 1993
- 38 Liu L, Ma J, Xue Q, et al. The in situ aeration in an old landfill in China: Multi-wells optimization method and application. [Waste Manage](#), 2018, 76: 614–620
- 39 Liu L, Xue Q, Zeng G, et al. Field-scale monitoring test of aeration for enhancing biodegradation in an old landfill in China. [Environ Prog Sust Energy](#), 2016, 35: 380–385

Analysis on stabilization characteristics and exploitability of landfilled municipal solid waste: Case of a typical landfill in China

CHEN YunMin^{1,2}, LIU XiaoCheng^{1,2}, XU WenJie^{1,2}, LI YuChao^{1,2}, LAN JiWu^{1,2}, ZHAN LiangTong^{1,2}, LI He^{1,2} & LI CongMing³

¹ Institute of Geotechnical Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China;

² MOE Key Laboratory of Soft Soils and Geoenvironmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China;

³ Shenzhen Bao'an District City Environment Integrated Management Service Center, Shenzhen 518105, China

Aiming at the serious shortage of landfill storage capacity and the urgent need for simple dumps treatment in China, a method to realize the recycling of landfill storage capacity and the environmental treatment of simple dumps is proposed, which determines the stabilization degree of landfill by in-site full-section borehole sampling to test the degradation stabilization index of solid phase of waste, and uses the basically stabilized waste by excavation and screening. Waste samples were taken at different depths by drilling from the Tianziling Landfill (Phase I) which is the first generation sanitary landfill. The construction fractions, combustible fractions and fine fractions were obtained by manual screening, then the determination and analysis of the fine fraction content, particle size distribution, physicochemical characteristic parameters varied with depth were conducted. After that, the variation of fine fraction and contaminant content with the degradation stabilization index, which was proposed herein, were analysed. The feasibility of landfill mining was discussed in the end. The following conclusions were drawn obtained: when the degradation stabilization index, which was suitable to characterize the degree of biochemical degradation of landfilled waste, was over 0.83, the landfilled waste was almost stabilized, the values of electrical conductivity (EC) and chemical oxygen demand (COD) of the leaching solution became stable as well; while the content of heavy metals and organic matter in the fine fractions dissatisfied the requirements of standards. If the fine fractions were treated with re-landfilling, the reduction rate of the fresh waste collected in a mixing way could reach 83% after basically stabilizing through the process of landfilling and mining, therefore landfill mining can effectively realize the recycling of the storage capacity of sanitary landfills.

landfilled municipal solid waste (MSW), fine fraction, degradation stabilization index, exploitability

doi: [10.1360/N092018-00140](https://doi.org/10.1360/N092018-00140)