陆雨峰,陈长杰,李 鹤,等.填埋堆体短时间强曝气预处理现场试验研究 [J]. 中国环境科学, 2026,46(1):227-237.
Lu Y F, Chen C J, Li H, et al. Field experimental study on short-term high-intensity aeration pretreatment of landfill mass [J]. China Environmental Science, 2026,46(1):227-237.

填埋堆体短时间强曝气预处理现场试验研究

陆雨峰[1],陈长杰[2],李 鹤[3],胡 杰[1,4],詹良通[1,4],兰吉武[1,4*] (1.浙江大学岩土工程研究所,浙江 杭州 310058；2.中国电建集团成都勘测设计研究院有限公司,四川 成都 611130；3.浙江大学建筑设计研究院有限公司,浙江 杭州 310028；4.浙江大学,软弱土与环境土工教育部重点实验室,浙江 杭州 310058)

摘要：针对填埋场存量垃圾开挖处理过程中填埋气逸散、恶臭气体控制难度大的问题,在海南省某垃圾填埋场开展强曝气预处理现场试验.建立 30m×30m 的试验场地,打设注气井 13 口、抽气井 12 口和监测井 16 口,采用注气流量 340m^3/h、抽气流量 360m^3/h 进行强曝气预处理实验,探究好氧强曝气对甲烷和恶臭气体的控制效果.结果表明:在第一次强曝气 2h 内试验区域氧气含量升至 17%以上,原有填埋气被快速置换,甲烷平均含量下降至 1.9%,硫化氢含量平均值由 21.3mg/m^3 下降至 5.7mg/m^3,氨气含量平均值则由 13.3mg/m^3 上升至 286.7mg/m^3,分析为强曝气扰动导致孔隙渗滤液中氨气析出所致.延长强曝气时间有利于抑制停止曝气后甲烷、硫化氢含量的反弹,第一次 9d 强曝气试验结束前:埋深 4.5m 和 8.5m 深度处甲烷含量分别降至 0.33%和 0.61%,硫化氢抑制率分别为 81.0%和 83.9%,停止曝气 8h 后甲烷含量回升至 4%和 6%以上,硫化氢抑制率下降至 65.6%和 74.1%;第二次 30d 强曝气试验停止 48h 后,甲烷浓度仍维持在 3%之下,硫化氢抑制率维持在 81%和 91%.估算两次试验累积排出氨气约 5779.6mol,占试验区域孔隙渗滤液中氨氮总含量的 45%.对填埋堆体采取适当的短时间强曝气预处理,能够在开挖过程中对恶臭气体产生抑制效果.

关键词：填埋堆体；强曝气；渗滤液；填埋气；恶臭气体；好氧预处理
中图分类号：X705 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2026)01-0227-11

Field experimental study on short-term high-intensity aeration pretreatment of landfill mass. LU Yu-feng[1], CHEN Chang-jie[2], LI He[3], HU Jie[1,4], ZHAN Liang-tong[1,4], LAN Ji-wu[1,4*] (1.Institute of Geotechnical Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China；2.Chengdu Engineering Corporation Limited, Chengdu 611130, China；3.The Architectural Design & Research Institute of Zhejiang University Co. Ltd., Hangzhou 310028, China；4.MOE Key Laboratory of Soils and Geoenvironmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China). *China Environmental Science*, 2026,46(1)：227~237

Abstract：This paper focuses on the problems of landfill gas leakage and the difficulty in controlling malodorous gases during the landfilled waste excavation. A field trial was conducted on a 30m×30m site in a Hainan landfill, equipped with 13injection, 12 extraction, and 16 monitoring wells. An intensive aeration pretreatment experiment was conducted with a gas injection flow rate of 340m^3/h and a gas extraction flow rate of 360m^3/h to explore the control effects of aerobic intensive aeration on methane and malodorous gases. The results indicate that within 2h of the first intensive aeration, the ambient landfill gas was rapidly displaced, with the oxygen content in the test area exceeding to above 17%, the average methane content decreasing to 1.9%, and the average hydrogen sulfide content decreasing from 21.3mg/m^3 to 5.7mg/m^3. In contrast, ammonia levels rose sharply to 286.7mg/m^3, which is attributed to the stripping of pore leachate by aeration-induced disturbance. Prolonging the aeration duration was found to be crucial for suppressing the rebound of methane and hydrogen sulfide after aeration ceased. After the first 9-day aeration test, methane concentrations at depths of 4.5m and 8.5m were reduced to 0.33% and 0.61%, with hydrogen sulfide inhibition rates of 81.0% and 83.9%, respectively. However, within 8hours of stopping aeration, methane levels rebounded to above 4% and 6%, and inhibition rates for hydrogen sulfide dropped to 65.6% and 74.1%. In contrast, after the second 30-day aeration test, methane concentrations remained below 3%, and hydrogen sulfide inhibition rates were maintained at 81% and 91%, even 48 hours post-aeration. It was estimated that the two trials cumulatively removed approximately 5779.6 mol of ammonia, accounting for 45% of the total ammonia nitrogen in the pore leachate of the test area. The study demonstrates that appropriate short-term, high-intensity aeration pretreatment can effectively inhibit odorous gas emissions during the subsequent excavation of landfill mass.

Key words：landfill mass；high-intensity aeration；leachate；landfill gas；malodorous gases；aerobic pretreatment

---

收稿日期：2025-05-22
基金项目：国家重点研发计划项目(2024YFC3810300)
* 责任作者, 副研究员, lanjiwu@zju.edu.cn

近些年,随着我国城市快速发展,许多昔日位于郊区的填埋场,如深圳玉龙填埋场、宝安西海堤填埋场,现已身处城市中心区.这些区域土地价值飙升,但填埋场的存在成为城市更新的瓶颈.为此,各地积极探索通过“整体开挖+筛分分类处理”技术模式进行治理,将存量垃圾筛分得到轻质可燃物、腐殖土、金属等物料并分别进行处理处置,释放被占用的土地资源,实现环境效益与经济效益的双赢[1-5].

城市生活垃圾中的有机物在填埋后经过厌氧降解产生大量填埋气体和渗滤液,填埋气的主要成分为甲烷和二氧化碳,其中还包括种类繁多恶臭气体,主要包括无机气体(如 NH_3 和 H_2S)、卤代化合物、芳香族化合物等[6].填埋场恶臭气体中,氨气(89.2%)和硫化氢(7.9%)占主导地位[7],浓度范围分别为 520.00~4020.00 和 56.58~514.52μg/m^3.已有研究在针对不同组分垃圾产气的特性研究中发现,餐厨类垃圾是填埋场垃圾降解过程中产生恶臭气体的主要来源,餐厨类垃圾气体释放方面,硫化氢和氨气的释放潜力分别高达48.40 和 4742μg/kg[8].而硫化氢的嗅觉阈值在 0.0018mg/m^3,氨气的嗅觉阈值在 0.2277mg/m^3.在存量垃圾开挖、转运和堆体整形阶段,恶臭气体会伴随施工过程扩散,形成恶臭气体无组织排放,危害填埋场工人和周边居民的工作和生活,并可能会对其身体健康造成影响.

存量垃圾开挖处置过程中无组织恶臭气体防治技术,主要包括通过喷洒除臭剂抑制垃圾本体异味、作业面布设固定或移动雾炮、帷幕屏障及应急喷枪阻隔扩散、厂界设置喷雾隔离墙封堵散逸、外围雾炮车动态防控敏感区等[9].这些方法不能从源头减少恶臭气体的产生量,而是在其逸散、扩散过程中采取管控措施,不仅效果不确定、成本较高,所喷洒的除臭剂也可能对环境产生二次污染.

好氧通风技术是目前研究和工程技术的热点之一.通过向垃圾填埋场堆体内注入空气,同时抽出空气和填埋气体混合气,提高垃圾堆体内气相物质中的氧含量,排出甲烷和恶臭气体,从源头削减填埋气中的恶臭物质,甚至将堆体的降解环境由厌氧转化为好氧,阻断甲烷和恶臭气体的产生.实施好氧通风,也可以加速填埋垃圾可生物降解有机质降解稳定化速率,缩短填埋场稳定化时间[10-17].好氧通风技术处理也能起到干燥填埋垃圾,减少渗滤液的产出量和降低渗滤液中的污染负荷的作用[18-20].

已有的研究中,好氧通风技术开展的周期比较长,多为 1a 及以上,不仅能耗较高,很多情况下也难以满足填埋场治理的工期要求.考虑到对开挖影响较大的为恶臭气体,而恶臭气体与氧气的混合反应或排出速率较快,尝试开展短时间好氧通风研究,通过实施较短周期的好氧通风,削除填埋堆体内的已产生的硫化氢等恶臭气体,并抑制其进一步产生,为堆体开挖创造较好的条件.

基于此,在海南省某填埋场开展短时间好氧通风试验,因采用了较大的注气和抽气流量,定义为短时间强曝气单元试验,在现场尺度研究短时间强曝气对生活垃圾填埋场堆体内甲烷、恶臭气体的削减和控制效果,研究其控制机理,并探讨实施短时间强曝气后匹配的开挖方案.

1 材料与方法

1.1 实验场地概况

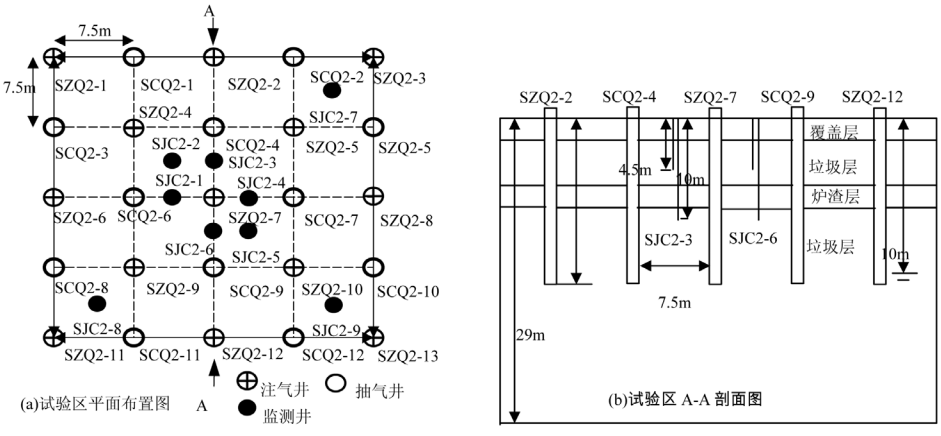


图 1 试验区现场布置

Fig.1 Site layout of the test area

现场试验在海南省某填埋场展开,试验区域垃圾填埋龄期为 3a.试验区面积约为 900m^2,地表标高为 100.0m,场底标高为 70.0~71.0m,垃圾平均厚度为 29m.试验区域深度约 5m~6m 处存在一层 1m 左右的炉渣层,渗滤液埋深在 10m~13m 左右,经测试,试验区域垃圾组分腐殖土、橡塑和竹木的占比分别为 27.5%、33.1%和 9.4%,含水率平均值约为 43%.

注气井、抽气井和监测点布置如图 1 所示,共设置注气井 13 口,抽气井 12 口,监测点 9 处.抽气井、注气井以间距为 7.5m 正方形布置,除监测点 SJC2-2 和 SJC2-7 仅打设一口深度 4.5m 的监测井外,其余监测点均打设深度 4.5 和 8.5m 的两口监测井.监测井内埋设含水率传感器和气压传感器,可以监测堆体内气压和含水率,内置的软管可以测量井内 4.5 和 8.5m 深处填埋气组分.

1.2　实验方案

目前研究中对于填埋场短时间强曝气抑制臭气污染源的研究较少,本试验开始前,对该填埋场开展了为期约 1 年的好氧修复工程,采用抽注气流量分别为 150m^3/h 左右,井间距约为 20m,在修复期间堆体内甲烷含量依旧在 5%以上,堆体内厌氧反应未能得到有效抑制,在停气 24h 后大部分监测井中甲烷含量上升至 10%以上,部分监测井中硫化氢含量也上升至 95.76mg/m^3.较低流量的曝气影响范围小,垃圾堆体内氧气含量也较低,无法完全抑制堆体中厌氧生化反应,抽注气停止后堆体中甲烷及臭气迅速回升.基于该填埋场好氧修复工程及类似研究,确定了试验单元范围、监测设施布置以及抽注气流量等关键参数.

如图 1(a)所示,以注气井 SZQ2-7 和抽气井 SCQ2-4、SCQ2-6、SCQ2-7 及 SCQ2-9 组成一个试验单元开展短时间强曝气试验.以注气流量为 340m^3/h 向注气井 SZQ2-7 进行注气,同时分别以单井抽气流量为 90m^3/h、总抽气流量 360m^3/h 在抽气井 SCQ2-4、SCQ2-6、SCQ2-7 和 SCQ2-9 中抽气.实验共持续 40,第一次试验为 10d,但在第 5d 时因抽气风机检修停止曝气一天,实际曝气时间为 9d.在第一次曝气结束后测量堆体内的气体组分变化.第一次曝气结束后 1d,开展第二次强曝气试验,强曝气持续 30d,试验结束后测量堆体内气体组分变化.使用 GA5000 沼气分析仪(英国)测量监测点 SJC2-1、SJC2-2、SJC2-3、SJC2-4、SJC2-5、SJC2-6 以及抽气井 SCQ2-4、SCQ2-6、SCQ2-7、SCQ2-9 深度 4.5m 处和 8.5m 处的气体组分,测量指标包括甲烷、二氧化碳、氧气、硫化氢和氨气.在第一次强曝气试验期间和恢复期内每天测量.在第二次强曝气试验期间仅在最后两天测量堆体内的气体组分,并在停止强曝气后的 2d 内进行测量.

在第一次强曝气试验期间,每天在抽气井 SCQ2-4、SCQ2-6、SCQ2-7 和 SCQ2-9 内取得渗滤液样品;在第二次强曝气试验结束后再次取得相应渗滤液样品.取样的深度约为堆体表面以下 11m.采用纳氏试剂分光光度法(HJ535-2009)[22]测试渗滤液中氨氮指标.

同时为衡量试验区域外对试验区的影响.在试验前和强曝气结束前测量外围抽气井 SCQ2-1、SCQ2-2、SCQ2-3、SCQ2-5、SCQ2-8、SCQ2-10、SCQ2-1 以及 SCQ2-12 处气体组分变化.

2　结果与讨论

2.1　甲烷含量变化

如图 2 所示,在强曝气作用下,甲烷被迅速驱,填埋气中的甲烷含量在 2h 内从初始值 30%~40%下降至 2%以下,且在强曝气期间均维持在 2%以下.在第 10d 停止强曝气后,甲烷含量开始逐步从上下两侧向中心回升.在停止曝气 8h 后,抽气井 SCQ2-4 和 SCQ2-9 内 4.5m 深度处的甲烷含量已经上升至 15.9%和 15.3%,抽气井 SCQ2-4 和 SCQ2-9 内 8.5m 深度处的甲烷含量也分别上升至 17.1%和 15.3%.停止强曝气 8h 内,监测点中的甲烷含量回升速度较慢,试验单元内 4.5m 深度的各监测点中,除监测点 SJC2-6 回升至 8.5%以外,其余各监测点内甲烷含量均小于 1%.而在 8.5m 深度处各监测点内甲烷含量均小于 5%.

如图 3(a)所示,继续强曝气 30d 后,测得堆体内 4.5m 深处的甲烷含量最高点为监测点 SJC2-6 的 0.3%,其余各点均下降至 0%,各抽气井中甲烷含量也在 2%以下.在停止强曝气 8h 后,监测点 SJC2-2 甲烷含量回升至 0.5%,监测点 SJC2-6 甲烷含量回升至 2.6%.在停止曝气 24h 后,监测点 SJC2-2 甲烷含量回升至 4.9%,监测点 SJC2-6 甲烷含量回升至 5.8%,其余各监测点中甲烷含量依旧保持在 1%以下.在停止曝气 48h 后,SJC2-2 内甲烷含量上升至 6.1%,SJC2-6 从 5.8%下降至 3.9%.

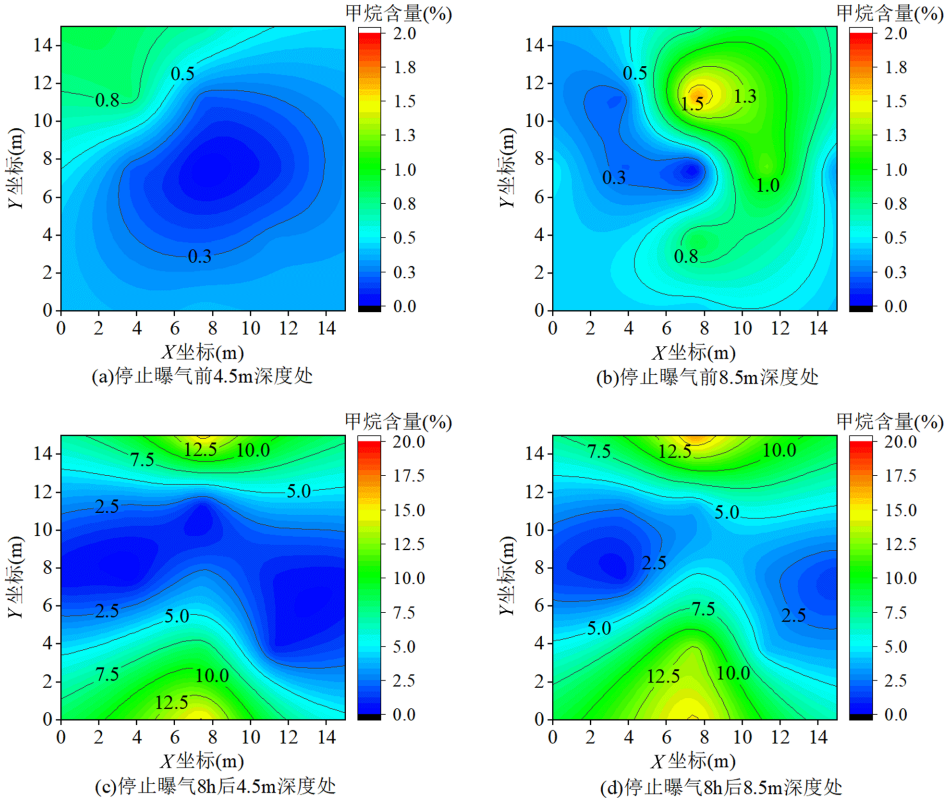


图 2 第一次强曝气试验堆体内甲烷含量平面分布

Fig.2 Planar distribution of methane content within the landfill mass during the first high-intensity aeration test

如图 3(b)所示,续强曝气 30d 后,测得垃圾堆体内 8.5m 深度处,除监测点 SJC2-3 和 SJC2-6 内测出甲烷含量为 0.2%,其余各监测点中甲烷含量均下降至 0%.在停止强曝气后,堆体内甲烷开始逐渐回升.在停止曝气 8h 后,监测点 SJC2-5 中甲烷含量从 0%上升至 0.4%,抽气井 SCQ2-9 则从 0.1%上升至 3.5%.在停止曝气 24h 后,监测点 SJC2-2 从 0.6%上升至 3.7%,抽气井 SCQ2-7 则从 1.8%上升至 6.8%.在停止曝气 48h 后,在抽气井 SCQ2-7 内甲烷含量上升至 7.1%.

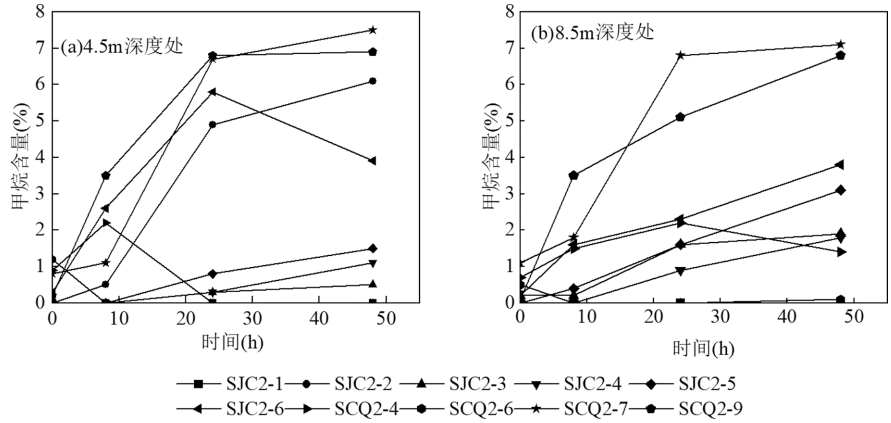


图 3 第二次强曝气试验停止后甲烷含量随时间变化

Fig.3 Temporal variation of methane content after cessation of the second high-intensity aeration test

在第一次强曝气结束前,堆体内 4.5m 深度处和 8.5m 深度处甲烷含量平均值分别为 0.33%和 0.61%,但在停止曝气 8h 后回升至 4.38%和 6.07%.在第二次强曝气结束前,堆体内 4.5m 深度处甲烷平均含量为 0.24%,停止曝气 8h 后甲烷平均含量为 0.99%,停止曝气 24h 后甲烷平均含量为 2.56%,停止曝气 48h 后回升至 2.75%.在第二次强曝气结束前堆体内 8.5m 深度处甲烷平均含量为 0.28%,停止曝气 8h 后

甲烷平均含量为 1.0%,在停止曝气 24h 后甲烷含量平均值为 2.27%,在停止曝气 48h 后甲烷含量平均值为 2.88%.如图 4 所示,靠近试验区边缘的抽气井中的甲烷含量回升速度要远快于靠近中心区域的监测井,这可能是由于试验区与周边堆体的气体交换速度快于与试验区下覆堆体的气体交换速度.

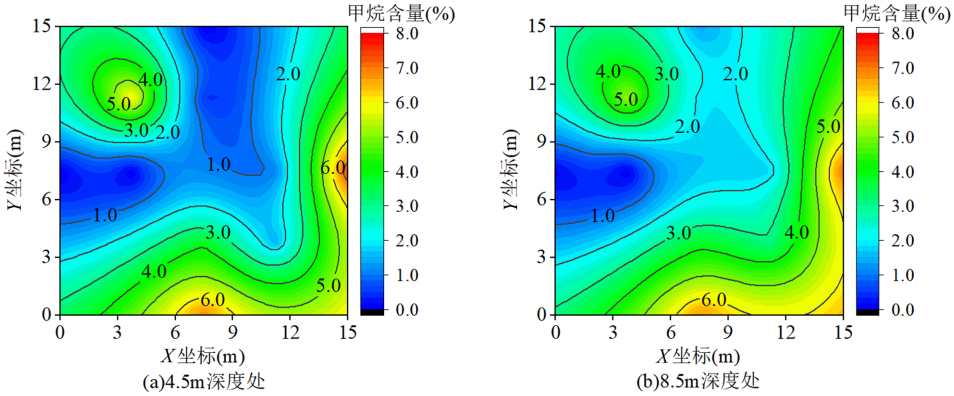


图 4　第二次强曝气试验结束 48h 后堆体内甲烷含量平面分布

Fig.4　Planar distribution of methane content in the landfill mass 48hours after the second high−intensity aeration test

2.2　氧气含量变化

在强曝气作用下堆体中氧气含量迅速上升,氧气含量在 2h 内迅速从初始值 0~5%上升至 17%以上,部分区域接近 20%.在第 10d 停止强曝气前氧气含量平面分布如图 5(a)(c)所示,在 4.5m 深度处测得的氧气含量平均值为 18.7%;在 8.5m 处测得的氧气含量平均值为 18.9%.停止注气后堆体内氧气含量开始下降,停止曝气 8h 后 4.5m 深度处氧气含量平均值为 7.9%,8.5m 深度处氧气含量平均值为 9.3%.

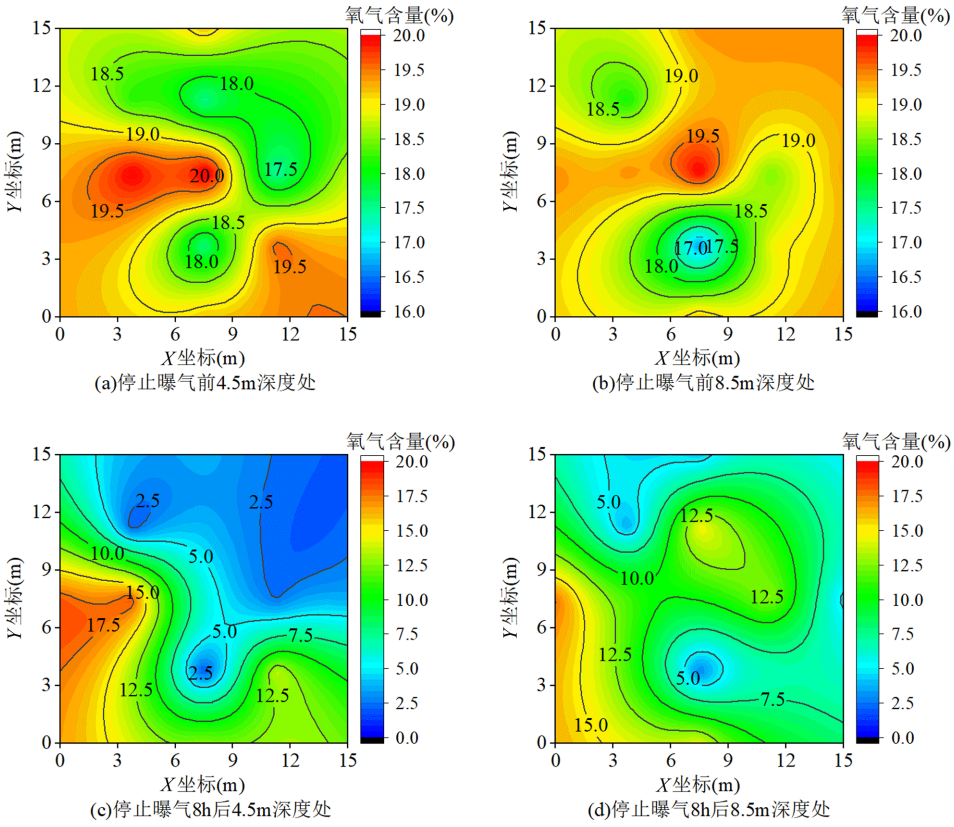


图 5　第一次强曝气试验堆体内氧气含量平面分布

Fig.5　Planar distribution of oxygen content within the landfill mass during the first high−intensity aeration test

在第一次好氧强曝气结束后,继续进行 30d 的强曝气.如图 6 所示,经过 30d 的强曝气后,堆体内 4.5m 深度处的氧气含量平均值上升至 19.5%,8.5m 深度处的氧气含量平均值上升至 19.9%.停止曝气 8h 后,堆体内测得的平均氧气含量在 4.5m 深度处下降至 11.25%,在 8.5m 深度处下降至 9.27%;在停止曝气 24h 后,堆体 4.5m 深度处继续下降至 3.2%,堆体 8.5m 深度处继续下降至 5.5%;在停止曝气 48h 后,堆体 4.5m 深度处下降至 1.68%,堆体 8.5m 深度处下降至 3.4%.氧气含量的下降与停止曝气后周边和底部填埋气入侵及试验区域内氧气的消耗有关,相较于靠近试验区域中心的监测井,靠近试验边缘的抽气井内测得的氧气含量下降速率更快(图 7).

由于本次强曝气试验抽注气流量大,氧气含量迅速上升至 17%以上,甲烷含量迅速下降至 5%以下,处于甲烷爆炸极限的窗口期较短.在工程中实施强曝气预处理治理,需要采取如下安全管控措施:采用防爆注气风机、引风机等设施,对抽出混合气体组分开展实时监测报警,严格管控作业区域火源.

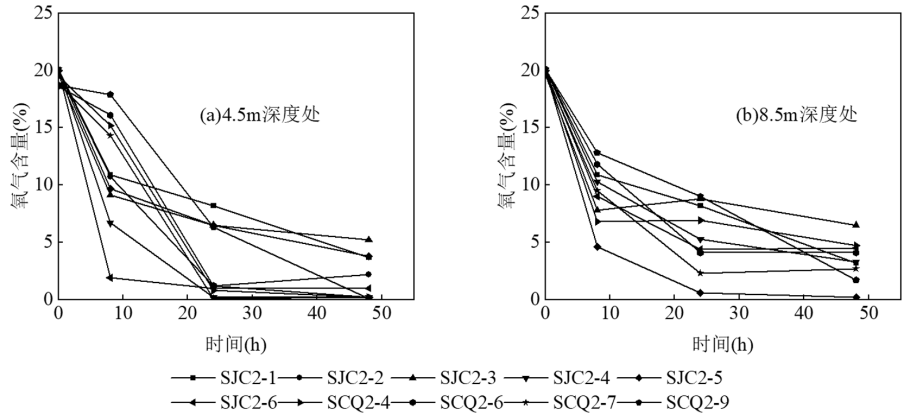


图 6 第二次强曝气试验停止后堆体内氧气含量随时间变化

Fig.6 Temporal variation of oxygen content in the landfill mass after cessation of the second high-intensity aeration test

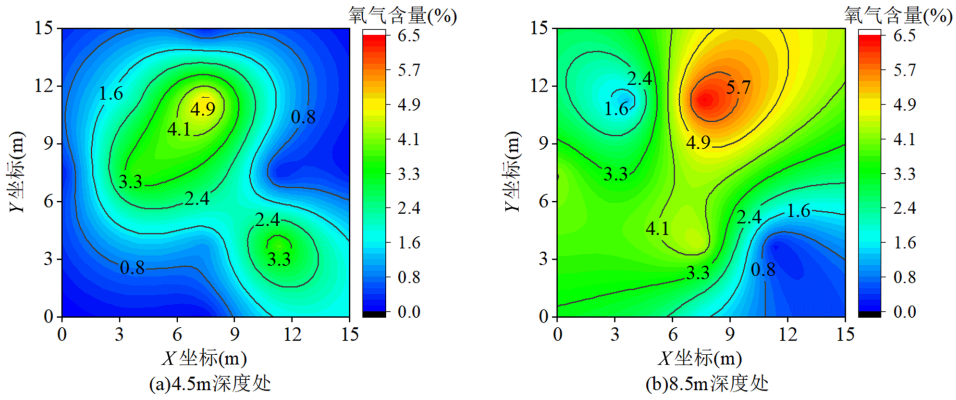


图 7 第二次强曝气结束后 48h 堆体内氧气含量平面分布

Fig.7 Planar distribution of oxygen content in the landfill mass 48hours after the second high-intensity aeration

2.3 硫化氢含量变化

在好氧强曝气前,堆体内各监测井中测得的硫化氢含量在 15.2~36.28mg/m^3,超过 15.2mg/m^3 的短期暴露限值.在曝气 2h 后硫化氢含量由初始平均值 21.3mg/m^3 下降至 5.7mg/m^3.如图 8 所示,在经过第一次 9d 的强曝气后,硫化氢含量显著下降,最大值为 6.08mg/m^3.在停止强曝气后,左上角监测点 SJC2-2 处 4.5m 深度和 8.5m 深度硫化氢含量在 8h 后均回升至 27.36mg/m^3,显示出试验区周边的硫化氢向试验区侵入的迹象.

如图 9 所示,在第一次短期强曝气结束后,继续强曝气 30d 后测得在堆体内 4.5m 深度处除监测点 SJC2-1 为 6.08mg/m^3,SJC2-5 为 3.04mg/m^3 外,其余各监测点硫化氢含量均下降至 0mg/m^3;停止强曝气 8h 以后,除监测点 SJC2-1 上升至 7.6mg/m^3 外,其余各监测点依旧维持在 0mg/m^3;在停止注气 24h 后,堆

体内硫化氢含量开始回升,堆体内硫化氢含量最大点出现在监测点 SCJ2−1 和 SJC2−7 为 10.64mg/m^3,平均值为 3.496mg/m^3;在停止注气 48h 后堆体硫化氢含量依旧维持在较低水水平,硫化氢含量最大点出现在监测点 SJC2−4 为 10.64mg/m^3.平均硫化氢含量为 3.496mg/m^3.

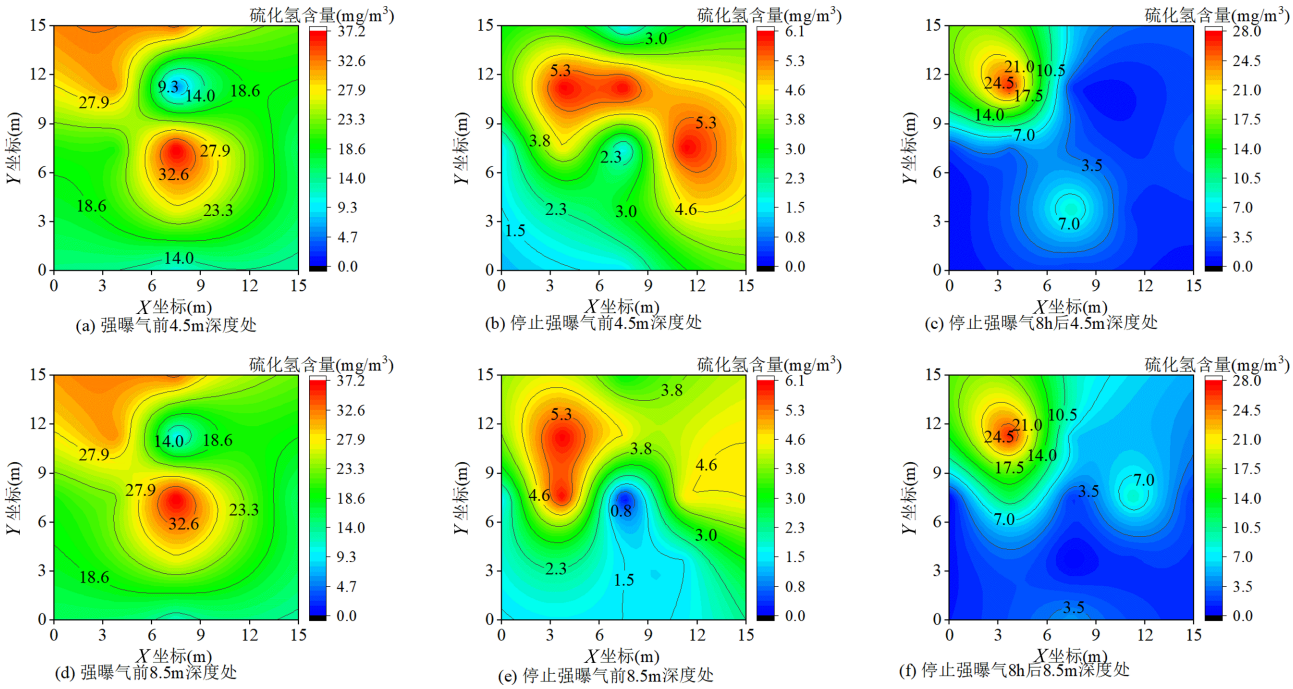


图 8　第一次强曝气试验堆体内硫化氢含量平面分布

Fig.8　Planar distribution of hydrogen sulfide content within the landfill mass during the first high−intensity aeration test

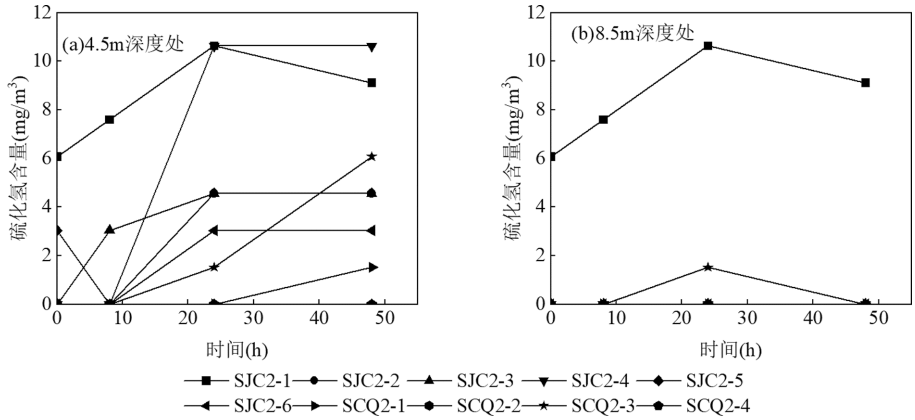


图 9　第二次强曝气试验停止后堆体内硫化氢含量随时间变化

Fig.9　Temporal variation of hydrogen sulfide content in the landfill mass after cessation of the second high−intensity aeration test

在堆体内 8.5m 深度处除监测点 SJC2−1 为 6.08mg/m^3,其余各监测井硫化氢含量均下降至 0mg/m^3;停止曝气 8h 后除监测点 SJC2−1 硫化氢含量上升至 7.6mg/m^3,其余各监测点依旧维持在 0mg/m^3;在停止曝气 24h 后,在监测点 SJC2−1 处硫化氢含量上升至 10.64mg/m^3, SJC2−7 处上升至 1.52mg/m^3;在停止曝气 48h 后,在监测点 SJC2−1 处硫化氢含量下降至 9.12mg/m^3,SCQ2−7 处硫化氢含量下降至 1.52mg/m^3.

取硫化氢抑制率为:

$$\eta = (c_0 - c)/c_0 \tag{1}$$

式中:η为硫化氢抑制率,1;c 为硫化氢现期含量,mg/m^3;c_0 为硫化氢初始含量,mg/m^3.

相较于堆体内硫化氢含量初始值,填埋堆体

4.5m 深度处在第一次强曝气结束时和停止曝气 8h 后,硫化氢的抑制率分别为 81.0%和 65.6%;填埋堆体 8.5m 深度处在第一次强曝气结束时和停止曝气 8h 后,硫化氢的抑制率分别为 83.9%和 74.1%.相较于堆体内硫化氢含量初始值,填埋堆体 4.5m 深度处在第二次强曝气结束时、停止曝气 8h 后,停止曝气 24h 后,停止曝气 48h 后硫化氢的抑制率分别在 95.6%,94.8%,83.2%和 81.0%;填埋堆体 8.5m 深度处在第二次强曝气结束时和停止曝气 8h 后、停止曝气 24h 后,停止曝气 48h 后硫化氢的抑制率分别在 96.7%,95.9%,93.5%和 95.0%.

2.4 强曝气过程中填埋气中氨气含量变化及孔隙渗滤液中氨的脱除

如图 10 所示,在强曝气开始前,堆体中氨气含量除监测点 SJC2-1(4.5m 深度处)和监测点 SJC2-4(8.5m 深度处)分别为 66.88mg/m^3 和 92.72mg/m^3 外,其余各监测点内测得的氨气含量均为 0mg/m^3.在强曝气开始后,各监测点内测得的氨气含量均迅速上升,在曝气 2h 内氨气含量平均值由 13.3mg/m^3 上升至 288.7mg/m^3.部分监测点如 SJC2-4(4.5m 深度处)和 SJC2-4(8.5m 深度处)内氨气含量在一天内上升至 760mg/m^3 以上,达到检测仪器的上限.第二次强曝气结束时,测得的抽出气体中氨气含量依旧维持在较高水平.

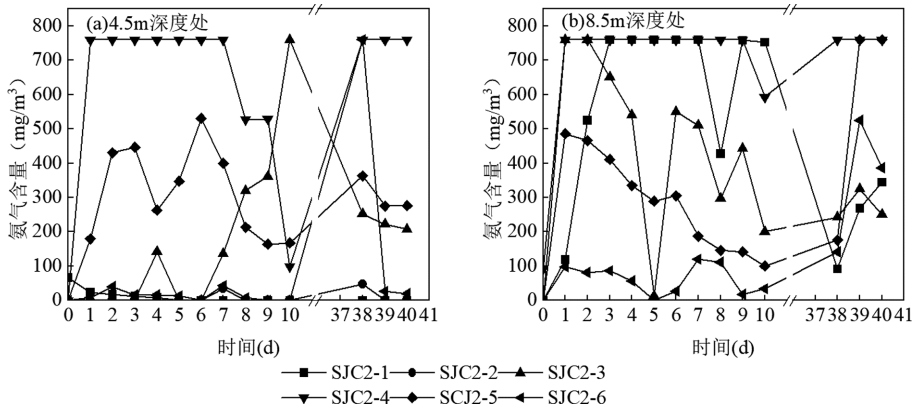


图 10 强曝气期间堆体中氨气含量随时间变化

Fig.10 Temporal variation of ammonia content in the landfill mass during high-intensity aeration

由于沼气分析仪测的氨气含量最大值为 760mg/m^3,超出 760mg/m^3 的点在图中表示为 760mg/m^3

如图 11(a)所示,即使抽注气井开孔段位于渗滤液液位以下,由于受到渗滤液的阻挡,注入气体无法进入渗滤液液位以下,而向上运移并由抽气井排出.气体在垃圾堆体内运移时,形成气体通道,气体与孔隙间滞留的渗滤液表面发生交互作用,使渗滤液中的游离氨穿过气液界面,向气相转移并由抽气井排出.且氨气排出速度与 pH 值,温度,氨氮含量等有关[22].

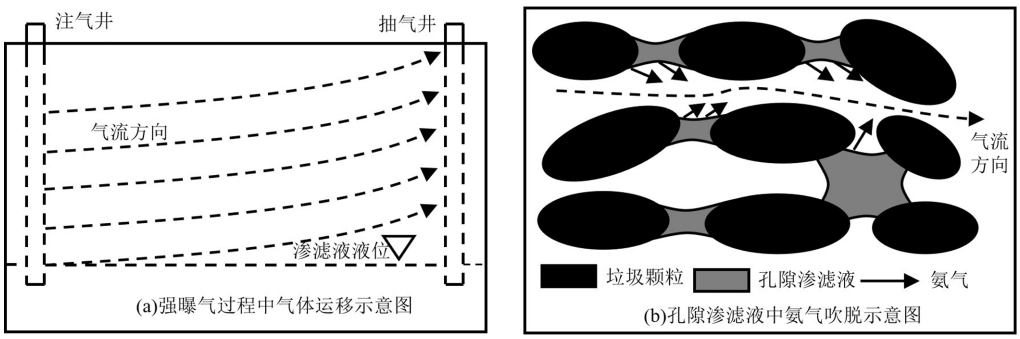


图 11 垃圾堆体内孔隙渗滤液中氨气吹脱示意图

Fig.11 Schematic diagram of ammonia stripping from pore leachate in the landfill mass

第一次强曝气期间抽气井内每日抽出气中氨气含量平均值如图 12(a)所示,试验第 5d 由于风机检

修,停止强曝气,设置第五 d 抽出气体中氨气含量为 0mg/m^3.按下式:

$$M_G = V_G \times c_G \quad (2)$$

式中:M_G为抽出气体中氨氮总量,mol;V_G为抽出气体体积,m^3;c_G为抽出气体中氨气含量,mol/m^3.

计算得到第一次试验期间累计排出氨气量如图 12(b)所示,第一次强曝气期间堆体内总共排出氨气约 1253.3mol.当强曝气持续至第 39d 时抽气井抽出气体中氨气含量 SCQ2−4 为 331.36mg/m^3、SCQ2−6 为 386.1mg/m^3、SCQ2−7 为 367.1mg/m^3、SCQ2−9 为 153.52mg/m^3,平均气体含量为 309.5mg/m^3.第 40d 时抽气井抽出气体中氨气含量 SCQ2−4 为 306.28mg/m^3、SCQ2−6 为 323.76mg/m^3、SCQ2−7 为 377.4mg/m^3、SCQ2−9 为 129.6mg/m^3.平均气体含量为 284.26mg/m^3.抽气井内抽出气体氨气第一次强曝气未出现明显衰减.以试验最后 2d 内抽出气体的氨气含量平均值 296.89mg/m^3 作为后续第二次强曝气 30d 内排出填埋气中氨气平均含量,则后 30d 内排出氨气量约为 4526.9mol.综上经过 40d 强曝气,总共排出氨气约为 5779.6mol.

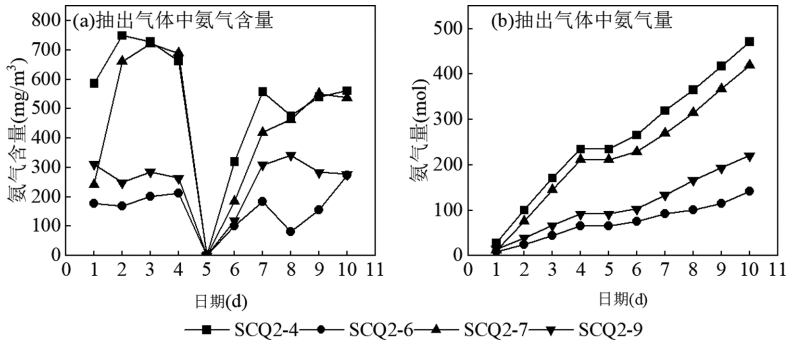


图 12　抽出气体中氨气含量随时间变化

Fig.12　Temporal variation of ammonia content in the extracted gas

如图 13 所示,试验开始前抽气井 SCQ2−4 内渗滤液中的氨氮含量为 1680mg/L,在强曝气第 9d 后氨氮含量为 2280mg/L.而在强曝气第 40d 时氨氮含量为 2720mg/L.在第一次和第二次强曝气期间,通过抽注气排出了大量的氨气,但是渗滤液取样测得的氨氮含量并未出现明显降低.其余抽气井内渗滤液也和 SCQ2−4 一致.因此,可以认识到,强曝气期间排出的氨气并非来自液位面以下的渗滤液,而来自渗滤液液位以上的垃圾孔隙中的滞留渗滤液.

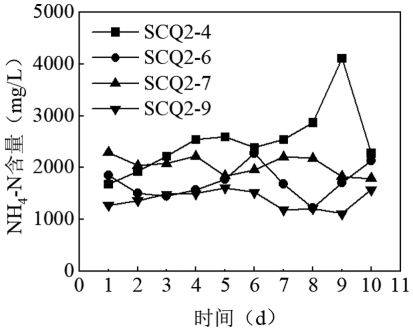


图 13　渗滤液中 NH_4−N 含量随时间变化

Fig.13　Temporal variation of ammonium nitrogen (NH_4^+−N) content in leachate

试验期间,抽气井 SCQ2−4 内氨氮平均含量为 2515mg/L、抽气井 SCQ2−6 内氨氮平均含量为 1716mg/L、抽气井 SCQ2−7 内氨氮平均含量为 2044mg/L、抽气井 SCQ2−9 内氨氮平均含量为 1388mg/L.4 口抽气井内氨氮平均值为 1915.8mg/L.假设垃圾孔隙渗滤液中初始氨氮含量与液面以下渗滤液中氨氮含量相同,取堆体内孔隙渗滤液中初始氨氮含量平均值为 1915.8mg/L.孔隙渗滤液中氨氮总含量按下式计算:

$$M_L = V \times w \times \rho_m / \rho_w \times c_L \quad (2)$$

式中:M_L 为孔隙渗滤液中氨氮总量,mol;为试验区域堆体体积,m^3;w 为垃圾质量含水率,1;σ_m 为垃圾密度,kg/m^3;σ_w为渗滤液密度,kg/m^3;c_L 为氨氮浓度, mol/m^3.

计算得到试验区域堆体内总氨氮含量约为 12850mol,而吹脱出氨氮含量约 5779.6mol,约占受影响区域内孔隙渗滤液中氨氮总量的 45%.可见,通过实施两次强曝气,垃圾孔隙渗滤液中的氨氮含量显著降低,后续开挖时的挥发强度将会相应下降,强曝气对降低开挖过程中氨气污染也有一定效果.

由于垃圾堆体表面有 HDPE 膜覆盖,抽注气井及管

道密封良好,由垃圾孔隙渗滤液中吹脱出的氨气由抽气井抽出,并经过管道运输至尾气处理设施,在试验期间堆体中氨气与硫化氢并未暴露出来,潜在风险较小.

2.5 周边区域对试验影响

试验前测得实验区域外围抽气井 SCQ2-1、SCQ2-2、SCQ2-3、SCQ2-5、SCQ2-8、SCQ2-10、SCQ2-11 及 SCQ2-12 中 4.5m 深度处甲烷含量为 40.1%,37.5%、28.3%、37.3%、40.5%、46.7%、51.2%、49.4%,氧气含量分别为 2.1%、0.5%、0.6%、0.7%、0.6%、0.3%、0.3%、0.4%,未受到周边区域影响.在经过两次强曝气结束前试验单元各监测井内甲烷含量平均值在 4.5m 处降至 0.24%,氧气含量在 4.5m 深度处上升至 19.5%,此时测得试验区域外围各抽气井内甲烷含量分别为 17.6%、6.8%、8.6%、12.6%、14.7%、6.4%、6.4%及 5.7%,氧气含量分别为 3.2%、8.2%、4.3%、4.6%、1.2%、6.4%、4.3%、11.6%.结果表明在该强曝气流量下影响区域处于试验单元内部,试验单元的范围大于强曝气的影响范围,周边区域对本试验的影响很小.

2.6 后续开挖建议

与旨在通过长期好氧作用提高垃圾稳定化程度的传统好氧通风技术不同,短期强曝气技术作为一种高效预处理手段,在配合后续堆体开挖方面展现出优势.长期好氧技术实施周期较长,提升垃圾稳定化程度的效率较低,而短期强曝气预处理更快速,通过数周的高强度通风,迅速替换堆体内的存量气体,同时将垃圾堆体从厌氧状态转变为好氧状态,从源头上抑制硫化氢等恶臭物质的产生,为后续大规模机械开挖作业创造可接受的环境条件.现场试验也表明,该技术也能够快速降低垃圾含水率、提升筛分效率.短期强曝气预处理与开挖筛分分类处理相结合,可实现存量填埋场的快速开挖筛分处置,不仅能消除环境污染源,也可释放宝贵的土地资源,为我国存量填埋场的治理与修复提供了一条更具有时效性的技术路径.

通过强曝气预处理,堆体中甲烷和臭气物质被迅速抑制,但随着曝气的停止,堆体内甲烷和臭气含量回升,回升速度与曝气时间有关,垃圾的开挖、转运需要在臭气气体显著恢复之前完成.按试验结果,强曝气预处理 9d,获得的适宜开挖时间约 8h 左右;强曝气预处理 30d,获得的适宜开挖时间在 48h 左右.对于类似填埋场,建议实施分区域分层预处理及开挖的原则,基于所获得的适宜开挖时间和开挖作业能力,设定分区开挖的面积与深度.强曝气好氧作用区域的面积、影响深度要稍大于拟开挖的区域面积和深度,如在拟开挖区域的四周留出宽度为 1~2m 的气体阻滞区,底部留出 1~2m 及以上的竖向阻滞区(图 14).同时采用移动雾炮对开挖产生的扬尘,臭气进行压制.

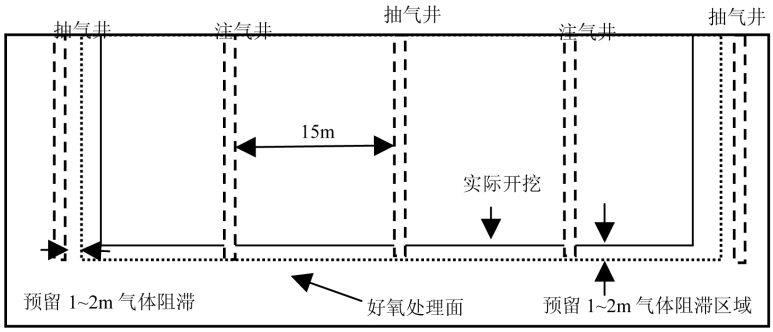


图 14 垃圾堆体开挖示意

Fig.14 Schematic diagram of landfill mass excavation

3 结论

3.1 填埋堆体内的填埋气在强曝气开始后被迅速驱替,甲烷含量在 2h 内从 20%~40%下降至 2%以下,氧气含量从 0%~5%上升至 17%以上,且随着曝气时间的延长继续缓慢上升.硫化氢含量由平均值 21.3mg/m^3 下降至 5.7mg/m^3,且随曝气时间的延长而继续下降.氨气含量平均值由 13.3mg/m^3 上升至 288.7mg/m^3,且随着曝气时间的延长而继续上升.

3.2 曝气时间越长、对甲烷和硫化氢的抑制效果越好.第二次 30d 曝气后,甲烷含量降至 0.26%和 0.31%,停止曝气后 48h 后仅回升至 2.75%和 2.88%;硫化氢抑制率提升至 95.6%和 96.7%,停止曝气 48h 后仍维持在 81%和 95.1%.抑制效果均优于第一次 9d 的曝气.

3.3　强曝气会引起氨气含量的上升,试验开始2h内氨气含量平均值由 13.3mg/m^3 上升至 286.7mg/m^3,部分监测井甚至上升至 760mg/m^3,达到检测仪器的上限.原因为大量游离氨从垃圾孔隙渗滤液中被吹脱出来.估算两次强曝气总共排出氨气5779.6mol,约占影响区域孔隙渗滤液中氨氮总量的45%.

3.4　强曝气开始后,混合气体会在短时间内处于爆炸极限,但随着强曝气的进行,甲烷含量快速降低,混合气体处于爆炸极限的时间窗口较短.工程实施时需采取严格安全措施,包括使用防爆风机、实时监测气体成分、设置报警系统,并严格管控作业区域火源,以确保施工安全.

3.5　结果表明,曝气 9d 适宜的开挖时间约 8h,而曝气 30d 适宜的开挖时间可延长至 48h,能够为分层开挖作业提供较为充足的时间.基于试验结果,提出了填埋场分区、分层预处理和开挖的策略.

参考文献：

[1] 刘晓成,陈云敏,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 [J]. 中国科学:科学技术, 2019, 49(2):199−211.
Liu X C, Chen Y M, Xu W J, et al. Analysis on stabilization characteristics and exploitability of landfilled municipal solid waste: Case of a typical landfill in China [J]. Scientia Sinica Technology, 2019,49(2):199−211.

[2] 梁智飞,祝雄涛.注氧稳定化预处理技术在生活垃圾卫生填埋场存量垃圾开挖中的应用 [J]. 环境卫生工程, 2024,32(6):90−95.
Liu Z F, Zhu X T. Application of oxygen injection stabilization pretreatment technology in excavation of stockpiled waste from domestic waste sanitary landfill [J]. Environmental Sanitation Engineering, 2024,32(6):90−95.

[3] 李水江,张效刚,谈　强,等.我国南方某生活垃圾填埋场存量垃圾直接开挖掺烧中试 [J]. 环境工程, 2023,41(8):196−201.
Li S J, Zhang X G, Tan Q, et al. Apilot−scale study of direct excavation and co−incineration of existing municipal solid waste in a landfill in southern china [J]. Environmental Engineering, 2023,41(8):196−201.

[4] 郑康琪,陈　萍,邱鈺峰,等.生活垃圾腐殖土物化性质及资源化利用途径——以浙江省某高龄期填埋场为例 [J]. 中国环境科学, 2022,42(7):3254−3264.
Zheng K Q, Cheng P, Qiu Y F, Physicochemical properties and reuse of municipal solid waste fine fraction: Case of an aged landfill site in Zhejiang Province [J]. China Environmental Science, 2022,42(7): 3254−3264.

[5] 韦宇凡,徐文杰,彭　毅,等.城市固废填埋场开挖筛分再利用碳排放评估 [J]. 中国环境科学, 2024,44(9):5044−5052.
Wei Y F, Xu W J, Peng Y, et al. Assessment of carbon emissions during excavation, screening, and reuse of municipal solid waste landfill [J]. China Environmental Science, 2024,44(9):5044−5052.

[6] 李　玲,熊骏生,陶凌燕,等.城市生活垃圾填埋场恶臭污染特征和生物控制技术研究进展 [J]. 杭州师范大学学报(自然科学版), 2014, 13(5):523−528.
Li L, Xiong J S, Tao Y L, et al. The characteristics and bio−control technology of odor pollution at municipal solid waste(MSW) landfill sites [J]. Journal of Hangzhou normal University(Natural Science Edition), 2014,13(5):523−528.

[7] Ding Y, Cai C, Hu B, et al. Characterization and control of odorous gases at a landfill site:A case study in Hang zhou, china [J]. Waste Management, 2012,32(2):317−326.

[8] Lou Z Y, Wang M C, Zhao Y C, et al. The contribution of biowaste disposal to odor emission from landfills [J]. Journal of the Air & Waste Management Association, 2015,65(4):479−484.

[9] 杨　寒,祁　乐,余泽洋.存量生活垃圾填埋场处置过程的无组织恶臭气体防治技术分析 [J]. 中国资源综合利用, 2024,42(12):191−193.
Yang H, QI L, Yu Z Y. Analysis of unorganized odor gas prevention and control technology in the disposal process of existing domestic landfills [J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2024,42 (12):191−193.

[10] 李　蕾,彭　垚,谭涵月,等.填埋场原位好氧稳定化技术的应用现状及研究进展 [J]. 中国环境科学, 2021,41(6):2725−2736.
Li L, Peng Y, Tan H Y, et al. Application status and research progress of in−situ landfill aeration [J]. China Environmental Science, 2021, 41(6):2725−2736.

[11] 倪　哲,刘建国,周天航,等.生活垃圾短期好氧预处理工艺优化研究 [J]. 中国环境科学, 2016,36(2):476−484.
Ni Z, Liu J G, Zhou T H, et al. Optimization of short−term aerobic pretreatment process for municipal solid waste landfilling [J]. China Environmental Science, 2016,36(2):476−484.

[12] 柯　瀚,徐　兴,胡　杰,垃圾填埋场生化降解指标测试及液气产量评估 [J]. 中国环境科学, 2021,41(9):4167−4175.
Ke H, Xu X, Hu J, Biochemical degradation index test and liquid−gas production evaluation of waste landfill [J]. China Environmental Science, 2021,41(9):4167−4175.

[13] 孟凡勇,郭婧婷,刘志刚,等.生活垃圾填埋场好氧稳定化工艺设计参数试验研究 [J]. 环境卫生工程, 2021,29(4):93−98.
Meng F Y, Guo J T, Liu Z G, et al. Field testing study on design parameters of Aerobic stabilization process in landfills [J]. Environmental Sanitation Engineering, 2021,29(4):93−98.

[14] 孙益彬.好氧生物反应器填埋场中气体注入、产生及运移的拟稳模拟研究 [D]. 北京:北京化工大学, 2012.
Sun Y B. Computer simulation on gas injection, generation and transport in aerobic bioreactor landfills under quasi−steady−state condition [D]. Beijing: Beijing University of Chemical Technology, 2012.

[15] 韩正平,勾冬梅,刘树峰.好氧治理技术在大连某垃圾填埋场中的应用 [J]. 环境卫生工程, 2019,27(4):65−68.
Han Z P, Gou D M, Liu S F, Application of aerobic treatment technology in a landfill in Dalian [J]. Environmental Sanitation Engineering, 2019,27(4):65−68.

[16] Grossule V, Morello L, Cossu R, et al. Bioreactor landfills: Comparison and kinetics of the different systems [J]. Detritus, 2018,3:100−113.

[17] Read A D, Hudgins M, Phillips P. Perpetual landfilling through aeration of the waste mass; lessons from test cells in Georgia (USA) [J]. Waste Management, 2001,21(7):617−629.

[18] Bilgili M S, Demir A, Özkaya B. Quality and quantity of leachate in aerobic pilot−scale landfills [J]. Environmental Management, 2006, 38(2):189−196.

[19] Bilgili M S, Demir A, Özkaya B. Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes [J]. Journal of Hazardous Materials, 2007,143(1/2):177−183.

[20] Borglin S E, Hazen T C, Oldenburg C M, et al. Comparison of aerobic and anaerobic biotreatment of municipal solid waste [J]. Journal of the Air Waste Management Association, 2004,54(7):815−822.

[21] Erses A S, Onay T T, Yenigun O. Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills [J]. Bioresource Technology, 2008,99(13):5418−5426.

[22] HJ535-2009　水质 氨氮的测定 纳氏试剂分光光度法 [S].
HJ535-2009　Water quality—Determination of ammonianitrogen—Nessler's reagent spectrophotometry [S].

[23] 周明罗.高浓度氨氮废水的吹脱及气相氨的催化氧化研究 [D]. 云南:昆明理工大学, 2005.
Zhou M L. Blow-off & catalytic oxidizing method treatmenting high concentrated ammonia-nitrogen wastewater [D]. Kunming: Kunming University of Science and Technology, 2005.

作者简介：陆雨峰(1999−),男,浙江嘉兴人,浙江大学硕士研究生,主要从事生活垃圾填埋场好氧稳定化治理方向的研究.发表论文 2 篇. 2434423221@qq.com.