

⑥

卫生填埋工程,

淋洗液. 排除
固体废物

第15卷第6期

水利水电科技进步

1995年12月

27-31, 34

美国的现代卫生填埋工程(续)^①

钱学德

郭志平

Tu 9P3

(河海大学地质及岩土工程系 南京 210098)

3 淋洗液收集和排除系统

填埋场淋洗液是由于堆填废弃物时降水过滤和对固体废弃物压榨产生的。影响淋洗液数量的因素有降水量、地下水侵入、固体废弃物的性质和封顶设计^[5]。在干旱地区,淋洗液的产出速率很慢,甚至可为零。但在湿润地区,淋洗液产出的速率可能很高。淋洗液产出速率最高的时期是废弃物堆填有利于生物活跃的早期,并随着堆填物增加并逐渐封闭而降低。淋洗液产出速率的趋势可以从图15中看出,图中资料是从具有土工膜封顶的双向城市固体废弃物填埋场得到的^[6]。在堆填废弃物时,月平均淋洗液产出率可达3400

L/(hm²·d),而在封闭后的前三年里,速率仅为70L/(hm²·d)。

固体废弃物被堆填后,淋洗液在重力作用下向下流至首次淋洗液收集系统,这一层是由排水材料(砂、砾或土工网)组成并由反滤层(土工织物或砂)加以保护,见图7^②。淋洗液在重力作用下经排水材料流入集水坑,然后在窖井或倾斜的抽水管中用潜水泵进行排除。排水滤层、集水坑、排水窖井或抽水管,被统称为首次淋洗液收集和排除系统。

二次淋洗液收集系统位于第一层和第二层衬垫之间(见图7)^③,这一层也叫漏水监测层,它由一层用来排水的土工网和一层作反滤和隔离用的土工织物组成。通过第一层衬

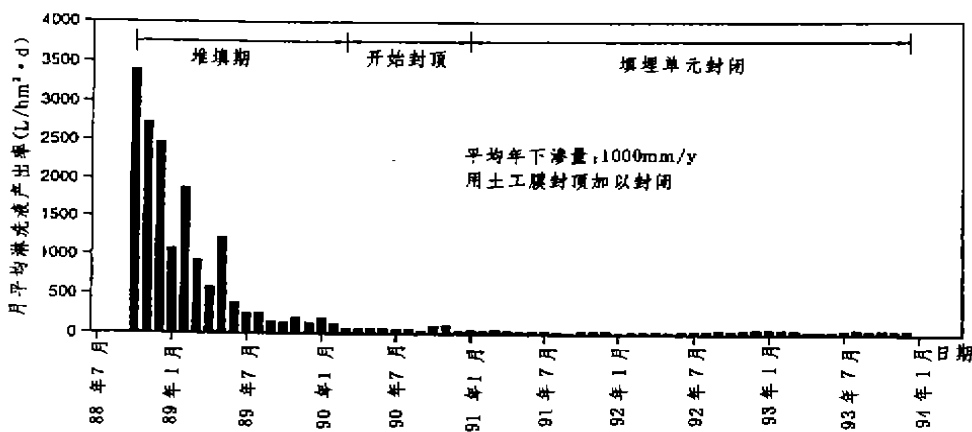


图15 某城市固体废弃物填埋场的淋洗液产出率

① 本文第一部分刊于本刊1995年第5期;②钱学德,旅美学者,美国密执安大学兼职教授。

垫的淋洗液(即遗漏的液体),在重力作用下向下流入二次淋洗液收集系统的集水坑,并被收集和排除。二次淋洗液的数量很少,一般可用小直径的管子来排除。这些排水层、反滤层、集水坑和排水管的综合统称为二次淋洗液收集和排除系统。

为避免淋洗液在填埋场底部积累起来,必须将底面做成一系列倾斜的台地,如图 16 所示。这些台地使积累在台地表面的淋洗液可以排到淋洗液收集槽内。放在每一条收集槽内的多孔管可用来输送收集到的淋洗液到一个中心位置,然后被排出进行处理或重新回到填埋场表面上去。淋洗液收集管通常放在周围填以砾石的收集槽内,收集槽要用土工织物贴面以防止土粒进入收集管(见图 17)。淋洗液收集管必须具有足够的大小和坡度以防堵塞,并有足够的强度来承受覆盖层的压力和各种施工荷载以防止被压碎或产生大的变位。在填埋单元底部的收集和排除网络有很多可能的布置方案(图 18),但所有方案都是为了在重力作用下将水排至一个便于

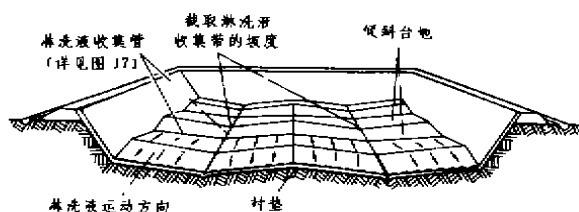


图 16 带有倾斜台地的淋洗液收集系统

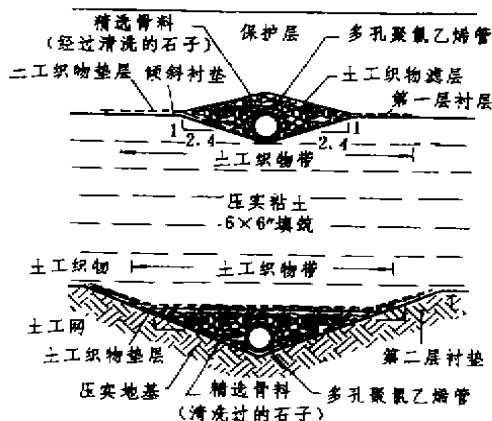


图 17 双层复合衬垫淋洗液收集管和挖沟详图

• 28 •

淋洗液排除的集水坑中。

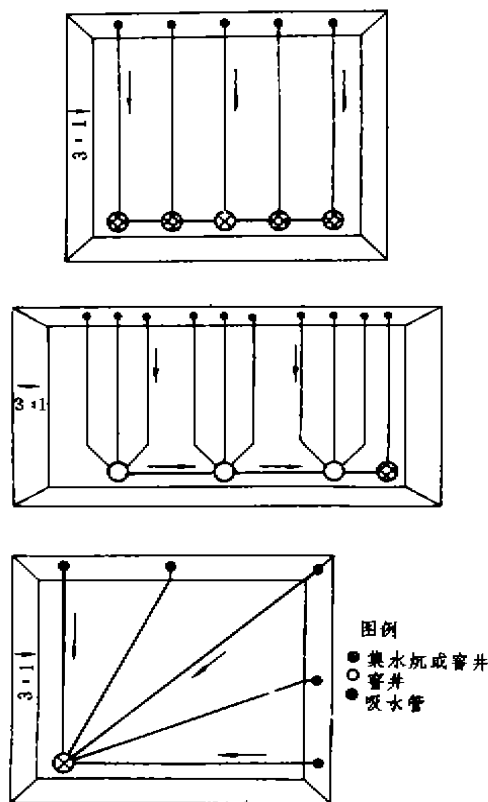


图 18 淋洗液收集和排除系统的几种布置图

台地的横坡在垂直收集管的方向,其坡度不小于 2%,以促进排水并防止衬垫积水,淋洗液收集管在截取水流方向上,铺设坡度应为 1%或更大^[7-8]。设计淋洗液收集和排除系统的目的是不允许淋洗液储留在填埋场的底部,因而必须有意地地在填埋场衬垫上创造一个水头。美国联邦和州的有关法规均规定淋洗液水头必须高出衬垫底部任何一点 30cm(12in)以上^[7-8]。

4 气体控制系统

固体废弃物填埋场在概念上可看作为一生物化学反应堆,主要输入的是固体废弃物和水,重要的输出物则是填埋废气和淋洗液。填埋场内物质分类包括部分生物降解有机物(可以被微生物分解转化的有机物)和其它无

机废弃材料。气体控制系统被用来防止填埋场废气不必要地进入空气,或在周围土体内作侧向和垂直向运动。回收的填埋场气体可以用来生产能量或有控制地进行燃烧以避免其有害成分释放到空气中去。

填埋场气体由一部分数量很多的气体(主要的气体)和一部分数量很少的气体(微量气体)组成。前者是由废弃物的有机部分分解产生的;后者虽然数量很少,但有些气体可能有毒,释放后会危害公众健康。

由某一城市固体废弃物填埋场求得的各种气体百分比典型分布见附表^[9]。甲烷(CH_4)及二氧化碳(CO_2)是城市固体废弃物生物降解有机废料厌氧混合物中产生的主要气体。

附表 城市固体废弃物填埋场气体的典型成分

成 分	百分比 (占干燥体积的比例)
甲烷(沼气)	45~60
二氧化碳	40~60
氮	2~5
氧	0.1~1.0
硫、硫酸等	0~1.0
氨	0.1~1.0
氢	0~0.2
一氧化碳	0~0.2
微量成分	0.01~0.6

为了给出填埋场气体产生的机理和数量,根据一些学者的研究,得出下列一系列结论^[10]。

a. 在填埋场封闭后,由于氧气的储备很快地(但不是全部)被用尽,微生物生长的需氧状态相对缩短。

b. 厌氧的、在酸性环境下形成的微生物开始出现。

c. 两种细菌(需氧和厌氧的)使废弃物(主要是碳水化合物)中的长链有机混合物被打碎,形成有机酸,主要是 CO_2 。

d. 以上状态产生 90% 以上的 CO_2 , 而且

在封顶后 11~40 天内达到高峰,它用尽了残余的氧气。

e. 甲烷(CH_4)细菌开始占优势。

f. 厌氧的甲烷细菌利用有机酸形成 CH_4 ,少量的 CO_2 和水。

g. 当 CH_4 增加时, CO_2 减少,这大致发生在封顶后的 180~500 天内,因此 CH_4 开始持续流动需要 1~2 年。

h. 在以后的两年内,将产生接近 30% 的 CH_4 ,在五年内将产生 50%,再往后, CH_4 将以较低的速率持续产出,例如 90% 将在 80 年内产出,而 99% 将在 160 年内产出等。应当注意,这些数字对不同地区的填埋场是不一样的,这里仅仅是用来说明填埋场甲烷气产生的趋势而已。

i. 关于填埋场产生的 CH_4 数量,其范围大概是每英磅废弃物每年可产出甲烷 $0.56 \times 10^{-3} \sim 2.83 \times 10^{-3} \text{ m}^3$ ($0.02 \sim 0.10 \text{ ft}^3$),对于每年填堆 300 万吨的大型填埋场,每年可产出甲烷 $7\,640 \sim 46\,700 \text{ m}^3$ ($27 \sim 165 \text{ 万 ft}^3$)。因此,当这些气体产生时,释放或收集它们也是不得已的。

填埋场气体可以用排气井和排气槽来加以控制,而且可以产生部分真空,以便向排气井形成一定的压力梯度。图 19 表示一个使用垂直排气井的气体控制和回收系统。图 20 是垂直排气井的详图。排出的气体通常被有控制地排掉或烧掉。如果被控制的气体有足够的数量和质量,则也可作为能源加以利用。

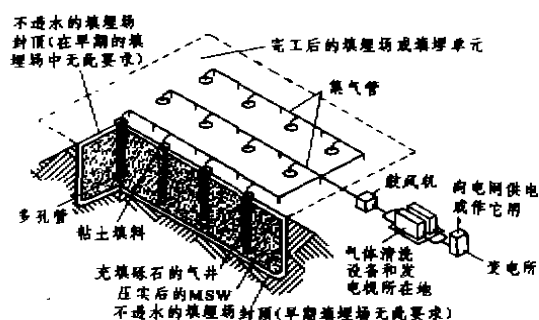


图 19 应用垂直排气井的填埋场气体回收系统

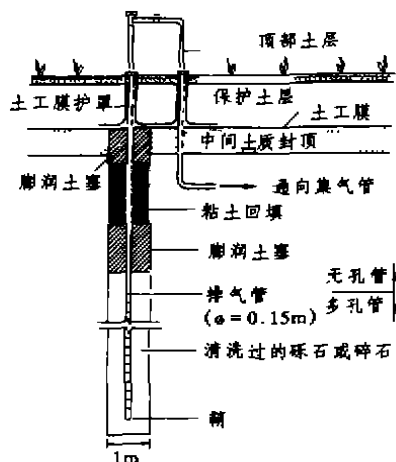


图 20 垂直排气井

5 最终覆盖(封顶)系统

填埋场封顶的目的是为了减少水渗进填埋场,并对填堆物进行封闭。图 21 是一个典型的带有土工膜隔离层的封顶系统,其从下到上包括下列部分^{[5][11]}。

a. 透水层。厚度不小于 30cm(12in)的透水层直接设于压实粘土层的下面,以便将填埋场气体排至排气管中。

b. 压实粘土层。压实粘土层的厚度不应小于 46cm(18in),铺在透水层的上面以减少渗水。对大多数填埋场来说,其透水性应等于或小于 $1.0 \times 10^{-5} \text{cm/s}$ 。土工合成材料粘土衬垫(GCL)也允许用来代替压实粘土层,但

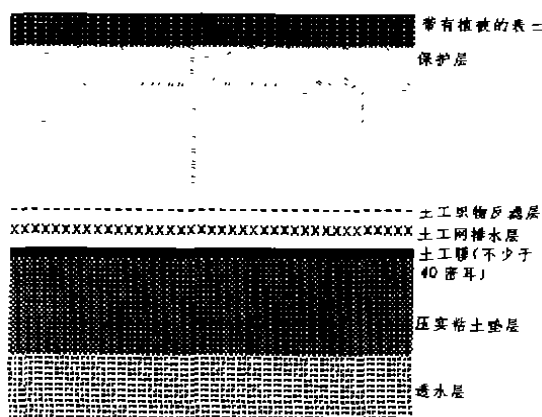


图 21 填埋场封顶系统剖面图

为了保护废弃物那一边的衬垫,其中土质材料(膨润土)厚度不应小于 46cm(18in)。

c. 土工膜。这是隔离层,用来代替常规的土质隔离层,土工膜的厚度不应小于 1.02mm(40mil)。设计土工膜的关键是它与相邻材料接触面上的抗剪强度和抵抗不均匀沉降的能力。

d. 土工网排水层。大多数土工网或土工复合材料均可用于顶部排水,也可用砂、砾排水层来代替某些土工合成材料,所有排水土工网上均需铺设土工织物作为反滤层。

e. 土工织物反滤层。在排水层和顶部土层之间,一般均需设置反滤层,当排水层与上面土层的相对级配形成天然反滤时就可不再另设。一般情况下,阻塞和装管子等潜在的情况,都会妨碍严格执行反滤层的设计标准,还是以设置专门的反滤层为好。

f. 保护层。通常为 61cm(24in)厚的砂或砾,没有规定压实要求,可直接铺在复合覆盖衬垫之上,以使降落到填埋场顶部的雨水向侧向排出并减少霜雪对压实粘土层的侵入,而且还可保护柔软的薄膜衬垫以免遭到草根、紫外线和其它有害行为的侵害。

g. 顶部土层。这是大约 15cm(6in)厚的用富含有机质土料铺成的土层,用来维持当地植物的生长,使填埋场封闭后上面形成一个绿色的草坪。这部分土层虽然并不需要特别加以压实,但为了避免填筑时过松,土料至少要用施工机械压两遍。

为了防止在完工的填土表面形成水坑,最终封顶的分级轮廓应能有效地防止由于施工后的沉降形成局部洼坑。最终封顶的坡度在任何地点均不能小于 4%。在美国,有关法规中还给出了允许土的流失量为在填埋场范围内每年每英亩(1 英亩 = 4046.86m²)不得大于 2t。

美国环保局和很多州已详细制订了关于填埋场选址、设计、施工、运行、水气监测、环

境美化、封闭性监测以及 30 年内维护的有关法规。

卫生填埋工程合适的选址在很多情况下对填埋场是一个最重要的阶段。虽有时很复杂甚至很昂贵,但对于减少未来的公众健康伤害,它却起着决定性的作用。合理地选择场地在经济上也有意义,因为它可以降低设计或施工的成本,也可以减少长期的开支,例如用于运行、维护和潜在淋洗液释放物的回收等费用。

在美国,按照联邦和有关州的法规要求,城市固体废弃物填埋场的位置必须离开机场 3km (10000ft) 以上,离开大的湖泊 600m (2000ft) 以上,离开内陆湖和河流 120m (400ft) 以上,离开供水井 240~610m (800~2000ft)。地下水位与衬垫顶部间隔应不小于 3m (10ft)。在 100 年以内,填埋场内不能设置洪泛区、湿地和其它不稳定的区域。如果新的填埋场位于地震区,还必须考虑能抵抗地震带来的危害。^[7-9]

在填埋工程中,设计和施工是选址以后的第二个阶段。环境土工领域的课题之一就是确定合理的设计原则和施工程序,以保证填埋场和废弃物短期及长期的稳定性,还要保持填埋场使用的特点,特别重要的是强度、稳定和衬垫系统的耐久性。合理的设计方法应当在整个施工、运行和封闭阶段都能保证填埋场和废弃物的稳定。严格控制施工质量和根据设计要求仔细挑选建筑材料同样也是十分重要的。建立在通过现场勘测收集到的可靠资料基础上,并应用已经证明是科学的方法,填埋场的设计就有可能尽量减少对周围环境的危害。

现代卫生填埋场设计和施工的程序大致包括:选址,压实粘土衬垫的设计,土工合成材料的选择,对淋洗液性质的评价和估算,淋

洗液和气体控制系统的设计,边坡稳定分析,封顶设计,表层土的侵蚀控制,土体施工,合成材料安装以及施工质量控制和质量保证等^{[5][11-12]}。

参考文献

- 1 Koerner R M. Designing with geosynthetics. 2nd Edition. Prentice Hall Inc, Englewood Cliffs, New Jersey, USA, 1990
- 2 Daniel D E. Landfill and impoundments. In: David E Daniel ed. Geotechnical Practice for Waste Disposal, Chapter 5. Chapman & Hall, USA, 1993. 97~112
- 3 Melchior S, Miehlich G. Hydrological studies on the effectiveness of different multilayered landfill caps. In: Christensen T H eds. Landfilling of Waste: Barriers. London: E & FN Spon, 1994. 115~137
- 4 Qian X D. Stability analyses for vertical and lateral expansions of landfill. Michigan Department of Natural Resources, Waste Management Division, Lansing, Michigan, USA, July, 1994
- 5 Qian X D. Sanitary landfill engineering—design and construction of landfills. Michigan Department of Natural Resources, Waste Management Division, Lansing, Michigan, USA, December, 1993
- 6 Bonaparte R. Long-term performance of landfills. In: Proceedings of GeoEnvironment 2000, Geotechnical Special Publication No. 46, ASCE, New Orleans, LA, USA, February 1995. 514~553
- 7 MDNR. Act 641 rules. Michigan Department of Natural Resources, Waste Management Division, Lansing, Michigan, USA, May 3, 1993
- 8 USEPA. Federal register, part 1, 40 CFR criteria; Final rule. U S environmental protection agency. Washington, DC, USA, October, 1991

(下转第 34 页)

附表 阜平流域离子模数模拟结果

年份	R_n (mm)	RC (mm)	相对误差 (%)	C/a (kg/km ²)	C/l (kg/km ²)	相对误差 (%)
1961	132.2	130.1	1.6	2597	1925	25.9
1962	111.5	118.9	-6.6	781	1227	-57.1
1963	302.7	341.7	-12.9	2448	2542	-3.8
1964	329.7	278.9	15.4	1693	1339	20.9
1965	41.3	66.1	-35.8	174	412	-137.0
1966	147.6	162.7	-10.2	552	945	-71.2
1967	224.6	212.1	5.6	1294	1003	22.5
1968	83.3	95.2	-14.3	535	561	-4.8
1969	126.7	143.6	-13.3	(793)	739	(6.8)
1970	83.5	104.9	-25.6	470	589	-25.3
1971	87.7	94.1	-7.3	437	640	-46.4
1972	21.8	42.5	-96.3	146	384	-163.0
1973	288.8	209.3	27.5	1999	1252	37.4
1974	77.5	85.8	-10.7	645	536	16.9
1975	74.9	88.5	-18.2	377	649	-72.1
1976	178.6	149.4	16.3	834	900	-7.9
1977	293.1	257.0	12.3	1019	1165	-14.3
1978	258.2	198.8	30.3	846	835	1.3
1979	190.6	251.7	-32.0	461	896	-94.4
1980	49.3	120.7	-145	225	502	-123
平均	156.5	157.6	23.0	916	952	47.6

尺度趋于无限小时,再加上扩散作用项,其平衡方程就变成了常说的扩散方程了。因此,以平衡方程为基础的方法,符合科学发展实际情况,既能解决生产实际问题,又能深入研究基本规律,是值得进一步研究的。

致谢:本文研究得到王珊教授和徐向阳副教授的帮助,在此谨表谢意。

参考文献

- 1 包为民. 中大流域水沙耦合模拟物理概念模型. 水科学进展, 1994, 5(4): 287~292
- 2 Vladimir N P, et al. Handbook of nonpoint pollution. MCGRAW-HILL, 1981. 212~230

(收稿日期: 1995-01-10)

(上接第 31 页)

- 9 Tchobanoglous T, et al. Integrated solid waste management, engineering principles and management issues. McGraw Hill, Inc. USA, 1993
- 10 Baron J L, et al. Landfill methane utilization technology workbook. Argonne National Laboratory, DOE, USA, February, 1981
- 11 Qian X D. Geotechnical aspects on landfill design. The University of Michigan, Department of Civil and Environmental

Engineering, Ann Arbor, Michigan, USA, May, 1995

- 12 Qian X D. Estimation of maximum saturated depth on landfill liner. Michigan Department of Natural Resources, Waste Management Division, Lansing, Michigan, USA, September, 1994

(全文完, 收稿日期: 1995-09-04)