

生物蒸发处理垃圾渗滤液节能通风方式的探索

王清作, 杨本芹, 李绪坤, 刘艳梅, 彭正华, 潘学军
(昆明理工大学 环境科学与工程学院, 云南 昆明 650500)

摘要: 为探索生物蒸发过程中的节能通风方式, 设置了生物蒸发过程中4个变化频率的间歇性通风方式, 比较了不同通风方式下对有机物的去除性能和电能消耗。结果表明, 以30 min为1个周期, 通风10 min/停止通风20 min, 以此循环的间歇通风方式具有最高的水和VS去除率, 去除率分别为61.2%和58.08%; 而通风20 min/停止通风10 min方式下, 去除率分别为55.09%和53.14%; 通风5 min/停止通风10 min方式下, 去除率分别为57.69%和49.93%; 通风10 min/停止通风5 min方式下, 去除率分别为50.61%和46.74%。通风10 min/停止通风20 min和通风5 min/停止通风10 min的用电时间仅是其他两种通风方式的一半, 能耗较低。综合考虑去除效果和电耗, 通风10 min/停止通风20 min是最好的间歇性通风方式。

关键词: 垃圾渗滤液; 生物蒸发; 通风方式; 节能

中图分类号: TU992.3 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)09-0106-05

Energy Efficient Ventilation Mode for Landfill Leachate Bioevaporation

WANG Qing-zuo, YANG Ben-qin, LI Xu-kun, LIU Yan-mei,
PENG Zheng-hua, PAN Xue-jun

(College of Environmental Science and Engineering, Kunming University of Science and Technology,
Kunming 650500, China)

Abstract: To explore an energy efficient ventilation mode in the process of bioevaporation, four intermittent ventilation modes were set up during bioevaporation, and their performances on water and organic matters removal and energy consumption were compared. Results showed that, using 30 minutes as a cycle, the 10 minutes ventilation/20 minutes idling mode reached the highest water and VS removal rates, which were 61.2% and 58.08%, respectively. The removal rates for 20 minutes ventilation/10 minutes idling mode were 55.09% and 53.14%, respectively. The removal rates were 57.69% and 49.93% for 5 minutes ventilation/10 minutes idling mode, and 50.61% and 46.74% for 10 minutes ventilation/5 minutes idling mode. At the same time, the ventilation time in the 10 minutes ventilation/20 minutes idling mode and the 5 minutes ventilation/10 minutes idling mode was only half of the other two ventilation modes, indicating half of the energy consumption. Therefore, the 10 minutes ventilation/20 minutes idling mode was the best choice.

Key words: landfill leachate; bioevaporation; ventilation mode; energy efficiency

发展中国家在处理城市垃圾时面临严重问题,垃圾渗滤液及各种有害气体的产生会严重污染环境,给人类带来严重的健康问题^[1]。食品、皮革、化学和造纸工业排放的废水通常含有高度浓缩的有机物质。鉴于其过量的有机物含量,传统的活性污泥法和厌氧消化法都不适合处理这类污水^[2]。同时,2015年中国餐厨垃圾产量达到 $9\,500 \times 10^4$ t,平均日产量为 26×10^4 t。特别是在一些大中城市,餐厨垃圾的产量惊人,如餐饮业发达的上海和北京。2016年,餐厨垃圾产量约为 $9\,700 \times 10^4$ t。由于含水率高^[3],填埋和焚烧不适合处理餐厨垃圾。基于过程复杂、必须进行二次处理和耗时长等困难,厌氧消化也不是处理餐厨垃圾的好方法^[4]。

生物蒸发是一种处理高浓度有机废水的新型技术,好氧微生物在有氧条件下降解废水中的有机物释放代谢热进而蒸发掉水分^[2]。因此,生物蒸发过程需要空气泵进行连续通风创造好氧环境,消耗大量电能。基于前期相关研究,间歇性通风方式加速了垃圾填埋场的硝化和反硝化的启动^[5-7]。另外,微生物对 O_2 的需求或耐受性存在差异,事实上,微生物可以根据它们与 O_2 的关系分组。好氧菌可以在全氧张力下生长,并在其新陈代谢过程中消耗 O_2 ,许多好氧菌甚至可以耐受高浓度的氧气(高压氧)。相比之下,微好氧菌只有在氧气浓度低于空气水平时才能使用氧气(微好氧条件),这是因为它们呼吸能力有限,或者因为它们含有一些 O_2 敏感分子,如 O_2 不稳定酶。许多好氧菌是兼性的,这意味着在适当的营养和培养条件下,它们可以在含氧或缺氧条件下生长^[8]。因此,不同通风条件下的微生物可能并不相同。由于生物蒸发过程中连续通风的能耗并不低,在生物蒸发方面寻求节能的通风方式具有重要意义。

1 试验材料与方法

1.1 试验材料

本研究处理的垃圾渗滤液是云南玉溪“通海县垃圾渗滤液处理站”两级DTRO工艺处理后的浓缩液。餐厨垃圾取自昆明理工大学的食堂,主要包括米、粉丝、泡菜、蒜芽、生菜、豆芽、土豆、豌豆和肉等食物垃圾。将所得到的餐厨垃圾用电动混合机粉碎成细颗粒(直径 <1 mm),得到的餐厨垃圾呈糊状。

活性污泥取自昆明市第七污水厂(主体工艺为 A^2/O),采集后3 d内使用,使用前充分摇匀。渗滤

液的含水率为92.83%、挥发性有机物(以干基计)为33.84%、COD为18 g/L、密度为1.04 g/mL;餐厨垃圾的含水率为73.05%、挥发性有机物(以干基计)为93.79%、COD为240 g/L、密度为1.17 g/mL;活性污泥的悬浮固体含量为2 450 g/m³。

1.2 生物膜海绵的培养

从市场上购买的聚氨酯海绵用自来水润湿并用电动搅拌机粉碎成小碎末(直径为5~10 mm)。将破碎的海绵加入到由聚甲基丙烯酸甲酯(PMMA)制成的18.84 L圆柱形反应器(直径为200 mm、高度为600 mm、工作体积为16 L)中。将活性污泥接种到反应器中,使最终混合液的挥发性悬浮物浓度达到200 mg/L。将COD浓度为850 mg/L的合成废水^[9-10]作为微生物能源,并用蠕动泵输入反应器,流速为840 mL/h(HRT为12 h)^[5]。使用曝气盘以4 L/min的速率从反应器底部供应空气。大约培养1周后,在海绵上生长出厚的生物膜,捞出生物膜海绵,用手挤压海绵中的水分使之含水率达到78%~80%,用作生物蒸发反应的填充剂和微生物载体。

1.3 试验装置

试验装置示意图见图1。

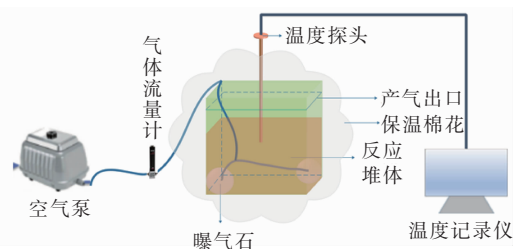


图1 生物蒸发反应器示意

Fig. 1 Schematic diagram of bioevaporation reactor

生物蒸发过程使用4个实验室规模的立方反应器,由聚苯乙烯制成,壁厚为13 mm、体积为4.92 L(长×宽×高为275 mm×225 mm×325 mm)。每个聚苯乙烯泡沫塑料盒的外壁用50 mm厚的棉花包裹以保温。反应器盖上装有脱脂棉,以防止热量散失并吸收蒸发的水蒸气。两个直径为20 mm的曝气球固定在反应器底部以促进通气。使用漩涡泵通过气体流量计进行曝气。采用基于时间的曝气控制系统进行不同曝气频率的间歇供氧。基于前期相关研究,气流速率设置为0.4 L/min。在生物蒸发过程中,使用位于基质中间的温度传感器监测基质温度,并每15 min记录1次温度数据。

为了确定生物蒸发的最佳通风方式,进行了4种不同通风方式的试验:通风10 min/停止通风20 min(方式1)、通风20 min/停止通风10 min(方式2)、通风5 min/停止通风10 min(方式3)、通风10 min/停止通风5 min(方式4)。根据之前的经验,300 g生物膜海绵进行生物蒸发时,当COD负荷为200 g时去除效果最佳。因此,所有试验均使用由300 g生物膜海绵、28.01 g渗滤液和142.36 g餐厨垃圾构成的混合物来进行,混合物的初始含水率(MC)为83.8%、挥发性有机物(VS)含量为87.8%。

1.4 取样分析方法

在产热期间,生物蒸发反应器保持不变,直到温度降至室温以避免热量损失^[11]。每轮反应结束后,即当反应器内温度达到室温时,称量生物反应器的质量。手工混合反应器中的所有基质使之均匀,约取5 g海绵以评估每轮反应对水分、VS的去除性能。通过在干燥箱中干燥(105℃)样品24 h来分析含水率(MC),并计算干固体含量(TS, $TS = 1 - MC$)。通过在电马福炉中加热(550℃)7 h来测定VS含量(gVS/gTS)。通过式(1)、(2)计算蒸发水的质量(m_{H_2O})和降解的VS量(m_{VS}),水和VS的去除率通过式(3)、(4)计算。

$$m_{H_2O} = m_{initial} \cdot MC_{initial} - m_{final} \cdot MC_{final} \quad (1)$$

$$m_{VS} = m_{initial} \cdot (1 - MC_{initial}) \cdot VS_{initial} - m_{final} \cdot (1 - MC_{final}) \cdot VS_{final} \quad (2)$$

$$\text{脱水率} = m_{H_2O} / m_{H_2O, add} \times 100\% \quad (3)$$

$$\text{VS去除率} = m_{VS} / m_{VS, add} \times 100\% \quad (4)$$

其中, $m_{initial}$ 、 m_{final} 、 $MC_{initial}$ 、 MC_{final} 、 $VS_{initial}$ 和 VS_{final} 分别是生物蒸发前后混合物的总质量、含水率和VS含量;根据原材料性质得到 H_2O 和VS的初始投加量($m_{H_2O, add}$ 和 $m_{VS, add}$)分别为129.99、143 g。

用于计算自由空域(FAS)的体积密度(BD)通过测量基质的体积和质量来计算。堆体的FAS由公式(5)计算^[12-14]。

$$FAS = \{1 - BD \cdot [(1 - TS)/d_w + TS \cdot VS/d_{VS} + TS \cdot (1 - VS)/d_{ASH}]\} \times 100\% \quad (5)$$

其中, BD是以湿基计的总体积密度, kg/m^3 ; d_w 、 d_{VS} 和 d_{ASH} 分别是水、挥发性有机物和灰分的密度, d_{VS} 和 d_{ASH} 分别为 2.5×10^3 和 $1.6 \times 10^3 kg/m^3$,这与先前报道的值^[12]相当。使用Bradford方法^[13]测量生物膜海绵中的蛋白质浓度以获得生物膜中生

物量的间接浓度。

2 结果与讨论

2.1 温度演变

监测生物蒸发的温度以指示微生物活性^[15]。试验结果表明,所有试验的温度变化趋势相似(见图2),如堆肥一样,清楚地显示了3个阶段:嗜热阶段(45~55℃)、中温阶段(40~45℃)和冷却阶段(<30℃)。生物蒸发试验中,混合物的温度迅速升高。在试验1中,即通风方式为通风10 min/停止通风20 min,基质在第1、2和3轮试验中的最高温度分别为52.1、56、55.2℃;当通风方式为通风20 min/停止通风10 min时,堆体在第1、2和3轮试验中达到的最高温度分别为51.8、52.5、50.1℃;当通风方式为通风5 min/停止通风10 min时,在第1、2和3轮试验中达到的最高温度分别为51.8、54.3、53.6℃;当通风方式为通风10 min/停止通风5 min时,堆体在第1、2和3轮试验中达到的最高温度分别为44.8、54.3、51℃。显然,第1轮试验的温度峰值普遍低于后续几轮试验,这可能是由于第1轮试验缺乏嗜热微生物群,从第2轮试验开始,嗜热细菌已成功繁殖^[5]。与此同时,所有通风方式高温期(45℃以上)持续时间均超过2 d。当通风方式为连续通风时,在第1、2、3、4周期的最高温度分别为54、60、65、60℃,高温期持续1.2~2.28 d^[5]。此外还发现,间歇通风比连续通风使堆体具有更低的温度峰值和更长的高温持续时间,这可以解释为,在连续通风条件下充足的氧气供应使微生物更具活性,因此它们可以产生更多的代谢热量,从而得到更高的温度峰值;高温持续时间随通风方式而变化,间歇通风条件下的高温持续时间要长于连续通风,因为在间歇性通风试验中,氧气供应不充分,微生物代谢较慢,导致有机物降解速率较慢,微生物需要更多时间来分解有机物质,从而延长了高温的持续时间。当反应器中氧气充足时,微生物活性更高,它们更迅速地分解有机物质,使得基质中微生物可以使用的挥发性物质迅速分解,缺乏有机物使得微生物活性降低,导致堆体温度较早下降,高温持续时间较短。对比方式1、3与方式2、4,可以观察到通风时间是非通风时间一半的试验达到了较高的温度峰值,可以认为厌氧微生物生长在缺氧环境对产热有着可观的贡献,且方式1、3通风时间为方式2、4的一半,即能耗为方式2、4的一半。

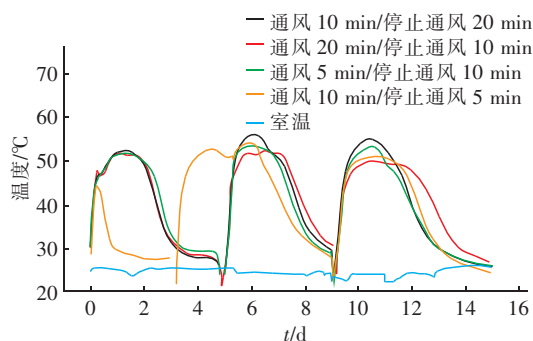
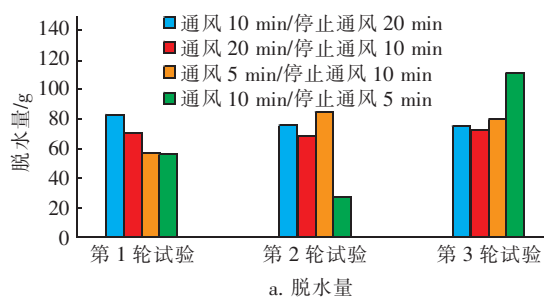


图2 温度随时间的变化

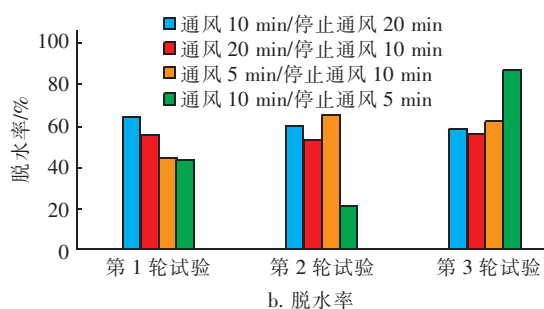
Fig. 2 Variation of temperature with time

2.2 生物蒸发性能

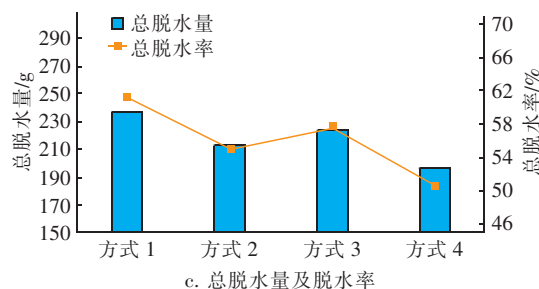
在评估不同试验的生物蒸发性能时,通过水和 VS 的去除量和去除率来衡量,对水和 VS 的去除效果越好意味着生物蒸发性能越好。试验结果如图 3、4 所示。



a. 脱水量



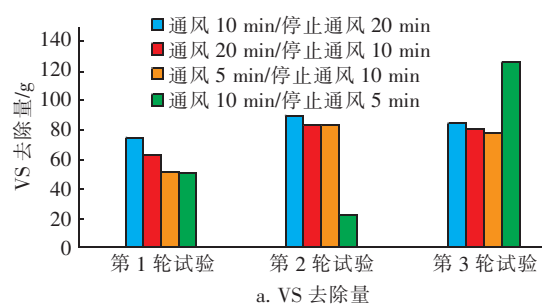
b. 脱水率



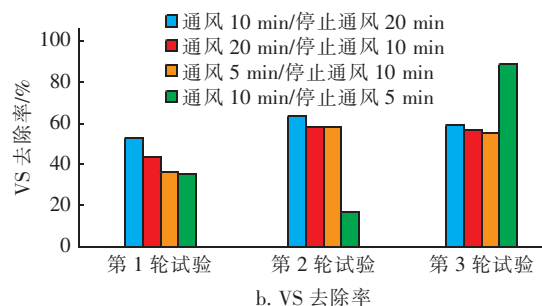
c. 总脱水量及脱水率

图3 通风方式对脱水效果的影响

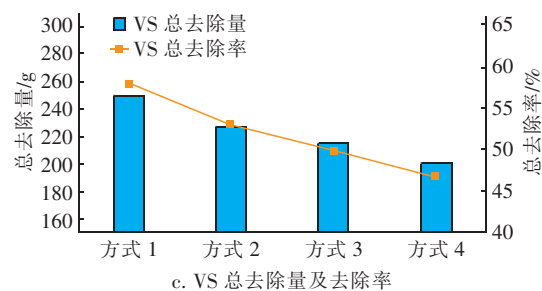
Fig. 3 Effect of ventilation modes on water removal



a. VS 去除量



b. VS 去除率



c. VS 总去除量及去除率

图4 通风方式对 VS 去除效果的影响

Fig. 4 Effect of ventilation modes on VS removal

同温度峰值类似,第1轮试验中的水分去除率和 VS 去除率普遍低于后几轮试验,这可能与温度的变化有关,主要是由于缺乏嗜热微生物。从图 3 (c)和图 4(c)可以看出,方式1的总水分去除量和总 VS 去除量最高,可能因为通风 10 min/停止通风 20 min 的通风方式更适宜微生物生命活动,能降解更多的有机物,产生更多的代谢热,从而蒸发更多的水分。对于方式1、2和方式3、4来说,以较低频率变换通风方式时能获得较高的水分与 VS 去除率,可以认为由于不经常改变通风方式而得到的更加稳定的环境能使微生物更好地适应,微生物活性较强。

随着反应的进行,水通过代谢热以及空气流而蒸发,每轮反应结束后自由空域(FAS)均较反应前上升。图5给出了每轮生物蒸发反应后FAS的增加趋势以及所增加的总量。很明显,通风 10 min/停止通风 20 min 的通风方式达到了最高的 FAS 增量,可

以认为增加的 FAS 为氧气输送提供了更充分的通道,使得微生物的有氧代谢更充分,从而具有更好的生物蒸发性能。

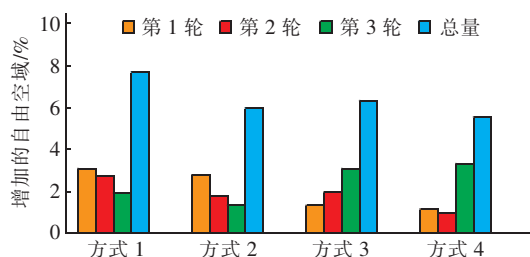


图5 反应后堆体增加的自由空间

Fig. 5 Increase of FAS in composting after reaction

3 结论

设置了4组不同通风方式的生物蒸发试验,对比分析了4种通风方式对水分和有机物的去除效果以及能耗。试验结果表明,以30 min为1个周期,循环通风10 min/停止通风20 min的间歇通风方式是最好的选择,因为它具有最高的水和VS去除率,且能耗最低。

参考文献:

- [1] Sang N N, Triet L M. Two-stage anoxic/oxic combined membrane bioreactor system for landfill leachate treatment: Pollutant removal performances and microbial community [J]. *Bioresour Technol*, 2017, 243: 738 - 746.
- [2] Yang B Q, Zhang L, Lee Y, *et al.* Novel bioevaporation process for the zero-discharge treatment of highly concentrated organic wastewater [J]. *Water Res*, 2013, 47(15): 5678 - 5689.
- [3] Ng S K, Plunkett A, Stojceska V, *et al.* Electro-kinetic technology as a low-cost method for dewatering food by-product [J]. *Drying Technology*, 2011, 29(14): 1721 - 1728.
- [4] Brereton C. Municipal solid waste—incineration, air pollution control and ash management [J]. *Resources Conservation & Recycling*, 1996, 16(1/4): 227 - 264.
- [5] Yang B Q, Jahng D. Repeated batch-fed bioevaporation of food waste using biofilm-developed sponge [J]. *Drying Technology*, 2016, 34(1): 76 - 90.
- [6] He R, Liu X W, Zhang Z J, *et al.* Characteristics of the bioreactor landfill system using an anaerobic - aerobic process for nitrogen removal [J]. *Bioresour Technol*, 2007, 98(13): 2526 - 2532.
- [7] Shao L M, He P J, Li G J. *In situ* nitrogen removal from leachate by bioreactor landfill with limited aeration [J]. *Waste Manage*, 2008, 28(6): 1000 - 1007.
- [8] Madigan M T, Bender K S, Buckley D H, *et al.* *Brock Biology of Microorganisms* [M]. New York: Pearson Education Inc., 2005.
- [9] Beun J, Hendriks A, van Loosdrecht M C M, *et al.* Aerobic granulation in a sequencing batch reactor [J]. *Water Res*, 1999, 33(10): 2283 - 2290.
- [10] Liu L L, Wang Z P, Jie Y, *et al.* Investigation on the formation and kinetics of glucose-fed aerobic granular sludge [J]. *Enzyme Microb Technol*, 2005, 36(4): 487 - 491.
- [11] Yang B Q, Zhang L, Jahng D. Importance of initial moisture content and bulking agent for biodrying sewage sludge [J]. *Drying Technology*, 2014, 32(2): 135 - 144.
- [12] Richard T L, Veecken A H M, de Wilde V, *et al.* Air-filled porosity and permeability relationships during solid-state fermentation [J]. *Biotechnol Prog*, 2004, 20(5): 1372 - 1381.
- [13] Iqbal M K, Shafiq T, Ahmed K. Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost [J]. *Bioresour Technol*, 2010, 101(6): 1913 - 1919.
- [14] Ruggieri L, Artola A, Gea T, *et al.* Biodegradation of animal fats in a co-composting process with wastewater sludge [J]. *Int Biodeter Biodegr*, 2008, 62(3): 297 - 303.
- [15] Bradford M M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding [J]. *Anal Biochem*, 1976, 72: 248 - 254.



作者简介:王清作(1992 -),女,云南昆明人,硕士研究生,主要研究方向为高浓度有机废水的生物处理。

E-mail: 874397120@qq.com

收稿日期: 2018 - 11 - 15