

一种新型的农村生活垃圾资源化工艺技术研究

邱才娣¹, 何若¹, 陈松妹², 楼斌¹, 沈东升^{1*}

(1. 浙江大学环境工程系, 杭州 310029; 2. 杭州市环境保护有限公司, 杭州 310028)

摘要:在农村生活垃圾于生物反应器厌氧发酵处理的基础上, 采用间歇曝气和连续曝气 2 种供氧方式, 研究了厌氧发酵龄 3、5 和 7 个月的农村生活垃圾的资源化处理技术. 结果表明, 曝气对发酵垃圾不仅具有较好的除水效果, 而且可加速有机质的降解. 从曝气角度而言, 连续曝气的除水效果优于间歇曝气, 间歇曝气对不同发酵龄垃圾除水效果有显著性差异, 除水效果随着发酵龄的增加而降低. 从有机质降解角度而言, 连续曝气去除有机质的效果不如间歇曝气, 不同发酵龄垃圾有机质去除效果之间呈极显著性差异, 去除效果随着发酵龄的增加而降低. 综合考虑, 宜采用间歇曝气 $0.06 \text{ m}^3/(\text{min} \cdot \text{m}^3)$, 厌氧发酵龄 3、5 和 7 个月垃圾经曝气 21 d, 除水率分别为 49.1%、45.3% 和 44.0%, 有机质去除率分别为 41.9%、24.8% 和 13.1%. 农村生活垃圾厌氧发酵时间以 3 个月和 5 个月较适宜. 氮、磷、钾等主要营养元素经曝气呈现“浓缩效应”, 曝气提高了垃圾的肥效和利用价值.

关键词:农村生活垃圾; 曝气; 资源化

中图分类号: X705 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2009)03-0930-07

Novel Resources Utilization Technique for Rural Domestic Refuse

QIU Cai-di¹, HE Ruo¹, CHEN Song-mei², LOU Bin¹, SHEN Dong-sheng¹

(1. Department of Environmental Engineering, Zhejiang University, Hangzhou 310029, China; 2. Hangzhou Environmental Protection Co. Ltd., Hangzhou 310028, China)

Abstract: In order to speed up rural domestic refuse resources utilization, intermittent aeration and continuous aeration were applied to treat rural domestic refuse after anaerobic fermentation. Three kinds of refuse were selected on base of fermentative age, i. e. three months, five months and seven months. Results showed that aeration could remove water and organic materials of the refuse effectively. Points of view on aeration, continuous aeration was better than intermittent aeration, and on the other side, water removal rate increased with ventilation and decreased with fermentative age in the condition of intermittent aeration. On organic materials removal point, it was affected by fermentative age significantly, i. e. increase of fermentative age could resulted in decrease in the removal efficiency. In conclusion, intermittent aeration of $0.06 \text{ m}^3/(\text{min} \cdot \text{m}^3)$ was considered to be feasible for treatment. The water removal efficiency of three months, five months and seven months fermentative age refuse could be up to 49.1%, 45.3% and 44.0%, and organic compound removal efficiency was 41.9%, 24.8% and 13.1%, respectively, after intermittent aeration for 21 d. Moreover, concentrated effect was presented on major nutrient ingredients, such as total nitrogen, phosphorus, and potassium during the aeration, which realized for resources utilization.

Key words: rural domestic refuse; aeration; resources utilization

我国农村经济的快速发展和城镇化, 使农村生活垃圾产生量呈逐年增加趋势. 据卫生部 2007 年调查表明, 农村生活垃圾人均产生量达 $0.86 \text{ kg}/(\text{d} \cdot \text{人})$, 年产生总量约 3 亿 t/a. 由于缺乏对该垃圾有效管理和处理工艺, 约 1/3 的农村生活垃圾随意堆放, 严重污染了环境. 因此, 根据我国农村的实际情况, 经济有效地处理农村生活垃圾, 实现垃圾的资源化是当前亟待解决的问题. 虽然生活垃圾的分选-好氧发酵-填埋综合处理工艺能较好地实现垃圾的资源化利用^[1~3], 但从经济、管理考虑, 该工艺并不适合农村生活垃圾的处理. 传统的好氧堆肥过程包括主发酵阶段和熟化阶段, 在主发酵阶段进行全过程曝气, 使易降解物质好氧降解, 故而需氧量大, 动力消耗大, 成本较高^[4,5], 较不适合农村的经济发展水平, 而且机械化的堆肥厂需专人管理, 在农村推

广应用困难^[6,7]. 为此, 本试验研究了一种可循环使用的厌氧-好氧处理农村生活垃圾的工艺. 工艺分为 2 个阶段: 第 1 个阶段对新鲜农村生活垃圾进行生物反应器厌氧发酵处理; 第 2 个阶段对第 1 个阶段初发酵后的垃圾进行曝气后处理.

生物反应器是在传统垃圾厌氧处理技术基础上发展起来的新兴生活垃圾生物处理技术, 它通过有目的的控制手段强化垃圾的微生物活动, 加速垃圾中易降解和中等易降解有机组分的转化^[8~11]. 与传统的垃圾厌氧处理技术相比, 生物反应器技术所具

收稿日期: 2008-04-08; 修订日期: 2008-06-07

基金项目: 国家自然科学基金项目(50478093); 浙江省科技计划重点科研项目(2006C23071); 杭州市科技计划发展项目(20061123B09)

作者简介: 邱才娣(1983~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为固体废物处理, E-mail: qiucaidi@yahoo.com.cn

* 通讯联系人, E-mail: shends@zju.edu.cn

有的独特优势,已成为当前生活垃圾处理技术研究的热点^[12~18].生物反应器技术能在厌氧条件下将垃圾中易降解和中等易降解有机组分进行降解^[19~25],与好氧发酵工艺相比可降低处理成本.而且厌氧降解所产生的甲烷可回收利用,供农村日常取暖.但是,生物反应器工艺的核心技术为渗滤液回灌,垃圾达到稳定化后仍含有较高的含水率,短期内难以实现该垃圾的资源化利用.因此,在厌氧发酵后期,对垃圾进行少量曝气,以降低垃圾的含水率,并改善垃圾的感官性状,达到垃圾资源化和循环利用处理装

置的目的.从管理角度而言,厌氧-好氧工艺无需专人管理,便于在农村推广.本研究在对新鲜农村生活垃圾进行生物反应器厌氧发酵处理基础上,采用间歇曝气和连续曝气 2 种供氧方式,分析了不同厌氧发酵龄的农村生活垃圾资源化处理技术.

1 材料与方法

1.1 试验材料

试验垃圾取自浙江省某农村生活垃圾,其主要组成成分如表 1 所示.

表 1 农村生活垃圾组成
Table 1 Component of rural domestic refuse

垃圾成分	厨余	煤渣	纸类	玻璃	塑料	金属	织物	石块	其它
质量分数(湿基)/%	63.12	12.81	8.93	2.54	8.38	0.11	1.15	1.95	1.01

1.2 试验方法

本试验分成 2 个阶段,第 1 阶段试验在两相型生物反应器系统中进行.该系统由垃圾厌氧发酵装置和产甲烷反应器两部分组成.其中垃圾厌氧发酵装置有效尺寸为 1 m×1 m×2 m,有效容积为 2 m³.发酵装置底部铺设一层厚约 5 cm 的碎石,以便渗滤液顺利排出.去除农村生活垃圾中的石块、玻璃、金属、砖石等杂物后,填入发酵装置.每批次装填垃圾 100 kg,人工压实,压实密度约为 0.6 t/m³.产甲烷反应器为厌氧折流板反应器,有效尺寸为 2 m×1 m×1 m,有效容积为 2 m³.试验装置见图 1.渗滤液经过厌氧折流板反应器处理后,回灌至垃圾体中,回灌频率为每天 1 次,保持垃圾体的含水率为 70%.

第 2 个阶段试验在 PVC 圆桶内进行,桶高为 50 cm,内径为 30 cm.桶底铺设约 3 cm 碎石,以便于渗滤液顺利排出,在碎石层中均匀铺设曝气管和曝气头.装填垃圾量为 5 kg,垃圾体有效高度为 42 cm.垃圾顶部用成熟堆肥覆盖以吸收臭气和保温,顶部余 3 cm 作气室,试验装置见图 2.试验在室温下进行.整个试验过程不进行翻堆.采用间歇曝气和连续曝气 2 种供氧方式.间歇曝气通风频率为 20 min/h,采用 0.03、0.06 和 0.10 m³/(min·m³) 3 个水平的通气量.连续曝气通风量为 0.06 m³/(min·m³),连续 24 h 曝气.

1.3 分析方法

试验过程中,每隔 3 d 分上、中、下 3 层取垃圾样,充分混合,分析测定垃圾的含水率和有机质.在曝气开始和结束时取垃圾样测定其中的重金属、总氮、总磷和总钾等指标,每个指标测定设 3 个重复.含水率测定:105℃烘干恒重法;有机质测定:重铬酸

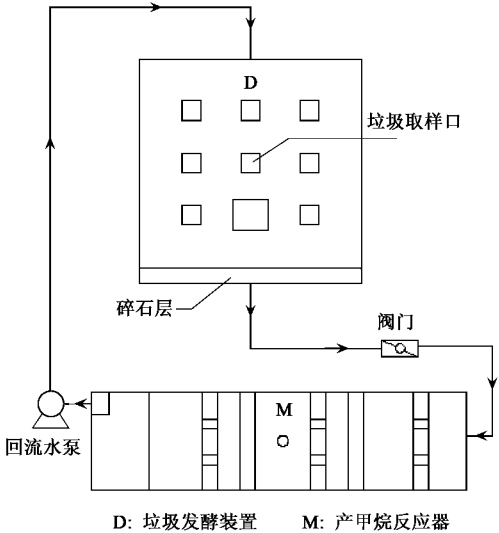


图 1 两相型生物反应器系统示意
Fig.1 Schematic diagram of two-phase bioreactor system

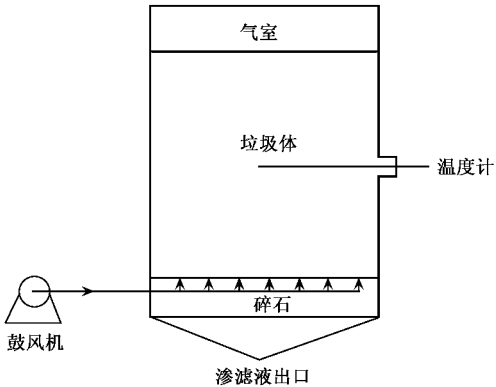


图 2 曝气试验装置示意
Fig.2 Schematic diagram of the aeration experimental system

钾容量法^[29]. 重金属测定: ICP-MS; 总氮测定: 凯氏定氮法; 总磷测定: 钼锑抗分光光度法; 总钾测定: 四苯硼钠重量法^[29].

1.4 统计分析

试验结果用 $\bar{x} \pm s$ 表示, 用 SPSS10.0 统计软件中 ANOVA 方差分析, 由 Duncan 法分析均值差异的显著性.

2 结果与讨论

2.1 发酵后垃圾的理化特性

农村生活垃圾经生物反应器厌氧发酵 3、5 和 7

个月后, 其理化性质见表 2. 结果表明, 在厌氧发酵初期有机质降解速度较快, 发酵 3 个月后垃圾有机质从 60.55% 降至 36.51%, 去除率为 39.70%. 随着易生物降解组分不断被消耗, 有机质降解速度变缓, 发酵 5 个月有机质去除率为 56.68%, 发酵 7 个月有机质去除率为 64.79%. 此外, 生物反应器厌氧发酵去除垃圾水分的效果不明显, 而且 5 个月、7 个月垃圾含水率比 3 个月垃圾略有上升, 可能由降雨、回灌等因素所致. 垃圾总氮、总磷、总钾和重金属含量随着发酵龄的增加而降低, 其原因主要有两方面: 降解作用和以渗滤液的形式溶出. 因此, 通过厌氧发

表 2 发酵后垃圾的理化特性
Table 2 Physical and chemical properties of anaerobic fermentative waste

项目	发酵龄/月				农用标准
	0	3	5	7	
pH	7.14 ± 0.21	7.80 ± 0.13	8.21 ± 0.05	8.33 ± 0.19	6.5 ~ 8.5
含水率/%	68.61 ± 4.75	55.22 ± 5.13	56.31 ± 5.32	56.94 ± 5.51	25 ~ 35
有机质/%	60.55 ± 4.22	36.51 ± 3.32	26.23 ± 2.51	21.32 ± 2.23	≥ 10
总氮/%	0.51 ± 0.01	0.39 ± 0.01	0.28 ± 0.01	0.24 ± 0.01	≥ 0.5
总磷/%	0.16 ± 0.01	0.16 ± 0.01	0.19 ± 0.01	0.21 ± 0.02	≥ 0.3
总钾/%	0.76 ± 0.02	0.76 ± 0.02	0.81 ± 0.05	0.85 ± 0.06	≥ 1.0
Cd/mg·kg ⁻¹	1.57 ± 0.11	1.35 ± 0.09	1.24 ± 0.06	1.19 ± 0.05	≤ 3
Hg/mg·kg ⁻¹	3.42 ± 0.21	2.81 ± 0.15	2.69 ± 0.11	2.51 ± 0.08	≤ 5
Pb/mg·kg ⁻¹	57.18 ± 4.25	45.18 ± 3.21	38.26 ± 2.95	35.44 ± 2.88	≤ 100
Cr/mg·kg ⁻¹	63.77 ± 5.01	54.67 ± 4.36	47.34 ± 4.13	44.57 ± 4.22	≤ 300
As/mg·kg ⁻¹	24.66 ± 1.12	18.75 ± 0.87	15.95 ± 0.75	13.99 ± 0.89	≤ 30

酵处理来实现垃圾稳定化和快速去除水分, 所需时间长, 短期内难以实现垃圾的资源化利用.

2.2 通风除水效果

曝气过程中, 各试验组含水率的变化见图 3. 可以看出, 各试验组垃圾含水率在前期均迅速下降, 而后下降速度趋缓. 厌氧发酵龄 3 个月垃圾连续曝气 9 d 后, 含水率即降至 34.50%, 已达到农用标准 (25.00% ~ 35.00%). 所有试验组垃圾在曝气 21 d 后, 含水率均已低于 35.00%. 在曝气过程中, 除微生物本身的需要外, 大部分水分通过生化反应产生的热量和通风作用而去除. 随着曝气的进行, 含水率进一步降低, 当含水率降到 30.00% 以下, 一般认为此含水量对微生物的活性已经产生抑制作用, 有机物的降解减慢^[30], 此时水分主要通过通风作用去除.

垃圾体的通风除水效果见图 4. 从图 4(a)可以看出, 对于 3 种发酵龄的垃圾而言, 除水效果都有以下特征: 间歇曝气 0.03 m³/(min·m³) < 间歇曝气 0.06 m³/(min·m³) < 间歇曝气 0.10 m³/(min·m³) <

连续曝气 0.06 m³/(min·m³), 且间歇曝气 0.10 m³/(min·m³)、连续曝气 0.06 m³/(min·m³) 与间歇曝气 0.03 m³/(min·m³)、间歇曝气 0.06 m³/(min·m³) 相比, 除水效果有极显著差异. 除水效果随着总供气量的增加而增大. 此外, 对于厌氧发酵龄 3 个月垃圾和 5 个月垃圾而言, 连续曝气 0.06 m³/(min·m³) 和间歇曝气 0.10 m³/(min·m³) 供氧方式的除水效果最好, 两者无显著性差异. 而厌氧发酵龄 7 个月垃圾连续曝气 0.06 m³/(min·m³) 的除水效果最好, 除水率为 49.4%, 间歇曝气 0.10 m³/(min·m³) 的除水率为 47.2%, 两者的除水效果差异达显著水平 ($p < 0.05$). 间歇曝气 0.06 m³/(min·m³) 21 d 后, 厌氧发酵龄 3、5 和 7 个月的除水率分别为 49.1%、45.3% 和 44.0%.

从图 4(b)可以看出, 不同发酵龄的垃圾, 无论采用何种供氧方式, 其除水效果之间都有显著性差异, 除水效果随着发酵龄的增加而降低. 除水效果最好的为厌氧发酵龄 3 个月垃圾, 其次为厌氧发酵龄 5 个月垃圾, 而厌氧发酵龄 7 个月垃圾除水效果最

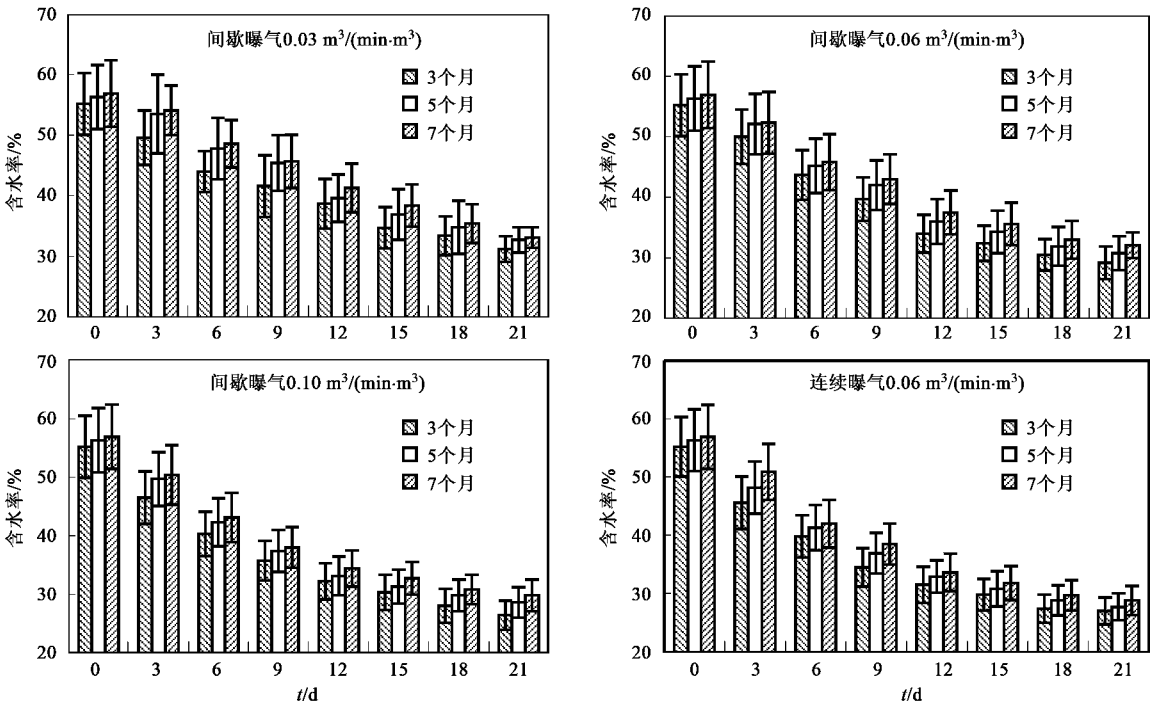
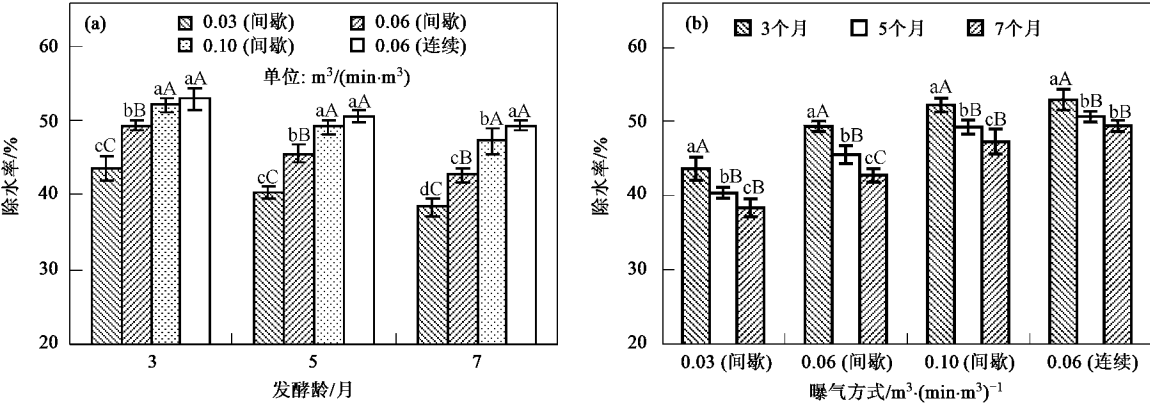


图 3 各试验组含水率的变化
Fig.3 Variation of water content in experimental groups



不同小写字母表示不同处理间差异达 5% 显著水平 ($p < 0.05$), 不同大写字母表示不同处理间差异达 1% 极显著水平 ($p < 0.01$), 下同
图 4 通风除水效果
Fig.4 Effects of aeration on water removal rate

差,且厌氧发酵龄 3 个月垃圾和 5 个月垃圾的除水效果呈极显著差异.其原因可能是:随着发酵龄增加,垃圾有机质含量降低,通过生化反应产生的热量而去除的水分减少.

2.3 有机质去除效果

在曝气过程中微生物依靠分解有机物进行生命活动,有机物含量对微生物的活性有直接影响.有机物含量过低,会降低微生物的活性和数量^[31].在整个曝气过程中,微生物以有机物为基质进行新陈代

谢,不断降解有机物,因此垃圾体有机质含量不断下降,但随着可生物降解组分不断消耗,有机质降解速度变缓.从图 5 可以看出,厌氧发酵龄 3 个月垃圾间歇曝气 0.06 m³/(min·m³) 9 d 后,垃圾有机质从 36.5%降至 26.3%,去除率为 27.9%,曝气 21 d 后降至 21.2%,去除率高达 41.9%.通过曝气能加速垃圾有机质的降解,缩短垃圾稳定化时间.

垃圾体有机质的去除效果见图 6.从图 6(a)可以看出,对于厌氧发酵龄 3 个月垃圾而言,有机质去

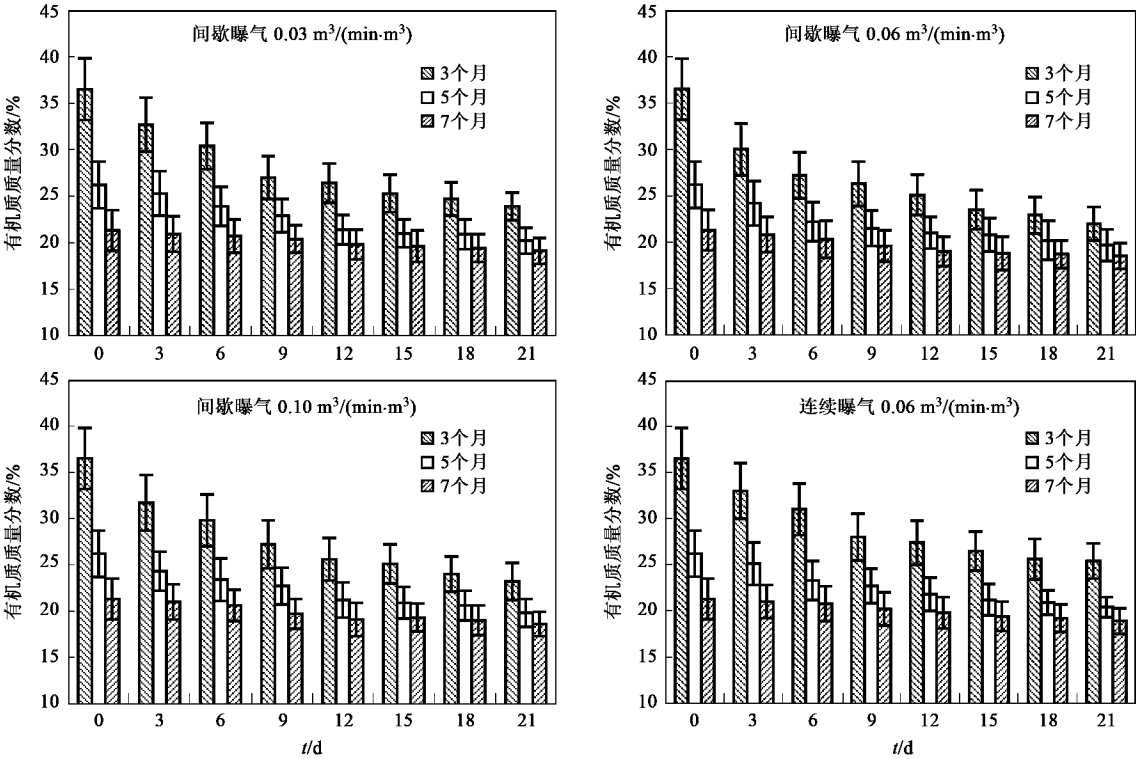


图 5 各试验组有机质的变化

Fig.5 Variations in the content of organic matter in each experimental group

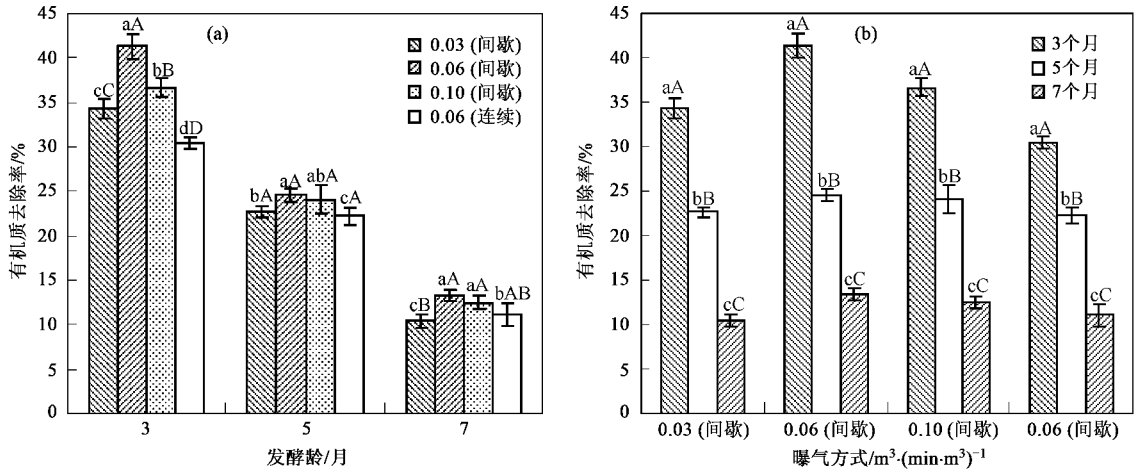


图 6 有机质去除效果

Fig.6 Effects of fermentative age and aeration on organic matter removal

除效果依次为: 间歇曝气 0.06 m³/(min·m³) > 间歇曝气 0.10 m³/(min·m³) > 间歇曝气 0.03 m³/(min·m³) > 连续曝气 0.06 m³/(min·m³), 且 4 种供氧方式差异极显著. 厌氧发酵龄 5 个月和 7 个月垃圾的 4 种曝气方式之间去除有机质的效果不如厌氧发酵龄 3 个月垃圾差异显著. 在间歇曝气 0.06 m³/(min·m³) 条件下, 3 种发酵龄垃圾去除有机质效

果最好. 间歇曝气 0.06 m³/(min·m³) 21 d 后, 厌氧发酵龄 3、5 和 7 个月的有机质去除率分别为 41.9%、24.8% 和 13.1%. 可能是由于间歇曝气 0.10 m³/(min·m³) 和连续曝气 0.06 m³/(min·m³) 供氧过量, 带走大量热量, 降低了微生物的活性, 而间歇曝气 0.03 m³/(min·m³) 供氧量过低, 也影响微生物的活性.

从图 6(b)可以看出,4 种曝气方式对厌氧发酵龄 3 个月垃圾去除有机质的效果最好,5 个月垃圾次之,7 个月垃圾最差,且差异达极显著性水平.可能是由于厌氧发酵龄 3 个月垃圾有机质含量最高,可生物降解组分最多,因此曝气过程中有机质降解的效果最好.

2.4 浓缩效应

曝气后垃圾呈黑褐色,且无恶臭气味,减重效果良好(见表 3).对比垃圾曝气前后总氮、总磷、总钾

和重金属等参数(见表 3),表明曝气对总氮、总磷、总钾 3 种主要营养元素均呈现“浓缩效应”.在曝气过程中,随着有机质的降解,垃圾的体积和重量不断减少,使得养分浓缩.该现象在好氧堆肥研究中亦有类似报道^[32,33].已有研究报道总氮的增加是堆体腐熟和品质提高的重要表现^[34].因此,本研究通过曝气可提高垃圾的肥效和利用价值.虽然重金属的含量也因垃圾的减重而浓缩,但农村里重金属含量较高的垃圾诸如纸类、电池等较少,初始垃圾重金属含

表 3 曝气后垃圾体主要指标

Table 3 Physical and chemical properties of fermentative waste after aeration										
试验组	发酵龄 /月	总氮 /g•kg ⁻¹	总磷 /g•kg ⁻¹	总钾 /g•kg ⁻¹	Cd /g•kg ⁻¹	Hg /g•kg ⁻¹	Pb /g•kg ⁻¹	Cr /g•kg ⁻¹	As /g•kg ⁻¹	垃圾减重率 /%
间歇曝气 0.03 m ³ /(min•m ³)	3	4.42±0.26	1.87±0.05	10.21±0.66	1.51±0.14	3.15±0.19	57.32±3.21	59.54±5.17	20.62±1.43	31.7
	5	3.02±0.19	2.01±0.06	9.55±0.51	1.28±0.11	2.77±0.11	44.72±3.77	48.11±4.93	16.45±1.02	25.9
	7	2.57±0.16	2.16±0.07	9.07±0.47	1.21±0.09	2.55±0.14	36.07±3.03	44.98±3.89	14.05±1.12	24.8
间歇曝气 0.06 m ³ /(min•m ³)	3	4.98±0.13	2.37±0.11	10.93±0.92	1.93±0.21	3.94±0.24	62.61±4.25	77.04±5.66	26.31±1.11	37.2
	5	3.15±0.21	2.09±0.05	9.97±0.73	1.29±0.13	2.85±0.17	46.54±3.82	48.95±3.11	16.74±1.23	27.3
	7	2.66±0.14	2.21±0.07	9.44±0.58	1.24±0.11	2.59±0.12	37.14±3.31	45.81±3.46	14.96±1.08	25.5
间歇曝气 0.1 m ³ /(min•m ³)	3	4.79±0.25	2.25±0.08	10.77±0.65	1.82±0.12	3.78±0.22	61.03±3.91	73.54±5.63	25.77±1.52	35.9
	5	3.35±0.18	2.26±0.05	10.72±0.82	1.41±0.08	3.05±0.19	50.42±3.11	51.86±4.82	17.83±1.36	30.8
	7	2.75±0.15	2.33±0.06	9.91±0.79	1.28±0.14	2.62±0.14	39.23±2.89	46.02±3.31	15.89±1.29	26.1
连续曝气 0.06 m ³ /(min•m ³)	3	4.67±0.22	2.11±0.03	10.59±0.87	1.69±0.19	3.53±0.17	59.75±3.91	67.71±7.85	23.85±1.79	34.3
	5	3.21±0.21	2.17±0.05	10.21±0.59	1.36±0.13	2.92±0.13	48.73±3.34	50.11±4.52	17.05±1.01	28.2
	7	2.87±0.18	2.49±0.06	10.13±0.52	1.31±0.11	2.68±0.16	41.57±3.08	46.98±3.89	16.43±1.13	26.9
农用标准	—	≥5	≥3	≥10	≤3	≤5	≤100	≤300	≤30	—

量较低,经曝气浓缩后仍不会超过农用标准.

3 结论

(1)曝气对发酵垃圾具有较好的除水效果.连续曝气的除水效果优于间歇曝气.在间歇曝气条件下,除水效果随着曝气量的增大而提高.不同发酵龄垃圾除水效果之间有显著性差异,除水效果随着发酵龄的增加而降低.

(2)曝气可加速有机质的降解.连续曝气去除有机质的效果比间歇曝气差.在间歇曝气 0.06 m³/(min•m³)条件下,有机质去除率最高.不同发酵龄垃圾有机质去除效果之间呈极显著性差异,去除效果随着发酵龄的增加而降低.

(3)氮、磷、钾等主要营养元素经曝气呈现“浓缩效应”,提高了垃圾的肥效和利用价值.

(4)宜采用间歇曝气 0.06 m³/(min•m³),厌氧发酵龄 3、5 和 7 个月垃圾经曝气 21 d,除水率分别为 49.1%、45.3% 和 44.0%,有机质去除率分别为 41.9%、24.8% 和 13.1%.

(5)综合考虑处理装置的循环利用等因素,农村

生活垃圾厌氧发酵时间以 3 个月和 5 个月较适宜.

参考文献:

[1] Seadon J K. Integrated waste management- looking beyond the solid waste horizon[J]. Waste Management, 2006, 26(12): 1327-1336.

[2] Marchettini N, Ridolfi R, Rustici M. An environmental analysis for comparing waste management options and strategies [J]. Waste Management, 2007, 27(4): 562-571.

[3] Vidanaarachchi C K, Yuen S T S, Pilapitiya S. Municipal solid waste management in the Southern Province of Sri Lanka: Problems, issues and challenges[J]. Waste Management, 2006, 26(8): 920-930.

[4] Aulinas M M, Bonmatí B A. Evaluation of composting as a strategy for managing organic wastes from a municipal market in Nicaragua[J]. Bioresource Technology, 2008, 99(11): 5120-5124.

[5] Wei Y S, Fan Y B, Wang M J, et al. Composting and compost application in China [J]. Resources, Conservation and Recycling, 2000, 30(4): 277-300.

[6] 李玉春, 李彦富, 董卫江, 等. 城市生活垃圾堆肥处理技术发展方向探讨[J]. 城市管理与科技, 2007, 9(1): 38-41.

[7] 孙跃跃, 汪云甲. 农村固体废弃物处理现状及对策分析[J]. 农业环境与发展, 2007, 24(4): 88-90.

[8] Warith M. Bioreactor landfills: experimental and field results [J]. Waste Management, 2002, 22(1): 7-17.

[9] Barlaz M A, Reinhart D. Bioreactor landfills: progress continues [J].

- Waste Management, 2002, **24**(9): 859-860.
- [10] Reinhart D R, McCreanor P T, Townsend T. The bioreactor landfill: Its status and future[J]. Waste Management and Research, 2002, **20**(2): 172-186.
- [11] Benson C H, Barlaz M A, Lane D T, *et al.* Practice review of five bioreactor/recirculation landfills[J]. Waste Management, 2007, **27**(1): 13-29.
- [12] Long Y, Guo Q W, Fang C R, *et al.* *In situ* nitrogen removal in phase-separate bioreactor landfill[J]. Bioresource Technology, 2008, **99**(13): 5352-5361.
- [13] 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.
- [14] 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]. Bioresource Technology, 2007, **98**(13): 2526-2532.
- [15] Mertoglu B, Calli B, Inanc B, *et al.* Evaluation of *in situ* ammonia removal in an aerated landfill bioreactor[J]. Process Biochemistry, 2006, **41**(12): 2359-2366.
- [16] Jiang J G, Yang G D, Deng Z, *et al.* Pilot-scale experiment on anaerobic bioreactor landfills in China[J]. Waste Management, 2007, **27**(7): 893-901.
- [17] Long Y, Lao H M, Hu L F, *et al.* Effects of *in situ* nitrogen removal on degradation/stabilization of MSW in bioreactor landfill[J]. Bioresource Technology, 2008, **99**(8): 2787-2794.
- [18] 邓舟, 蒋建国, 杨国栋, 等. 渗滤液回灌量对其特性及填埋场稳定化的影响[J]. 环境科学, 2006, **27**(1): 184-188.
- [19] Raffaello C, Roberto R. Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste[J]. Waste Management, 2008, **28**(2): 381-388.
- [20] Berge N D, Reinhart D R, Dietz J. *In situ* ammonia removal in bioreactor landfill leachate[J]. Waste Management, 2006, **26**(4): 334-343.
- [21] Berge N D, Reinhart D R, Dietz J D, *et al.* The impact of temperature and gas-phase oxygen on kinetics of *in situ* ammonia removal in bioreactor landfill leachate[J]. Water Research, 2007, **41**(9): 1907-1914.
- [22] Morris J W F, Vasuki N C, Baker J A, *et al.* Findings from long-term monitoring studies at MSW landfill facilities with leachate recirculation[J]. Waste Management, 2003, **23**(7): 653-666.
- [23] Hettiarachchi C H, Meegoda J N, Tavantzis J, *et al.* Numerical model to predict settlements coupled with landfill gas pressure in bioreactor landfills[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, **139**(3): 514-522.
- [24] He P J, Qu X, Shao L M, *et al.* Leachate pretreatment for enhancing organic matter conversion in landfill bioreactor[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, **142**(2): 288-296.
- [25] Dong J, Zhao Y S, Henry R K, *et al.* Impacts of aeration and active sludge addition on leachate recirculation bioreactor[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, **147**(17): 240-248.
- [26] Khire M V, Mukherjee M. Leachate injection using vertical wells in bioreactor landfills[J]. Waste Management, 2007, **27**(9): 1233-1247.
- [27] Sanphoti N, Towprayoon S, Chairprasert P, *et al.* The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill[J]. Journal of Environmental Management, 2006, **81**(1): 27-35.
- [28] 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.
- [29] 南京农业大学. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000. 106-109.
- [30] 张相锋, 王洪涛, 聂永丰. 通风量对蔬菜和花卉废弃物混合堆肥的影响[J]. 农业工程学报, 2005, **21**(10): 134-137.
- [31] Lhadi E K, Azi H, Aylaj M, *et al.* Cocomposting separated MSW and poultry manure in Morocco[J]. Compost Science and Utilization, 2004, **12**(2): 137-145.
- [32] Rao J R, Watabe M, Stewart T A, *et al.* Pelleted organo-mineral fertilisers from composted pig slurry solids, animal wastes and spent mushroom compost for amenity grasslands[J]. Waste Management, 2007, **27**(7): 1117-1128.
- [33] Tiquia S M, Tam N F Y, Hodgkiss I J. Changes of chemical properties during composting of spent pig litter at different moisture contents[J]. Agriculture, Ecosystem and Environment, 1998, **67**(1): 79-89.
- [34] 周文兵, 刘大会, 朱端卫. 不同调理剂对猪粪堆肥过程及其养分状况的影响[J]. 华中农业大学学报, 2004, **23**(4): 421-425.