

# 厨余和餐厨垃圾混合干式厌氧发酵及 活性炭缓解酸抑制研究

李彤 王攀\* 陈锡腾 赵泽熙 马丽娟 任连海

(北京工商大学 生态环境学院 国家环境保护食品链污染防治重点实验室 北京 100048)

**摘要:** 分别在中温和高温条件下对厨余垃圾与餐厨垃圾混合干式厌氧发酵产甲烷特性进行研究,结果表明:55℃高温发酵累积产气量均高于35℃中温组;高温组厨余垃圾与餐厨垃圾配比为1:5时发酵累积产气量最大,最大累积产气量达到2492.5 mL,是中温组协同产甲烷的1.4倍。同时,为提高产气率,考察了不同种类活性炭对厌氧发酵的影响,采用甘蔗皮、秸秆、花生藤蔓以及发酵沼渣为原料自制了4种生物质活性炭。实验结果表明,4种活性炭均呈蜂窝煤状的炭孔,其中甘蔗皮活性炭表面炭孔相对规则、完整,微生物可附着面积大,更有利于加快产气进程。添加甘蔗皮活性炭时累积产气3410 mL,相比空白对照组增长20.1%。

**关键词:** 厨余垃圾;餐厨垃圾;干式厌氧发酵;甲烷;生物质活性炭

DOI: 10.13205/j.hjgc.202009034

## DRY ANAEROBIC FERMENTATION OF KITCHEN WASTE AND FOOD WASTE AND ALLEVIATION OF ACID INHIBITION BY ACTIVATED CARBON

LI Tong, WANG Pan\*, CHEN Xi-teng, ZHAO Ze-xi, MA Li-juan, REN Lian-hai

(State Environmental Protection Key Laboratory of Food Chain Pollution Control, School of Ecology and Environment, Beijing Technology and Business University, Beijing 100048, China)

**Abstract:** The dry anaerobic fermentation performance of kitchen waste and food waste to produce methane characteristics under mesophilic (35℃) and thermophilic (55℃) condition were studied respectively. The results showed that the cumulative gas production in the thermophilic fermentation were higher than that in 35℃ temperature groups. When the ratio of kitchen waste and food waste was 1:5 in the high temperature group, the cumulative gas production reached the highest level. The maximum cumulative gas production was 2492.5 mL, which was 1.4 times of the production of methane in the medium temperature group. In order to increase the yield of biogas, 4 kinds of activated carbon, such as sugarcane rind, straw, peanut vine and biogas residue, were prepared and the effects of different kinds of activated carbon on anaerobic fermentation were investigated. The experimental results showed that the 4 kinds of activated carbon had honeycomb shaped holes, especially the activated carbon produced from sugarcane rind had relatively higher regular and complete holes, which could provide larger area for microbes and improve the process of gas producing. When sugarcane rind activated carbon was added in the system, the cumulative gas production could reach 3410 mL, 20.1% higher than that of blank group.

**Keywords:** kitchen waste; food waste; dry anaerobic fermentation; methane; biomass activated carbon

## 0 引言

厨余垃圾是日常生活中丢弃的果蔬及食物下脚

料、生菜剩饭、瓜果皮等易腐有机垃圾,是城市生活垃圾的重要组成部分。而餐厨垃圾是指除居民日常生

收稿日期:2019-09-15

基金项目:国家重点研发计划“固废资源化”重点专项(2019YFC1906303);“十三五”时期北京市属高校高水平教师队伍支持计划(CIT&TCD201804016);国家自然科学基金(51578008);北京市“大学生科研与创业行动计划”(201810011083)。

第一作者:李彤(1996-),本科生,主要研究方向为有机固体废弃物资源化利用。15201528761@163.com

\*通信作者:王攀(1983-),女,博士,副教授,从事有机固体废弃物资源化利用研究。wangpan@th.btbu.edu.cn <http://www.cnki.net>

活以外的食品加工、餐饮服务、单位供餐等活动中产生的餐饮垃圾和废弃食用油脂等<sup>[1]</sup>。目前国内已建、在建、筹建的餐厨垃圾处理厂有100多座<sup>[2]</sup>。随着垃圾分类工作的不断深入,将有大量厨余垃圾被分离出来,需要进行处理和处置。厌氧消化法处理厨余垃圾和餐厨垃圾,不仅可以减量化,而且还可以产生沼气<sup>[3]</sup>。根据反应器内物料含固率的不同,可分为干式(total solid, TS, 15%~40%)和湿式(TS <15%) 2类<sup>[4]</sup>。干式厌氧对水的需求很小,能够处理高含固率的废物,可大幅度缩减减能成本,建设成本低、产物附加值大,具有广阔的发展前景<sup>[5,6]</sup>。国外研究干式厌氧较早,典型的代表包括法国的VALORGA、比利时的DRANCO和瑞士的KOMPOGAS等。国内干式厌氧起步较晚,还不成熟。由于餐厨、厨余垃圾易被微生物降解,厌氧发酵体系容易很快造成酸积累,从而抑制产甲烷菌活性。

为了提高厌氧发酵体系的稳定性,学者们添加了一些具有支撑作用的材料,为微生物提供良好的生长环境<sup>[7]</sup>。Zhao等<sup>[8]</sup>将活性炭添加到活性污泥厌氧发酵体系,发现可以提高甲烷产量以及提高生物质降解率。活性炭的优点是具有多孔结构,较大比表面积时能够导电和导热,有一定机械强度和耐磨性<sup>[9]</sup>。活性炭中的微孔是微生物的良好繁殖栖息地。

基于此本研究采用厨余垃圾和餐厨垃圾为原料,开展混合干式厌氧产甲烷研究,考察不同原料制成的活性炭对厌氧发酵产气效率效果的影响,为厨余垃圾与餐厨垃圾混合干式厌氧发酵处理的工程化提供理论依据和数据支撑。

## 1 实验方法

### 1.1 材料

厨余垃圾来自北京市某小区垃圾分类的厨余垃圾,组成主要为剩余的蔬菜根叶、蛋壳等。收集后经人工分选移除杂物,使用食物粉碎机将其粉碎,4℃下保存待用。餐厨垃圾取自北京市某大学食堂,人工分选出杂物后使用粉碎机将其搅碎至浆状,通过湿热处理设备和高速冷冻离心机将混匀的餐厨垃圾脱油脱水处理,置于4℃环境下保存待用。各物料基本理化性质见表1。

### 1.2 实验方法

采用500 mL血清瓶,设计了12组厨余垃圾与餐厨垃圾混合厌氧产甲烷实验,并设置平行实验。将厨余垃圾与湿热预处理后餐厨垃圾分别按不同配比混

合(5:1,3:1,1:1,1:3、单独厨余垃圾、单独餐厨垃圾)以TS计,接种率为50%,混合发酵底物含固率为21.0%~22.2%,控制总体积为200 mL。在此基础上,设计6组厨余垃圾与餐厨垃圾混合厌氧产甲烷实验,设置平行实验。分别在(55±1)℃高温和(35±1)℃中温环境,150 r/min振荡培养条件下进行厌氧产甲烷,排水法收集产生的气体,采集生物气和发酵液进行指标分析。

在高温条件下将厨余垃圾与湿热预处理后餐厨垃圾按一定配比混合,采用甘蔗皮(G)、秸秆(J)、花生藤蔓(H)以及发酵沼渣(Z)为原料自制4种生物质活性炭,做空白对照(K),分别加入至发酵系统。活性炭制备采用ZnCl<sub>2</sub>活化法<sup>[10,11]</sup>。活性炭样品的加入量为10 g/L。采用1 mol/L HCl和NaOH调节pH值为7。向反应瓶中通入高纯N<sub>2</sub> 2 min,保证厌氧环境。

表1 物料基本理化指标

Table 1 The basic physical and chemical characteristics of the raw materials

分析项目	TS/%	含水率/%	VS/%	灰分/%
厨余垃圾	20.88	79.12	68.39	31.62
餐厨垃圾	22.44	77.56	93.50	6.51
接种污泥	15.39	84.61	92.26	7.34

注: TS为总固体; VS为挥发性固体。

### 1.3 分析方法

总固体(TS)、挥发性固体(VS)、含水率采用GB/T 6435—2006《饲料中水分和其他挥发性物质含量的测定》方法测定。氨氮浓度采用HJ 535—2009《纳氏试剂分光光度法》测定<sup>[12]</sup>。生物气组分(H<sub>2</sub>、CH<sub>4</sub>和CO<sub>2</sub>等)及挥发性脂肪酸采用安捷伦7890 A气相色谱仪测定,生物气组分采用填充柱,TCD热导检测器,分析柱1为Hayesep Q(2 m),分析柱2为5 A分子筛(3 m);进样口温度为150℃,检测器温度为150℃,柱温为80℃,电流为50 mV;采用高纯N<sub>2</sub>作为载气,进气量1 mL。

采用修正的Gompertz方程计算厨余垃圾和餐厨垃圾混合厌氧发酵的产甲烷潜力、产甲烷速率和启动时间<sup>[13]</sup>,如式(1)所示:

$$H_t = P \cdot \exp \left\{ - \exp \left[ \frac{R \cdot e}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad (1)$$

式中:  $H_t$  为  $t$  时刻的累积甲烷产量, mL/g VS;  $P$  为最终甲烷产量, mL/g VS;  $R$  为最大产甲烷速率, mL/h;  $\lambda$  为延滞期, d;  $t$  为厌氧发酵时间, h;  $e$  为 2.71828, 是实验数据与模型模拟的最小误差平方和。 $R_m$  和  $\lambda$  可

以通过批式厌氧消化实验数据拟合得到。模拟通过 Origin Pro 9.0 非线性拟合功能实现, 并通过统计学方差分析检验参数显著性。挥发性脂肪酸检测采用 FFAP 色谱柱, 柱温为 160 °C, 检测器温度为 250 °C, 采用高纯 N<sub>2</sub> 作为载气。

2 结果与讨论

2.1 厨余垃圾与餐厨垃圾配比对干式厌氧发酵的影响

2.1.1 配比对干式厌氧产甲烷的影响

王金辉<sup>[14]</sup>研究了餐厨垃圾固相物料干式厌氧消化的产气效率、处理效果及其影响因素, 但协同处理餐厨垃圾与厨余垃圾, 并寻找最佳配比暂时鲜有研究。将厨余垃圾和餐厨垃圾按不同配比混合进行中温(35 °C)和高温(55 °C)厌氧发酵, 累积产气量和甲烷最大百分含量如图 1 所示。结果表明: 55 °C 高温组厨余垃圾与餐厨垃圾配比为 1 : 5 时发酵累积产气量最大, 1 : 3 时累积产气量与其基本持平。35 °C 中温组中单独餐厨垃圾厌氧发酵、配比为 1 : 5 和 1 : 1 的实验组累积产气量较大, 分别为 1840, 1470, 1385 mL(图 1a)。发酵过程中 0~72 h 累积产气量迅速上升, 72 h 后产气量增速放缓, 最大累积产气量达到 2492.5 mL(240 h), 是中温组混合产甲烷的 1.4 倍(图 1b)。55 °C 高温组, 配比为 5 : 1 的实验组甲烷百分含量最高, 达到 34.5%, 配比为 1 : 3 以及单独厨余次之, 分别为 29.9% 和 30.7%。35 °C 中温组, 单独餐厨以及配比为 1 : 5 时甲烷百分含量最高, 为 28.5%(图 1c)。

温度是影响干式发酵的主要因素之一, 发酵微生物在一定的温度范围才能生长和繁殖<sup>[15]</sup>, 通常在一定的温度范围内, 温度越高, 发酵微生物生化反应速度越快, 产气速率也越快<sup>[16]</sup>。与 35 °C 中温厌氧产甲烷相比, 55 °C 高温发酵更有利于底物混合厌氧, 55 °C 高温发酵累积产气量均高于 35 °C 中温组, 且随着餐厨垃圾配比的提高, 累积产气量和甲烷百分含量逐渐提高。

2.1.2 配比对氨氮的影响

氨氮是厌氧微生物赖以生存的重要营养物质之一, 主要是含氮有机物, 例如蛋白质或氨基酸的分解产生<sup>[17]</sup>。不同配比条件下氨氮浓度的变化情况如图 2 所示。可知: 厌氧发酵初期, 氨氮浓度逐渐增大, 中温组 1~8 d 氨氮浓度缓慢提升; 高温组 1~8 d 氨氮浓度升高速率较快, 微生物活跃, 降解有机物能力较强, 产甲烷速率较快。高温发酵温度下, 单独餐厨在第 8 天氨氮浓度最高, 达到 2964.5 mg/L。在有机废

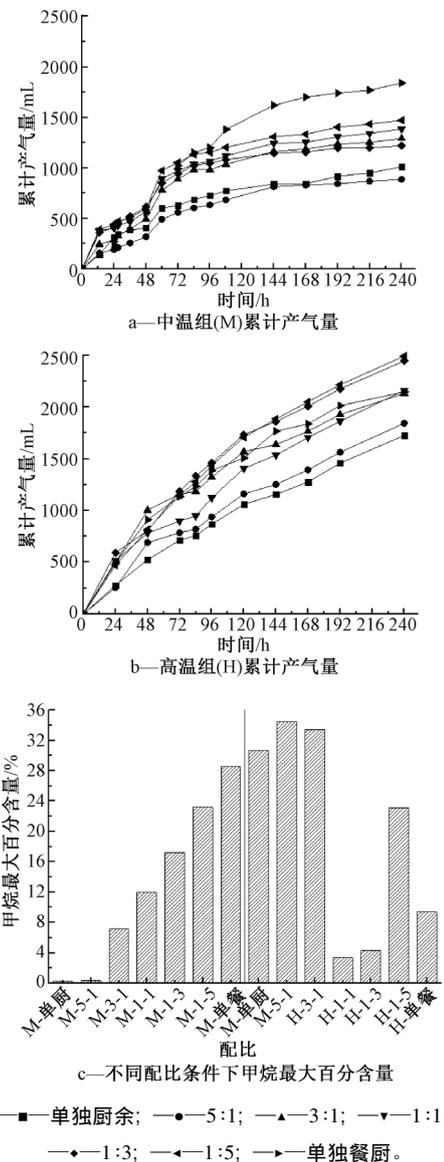


图 1 累积产气量和甲烷最大百分含量  
Figure 1 Cumulative production volume and maximum percentage contents of methane

物的厌氧发酵过程中, 氨氮是厌氧发酵过程中重要的控制条件<sup>[18]</sup>, 由于厌氧微生物的细胞增殖所需的氮很少, 大多数可生物降解的有机氮都被还原为消化液中的氨氮, 对系统 pH 具有缓冲作用, 然而, 浓度过高会抑制微生物的活性和厌氧产气效率<sup>[19]</sup>。

2.1.3 不同配比发酵过程中挥发性脂肪酸积累过程

厌氧发酵产生的主要中间产物包括挥发性脂肪酸(VFAs), 主要由乙酸、丙酸、丁酸和戊酸等组成, 是潜在的抑制因子, 影响发酵系统效率与稳定性<sup>[20]</sup>。图 3 为不同温度挥发酸积累情况。随着干式厌氧发酵的进行, 挥发酸的浓度不断增大, 35 °C 条件下呈上升趋势, 单独厨余最高为 27.8 g/L, 餐厨垃圾含量高, 酸积累现

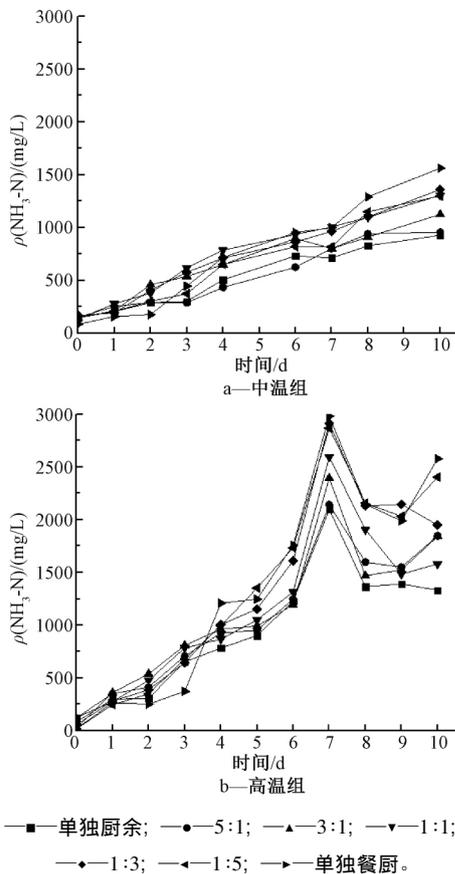


图2 餐厨垃圾与厨余垃圾不同配比时氨氮浓度变化趋势

Figure 2 Trends in ammonia nitrogen concentration at different proportioning

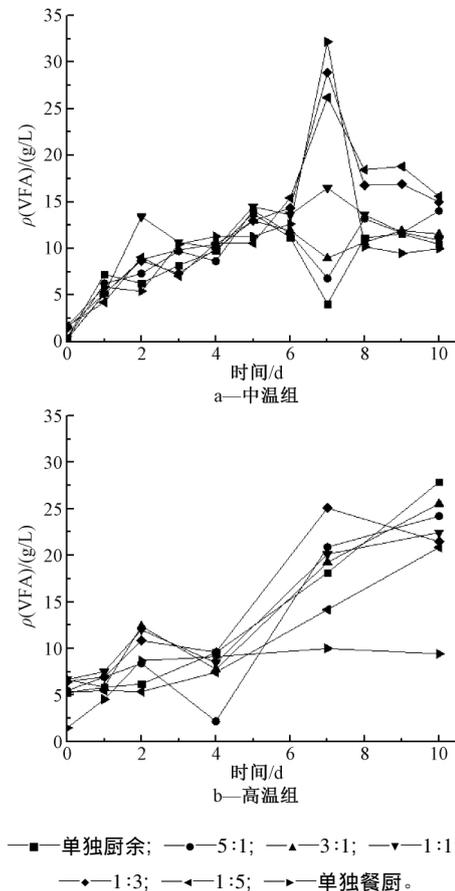


图3 餐厨垃圾与厨余垃圾不同配比时挥发酸浓度变化趋势

Figure 3 Trend of volatile acid concentration at different proportioning

象不明显 这是由于中温条件下餐厨较多更易被进一步分解进而产氢产  $\text{CH}_4$ , 所以酸积累现象不显著; 相反 底物厨余垃圾含量高, 产气效果较差 酸积累现象较为显著;  $55^\circ\text{C}$  条件下, 挥发性脂肪酸浓度逐渐上升的趋势更为明显 随着发酵的进行, 餐厨配比较高的反应体系 VFA 浓度增加更为显著, 高温组单独餐厨最高达到  $32\text{ g/L}$ , 餐厨配比越高, 产气速率越快, 同时发酵温度升高, 其含有的纤维素物质越少, 更易被降解, 即由大分子有机物分解为小分子挥发性脂肪酸的效果越显著, 但随着厌氧消化进程的推进, VFA 降解速率减小, 此时挥发性脂肪酸的输入大于输出, 酸积累现象较为明显。VFA 是后续产甲烷过程中产氢产乙酸菌和产甲烷菌可以直接利用的底物, 利于  $\text{CH}_4$  的产生。而浓度过高易导致水解酸化阶段中酸积累, 从而抑制产甲烷阶段微生物活性, 降低产  $\text{CH}_4$  速率。

#### 2.1.4 发酵过程影响因子与累积产甲烷量的相关性分析

厨余垃圾与餐厨垃圾协同厌氧产甲烷潜力与挥

发性脂肪酸、丙酸、氨氮等中间代谢产物之间有密切联系。采用相关性分析研究指标间的相关性, 对进一步优化调控协同厌氧产甲烷工艺, 提高产甲烷潜力具有重要意义。相关性分析结果如表 2 所示: 累积产甲烷与 VFA、丙酸呈显著正相关 ( $r = 0.853, 0.871$ ,  $P < 0.01$ ), 与氨氮呈正相关 ( $r = 0.752$ ,  $P < 0.05$ ), VFA 与氨氮浓度呈显著正相关 ( $r = 0.946$ ,  $P < 0.01$ ), 它们分别为微生物的生长提供氮源和碳源。VFA 是甲烷菌利用的主要中间产物, 随着发酵进行, VFA 被逐步分解消耗, VFA 浓度越高, 产甲烷菌可利用的底物越多, 产甲烷量也随之增加; 在氨氮浓度超过某一限值后, 产甲烷菌的活性受到严重抑制, 而系统的稳定性与产气能力开始降低, 产甲烷量下降, 在蒋建国等<sup>[21]</sup>的研究中上限浓度值约为  $1700\text{ mg/L}$ , 此时产甲烷效率明显降低。

#### 2.2 不同活性炭对厨余和餐厨垃圾混合厌氧产甲烷的影响

##### 2.2.1 不同活性炭对发酵体系的影响

添加活性炭后厌氧发酵的累积产气量如图 4a 所

表 2 各影响因素之间的相关系数

**Table 2 Correlation between various influencing factors**

项目	累积产甲烷	VFA	丙酸	丁酸	氨氮
累积产甲烷	1	0.853**	0.871**	0.478	0.752*
VFA		1	0.688*	0.684*	0.946**
丙酸			1	0.055	0.454
丁酸				1	0.865**
氨氮					1

注: \*\* 为在 0.01 水平(双侧)上显著相关; \* 为在 0.05 水平(双侧)上显著相关。

示。结果表明: 空白组发酵周期累积产气仅为 2840 mL, 添加甘蔗皮活性炭对于厨余垃圾与餐厨垃圾混合干式厌氧产气具有明显促进作用, 累积产气为 3410 mL, 相比空白组增长 20.1%。其次是玉米秸秆活性炭和花生藤蔓活性炭, 累积产气量分别为 3060, 3000 mL, 发酵沼渣对于发酵的促进作用不显著。利用修正过的 Gompertz 模型对不同条件下厨余垃圾与餐厨垃圾混合厌氧产甲烷前 8 d 进行动力学曲线拟合, 结果如图 4b 所示。在发酵初期, 甲烷产量随着反应时间的增加逐渐增大, 加甘蔗皮活性炭的发酵系统产甲烷潜力最大。

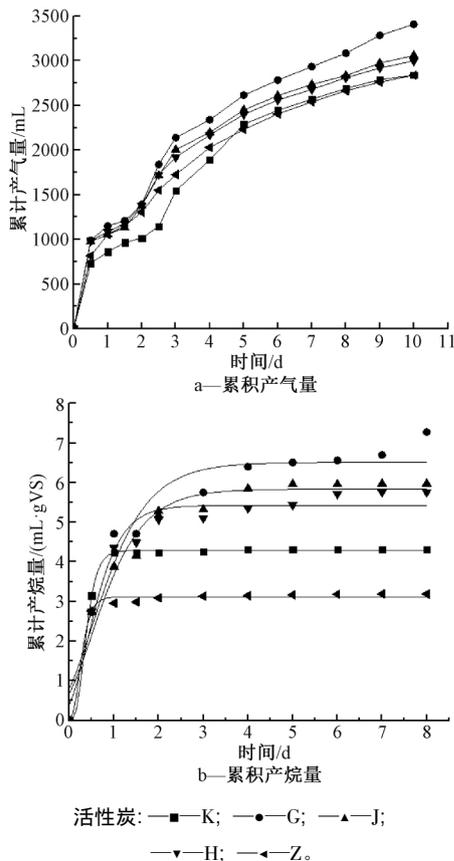


图 4 累积产气量及累积产甲烷拟合曲线

Figure 4 Accumulated gas volume and cumulative methane production fitting curves

2.2.2 活性炭表面的扫描电镜( SEM) 观察结果

为了进一步研究添加活性炭增加沼气产量的机理, 用 SEM 观察了不同活性炭表面形态。图 5 为不同放大倍数条件下的甘蔗皮、玉米秸秆、花生藤蔓以及发酵沼渣的扫描电镜图。可发现 4 种活性炭都呈蜂窝状的炭孔; 对比经过生物降解后的发酵沼渣制成的活性炭放大 1500 倍与花生藤蔓活性炭放大 2800 倍的扫描电镜图, 沼渣活性炭表面炭孔明显减少, 孔径偏大; 其中, 甘蔗皮活性炭与其他 3 种活性炭相比, 表面炭孔相对规则、完整, 微生物可附着面积大; 同时 4 种活性炭表面粗糙, 孔隙丰富, 其表面的大孔和中孔均可在厌氧发酵过程中附着大量微生物生长繁殖, 在加快转化速率的同时, 有利于更多的有机物转化成  $CH_4$  [22]。添加活性炭以提高产气效率的机制可能是由于产甲烷菌驻留在活性炭上形成生物优势菌群, 进而提高系统的稳定性和效率 [23, 24]。

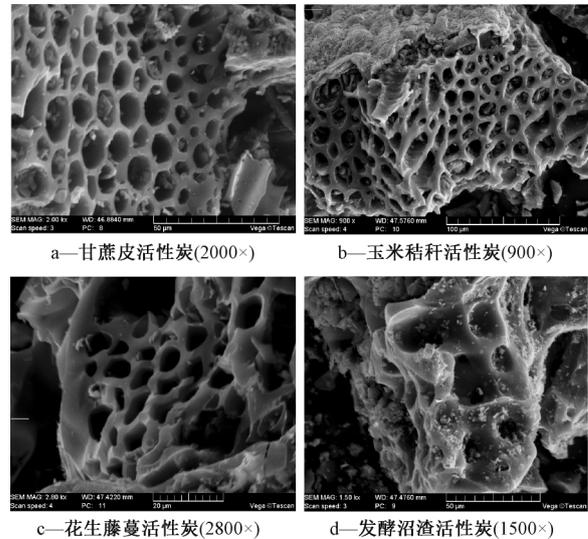


图 5 活性炭扫描电镜图片

Figure 5 SEMs images of the activated carbon made from different materials

3 结 论

1) 高温组厨余垃圾与餐厨垃圾配比为 1 : 5 时发酵累积产气量最大, 最大累积产气量达到 2492.5 mL, 是中温组协同产甲烷的 1.4 倍。55 °C 高温组中, 配比为 5 : 1 的甲烷百分含量最高, 达到 34.5%。最终中温组 VS 去除率为 41.8%, TS 去除率为 31.9%, 高温组 VS 去除率为 55.65%, TS 去除率为 47%。

2) 累积甲烷产量与 VFA、丙酸呈显著正相关 ( $r = 0.853, 0.871, P < 0.01$ ), 与氨氮呈正相关 ( $r = 0.752, P < 0.05$ ), VFA 与氨氮浓度呈显著正相关 ( $r = 0.946, P < 0.01$ )。

3) 添加甘蔗皮活性炭对于厨余垃圾干式厌氧产气具有明显促进作用,加甘蔗皮活性炭的发酵系统产气潜力最大,累积产气量为 3410 mL,相比空白组增长 20.1%。对 4 种生物质制备的活性炭的 SEM 表征结果表明,甘蔗皮活性炭表面炭孔相对规则、完整,微生物可附着面积大,有利于厌氧发酵的进行。

#### 参考文献

- [1] 郭香麟,左剑恶,史绪川,等.餐厨垃圾与秸秆混合中温和高温厌氧消化对比[J].环境科学,2017,38(7):3070-3077.
- [2] 刘会友,王俊辉,赵定国.国内外餐厨垃圾现状及其处理措施[J].新能源进展,2017,5(4):266-271.
- [3] 王攀,邱银权,任连海,等.不同储存条件下餐厨垃圾的变化特征及其厌氧消化产气潜力[J].环境工程,2017,35(8):108-111.
- [4] 王攀,李冰心,黄燕冰,等.含盐量对餐厨垃圾干式厌氧发酵的影响[J].环境污染与防治,2015,37(5):27-31.
- [5] ALESSANDRO C, DA BORSO F, LIMINA S. Dry anaerobic digestion of cow manure and agricultural products in a full-scale plant Efficiency and comparison with wet fermentation [J]. Waste Management 2018, 71: 704-719.
- [6] WANG P, WANG H T, QIU Y Q, et al. Microbial characteristics in anaerobic digestion process of food waste for methane production: a review [J]. Bioresource Technology, 2018, 248: 29-36.
- [7] LV F, LUO C H, SHAO L M, et al. Biochar alleviates combined stress of ammonium and acids by firstly enriching *Methanosaeta* and then *Methanosarcina* [J]. Water Research 2016, 90: 34-43.
- [8] ZHAO Z Q, ZHANG Y B, WOODARD T L, et al. Enhancing syntrophic metabolism in up-flow anaerobic sludge blanket reactors with conductive carbon materials [J]. Bioresource Technology, 2015, 191: 140-145.
- [9] 张露思,郭婉茜,丁杰,等.活性炭载体对颗粒污泥形成及产氢的影响[J].哈尔滨工程大学学报,2010,31(11):1544-1548.
- [10] 郑秋生,李龙,胡雪玉.农作物秸秆用于制备活性炭的研究进展[J].纤维素科学与技术,2010,18(3):69-71.
- [11] 吴春,高彦杰,刘宁.玉米芯吸附处理工业废水中染料的方法研究[J].食品科学,2007,28(11):60-61.
- [12] 崔家荣.水中氨氮纳氏试剂分光光度法测定[J].现代农业科技,2008(8):208-209.
- [13] CHEN W H, CHEN S Y, KHANAL S K, et al. Kinetic study of biological hydrogen production by anaerobic fermentation [J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2006, 31(15): 2170-2178.
- [14] 王金辉.餐厨垃圾固相物料干式厌氧消化处理研究[D].宁波:宁波大学,2017.
- [15] 石利军,班立桐,刘惠芬,等.温度对畜禽粪便稻草混合干式厌氧发酵的影响[J].农业环境科学学报,2011,30(4):782-786.
- [16] 张希衡.废水的厌氧生物处理[M].北京:中国环境科学出版社,1995.
- [17] 付胜涛,于水利,严晓菊,等.剩余活性污泥和餐厨垃圾的混合中温厌氧发酵[J].环境科学,2006,27(7):1459-1460.
- [18] 李勇,顾广发,刘松华,等.餐厨垃圾与污泥共发酵脱氮技术的研究[J].可再生能源,2011,29(6):98-99.
- [19] 曹先艳,赵由才,袁玉玉,等.氨氮对餐厨垃圾厌氧发酵产氢的影响[J].太阳能学报,2008,29(6):751-755.
- [20] 李浩.温度及有机负荷对餐厨垃圾与剩余污泥共发酵特性的影响研究[D].西安:西安建筑科技大学,2017.
- [21] 蒋建国,王岩,隋继超,等.厨余垃圾高固体厌氧消化处理中氨氮浓度变化及其影响[J].中国环境科学,2007,27(6):721-726.
- [22] GONG W J, LIANG H, LI W Z, et al. Selection and evaluation of biofilm carrier in anaerobic digestion treatment of cattle manure [J]. Energy, 2011, 36(5): 3572-3578.
- [23] 王永泽,邵明胜,杨立,等.不同吸附剂对棉花秸秆沼气发酵效率的影响研究[J].现代农业科技,2008(23):178-179.
- [24] 蒋凯凤,肖继波.水处理生物膜载体研究进展[J].浙江林学院学报,2010,27(3):451-455.

#### (上接第212页)

- [7] 宜慧.城市污水厂污泥碱热预处理特性及厌氧消化工艺研究[D].西安:西安建筑科技大学,2014.
- [8] YONG Z, DONG Y L, ZHANG X, et al. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production [J]. Renewable Energy, 2015, 78: 527-530.
- [9] BOLADO-RODRÍGUEZ S, TOQUERO C, MARTÍN-JUÁREZ J, et al. Effect of thermal, acid, alkaline and alkaline-peroxide pretreatments on the biochemical methane potential and kinetics of the anaerobic digestion of wheat straw and sugarcane bagasse [J]. Bioresource Technology, 2016, 201: 182-190.
- [10] MUSTAFA A M, POULSEN T G, XIA Y, et al. Combinations of fungal and milling pretreatments for enhancing rice straw biogas production during solid-state anaerobic digestion [J]. Bioresource Technology, 2017, 224: 174-182.
- [11] GOULD J M. Enhanced polysaccharide recovery from agricultural residues and perennial grasses treated with alkaline hydrogen peroxide [J]. Biotechnology and Bioengineering, 1985, 27(6): 893-896.
- [12] 周俊虎,戚峰,程军,等.秸秆发酵产氢的碱性预处理方法研究[J].太阳能学报,2007,28(3):329-333.