

罗臣乾, 王 星, 张国治, 等. 接种率及尿素添加量对农村生活垃圾厌氧发酵产甲烷的影响[J]. 农业资源与环境学报, 2017, 34(2): 168-174.

LUO Chen-qian, WANG Xing, ZHANG Guo-zhi, et al. Effects of Inoculums Ratio and Urea Concentration on Biochemical Methane of Rural Domestic Waste with Anaerobic Digestion[J]. *Journal of Agricultural Resources and Environment*, 2017, 34(2): 168-174.

接种率及尿素添加量对农村生活垃圾厌氧发酵产甲烷的影响

罗臣乾¹, 王 星^{1,2}, 张国治^{1,2}, 魏珞宇^{1,2}, 施国中¹, 张 敏^{1,2*}

(1.农业部沼气科学研究所, 四川 成都 610041; 2.农业部农村可再生能源开发利用重点实验室, 四川 成都 610041)

摘 要: 为了解接种率及尿素添加量对农村生活垃圾厌氧发酵产甲烷的影响, 选取 3 个水平的接种率(0.3、0.5、1.0)和 3 个水平的尿素添加量(1%、3%、5%)进行农村生活垃圾厌氧发酵实验。结果表明, 在相同尿素添加量的条件下, 接种率(0.3~1.0)越高越有利于甲烷产生, 同时挥发性脂肪酸降解速率越快; 而在相同接种率的条件下, 随尿素添加量(1%~5%)的增加, 甲烷产量呈先升高后降低的趋势。Gompertz 动力学模型拟合结果表明, 在接种率为 1.0、尿素添加量为 3%的条件下, 厌氧发酵产甲烷延滞期较短(12 d), 70 d 累积甲烷产量最高(0.44 L·g⁻¹ TS), 发酵过程未发生酸化现象。

关键词: 生活垃圾; 接种率; 尿素; 厌氧发酵; 沼气

中图分类号: X705

文献标志码: A

文章编号: 2095-6819(2017)02-0168-07

doi: 10.13254/j.jare.2016.0222

Effects of Inoculums Ratio and Urea Concentration on Biochemical Methane of Rural Domestic Waste with Anaerobic Digestion

LUO Chen-qian¹, WANG Xing^{1,2}, ZHANG Guo-zhi^{1,2}, WEI Luo-yu^{1,2}, SHI Guo-zhong¹, ZHANG Min^{1,2*}

(1. Biogas Institute of Ministry of Agriculture, Chengdu 610041, China; 2. Key Laboratory of Development and Application of Rural Renewable Energy of Ministry of Agriculture, Chengdu 610041, China)

Abstract: In order to study the effects of inoculation ratio and urea concentration on methane production of anaerobic digestion of rural domestic wastes(RDW), a set batch of anaerobic digestion experiments, which chose 3 levels of inoculums ratio(0.3, 0.5, 1.0) and 3 levels of urea concentration(1%, 3%, 5%), were conducted. The performances of volatile fatty acids(VFA), biogas production, methane production were investigated, and also methane production was fitted with the modified Gompertz model to assess the characteristics of the anaerobic digestion. The results showed that under the same concentration of urea, the higher the inoculation ratio was, the more methane was produced and the faster VFAs were decomposed. Under the same inoculation ratio, the methane production showed a trend of increasing at first and then decreasing as the urea concentration increased. According to the fitting results of Gompertz kinetic model, when the inoculation ratio was 1 and urea concentration was 3%, the anaerobic digestion had the best performance. The cumulative methane production(70 d) was 0.44 L·g⁻¹ TS, and the lag phase was only 12 d.

Keywords: rural domestic wastes; inoculum ratio; urea; anaerobic digestion; biogas

根据相关报道, 我国农村生活垃圾产量约为 3 亿 t·a⁻¹, 并且该数据正以每年 8%~10% 的速度不断

增长^[1-2]。大量的农村生活垃圾的产生, 污染了生活环境, 影响农产品的质量, 甚至对村民身体健康造成严重的影响^[3]。

目前我国农村生活垃圾处理模式与城市生活垃圾处理模式类似, 主要采用集中收集、转运、填埋的方式进行处理^[4]。但是农村生活垃圾分布相对分散, 在集

收稿日期: 2016-09-15

基金项目: 中国农业科学院科技创新工程

作者简介: 罗臣乾(1991—), 男, 在读硕士, 研究方向为农业资源利用。

E-mail: 709836473@qq.com

* 通信作者: 张 敏 E-mail: zhangmin@caas.cn

中处理过程中过多耗费人力、物力、财力。因此农村生活垃圾处理模式应当与城市生活垃圾集中处理模式有所区别。采用厌氧发酵处理农村生活垃圾,装置简易、操作简单且在产生沼气并带来直接经济利益的同时,又可以杀灭生活垃圾中部分病原体^[9],减少了对环境的危害,与填埋处理相比更适宜于处理农村生活垃圾。

虽然厌氧发酵优势明显且农村生活垃圾中包含有纤维类、蛋白类和脂肪类等丰富的有机物质适宜发酵,但根据冯磊等^[9]的研究,在厌氧发酵实验中由于淀粉、纤维素、蛋白质溶解性及水解速率不同导致这 3 种物质的产气延滞期存在显著差异,分别为 0、6.24、8.72 d。因此针对农村生活垃圾厌氧发酵,碳元素的主要来源(淀粉、植物纤维)和氮元素的主要来源(蛋白质)由于溶解性及水解速率不同很可能在厌氧发酵初期导致 C/N 失衡,从而使厌氧发酵产气延滞期增长,甚至导致酸化现象。

为了解决上述问题,本研究拟通过采用不同的接种率(0.3、0.5、1.0)和添加不同浓度溶解性较好的尿素(1%、3%、5%),期望得出适宜的接种率及尿素添加量以缩短厌氧发酵产气延滞期、防止酸化现象产生,并为农村生活垃圾厌氧发酵研究提供相关理论依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

农村生活垃圾采自成都市公兴镇周边农村的 3 个垃圾收集点,每个采样点采集 500 g,将收集好的农村生活垃圾进行分类并称重,其中菜叶、果皮、餐厨垃圾、废纸分别占原料总重量的 64.7%、20.4%、14.3%、0.6%。接种物采集自农业部沼气科学研究所实验基地。原料及接种物特性见表 1。

1.2 实验方法

采用批式实验,实验因素一为接种率(接种率=接种物干重/原料干重),选择 0.3、0.5、1.0 三个水平;实验因素二为尿素添加量,选择添加原料总重(干基)的 1%、3%、5% 三个水平,共计 9 个实验组,每组实验设置一个平行,通过添加蒸馏水将发酵初始总固体(TS)浓度控制在 5.8%。在中温(35±1 ℃)条件下厌氧发酵,发酵总时间为 70 d,采用 500 mL 发酵瓶作为反应容器,有效发酵体积为 400 mL,每日将发酵瓶摇动 2 次每次摇动 5 min,发酵装置见图 1。实验所用原料及接种物配比见表 2。

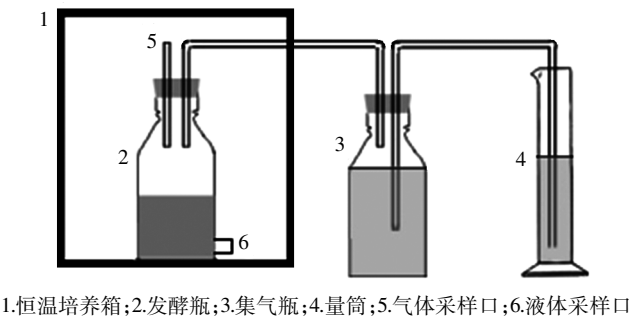


图 1 实验装置

Figure 1 Experimental device for anaerobic digestion

1.3 分析方法

日产气量采用排水集气法每日收集并记录体积;甲烷体积分数、二氧化碳体积分数测定通过气相色谱法,仪器型号为:岛津公司生产的 GC-2010 型气相色谱,色谱条件为:60 m Parapak-QX 色谱柱,柱箱温度:50 ℃,进样器温度 150 ℃,检测器温度:200 ℃;挥发性脂肪酸(VFA)含量测定采用气相色谱法,仪器型号为:上海精密科学仪器制造有限公司生产的 GC112A 型气相色谱,色谱条件为:1.5 m GDX103+5%磷酸色谱柱,柱温 160 ℃,进样器温度 210 ℃,检测器温度 230 ℃。

表 1 农村生活垃圾及接种物特性
Table 1 Characteristics of rural domestic wastes and inoculum

指标	餐厨垃圾	废弃菜叶	果皮	废纸	混合原料	接种物
总固体(TS)/%	12.20	7.40	16.80	93.80	10.52	22.77
挥发性固体(VS)/%	10.40	6.90	13.80	92.80	9.32	12.25
粗脂肪/%	1.54	1.96	2.15	—	1.93	—
粗纤维/%	14.56	15.29	14.21	91.24	15.42	10.21
粗蛋白/%	18.63	19.81	18.44	—	19.24	7.69
C/%	40.83	43.01	69.32	29.12	47.98	29.70
N/%	2.98	3.21	2.95	0.01	3.10	1.08
C/N	13.7	13.4	23.5	2 912.2	15.474	27.5

表 2 原料及接种物配比

Table 2 The ratio of raw materials and inoculum

实验因素	处理 1	处理 2	处理 3	处理 4	处理 5	处理 6	处理 7	处理 8	处理 9
接种率	0.3	0.3	0.3	0.5	0.5	0.5	1.0	1.0	1.0
尿素添加量/%	1	3	5	1	3	5	1	3	5
接种物/g	24.3	24.3	24.3	35.1	35.1	35.1	52.7	52.7	52.7
原料/g	161.8	161.8	161.8	140.2	140.2	140.2	105.2	105.2	105.2
水/mL	213.9	213.9	213.9	224.7	224.7	224.7	242.1	242.1	242.1
总计/g	400.0	400.0	400.0	400.0	400.0	400.0	400.0	400.0	400.0

1.4 动力学模型

实验中原料产气率采用 Gompertz 模型(式(1))进行拟合^[7]。模型中 B 代表原料产气率, t 代表时间, B_0 代表最高原料产气率, μ 代表最高产甲烷速率, λ 代表产甲烷延滞期。该模型在厌氧发酵处理废弃物领域应用广泛, 拟合效果较好。

$$B=B_0 \times \exp \left\{ -\exp \left[\frac{\mu \times e(\lambda - t)}{P} + 1 \right] \right\} \quad (1)$$

2 结果与讨论

2.1 原料产气率及甲烷体积分数

图 2 为各处理组在 70 d 内累计甲烷产量。处理组 1~5 在 70 d 内只有少量甲烷产生, 而处理组 6~9 在 70 d 的甲烷产量明显高于 1~5 组。该现象说明: 处理组 1~5 的接种率和尿素添加量不能使厌氧发酵正常进行, 而处理组 6~9 的接种率和尿素添加量可以保

证厌氧发酵正常进行。根据 Kawai 等^[8]的研究, 当接种率较低的情况下厌氧发酵就有酸化的风险, 从而导致发酵失败。根据段娜等^[9]的研究, 可以向厌氧发酵体系中添加尿素, 有助于防止系统出现酸化。因此, 在本实验中, 接种率和尿素添加量的选择对厌氧发酵能否正常进行非常重要。

从图 2 中还可以看出, 处理组 6、7、8、9 在厌氧发酵初期分别经历了 16、26、12、7 d 的产甲烷停滞期, 且处理组 6、8、9 的产气高峰出现在第 25 d 左右。房明等^[10]在以餐厨垃圾为原料进行厌氧发酵的实验中, 也证实了提高接种率可以缩短产甲烷停滞期。而根据段娜等^[9]的研究, 通过添加尿素可以使厌氧发酵产气高峰提前, 与本实验的结论吻合。因此, 为了达到最短的产甲烷停滞期可以选择接种率为 1, 尿素添加量为 5% 的组合。

从图 2 还可以看出, 处理组 6、7、8、9 的累计甲烷

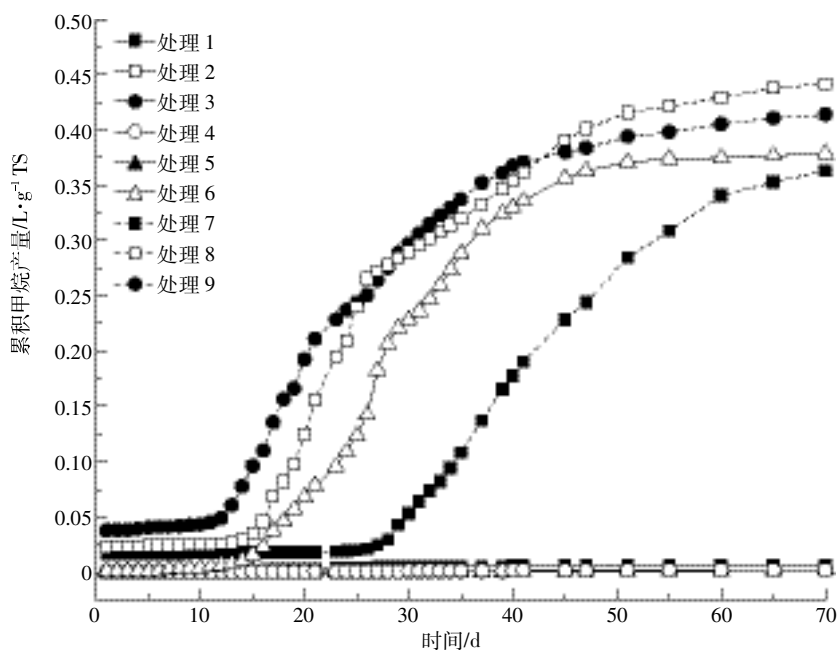


图 2 各处理厌氧发酵过程累积甲烷产量

Figure 2 Cumulative methane production for different treatments during anaerobic digestion

产量分别为 0.38、0.36、0.44、0.41 L·g⁻¹ TS。根据 Liu 等^[11]针对不同接种率对厌氧发酵的影响表明,接种率直接影响甲烷产量,在一定条件下,接种物添加量越大,甲烷产量越高。根据孙宇等^[12]的研究,厌氧发酵过程中,甲烷产量随着尿素添加量的增加呈先增高后降低的趋势,与本实验现象相符。因此在本实验中,处理组 8 中接种率为 1.0 尿素添加量为 3%的甲烷产量最高,效果最好。

图 3 为各处理组 70 d 内甲烷体积分数变化规律。可以看出,处理组 1~5 由于接种率和尿素添加量不适用于厌氧发酵,导致在 70 d 甲烷含量偏低;处理组 6~9 由于接种率和尿素添加量合理,因此在第 40 d 后甲烷含量均达到了 70%左右。同时,在处理组 6~9 中,处理组 9 甲烷体积分数达到 70%所用时间最短,大约需要 20 d;处理组 7 甲烷含量达到 70%所用时间最长,大约需要 41 d,说明在相同的接种率下(处理组 7、8、9),尿素添加量越大,发酵初期甲烷浓度上升速度越快。同时,处理组 6 甲烷含量达到 70%所用时间大约需要 24 d,说明在相同尿素添加量下(处理组 6 和处理组 9),接种率越大,发酵初期甲烷浓度上升速度越快。根据杜静等^[13]的研究,通过加大接种率可以有效地提高甲烷浓度增长速率,该结论与本实验相吻合。

结合图 2 和图 3 的实验现象,接种率和尿素添加量均对甲烷产量、产气延滞期、甲烷含量有显著影响。因此,农村生活垃圾厌氧发酵的接种率应该选择在

1.0 左右,尿素添加量应该选择在 3%~5%为宜。

2.2 挥发性脂肪酸

在厌氧发酵三阶段理论^[14]中,产酸细菌利用小分子的有机物产生挥发性脂肪酸,之后产甲烷菌以挥发性脂肪酸为原料,产生甲烷和二氧化碳。因此,挥发性脂肪酸含量在厌氧发酵中是一个重要测试指标,其降解速率的快慢,可以间接表示产甲烷菌的活性强弱。

图 4 为各处理组乙酸含量的变化规律。可以看出,处理组 1~5 随着时间的增加,乙酸浓度呈逐渐升高的趋势,到第 70 d 乙酸浓度分别为 11 685.1、10 849.4、12 393.1、10 369.2、11 485.1 mg·L⁻¹。结合前文甲烷产量的实验现象说明,在接种率为 0.3 的条件下,添加尿素 1%~5%和在接种率为 0.5 的条件下,添加尿素 1%均不能使厌氧发酵正常进行,且导致发酵系统出现乙酸累积。处理组 6~9 随着时间的增加呈先升高后降低的趋势,到第 70 d 乙酸浓度分别为 221.3、421.2、98.2、0 mg·L⁻¹。该现象说明,在相同的尿素添加量下(处理组 6 与处理组 9),接种率越高越有利于乙酸的降解。Raposo 等^[15]的研究也表明,接种率越高,厌氧发酵系统越稳定,发酵液中挥发性脂肪酸的浓度越低。在相同的接种率下(处理组 7、8、9),尿素添加量越高越有利于乙酸的降解,这与 Niu 等^[16]的研究结果吻合。

图 5 为各处理组丙酸含量变化规律。可以看出,处理组 1~5 丙酸含量随时间增加而增加,到第 70 d 丙酸浓度分别为 801.1、968.1、849.1、918.1、793.1 mg·

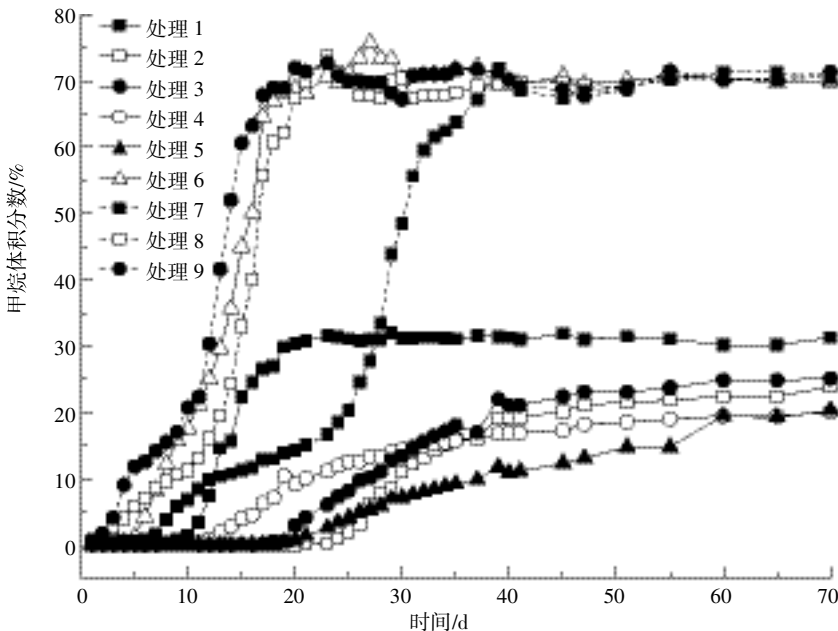


图 3 各处理厌氧发酵过程中甲烷体积分数的变化

Figure 3 Variation of methane concentration for different treatments during anaerobic digestion

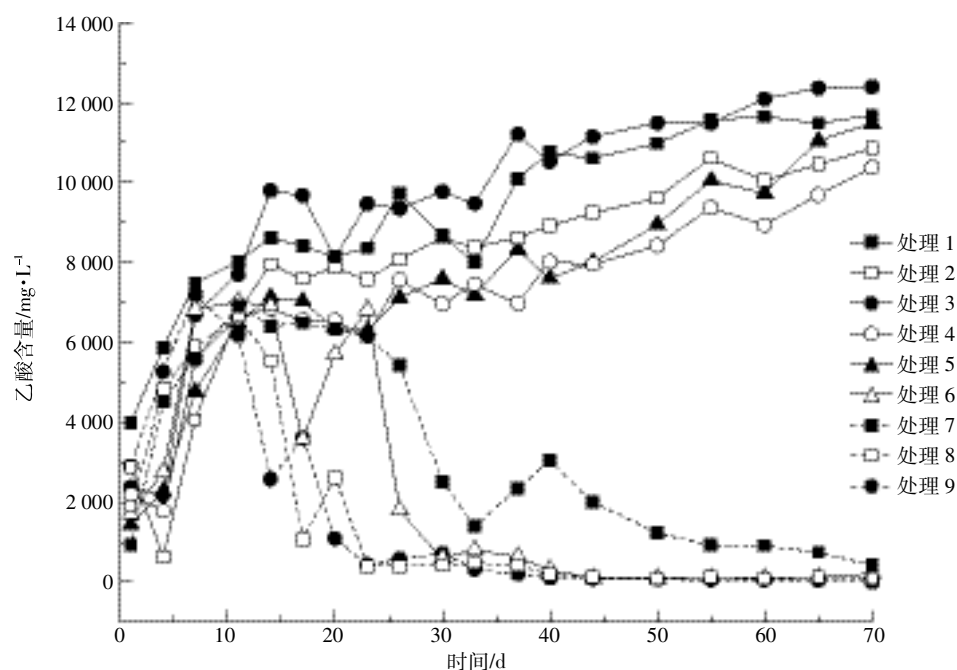


图 4 各处理厌氧发酵过程中乙酸含量的变化

Figure 4 Variation of acetic acid concentration for different treatments during anaerobic digestion

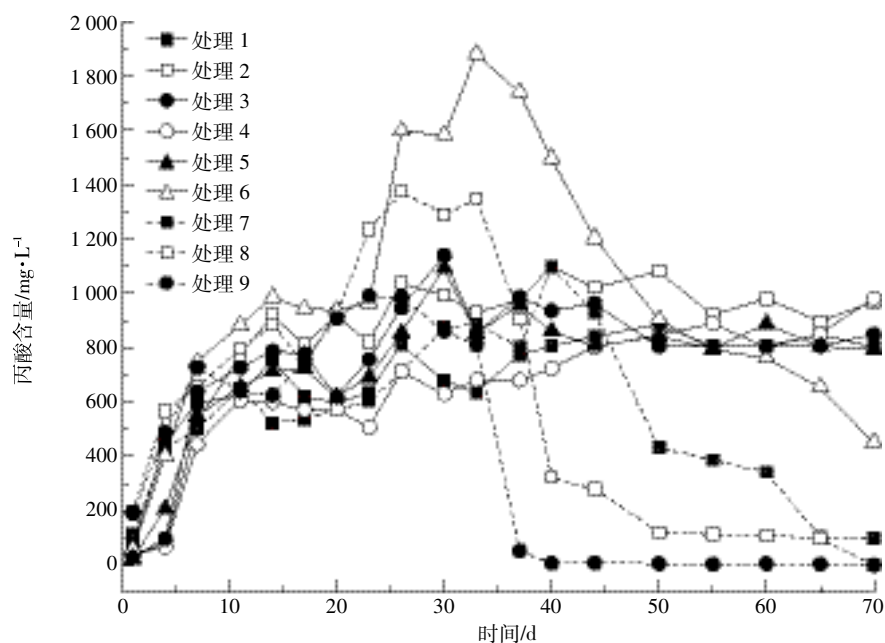


图 5 各处理厌氧发酵过程中丙酸含量的变化

Figure 5 Variation of propionic acid concentration for different treatments during anaerobic digestion

L^{-1} , 出现了不同程度的丙酸累积; 处理组 6~9 丙酸含量随时间增加呈先升高后降低的趋势, 到第 70 d 丙酸浓度分别为 451.3 、 98.3 、 0 、 0 $mg \cdot L^{-1}$ 。根据余焱等^[17]的研究, 丙酸对厌氧发酵有抑制作用, 半抑制浓度 (IC_{50}) 为 $2\,490$ $mg \cdot L^{-1}$ 。本实验中, 丙酸含量均未达到抑制浓度, 因此丙酸不是影响本实验的主要因素。

图 6 为各处理组丁酸含量变化规律。可以看出,

各个处理组丁酸含量在 0~10 d 期间快速升高, 到第 11 d 各处理组的丁酸含量分别为 $8\,009.0$ 、 $6\,749.4$ 、 $7\,702.0$ 、 $6\,622.9$ 、 $6\,478.1$ 、 $7\,025.1$ 、 $6\,913.4$ 、 $6\,657.9$ 、 $6\,172.5$ $mg \cdot L^{-1}$ 。结合图 4 和图 5 可以发现, 在本实验中农村生活垃圾产生的挥发性脂肪酸主要以乙酸和丁酸为主, 所以本实验的发酵类型是丁酸型发酵, 王凯楠^[18]对生活垃圾厌氧发酵的研究也证实了该类发

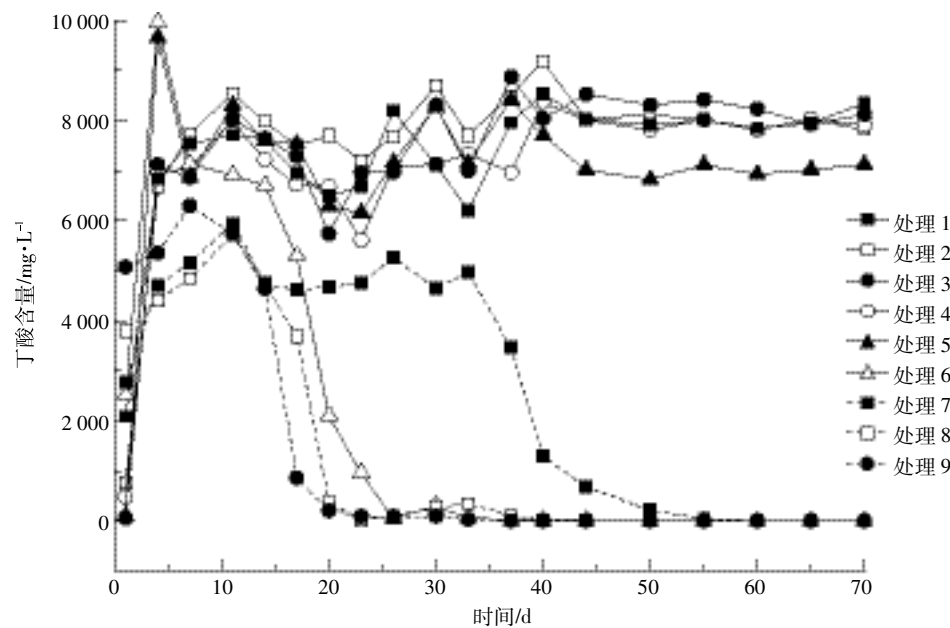


图 6 各处理厌氧发酵过程中丁酸含量的变化

Figure 6 Variation of butyric acid concentration for different treatments during anaerobic digestion

醇主要以丁酸型发酵为主。第 11 d 后处理组 1~5 丁酸含量仍缓慢增加,到第 70 d 丁酸含量分别为 8 342.2、7 823.2、8 123.28、7 927.3、7 128.2 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,出现了丁酸累积的现象;第 11 d 后处理组 6~9 丁酸含量快速下降,到第 70 d 丁酸含量分别为 1.029 1、0、0、0 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,未出现丁酸累积现象,该现象说明处理组 6~9 丁酸代谢正常,产甲烷菌活动没有受到抑制。综上,在农村生活垃圾厌氧发酵的过程中,接种率和尿素添加量对挥发性脂肪酸代谢有显著影响。其中,接种率为 1.0、尿素添加量为 3%~5%之间均可以保证挥发性脂肪酸正常代谢。

2.3 动力学模拟

表 3 为 Gompertz 动力学模型对累积甲烷产量的拟合结果。处理组 1~5 由于在 70 d 甲烷产量较少,累积产甲烷曲线并不完全符合 S 形曲线的变化规律,其中处理组 5 的 $R^2=0.93<0.95$,因此 Gompertz 动力学模型对处理组 1~5 的累积产甲烷曲线拟合结果并不好;处理组 6~9 的 R^2 均为 0.99,说明拟合结果良好,与 Pan 等^[19]的研究结果相似,证实 Gompertz 动力学模型能够表示处理组 6~9 在 70 d 内的累积产甲烷曲线变化规律;处理组 8 的预测累积甲烷产量($B_0=0.427 \text{ L}\cdot\text{g}^{-1} \text{ TS}$)为各处理中最高,且该值与实际累积甲烷产量($0.44 \text{ L}\cdot\text{g}^{-1} \text{ TS}$)接近,与王艳芹等^[20]以农村生活垃圾为原料进行厌氧发酵所得到的原料产气率为 $0.278 9 \text{ L}\cdot\text{g}^{-1} \text{ TS}$ 相比,处理组 8 的原料产气率优于这一结果。处理组 6 的最大产甲烷速率($\mu=1.72\times10^{-3} \text{ L}\cdot\text{g}^{-1} \text{ TS}\cdot\text{d}^{-1}$)为各处

表 3 Gompertz 动力学模型拟合结果

Table 3 The result of fitting Gompertz dynamics model

处理	预测甲烷产量 $B_0/\text{L}\cdot\text{g}^{-1} \text{ TS}$	产甲烷速率 $\mu/\text{L}\cdot\text{g}^{-1} \text{ TS}\cdot\text{d}^{-1}$	产甲烷延滞期 λ/d	R^2
1	0.006	2.53×10^{-4}	9.90	0.99
2	0.002	5.97×10^{-5}	24.93	0.99
3	0.003	7.90×10^{-5}	25.08	0.99
4	0.007	3.36×10^{-5}	1.92	0.98
5	0.007	3.84×10^{-5}	32.58	0.93
6	0.385	1.72×10^{-3}	16.77	0.99
7	0.388	1.24×10^{-3}	26.15	0.99
8	0.427	1.71×10^{-3}	12.35	0.99
9	0.418	1.39×10^{-3}	7.14	0.99

理组最高,该结果与处理组 9 结果相比,出现了接种率小反而最大产甲烷速率高的现象,产生该现象的原因有待进一步实验证明。处理组 9 的产甲烷延滞期($\lambda=7.14 \text{ d}$)为各处理组中最短,且该值与实际产甲烷延滞期(7 d)相同。根据 Procházka 等^[21]的研究结果,在厌氧发酵中,适当的 N 元素有助于缩短产甲烷延滞期和提高甲烷产量与本实验研究结果相符合。

综上,根据 Gompertz 动力学模型的拟合结果,农村生活垃圾厌氧发酵最佳的接种率和尿素添加量分别为 1.0 和 3%。

3 结论

(1)厌氧发酵实验表明,在相同尿素添加量的条件下,接种率(0.3~1.0)越高越有利于甲烷产生、同时

挥发性脂肪酸降解速率越快,而在相同接种率的条件下,随尿素添加量(1%~5%)的增加,甲烷产量呈先升高后降低的趋势;

(2)Gompertz 动力学模型拟合结果表明,在接种率为 1.0,尿素添加量为 3%的条件下,厌氧发酵产甲烷延滞期较短(12 d),70 d 累积甲烷产量最高(0.44 L·g⁻¹ TS),发酵过程未发生酸化现象。

参考文献:

- [1] 李 红,郑 敏,刘庆梅,等.联合生物反应器处理农村生活垃圾渗滤液水质变化规律[J].环境工程学报,2016,10(5):2485-2489.
LI Hong, ZHENG Min, LIU Qing-mei, et al. Transformation of leachate during rural household solid wastes in anaerobic-semiaerobic bioreactor landfill[J]. *Chinise Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(5): 2485-2489. (in Chinses)
- [2] 文国来,王德汉,李俊飞,等.处理农村生活垃圾装置的研制及工艺[J].农业工程学报,2011,27(6):283-287.
WEN Guo-lai, WANG De-han, LI Jun-fei, et al. Composting equipment design and technology for rural refuse disposal[J]. *Transactions of the CSAE*, 2011, 27(6): 283-287. (in Chinses)
- [3] 魏佳容,李长健.我国农村生活垃圾污染防治的法律对策——基于湖南省常德市石门县的问卷调查[J].华中农业大学学报(社会科学版),2014(2):16-22.
WEI Jia-rong, LI Chang-jian. Legal countermeasures on the prevention and control of rural living garbage pollution in China[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University (Social Science Edition)*, 2014(2): 16-22. (in Chinses)
- [4] 张 敏,韩智勇,姜 磊,等.我国部分地区农村生活垃圾处理现状及模式[J].中国沼气,2016,34(2):89-95.
ZHANG Min, HAN Zhi-yong, JIANG Lei, et al. Status quo and modes of domestic waste treatment in rural areas of China[J]. *China Biogas*, 2016, 34(2):89-95. (in Chinses)
- [5] Ward A J, Hobbs P J, Holliman P J, et al. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99(17): 7928-7940.
- [6] 冯 磊,寇宏丽,李润东.有机垃圾组分种群增长及修正一级产气动力学研究[J].环境科学学报,2016,36(5):1745-1750.
FENG Lei, KOU Hong-li, LI Run-dong. Population growth and the modified first order kinetics for biogas yield from each component of organic waste[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2016, 36(5):1745-1750. (in Chinses)
- [7] Nopharatana A, Pullammanappallil P C, Clarke W P. Kinetics and dynamic modelling of batch anaerobic digestion of municipal solid waste in a stirred reactor[J]. *Waste Management*, 2007, 27(5): 595-603.
- [8] Kawai M, Nagao N, Tajima N, et al. The effect of the labile organic fraction in food waste and the substrate/inoculum ratio on anaerobic digestion for a reliable methane yield[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 157: 174-180.
- [9] 段 娜,林 聪,田海林,等.添加尿素和无机盐土对秸秆厌氧消化的影响[J].农业工程学报,2015,31(S1):254-260.
DUAN Na, LIN Cong, TIAN Hai-lin, et al. Effect of urea and inorganic saline soil on anaerobic digestion of straw[J]. *Transactions of the CSAE*, 2015, 31(S1):254-260. (in Chinses)
- [10] 房 明,吴树彪,张万钦,等.接种比对餐厨垃圾中温厌氧消化的影响[J].中国农业大学学报,2014,19(1):186-192.
FANG Ming, WU Shu-biao, ZHANG Wan-qin, et al. Influence of inoculum-substrate ratio on food waste mesothermal anaerobic digestion[J]. *Journal of Chinese Agriculture University*, 2014, 19(1): 186-192. (in Chinses)
- [11] Liu G, Zhang R, El-Mashad H M, et al. Effect of feed to inoculum ratios on biogas yields of food and green wastes[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(21): 5103-5108.
- [12] 孙 宇,付博锐,刘 权,等.牛粪厌氧发酵酸化处理条件的优化[J].中国生态农业学报,2012,20(9):1222-1229.
SUN Yu, FU Bo-rui, LIU Quan, et al. Optimization of cattle manure hydrolysis and acidification for methane production[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2012, 20(9): 1222-1229. (in Chinses)
- [13] 杜 静,常志州,叶小梅,等.底物浓度和接种率对稻秸沼气启动的影响[J].农业环境科学学报,2011,30(7):1456-1459.
DU Jing, CHANG Zhi-zhou, YE Xiao-mei, et al. Effect of substrate concentration and inoculums ration on the start-up of anaerobic digestion of rice staw[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(7):1456-1459. (in Chinses)
- [14] 贺廷龄.废水的厌氧生物处理[M].北京:中国轻工业出版社,1998:17.
HE Yan-ling. Anaerobic digestion of sewage [M]. Beijing: China Light Industry Press, 1998:17. (in Chinses)
- [15] Raposo F, Borja R, Martín M A, et al. Influence of inoculum-substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: Process stability and kinetic evaluation[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2009, 149(1-3): 70-77.
- [16] Niu Q, Qiao W, Qiang H, et al. Mesophilic methane fermentation of chicken manure at a wide range of ammonia concentration: Stability, inhibition and recovery[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 137:358-367.
- [17] 余 斌,郑 平,汪彩华,等.厌氧消化中间产物毒性的研究[J].农业环境科学学报,2009,28(8):1651-1654.
YU Yi, ZHENG Ping, WANG Cai-hua, et al. Toxicity of anaerobic digestion intermediates[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(8):1651-1654. (in Chinses)
- [18] 王凯楠.城市生物质废物的两相厌氧消化工艺研究[D].北京:清华大学,2012.
WANG Kai-nan. Research on two-phase anaerobic digestion for the treatment of municipal biowaste[D]. Beijing: Tsinghua University, 2012. (in Chinses)
- [19] Pan X, Angelidaki I, Alvarado-Morales M, et al. Methane production from formate, acetate and H₂/CO₂: Focusing on kinetics and microbial characterization[J]. *Bioresource Technology*, 2016, 218: 796-806.
- [20] 王艳芹,付龙云,杨 光,等.农村有机生活垃圾等混合物料厌氧发酵产沼气性能[J].农业环境科学学报,2016,35(6):1173-1179.
WANG Yan-qin, FU Long-yun, YANG Guang, et al. Biogas production of rural organic wastes during anaerobic digestion[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(6):1173-1179. (in Chinses)
- [21] Procházka J, Dolejš P, Máca J, et al. Stability and inhibition of anaerobic processes caused by insufficiency or excess of ammonia nitrogen[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2012, 93(1):439-447.