

餐厨垃圾与剩余污泥混合消化产甲烷性能及动力学分析研究

黄月^{1,2}, 赵明星^{1,2}, 杨莉丽^{1,2}, 阮文权^{*1,2}

(1. 江南大学 环境与土木工程学院, 江苏 无锡 214122; 2. 江苏省厌氧生物技术重点实验室, 江苏 无锡 214122)

摘要: 将餐厨垃圾与剩余污泥作为底物, 设置 VS 质量比分别为 1:0, 0:1 和 1:1 3 组对照组, 通过产甲烷性能和动力学的分析来研究单独厌氧消化与混合消化。结果表明在整个运行期间, 除了可以提高产甲烷的效率, 混合消化组还能缩短餐厨垃圾单独厌氧消化的产甲烷时间, 其甲烷产量为 233.394 mL/gVS, 比餐厨垃圾与剩余污泥单独厌氧消化计算值 198.939 mL/gVS 提高 17.4%, 利用一级动力学模拟 3 组产甲烷量, 相关性系数 R^2 均大于 0.989。餐厨垃圾组、剩余污泥组和混合消化组的 G_{∞} 分别为 276.5、113.955 mL/gVS 和 248.81 mL/gVS, 与实际测量值 285.24、112.238 mL/gVS 和 233.94 mL/gVS 相近。同时对反应过程中的 pH、VFAs、SCOD 以及脱氢酶进行了对比分析, 相比于餐厨垃圾的单独厌氧消化, 添加一定的剩余污泥可以平衡营养物质, 降低反应体系的酸化, 使混合后的底物具有较大的缓冲能力, 提高系统稳定性; 而对剩余污泥单独厌氧消化而言, 添加一定的餐厨垃圾可以增加有机物含量, 提高了产甲烷处理效果。混合消化组的脱氢酶酶活在整个反应过程都大于餐厨垃圾单独消化, 最大值为 657.2 TF μ g/(mL·h)。

关键词: 餐厨垃圾; 厌氧消化; 剩余污泥; 甲烷; 动力学模型

中图分类号: X 703 文献标志码: A 文章编号: 1673-1689(2017)05-0486-08

Methane Generation Performance and Kinetic Analysis of Food Waste and Excess Sludge Treatruant by Anaerobic Co-Digestion Technology

HUANG Yue^{1,2}, ZHAO Mingxing^{1,2}, YANG Lili^{1,2}, RUAN Wenquan^{*1,2}

(1. School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China; 2. Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology, Wuxi 214122, China)

Abstract: The study compared the performance and kinetics for the generation of methane by different ratios of food waste to excess sludge at 1:0, 0:1, 1:1. Results showed that the co-digestion not only shortened the time of methane generation when compared to food waste alone treatment, but also improved the production efficiency with a yield of 233.394 mL/gVS, which was 17.4% higher

收稿日期: 2015-04-27

基金项目: 国家“十二五”科技支撑计划项目(2012BAC18B01-2); 江苏省科技支撑计划项目(BE2012615)。

* 通信作者: 阮文权(1966—), 男, 上海人, 工学博士, 教授, 博士研究生导师, 主要从事环境工程、废水和固体废弃物资源处理研究。

E-mail: wqruan@jiangnan.edu.cn

引用本文: 黄月, 赵明星, 杨莉丽, 等. 餐厨垃圾与剩余污泥混合消化产甲烷性能及动力学分析研究[J]. 食品与生物技术学报, 2017, 36(05): 486-493.

than the calculated value of 198.939 mL/gVS according to food waste and excess sludge alone groups. The correlation coefficient R_2 was greater than 0.989 by the first order kinetics fitting. The G_{∞} of food waste, excess sludge and co-digestion groups was 276.5, 113.955 mL/gVS and 248.81 mL/gVS, respectively. They were similar to the actual measured values of 285.24, 112.238 mL/gVS and 233.94 mL/gVS, respectively. Also, the comparative study of pH, VFAs, ammonia-nitrogen, SCOD and dehydrogenase enzyme was carried out and showed that the co-digestion balanced nutrients and decreased the system acidification, which resulted in a better buffer capacity and the system stability for the mixed substrates. It increased the amount of easily degradable organic matters and improved the methane producing efficiency as compared to the excess sludge only group. The dehydrogenase activity of co-digestion group was higher than that of kitchen waste only digestion group during the whole digestion process, with a maximal value of 657.2 TF μ g/(mL $\cdot$ h).

Keywords: food waste, anaerobic digestion, excess sludge, methane, kinetic model

随着我国经济和居民平均生活水平的大幅度提高,城市生活垃圾的产量也在急剧上升^[1]。城市生活垃圾中有机物质的重要来源是餐厨垃圾,其主要组成部分是食物纤维类、可溶性总糖、动物脂肪类等有机物质,特点是含固体量高、脂肪高、盐分高以及易腐烂发臭、易生物降解等^[2],因此餐厨垃圾含有的大量营养物质,是厌氧消化获取甲烷的理想基质^[3],但餐厨垃圾因为有机质含量高,从而酸抑制及氨氮抑制等现象容易在厌氧发酵过程中发生,使得反应过程进行缓慢,甚至会导致运行的失败^[4]。

另一方面,我国城市生活污水的处理率只有77%,而且产生的污泥量大约为 3.0×10^7 t(含水率以80%计),并且以每年10%的速度增长^[5]。产生的污泥需要经过妥善处理才能更进一步利用,但是污泥处理所需要的费用通常占污水处理厂整体运行费用的30%~50%^[6],多数污水处理厂较难承担此项费用,因此我国城市污泥引起的二次污染势已成为严重的环境问题之一。厌氧消化技术是处置剩余污泥的有效方式,但剩余污泥进行单独厌氧发酵时,产气量及挥发性固体(VS)的去除率均很低^[7-8],这主要是因为剩余污泥的细胞壁不容易破坏,蛋白质含量较高会造成氨氮积累^[9],水解过程是剩余污泥进行厌氧消化的主要限速步骤^[10]。

混合厌氧发酵是指将2种或2种以上的底物共同厌氧消化产生沼气,能够稀释底物单独发酵潜在的有毒化合物,提高可生物降解物质负荷,提升微生物的营养平衡,产生协同效应,最终提高沼气产量^[11]。目前有学者就餐厨垃圾与剩余污泥混合厌

氧消化产甲烷展开了研究,王国华等^[4]研究发现,厌氧消化污泥与餐厨垃圾TS为1:1时,两相厌氧消化系统的产甲烷率、有机物去除效果及运行稳定性更好。赵云飞等^[12]讨论餐厨垃圾和污泥进行高固态混合厌氧消化产气,得出当混合比例为30:30时,累计的沼气量达到最大值612 mL/gVS。谢乔光等^[13]研究认为相比于餐厨垃圾单独厌氧消化,当餐厨垃圾与污泥TS质量之比为60:40和80:20是可以明显提高污泥的日产沼气量,并且有助于提高厌氧消化过程的稳定性。由此可见多底物混合发酵能够提高厌氧消化的稳定性从而提升沼气产量,但是以上研究对混合厌氧消化产甲烷量过程的动力学分析未有报道,通过动力学模型能够明确厌氧消化过程中甲烷产率及底物降解速率情况;同时对厌氧消化过程中的关键酶活如脱氢酶等的研究较少,脱氢酶活性能间接反映发酵体系中微生物的活性,对厌氧消化有重要的指示作用。

本实验中对餐厨垃圾与剩余污泥进行厌氧发酵产甲烷过程研究,比较不同实验组的产气性能,分析不同底物对产甲烷的影响,利用动力学模型对甲烷产量拟合分析,得到拟合产甲烷累积量和底物降解率,通过对脱氢酶酶活的研究,分析厌氧消化过程中的酶学变化,通过上述研究为餐厨垃圾与剩余污泥的减量化和资源化处置提供借鉴。

1 材料与方法

1.1 实验材料

餐厨垃圾取自江南大学食堂,总固体(TS)和挥

发性固体(VS)质量分数分别为 32.23%和 31.46%; 剩余污泥取自无锡某污水处理厂经过机械脱水后的污泥,TS、VS 质量分数分别为 14.79%和 9.14%; 接种产甲烷菌种为苏州某公司废水处理系统的厌氧污泥,使用前进行活化 3 d,以提高甲烷菌活性,接种污泥的 TS、VS 质量分数分别为 8.71%和 4.22%。

1.2 实验设置

本实验中的装置为全自动甲烷潜力测试系统(见图 1),每一个反应单元由一个 500 mL 的玻璃瓶、密封装置、搅拌装置和气体收集管组成。反应产生的沼气可通过该系统实现在线监测^[14]。实验时在玻璃瓶中加入底物和接种泥,混合后的底物与接种泥 VS 质量比是 1:1,餐厨垃圾和剩余污泥的混合比例(VS 质量)分别为 1:0、0:1、1:1,3 组底物总的 VS 质量均为 10 g。往血清瓶中通氮气 2 min 以保证厌氧状态后进行厌氧反应,反应的温度维持在 35 ℃ 左右。3 组反应组的初始 pH 值均为 6.8。



图 1 全自动甲烷潜力分析系统 (AMPTSII)

Fig. 1 Automatic methane potential test system (AMPTSII)

1.3 分析项目及方法

测定 TS、VS 质量分数的方法是参照 APHA^[15]。挥发性脂肪酸(VFAs)采用高效液相色谱法测定,高效液相色谱仪(HPLC):紫外检测器,检测器波长 210nm;ZORBAX SB-A 色谱(150 mm×4.6 mm×5 μm, Biorad),柱温 35 ℃;流动相:体积分数 0.5%乙腈、体积分数 99.5%的KH₂PO₄(0.02 mol/L)^[16];溶解性 COD (SCOD)根据国家水和废水监测分析方法^[17];脱氢酶活性采用 2-3-5-triphenyltetrazolium chloride (TTC) 比色法,脱氢酶催化底物使其还原反应后生成 TTCH₂-triferyl-formazane (TF) 红色产物,根据 TF 颜色变化深浅测出对应的吸光度,得出脱氢酶活性值^[18]。

1.4 动力学模型

采用一级动力学模型模拟 3 组试验段的甲烷累积产量,其动力学方程如下:

$$G(t) = G_{\infty} [1 - \exp(-kt)] \quad (1)$$

式(1)中: G_{∞} 为最终甲烷量, mL/gVS; G 为 t 时刻的

累积甲烷产量, mL/gVS; k 为底物降解的速率常数, d^{-1} ; t 为消化时间, d; G_{∞} 与 k 可以通过甲烷累积产量数据拟合得到。

2 结果与讨论

2.1 反应体系中 pH 与 VFAs 的变化情况

pH 值和 VFAs 是消化工艺的重要参数, VFAs 的质量浓度高低经常被用来评价水解酸化和产甲烷平衡的重要指标^[19]。pH 值过低或者 VFAs 质量浓度过高都会导致厌氧消化系统出现酸抑制现象。发酵甲烷的微生物最适合 pH 范围是 6.5~7.5^[20], 超过这个范围,产沼气的微生物代谢将会减缓,导致产甲烷菌受到抑制。

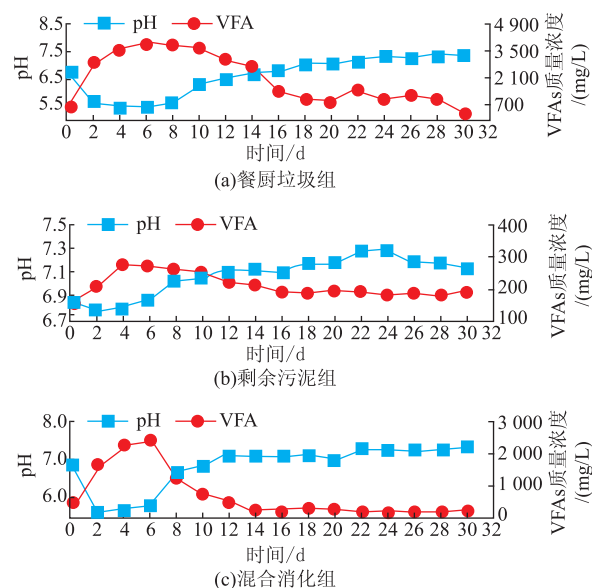


图 2 厌氧消化过程中 pH 值与 VFAs 的变化

Fig. 2 Changes of pH and VFAs during anaerobic digestion process

在厌氧消化反应初期,3 个反应组的 pH 都是下降的趋势(见图 2),尤其是餐厨垃圾组,因为易降解有机物在短时间内产生大量有机酸,导致体系 pH 在第 4 天由开始的 6.8 迅速降到最低值 5.5,低于甲烷发酵微生物的最适范围。由于后期的水解过程仍在进行中,蛋白质的分解具有缓冲作用,因而使 pH 逐渐上升。在前 14 d pH 值持续上升,从第 14 到 22 天, pH 值维持在 6.8~7.2 范围之间,是产甲烷的最佳范围;剩余污泥组前 4 d 下降不明显,仅降低了 0.07, 4 d 后维持在 6.8 以上,最适产甲烷时间是第 4—20 天;混合消化组 pH 值最低值出现在第 2

天和第4天,均为5.64,随后呈现上升的趋势,产甲烷最佳时间范围为第10—26天左右,是产甲烷时间最长组。这3组后期均呈现上升趋势,这可能是因为氨化作用,一些微生物比如芽孢杆菌、梭状芽孢杆菌、假单胞菌等分泌出胞外蛋白酶,将底物中蛋白质组分分解,产生大量的多肽、氨基酸和氨,起到了缓冲的作用^[21],使体系pH上升。

挥发性脂肪酸(VFAs)是一种有机质在厌氧消化过程中水解酸化的产物,而且也是产甲烷菌生长所需要的底物^[22]。图2是挥发性脂肪酸在厌氧消化实验中的变化趋势。开始时候由于产酸代谢速率和水解产酸菌的生长比产甲烷菌的生长和代谢要快,因此VFAs浓度呈现出先增加而后下降的变化状态,随后由于产甲烷菌开始大量繁殖并且与产酸和产甲烷达到平衡后,VFAs的浓度保持在较低水平^[21]。由图2可知,餐厨组与混合消化组前期酸化迅速,餐厨组在第2天上升到2 910.01 mg/L,而混合消化组在第2天已上升到1 616.4 mg/L,餐厨组前14 d的VFAs值均处于较高,在第8天出现最大值为3 841 mg/L,分别是剩余污泥组和混合组最大值的13倍和1.7倍。餐厨垃圾组在第16天快速下降到1 426.98 mg/L,pH值上升到6.81;混合消化组在第8天下降到1 243.03 mg/L。

从图2可知,pH与VFAs表现出反相关性,随着pH值的下降,VFAs质量浓度上升。混合消化组中剩余污泥含有较多的难降解物质,具有较高的缓冲能力,缓解了餐厨垃圾易酸化的现象,使餐厨垃圾水解酸化时间缩短。

2.2 不同组分厌氧消化甲烷产量情况

餐厨垃圾与剩余污泥采用厌氧消化处理技术可产生生物气体,实现可用气体的回收利用,因此在厌氧反应过程中的产气性能是评价厌氧消化效率的一个重要指标^[23]。

餐厨垃圾与剩余污泥厌氧消化过程中日产甲烷量随时间变化情况如图3所示。由图可知在厌氧反应的第1天各组分就开始产气,餐厨垃圾单独厌氧消化的日产甲烷量最大,为457.5 mL/d,而剩余污泥单独消化时最小,仅为125.44 mL/d,混合消化组介于两者之间。但随后餐厨垃圾组和混合消化组产气量迅速下降,餐厨垃圾单独消化组从第3天到第11天几乎不产甲烷,仅为8 mL/d左右,混合消化组在第3天和第4天,日产甲烷量分别为5.6 mL/d和

6.86 mL/d,出现这种现象可能是因为餐厨垃圾易降解物质较多,经过水解酸化会产生大量有机酸,引起厌氧消化过程中pH值的迅速下降,厌氧微生物菌群的活性也受到抑制,整个厌氧系统出现酸化现象,从而厌氧产沼气过程缓慢^[24]。餐厨垃圾组从第12天后产气量迅速上升,而混合消化组在第5天就开始上升。这可从两组的pH值变化来解释,酸化导致了产气量的下降,随着产甲烷菌的生长,酸化产物被降解,系统的pH值上升,并且产酸菌和产甲烷菌达到动态平衡^[24]。而剩余污泥组在第1个峰值后,日产甲烷量一直呈现下降趋势,这主要是因为剩余污泥中有机物量少,难降解物质多,降解缓慢。将剩余污泥加入餐厨垃圾中,使得混合消化组的水解酸化速率得到缓解,使混合消化组的产甲烷酸化期明显缩短,在第8天时再次出现产甲烷高峰,最大值为279.3 mL/d,高于其他两组,而在第21天餐厨垃圾单独消化出现第2个峰值。这与本实验室前期研究的混合消化能缩短产甲烷时间的结论较一致^[25]。

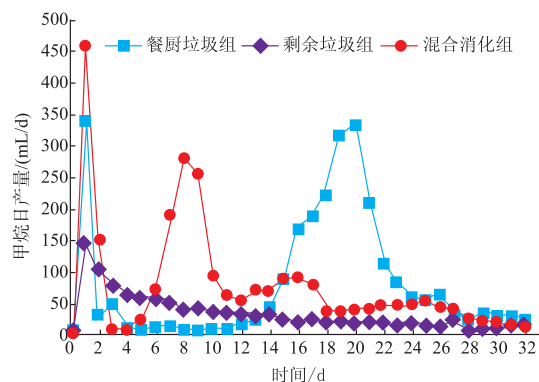


图3 厌氧消化过程的日产甲烷量情况

Fig. 3 Daily methane yields during anaerobic digestion process

利用甲烷潜力测试仪测定的总产甲烷量称为甲烷产量实际值,李荣平等^[26]提出按照混合底物的混合比例计算出的甲烷产率为甲烷产量计算值。

表1 累积甲烷、估计产量及提高率情况

Table 1 Cumulative methane, estimated yield and increased rate 10 gVS

组别	餐厨垃圾组	剩余污泥组	混合消化组
累积甲烷产量实际值/mL	2 852.4	1 122.38	2 333.94
累积甲烷产量计算值/mL	2 852.4	1 122.38	1 987.39
累积甲烷产量提高率/%	0	0	17.44%

从表 1 中可知混合消化组的甲烷产量的实际测量值为 2 333.94 mL, 比对应的计算值 1 989.39 mL 大, 甲烷产量提高了 17.44%, 结果可知, 餐厨垃圾与剩余污泥的混合消化产甲烷不仅仅是简单的厌氧消化相叠加, 而是有相互促进的效果, 使营养物质更加平衡, 存在协同作用, 这主要是剩余污泥自身具有较强的缓冲能力, 除了可以缓解剩余污泥单独厌氧消化由于氨氮积累而产生的抑制作用, 还可以调节 pH 值; 同时由于底物的混合, 混合消化组的营养元素比例更加均衡, 有机负荷得到提高, 因此产气量增加, 从而提高了厌氧消化效率^[11]。

2.3 产甲烷的动力学模型分析

许多研究者报道了生物质产甲烷动力学模型的研究^[27-28], 他们认为在厌氧发酵过程中, 底物产甲烷过程遵循一级动力学反应。杜连柱等^[29]认为一级动力学方程求解底物降解速率常数 k 时, 不能将延滞期包含在内, 因此对于厌氧消化过程中不存在延滞期的厌氧反应, 采用一级动力学方程拟合是完全适用; 而厌氧消化中明显存在延滞期, 动力学仅适用于延滞期以后的阶段^[30]。

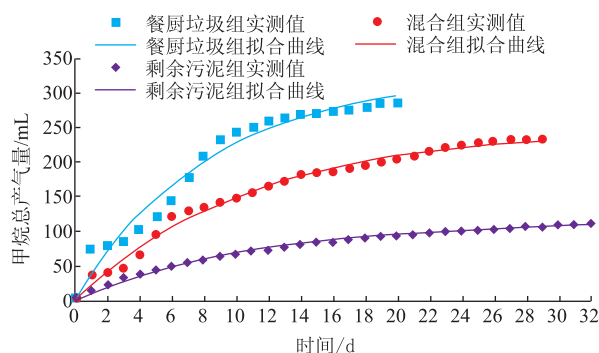


图 4 产甲烷的动力学拟合曲线

Fig. 4 Dynamic curve of the methane generation

由图 3 可知, 餐厨垃圾组和混合消化组在厌氧消化一段时间内的甲烷日产量几乎停止, 餐厨垃圾组在 12 d 后产甲烷量逐渐增加, 混合消化组在 4 d 后产甲烷量提高。从 pH 和 VFAs 值可以看出, 餐厨垃圾组在第 14 天后, pH 值维持在 6.81~7.35, 总 VFAs 质量浓度小于 1 500 mg/L; 剩余污泥组的 pH 值一直维持在 6.79~7.35, 总 VFAs 质量浓度在 1 000 mg/L 以下; 混合消化组在 8 d 以后, 总 VFAs 质量浓度小于 1 200 mg/L。以上数据表明餐厨垃圾组和混合消化组的甲烷量增加的过程中, 没有中间产物累积, 而且底物的降解与累积产甲烷量达到平

衡, 从而累积的产甲烷量能够反映厌氧消化中底物的降解速率^[30]。这符合一级动力学模型要求的厌氧消化过程没有中间产物积累, 消化过程可以正常进行的要求^[29]。将餐厨垃圾组、剩余污泥组以及混合消化组 3 组的零点时刻分别从 12、0、3 d 开始。通过一级动力学方程来进行拟合 (见图 6), 得出底物的降解速率常数 k (见表 2)。

表 2 各组分动力学方程参数

Table 2 Parameters of the kinetics equation

组别	餐厨垃圾组	剩余污泥组	混合消化组
G_{∞} (mL/gVS)	276.5	113.955	248.81
k/d^{-1}	0.178	0.092	0.14
R^2	0.989	0.992	0.997

由表 2 可知 3 组的 R^2 均大于 0.989, 相关性非常好, 这表明一级动力学适用于没有中间产物抑制的整个降解过程, 可以反映消化过程的动力学情况。餐厨垃圾组、剩余污泥组和混合消化组的 G_{∞} 分别为 276.5, 113.955 mL/gVS 和 248.81 mL/gVS, 与实际测量值 285.24, 112.238 mL/gVS 和 233.94 mL/gVS 相近。动力学参数数据表明餐厨垃圾组的底物降解速率最大, 为 $0.178 d^{-1}$, 比最小组剩余污泥组大 $0.086 d^{-1}$ 。根据一级动力学模型, 利用 VS 质量比 1:1 计算得出混合消化组 G_{∞} 计算值为 195.228 mL/gVS, 底物降解速率 k 为 $0.926 d^{-1}$, 分别比实际计算值和实际测量值小 21.54% 和 33.86%, 利用动力学也验证了混合消化不仅仅是简单的叠加, 底物之间的混合发酵具有协同效应。

2.4 反应体系中 SCOD 的变化情况

从图 5 可知 3 组试验组 SCOD 的变化趋势大致相同, 均在最初的几天内呈现增加趋势, 随后下降。这是因为固体有机质经过水解和酸化后, 分解成了小分子的 VFAs 和可溶性的大分子有机物, 导致消化液中的 SCOD 质量浓度增加^[31], 随后在水解过程中产生的溶解态有机物被微生物代谢所利用, 生成沼气, 使得 SCOD 质量浓度下降。同时可以发现餐厨垃圾单独厌氧消化组的 SCOD 质量浓度较大, 在第 6 天达到最大值 9 792 mg/L, 比剩余污泥单独消化和混合消化组最大值分别高出 8 096 mg/L 和 3 584 mg/L, 这主要是因为餐厨垃圾含有较多的易降解有机物, 能够提供足够的碳源。

2.5 反应体系中脱氢酶酶活的变化

因为脱氢酶的催化作用, 引起生物体内许多氧

化还原反应,脱氢酶作为一种胞内酶与细胞内的氧化磷酸化过程紧密相关^[32],活性污泥中脱氢酶的活性受营养物浓度影响,在处理过程中营养物浓度的降低会导致活性污泥中脱氢酶活性的降低。

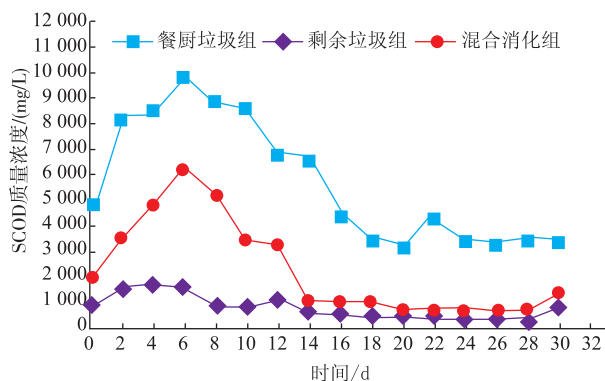


图5 厌氧消化过程中 SCOD 的变化

Fig. 5 Change of SCOD during anaerobic digestion process

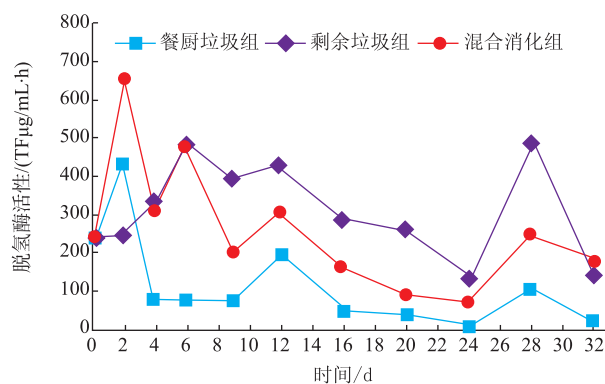


图6 厌氧消化下脱氢酶活性的变化

Fig. 6 Change of the dehydrogenase activity during anaerobic digestion process

从图6可知,各组中脱氢酶的浓度呈先增加后降低的趋势,这是因为在反应初期微生物大量繁殖使脱氢酶维持较高的活性,随着反应的进行体系中底物不断消耗,脱氢酶活性逐渐下降,导致对应的产甲烷量也逐渐下降。在开始的前4 d,餐厨垃圾和剩余污泥单独消化组的脱氢酶活性明显低于混合消化组,混合消化组脱氢酶活性最大值是 657.2 TFμg/(mL·h),分别高出餐厨垃圾和剩余污泥单独消化组 0.5 和 1.7 倍,这是因为混合消化组中的餐厨垃圾提供了营养物质,同时剩余污泥缓解酸化提

高了体系 pH 值。在第 2 天餐厨垃圾单独厌氧消化 pH 值降到了 5.72,出现了严重酸化现象,对脱氢酶有抑制作用;剩余污泥因含有较多难降解物质,分解较为缓慢,可利用的营养物质浓度低,造成脱氢酶活性的下降。从第 6 天到 24 天,因为有机质被分解利用,易降解物质逐渐减少,3 组实验组的脱氢酶活性均呈下降趋势。但剩余污泥单独厌氧消化中的脱氢酶活性明显高于其他两组,这主要是因为餐厨垃圾中的易降解物质在反应前几天大量降解,后期可利用的底物较少;剩余污泥中由于含有大量蛋白质,水解和产甲烷作用较强,发酵体系中微生物为了适应这一变化脱氢酶会相应提高,这与赵明星等^[33]认为加入蛋白质后可以提高脱氢酶活性的报道相符合。

而混合消化组在整个反应过程中脱氢酶活性都大于餐厨垃圾单独消化组。从第 28 天以后,由于随着底物的减少和反应体系酸碱度的改变,微生物整体活性下降,脱氢酶活性在达到最大值后又很快降低。反应结束时餐厨垃圾组、剩余污泥组和混合消化组的脱氢酶活性分别为 26.3、136.3 TFμg/(mL·h) 和 172.8 TFμg/(mL·h)。

3 结语

混合消化组除了可以缩短反应滞后时间,而且能提高甲烷产量,混合组的总甲烷量 2 333.94 mL 比对应的计算值 1 989.39 mL 提高了 17.44%。混合消化组代谢过程中的各指标均在其他单独消化组之间,维持一个比较适宜的范围:pH 值在 10~20 d 的产气高峰期维持在 6.8~7.2;VFAs 低于 2 353 mg/L,氨氮质量浓度最大值 953.5 mg/L,SCOD 质量浓度低于 6 208 mg/L,有利于产甲烷菌的生成繁殖。在开始的前 4 d,混合消化组的脱氢酶活性最大值是 657.2 TFμg/(mL·h),分别比餐厨垃圾与剩余污泥单独厌氧消化提高了 219 TFμg/(mL·h) 和 413.5 TFμg/(mL·h)。利用一级动力学模拟累积产甲烷曲线,3 组相关性系数 R^2 均>0.99,混合消化组 G_{∞} 估计值为 195.228 mL/gVS,底物降解速率 k 为 0.926 d⁻¹,动力学模型也表明混合消化不仅仅是简单的底物叠加,底物之间的混合具有协同效应,可以提高产甲烷量和底物降解效率。

参考文献:

- [1] WANG Long,ZOU Dexun,LIU Yanping, et al. Pilot-scale anaerobic co-digestion of food waste and fruit/vegetable waste:effect of organic loading rate[J]. **China Biogas**,2014,32(1):37-42.(in Chinese)
- [2] WANG Xing,WANG Dehan,XU Fei. Effect of minerals on anaerobic digestion of food waste [J]. **Acta Scientiae Circumstantiae**,2006,26(2):256-261.(in Chinese)
- [3] LIN Y,WANG D,LIANG J,et al. Mesophilic anaerobic co-digestion of pulp and paper sludge and food waste for methane production in a fed-batch basis[J]. **Environmental Technology**,2012,33(23):2627-2633.
- [4] WANG Guohua,WANG Lei,TAN Xuejun,et al. Experimental study on two-phase mesophilic anaerobic co-digestion for kitchen waste and sewage sludge[J]. **Water**,2014,33(1):54-57,71.(in Chinese)
- [5] DUAN Nina,DONG Bin,LI Jianghua, et al. High-solids anaerobic co-digestion of sludge and kitchen garbage under mesophilic condition[J]. **Environmental Science**,2013,34(1):321-327.(in Chinese)
- [6] MA Na,CHEN Ling,XIONG Fei. Disposal and reuse of city sludge in China [J]. **Ecology and Environment**,2003,12(1):92-95.(in Chinese)
- [7] MURTO M,BJORNSSON L,MATTIASSON B. Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure[J]. **Journal of Environmental Management**,2004,70(2):101-107.
- [8] GHOSH S. Pilot-scale demonstration of 2-phase anaerobic-digestion of activated-sludge [J]. **Water Science and Technology**,1991,23(7-9):1179-1188.
- [9] KIM H W,HAN S K,SHIN H S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste using temperature-phased anaerobic digestion process[J]. **Water Science and Technology**,2004,50(9):107-114.
- [10] FU Shengtao,YU Shuili,YAN Xiaoju,et al. Co-digestion of waste activated sludge and kitchen garbage [J]. **Environmental Science**,2006,27(7):1459-1463.(in Chinese)
- [11] GAO Junlin,TAI Mingqing,CHEN Jierong. Study on anaerobic co-digestion of waste activated sludge and alcohol draff[J]. **Liquor-making science & technology**,2008,165(3):123-127.(in Chinese)
- [12] 赵云飞,刘晓玲,李十中,等. 餐厨垃圾与污泥比例对联合发酵产沼气的影晌[C]. 全国农村清洁能源与低碳技术学术研会,郑州农业工程学报,2011:16-22.
- [13] XIE Qiaoguang,YI Ying,ZHOU Yanwei,et al. Mesophilic anaerobic co-digestion of food waste and municipal sludge with continuous process[J]. **Environmental Sanitation Engineering**,2014,22(5):69-72.(in Chinese)
- [14] XU Zhiyang,ZHAO Mingxing,MIAO Hengfeng,et al. Analysis of ammonia inhibition on anaerobic digestion via food wastes[J]. **Journal of Food Science and Biotechnology**,2014,33(3):282-287.(in Chinese)
- [15] American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater[M]. American Public Health Association Washington,DC,USA,American Water Works Assn:1995.
- [16] ZHAO M X,RUAN W Q. Biogas performance from co-digestion of Taihu algae and kitchen wastes[J]. **Energy Conversion and Management**,2013,75:21-24.
- [17] 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会,水和废水监测分析方法[M]. 第4版. 北京:中国环境科学出版社,2002(3):385-390.
- [18] FENG H,HU L,MAHMOOD Q,et al. Effects of temperature and feed strength on a carrier anaerobic baffled reactor treating dilute wastewater[J]. **Desalination**,2009,239(1-3):111-121.
- [19] LIU Lei,ZHANG Liguu,YIN Jun,et al. Two-phase anaerobic digestion of waste activted sludge with different organic contents [J]. **Water & Waste Water**,2011,27(3):29-32.(in Chinese)
- [20] ZHANG Bo,CAI Weimin,HE Pinjing. The influence of pH adjustment methods on hydrolysis and acidogenesis of kitchen wastes in two- phase anaerobic digestion[J]. **Acta Scientiae Circumstantiae**,2006,26(1):45-49.(in Chinese)
- [21] 高树梅,赵明星,余益辉,等. 餐厨垃圾固渣厌氧发酵产甲烷潜力研究,2013年中国沼气学会学术年会暨第八届理事会第四次会论文集. 北京:中国沼气学会,2013:100-110.
- [22] LI Dong,SUN Yongming,YUAN Zhenhong. Methane production by anaerobic co-digestion of food waste and waste paper[J]. **Acta Scientiae Circumstantiae**,2009,29(3):577-583.(in Chinese)
- [23] 欧阳文翔. 餐厨垃圾与脱水污泥联合厌氧消化产甲烷实验研究[D]. 大连理工大学,2013.

- [24] BAI Xiaofeng, LI Zifu, YIN Fubin, et al. Research on start-up of "Dry-wet Two Phase" anaerobic fermentation for chicken manure mixed with corn straw[J]. **China Biogas**, 2014, 32(2): 22-25, 32. (in Chinese)
- [25] WANG Yonghui, ZHAO Mingxing, RUAN Wenquan. Synergistic effect of anaerobic co-digestion of food waste and excess sludge[J]. **Chinese Journal of Environmental Engineering**, 2014, 8(6): 2536-2542.
- [26] LI Rongping, LIU Yanping, LI Xiujin. Biogasification performance of anaerobic co-digestion of kitchen residues and cattle manure[J]. **Renewable energy resources**, 2008, 26(2): 64-68. (in Chinese)
- [27] CHYNOWETH D P, TURICK C E, OWENS J M, et al. Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks[J]. **Biomass and Bioenergy**, 1993, 5(1): 95-111.
- [28] ZHANG Qian, LI Zhihe, LI Yongjun, et al. Characteristics of rotary blades feeder for biomass powder [J]. **Journal of Agricultural Mechanization Research**, 2013, 2: 217-220. (in Chinese)
- [29] DU Lianzhu, LIANG Junfeng, YANG Peng, et al. Influence of total solid content on anaerobic digestion of swine manure and kinetic analysis[J]. **Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)**, 2014, 30(24): 246-251. (in Chinese)
- [30] LI Dong, SUN Yongming, YUAN Zhenhong, et al. Kinetic study of the mesophilic anaerobic digestion of organic waste components[J]. **Acta Energetica Sinica**, 2010, 31(3): 385-390. (in Chinese)
- [31] WANG J Y, XU H L, TAY J H. A hybrid two-phase system for anaerobic digestion of food waste. 2002, 45(12): 159-165.
- [32] TAO Zhiping, ZHAO Mingxing, RUAN Wenquan. Effect of sodium chloride on biogas generation of kitchen waste by anaerobic fermentation[J]. **Journal of Food Science and Biotechnology**, 2013, 32(6): 596-602. (in Chinese)
- [33] ZHAO Mingxing, WU Hui, TAO Zhiping, et al. Influence of protein concentration on anaerobic digestion from food wastes[J]. **Journal of Safety and Environment**, 2013, 13(5): 26-30. (in Chinese)

会 议 消 息

会议名称(中文): 第三届合成生物学青年学者论坛

所属学科: 生物物理学、生物化学及分子生物学、细胞生物学、生物技术与生物工程

开始日期: 2017-07-01 结束日期: 2017-07-02

所在城市: 上海市 徐汇区 具体地点: 中国科学院植物生理生态研究所

主办单位: 中国科学院植物生理生态研究所、中国科学院合成生物学重点实验室

协办单位: 上海交通大学 华东师范大学 华东理工大学 上海合成生物学创新战略联盟 中国生物工程学会青年工作委员会 上海市生物工程学会合成生物专业委员会

联系人: 卢艳娜 联系电话: 021-54924292

E-MAIL: synbioysf2017@163.com

会议网站: <http://synbioysf2017.sippe.ac.cn/>

会议背景介绍: 继第二届合成生物学青年学者论坛在北京大学召开之后, 由中国科学院合成生物学重点实验室主办的第三届论坛将于 2017 年 7 月 1 日-2 日在中科院植物生理生态研究所召开。“合成生物学青年学者论坛”由活跃于合成生物学领域的一群青年学者于 2015 年发起组织, 旨在着眼于最前沿的合成生物科学理论与技术, 紧密链接世界顶尖水平的合成生物科学研究, 为国内外志同道合的青年合成生物研究者提供一个交流合作的平台。

征文范围及要求: 本次会议主要围绕以下议题展开: 基因组合成与编辑、优质元件与底盘设计、线路设计和动态调控、代谢工程、基于基因和细胞的疾病治疗、环境修复新技术与理论、生物安全与伦理。