

餐厨垃圾三相分离的固态残渣与水稻秸秆混合干式厌氧消化的产气规律研究

李强^{1,2}, 邓雅月^{1,2}, 马诗淳^{1,2}, 尹小波^{1,2}, 邓宇^{1,2}

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

摘要: 餐厨垃圾三相分离后的固态残渣碳氮比较低, 通过添加水稻秸秆调节其碳氮比后开展干式厌氧消化序批实验, 考察其产气规律。结果显示: 在 65 d 的发酵周期内, 纯餐厨废渣的干式厌氧消化产气潜力为 $389.5 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1} \text{ VS}$, 按 5:1 的比例加入水稻秸秆的产气潜力可以达到 $409.9 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1} \text{ VS}$, 二者混合发酵产气率较单一原料增加 27.3%; 发酵过程中氨氮积累至 $4000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, *Methanosarcina* 是餐厨废渣厌氧消化过程中的优势产甲烷古菌, 其相对丰度高达 91.7%。

关键词: 餐厨垃圾; 三相分离; 固态残渣; 干式厌氧消化; 水稻秸秆

中图分类号: X705; X712; S216.4 文献标志码: A 文章编号: 1000-1166(2022)02-0011-07

DOI: 10.20022/j.cnki.1000-1166.2022020011

Study on Dry Anaerobic Co-digestion of Solid Residues Separated from Food Waste and Rice Straw / LI Qiang^{1,2}, DENG Ya-yue^{1,2}, MA Shi-chun^{1,2}, YIN Xiao-bo^{1,2}, DENG Yu^{1,2} / (1. Biogas Institute of Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Chengdu 610041, China; 2. Key Laboratory of Development and Application of Rural Renewable Energy, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Chengdu 610041, China)

Abstract: The C/N of solid residue after three-phase separation of food waste is relatively low. In this study, batch experiment of dry anaerobic digestion was carried out to investigate the law of biogas production by adding rice straw to adjust C/N. The results showed that in the 65 days, the biogas production potential of dry anaerobic digestion of pure food waste residues was $389.5 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1} \text{ VS}$, and the biogas production potential of adding rice straw in the ratio of 5:1 could be $409.9 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1} \text{ VS}$, increased by 27.3%; Affected by high ammonia nitrogen content $4000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, *Methanosarcina* is the dominant methanogenic in the anaerobic digestion of food waste residues, and its abundance accounts for more than 91.7%.

Key words: food waste; three-phase separated; solid residues; dry anaerobic digestion; rice straw

餐厨垃圾三相分离预处理技术是指餐厨垃圾在收集、分选、破碎、制浆等工艺后利用三相分离机分别收集油相、液相和固相的一种技术, 我国已建成的餐厨垃圾处理设施 76% 均采用了该方法^[1]。其中废油用于生产生物柴油^[2]; 废水通过厌氧消化回收能源后再利用水处理技术达标排放, 或者作为有机肥料还田施用^[3]; 废渣通过填埋、焚烧、堆肥等措施进一步处理^[4]。三相分离后的餐厨废渣占原餐厨垃圾的 15% 以上^[4], 其干物质含量约为 20.7% ~ 23.9%^[5]; 以干物质计, 淀粉含量约为 $35.49\% \pm 1.85\%$, 脂类 $0.67\% \pm 0.03\%$, 粗蛋白 34%^[6], 有机物质含量丰富, 适宜以生物法实现资源的回收。

厌氧消化法处理餐厨垃圾是环保效应最好、成本最低的方式^[7], 在世界范围内已经得到了广泛运用。目前, 国内外学者围绕发酵温度、有机负荷、发酵底物浓度、中间代谢产物、抑制因素、发酵过程中的微生物变化以及发酵工艺模式等已开展了多项研究, 以维持发酵的稳定性, 提高厌氧消化效率^[8-15], 但以餐厨固体废渣为原料进行厌氧消化的研究报道还较少。潘建强^[6]等开展了不同工段物料的产甲烷潜力分析, 他们发现餐厨废渣有机物质含量丰富, 产甲烷潜力达到 $194.46 \text{ NmLCH}_4 \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$ ^[16]; Guilford^[17]等开展了餐厨废渣与纸、纸板混合干发酵的可行性; 高树梅^[6]等发现餐厨废渣在湿式厌氧消化

收稿日期: 2021-12-17

项目来源: 四川省科技计划资助(2020YFS0288); 中国农业科学院科技创新工程(CAAS-ASTIP-2016-BIOMA)。

作者简介: 李强(1981-), 男, 高级实验师, 主要从事有机废弃物资源化利用研究等工作, E-mail: liqiang03@caas.cn

条件下的产气潜力可达到 $633 \text{ NmL} \cdot \text{g}^{-1} \text{ VS}$;石广甫介绍了上海老港餐厨垃圾处理厂工程的处理模式,该工程的餐厨废渣采用卧式推流干式厌氧消化工艺处理,设计原料产气率为 $120 \text{ Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1} \text{ 浆料} \cdot \text{d}^{-1}$,具有较高的应用潜力^[18]。但餐厨废渣低 C/N 的特点会在厌氧消化过程中形成氨氮抑制而使效率降低^[15, 19-21]。农作物秸秆是我国常见的高碳有机废弃物,将其作为辅助添加原料与餐厨废渣混合发酵,既可以调节发酵原料的 C/N,解除或缓解氨氮抑制以提高厌氧消化的效率,还可以实现农作物秸秆的资源化利用。本研究以水稻秸秆为辅料,与餐厨废渣进行混合干式厌氧消化,研究其厌氧消化规律,为开发餐厨废渣的高效资源化利用技术提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 发酵原料

餐厨废渣取自成都市某餐厨垃圾处理厂;水稻秸秆取自成都市周边农田并自然风干,用秸秆粉碎机粉碎成小于 3 mm 的颗粒。

1.2 接种物

将新鲜干清猪粪、风干秸秆、农村户用沼气池沼液按一定比例混合后在 35°C 条件下培养 60 d 制得接种物。发酵原料和接种物的特性见表 1。

表 1 发酵原料和接种物的特性

发酵原料	pH 值	TS ^a /%	VS ^b /%	C/N
餐厨废渣	3.6	26.4	23.7	8.2
秸秆	—	88.7	77.6	66.7
接种物	7.6	26.4	11.2	12.5

注:^a 为总固体;^b 为挥发性固体。

表 2 实验设计

编号	接种物量/g	水量/g	稻草量/g	餐厨废渣量/g	混匀后 TS/%	混匀后 VS/%	混匀后 C/N
CK	600.0	0	0	0	26.4	8.5	12.5
ST	180.0	325.3	94.7	0	21.9	15.6	31.9
PF	180.0	101.3	0	318.7	21.9	16.0	8.9
SF	180.0	191.4	38.1	190.5	21.9	15.8	12.1

1.5 测试方法

产气量利用气体流量计记录(碧普, μ -flow);气体组分用气相色谱法测定(安捷伦, GC7820A);VFAs 采用气相色谱法测定(安捷伦, GC7890);AN 采用蒸馏滴定法测定;TS 和 VS 含量采用重量法测定。

1.3 发酵装置

实验采用 1000 mL 序批式厌氧干发酵瓶,发酵瓶顶部设排气口和气体采样口,中部设发酵原料采样口,见图 1。

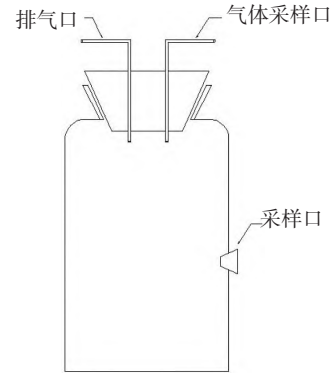


图 1 实验装置示意图

1.4 实验方案

实验设置不投加原料的空白组(CK)以排除接种物自身的产气量对原料产气率的干扰;设置仅投加秸秆的实验组(ST)和仅投加餐厨废渣的实验组(PF)以分别考察其原料产气率;设置餐厨废渣与秸秆质量比为 5:1^[22]的混合发酵实验组(SF),考察混合发酵的性能。各实验组的接种量均为 30%^[23]。详细实验设置如表 2 所示。

各种原料充分混匀后装入发酵瓶中,密封并连接气体流量计。发酵瓶置于 $35^\circ\text{C} \pm 1^\circ\text{C}$ 培养箱中培养,实验期间每天记录产气量,定期取样测试所产沼气的组分、发酵原料中的挥发性脂肪酸(Volatile fatty acids, VFAs)、氨氮(Ammonia nitrogen, AN)的含量,并在发酵结束后测试发酵残渣的 TS 含量。

2 结果与讨论

2.1 产气规律

累积产气量如图 2 所示。CK 组因仅投加接种物,在前期驯化过程中其自有的大部分有机物质已被消耗,且未添加任何原料,所以累积产气量最少,

仅为 1234.0 mL。ST、PF、SF 等 3 个实验组的累积产气量分别为 16968.0 mL、30882.5 mL 和 31452.0 mL,且均呈现相同的产气趋势,即分为前期驯化阶段、高速产气阶段、缓慢产气阶段,但各组各阶段出现的时间及持续时长有明显的差异。ST 组 3 个阶段持续时长分别为 9 d、14 d、42 d; PF 组 3 个阶段持续时长分别为 29 d、33 d、3 d; SF 组 3 个阶段持续时长分别为 13 d、19 d、33 d。3 个实验组达到 90% 累积产气量的时间分别出现在第 39 天、59 天、36 天。上述结果说明,尽管 SF 组的启动时间比 ST 组更长,但其产气速率更快,而 PF 组的启动期最长,且产气速率最低,这与其原料组成不同有关。ST 组为全秸秆原料,其原料组成主要为纤维素、半纤维素、木质素等,原料水解慢,挥发酸产率低,不易累积(见图 4);而 SF 组的原料含有大量的餐厨废渣,其原料组成主要为淀粉、蛋白质、脂肪等,这类原料更容易被微生物水解产生大量的挥发酸^[24],挥发酸的迅速积累会影响产甲烷菌的生长,从而造成启动期延长;但是大量的挥发酸也为产甲烷菌提供了丰富的中间产物,从而提高了产气速率。同时,PF 组为全餐厨废渣原料,启动期挥发酸急剧积累导致微生物无法适应发酵环境,从而延长启动期。因此,添加高碳原料与餐厨废渣混合发酵可以显著缩短原料的产气周期。

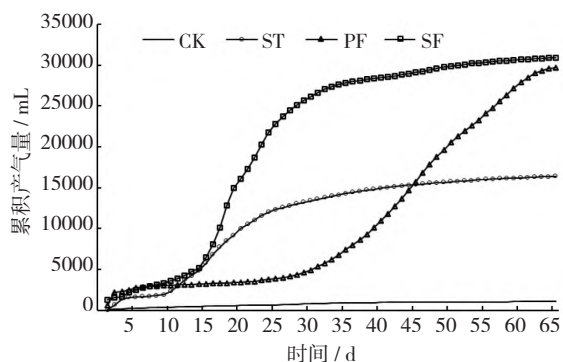


图2 累积产气量变化趋势

2.2 原料产气率

为排除接种物的干扰,在计算原料产气率时将各实验组按接种量等比例扣除接种物单位质量产气量(CK组),扣除后 ST、PF、SF 这 3 组的累积产气量分别为 16597.8 mL、30512.3 mL 和 31081.8 mL,3 组初始挥发性固体质量分别为 73.5 g、75.5 g 和 74.7 g,各实验组的原料产气率(VS 计)分别为 219.0 mL·g⁻¹、389.5 mL·g⁻¹和 409.9 mL·g⁻¹(见表 3)。

表3 原料产气率换算表

项目	ST	PF	SF
累积产气量/mL	16411.0	29727.5	30940.0
接种物产气量/mL	317.7	317.7	317.7
实际总产气量/mL	16093.3	29409.8	30622.3
初始稻草 VS 量/g	73.5	0.0	29.6
初始废渣 VS 量/g	0.0	75.5	45.1
初始总 VS 量/g	73.5	75.5	74.7
VS 产气率/(mL·g ⁻¹)	219.0	389.5	409.9
理论稻草产气量/mL	16093.3	0.0	6481.1
理论废渣产气量/mL	0.0	29409.8	17568.0
理论总产气量/mL	16093.3	29409.8	24049.1

由于 ST 和 PF 组均为单一原料,根据其实际产气量和投加的 VS 量计算出稻草和餐厨废渣的原料产气率分别为 219 mL·g⁻¹VS、389.5 mL·g⁻¹VS,据此结合 SF 组投加的两种原料的质量推算 SF 组的理论产气量,结果为 24049.1 mL,而 SF 组的实际产气量为 30622.3 mL,较理论产气量其增加了 6573.2 mL,增幅为 27.3%。由此可见,两种原料混合厌氧消化具有显著的促进产气效果。

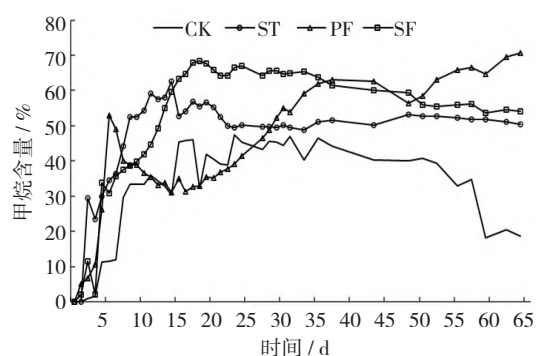


图3 沼气中甲烷含量变化趋势

2.3 沼气中的甲烷含量

由于接种物经过特别驯化,接种物中微生物的数量和活性都得到了大幅提高,因此各实验组所产沼气中的甲烷含量在启动阶段就能快速上升(见图 3)。ST、PF、SF 这 3 组沼气中的甲烷含量达到 50% 的时间分别出现在第 8 天、5 天和 13 天,随后的时间里 ST 和 SF 组的甲烷含量持续上升,在分别达到峰值 62.5% 和 68.3% 后开始缓慢下降并逐渐稳定,从进入高速产气阶段至实验结束期间,两组的日平均甲烷含量为 52.8% 和 62.2%;PF 组在第 5 天达到 53.0% 后开始下降至 31.0%,然后又开始缓慢上

升,到实验结束时仍然呈上升趋势,最终达到 70.7%。CK 组的甲烷含量峰值出现在第 23 天,含量为 47.4%,随后整体呈现波动下降趋势,特别在实验后期下降速度较快,估计原因在于后期日产气量较少,但定期采集发酵样品时有空气混入所导致。

2.4 VFAs 含量

VFAs 是原料被降解并形成沼气过程中的中间代谢产物,在实验过程中定期取样检测了乙酸、丙酸、丁酸的含量,并形成 VFAs 值。如图 4 所示,CK 组因未投加原料,故在整个实验周期内均无大量 VFAs 产生;ST 组的 VFAs 含量在第 14 天时达到峰值 12467 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,随后被迅速降解,在第 24 天降至 300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下;SF 组 VFAs 含量的变化趋势与 ST 组一致,但其峰值更高,在第 8 天时达到 39070 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在第 33 天时降至 300 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以下;PF 组的 VFAs 利用受到了明显的抑制,其 54029 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的峰值含量出现在第 10 天并呈下降趋势,但在实验结束时,其 VFAs 含量仍然还有 14400 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。分析认为:以纯秸秆为发酵原料,尽管其 VS/TS 可达到 90% 以上,但较多的 VS 是难于被微生物降解利用的木质素,故其 VFAs 始终不高,原料产气率也比较低^[25];餐厨废渣的有机物由较容易被降解的碳水化合物、脂类、蛋白质组成,因此其 VFAs 含量和原料产气率均比纯秸秆高,但也是由于含有大量蛋白质的缘故,当其被降解后形成大量的氨氮,造成氨氮抑制,因此在相同发酵周期内,纯餐厨废渣组的 VFAs 还未被利用完。结合图 2 可以看出,VFAs 含量与产气量呈正相关关系,当 VFAs 含量高时,日产气量则较高;当 VFAs 被利用减少后,日产气量则显著降低。

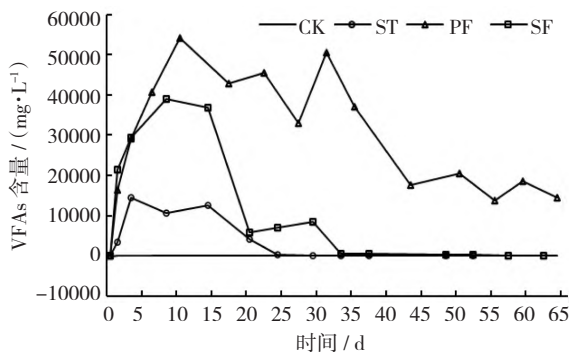


图 4 VFAs 含量变化趋势

2.5 AN 含量

由于餐厨废渣中含有大量的蛋白质,其被降解后会转化为 AN,而过量的 AN 会对厌氧消化过程造成抑制,因此在实验周期内定期采样监测 AN 含量

的变化。如图 5 所示,CK 组未投加原料,故 AN 含量始终在 $2310 \pm 170 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 范围内;实验组加入原料和水后,接种物中的 AN 被稀释,ST 组投加的原料为纯秸秆,初始 AN 含量被稀释至 938 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,在厌氧消化过程中有部分 AN 被微生物生长所利用,到实验结束时,AN 降至 754 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。有餐厨废渣作为发酵原料的 SF 和 PF 两组的初始 AN 分别为 1738 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 1902 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,比 ST 组高出近 1 倍。在实验周期内两组的 AN 含量显著地增加:实验结束时 SF 组的 AN 含量为 4000 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,较初始 AN 含量增加了 2262 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$;PF 组的 AN 含量为 7112 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,较初始 AN 含量增加了 5210 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。由于 ST 组的 AN 在实验周期内并未增加,可以看作秸秆类原料降解产生的 AN 形成了代谢平衡,因此假设增加的 AN 均由餐厨废渣降解产生,则 SF 组投加的餐厨废渣产生的 AN 为 11.9 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$,PF 组投加的餐厨废渣产生的 AN 为 16.3 $\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。

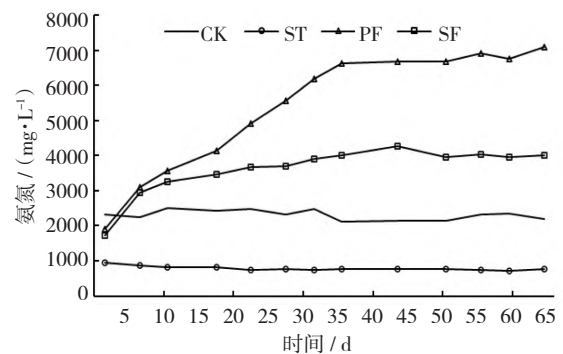


图 5 AN 含量变化趋势

2.6 微生物群落结构

厌氧发酵系统中的微生物组成与发酵原料具有密切的关系。实验结束后,采用 MiSeq 测序分析细菌和古菌的群落结构变化。在属水平,具有水解糖类、蛋白质产酸、氢气和二氧化碳能力的 *Clostridium sensu stricto_1*, *Terrisporobacter* 和 *Romboutsia* 等厚壁菌门成员是普遍存在于本研究中的优势细菌。但是,在不同的发酵原料中,优势物种具有明显的差异。其中,仅能够利用麦芽糖和酮葡糖酸的 *Turicibacter*^[26]、利用多种糖类的 *Streptococcus*^[27] 在含有餐厨垃圾的 PF 组和 SF 组具有显著的优势,并且在 PF 组含量最高,暗示着该类群的氨氮耐受能力较强。以秸秆为原料的 ST 组,具有独特的优势物种 *Ruminofilibacter* 和 *Hydrogenispora*。其中, *Ruminofilibacter* 是 ST 组中相对丰度最高的细菌,具有纤维素降解能力^[28];其次为 *Hydrogenispora*,它可利用多种五碳

糖、六碳糖、几丁质、淀粉和酵母粉等产氢^[29],这些类群的增殖可促进木质纤维素的水解。

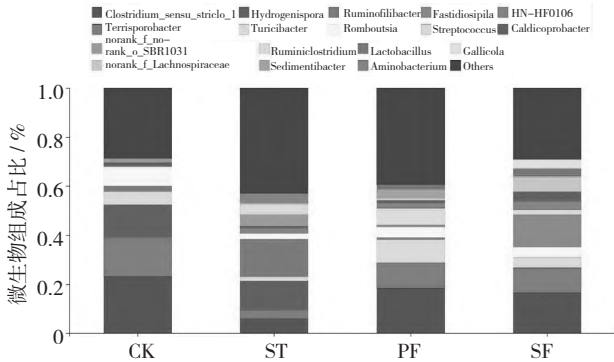


图6 细菌组成(属水平)

从古菌属水平来看,接种物中驯化的产甲烷菌主要为 *Methanosarcina* (甲烷八叠球菌属)、*Methanobacterium* (甲烷杆菌属)、*Methanosaeta* (甲烷鬃菌属)、*Methanoculleus* (甲烷袋状菌属)和 *Methanofollis* (甲烷泡菌属),分别占比 79.0%、7.2%、4.3%、3.6%和 2.1%。*Methanosarcina* 既能裂解乙酸产甲烷也能还原二氧化碳产甲烷,而 *Methanosaeta* 只能利用乙酸,*Methanobacterium*、*Methanoculleus* 和 *Methanofollis* 则是氢营养性产甲烷菌。经过 65 d 的发酵后,各实验组的产甲烷菌发生了一些变化,ST 组 *Methanosarcina* 的丰度减少到了 62.3%,而 *Methanobacterium* 的丰度增加到了 20.4%,还有一种未分类的微生物增加到了 10.0%;SF 组的 *Methanosarcina* 丰度增加到了 91.7%,乙酸营养型的 *Methanosaeta* 已近乎消失,另外还出现了 *Methanosphaera* (甲烷球形菌属),丰度占比 2.0%,也是一种氢营养型产甲烷菌;PF 组与 SF 组类似;未发现乙酸营养型的 *Methanosaeta*,*Methanobrevibacter* (甲烷短杆菌属)丰度增至 2.2%,这是一种氢营养型产甲烷菌,该组里还出现了一种未分类的微生物,占比达到 3.6%。值得注意的是,*Methanosarcina* 可以通过形成聚集

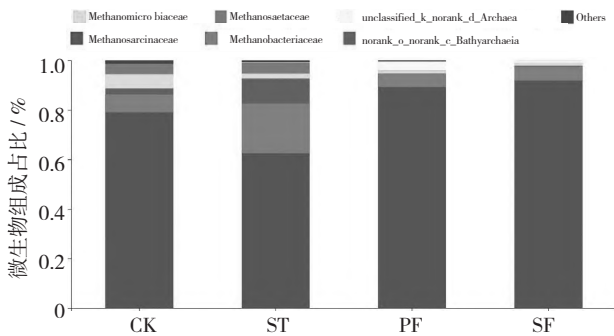


图7 古菌组成(属水平)

体、调节细胞壁膜渗透压等方式适应环境胁迫,是氨氮浓度较高的厌氧发酵系统中的优势产甲烷菌,在氨氮浓度超过 3000 mg·L⁻¹ 的 PF 组和 SF 组,*Methanosarcina* 均为相对丰度最高的产甲烷菌。另外,在 ST 组,未培养的深古菌 *Bathyarchaeota* 的相对丰度仅次于 *Methanosarcina*,该类群具有降解木质纤维素、同型产乙酸等功能^[30-31],其大量增殖与秸秆纤维素的水解产氢、产酸等代谢相关。

3 讨论

餐厨废渣是一种低 C/N 的原料,而农作物秸秆正好相反,二者搭配可以调节发酵原料的 C/N。实验中 ST、SF、PF 这 3 个实验组在经过接种、投料等操作后,各自的 C/N 变为了 31.9、12.1 和 8.9。从累积产气量和发酵周期来看,C/N 越接近 20~30:1 的厌氧消化原料最佳水平^[32],其前期驯化阶段更短,启动速度更快,高速产气阶段维持的时长也更短;李淑兰^[33]等开展了同为低 C/N 原料的鸡粪和秸秆的混合发酵产气潜力研究,得出了相同的结论。究其原因,主要在于 AN 的抑制,Sung^[34]等人的研究认为 1.54 g·L⁻¹ 的 AN 含量是湿式厌氧消化的阈值,陈祥^[35]在餐厨垃圾与园林垃圾混合干发酵时发现,在 25% 的 TS 浓度时,AN 含量达到 4.2 g·L⁻¹ 时才会出现抑制。研究证实游离氨比铵离子更容易对微生物造成抑制,抑制机理可能以两种方式影响产甲烷菌:1) 铵离子可能直接抑制产生甲烷的酶;2) 疏水性氨分子通过扩散进入细胞,导致质子失衡或钾缺乏^[36]。高树梅^[37]在研究中发现,当出现 AN 抑制时,辅酶 F420 会明显增加,而其主要由氢营养型产甲烷菌产生,因此此时的 VFAs 的代谢途径也会发生变化,由乙酸直接发酵产生甲烷和二氧化碳转变为被乙酸互营氧化菌降解为氢气和二氧化碳后再合成甲烷^[38]。在本实验中 ST 组和 SF 组的 AN 含量未达到干式厌氧消化的抑制阈值,所以 VFAs 均未出现积累的现象;而 PF 组的 AN 含量呈持续增长趋势,在第 17 天:时就接近了 4200 mg·L⁻¹,并在发酵结束时最终达到 7112 mg·L⁻¹,超过抑制阈值 69.3%,结合微生物群落结构分析可以看出,本实验中的接种物就以氢营养型的产甲烷古菌为主,所以在实验周期内大部分微生物的组成变化情况不大,但乙酸营养型产甲烷菌受抑制还是较明显,在 SF 组和 PF 组内接种物中的 *Methanosaeta* 已近乎消失,特别是 PF 组受抑制情况严重,造成 VFAs 的代谢速

度缓慢,至实验结束时仍有超过 $10000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 猜测认为高 AN 不仅会对乙酸营养型产甲烷菌造成抑制,还可能对降解 VFAs 的互营氧化菌造成抑制,因此 AN 的积累是延长 PF 组启动期、降低产气效率的主要原因。综上分析,尽可能使发酵原料的 C/N 处于厌氧消化的最适范围内,可以保证厌氧消化的顺利进行,避免出现氨氮抑制而降低厌氧消化效率,富碳原料和富氮原料的混合发酵是行之有效的一种方法。

4 结论

(1) 在 65 d 的发酵周期内,纯餐厨废渣的干式厌氧消化产气潜力为 $389.5 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}$,按 5:1 的比例加入水稻秸秆调节 C/N 后在同样条件下产气潜力可以达到 $409.9 \text{ mL} \cdot \text{g}^{-1} \text{VS}$,二者的混合发酵比单一原料产气率可以增加 27.3%。

(2) 高 AN 含量会影响微生物种群的分布,特别是产甲烷菌,从而影响 VFAs 的降解途径,其显著地延长了原料的发酵周期。

(3) *Methanosarcina* 是古菌属水平下最丰富的一类微生物,在餐厨废渣与秸秆混合厌氧消化的实验中占比超过了 91.7%。

参考文献:

- [1] 吕凡,章骅,邵立明,等. 基于物质流分析餐厨垃圾厌氧消化工艺的问题与对策[J]. 环境卫生工程,2017(25):1-9.
- [2] 黄欣怡,张珺婷,王凡,等. 餐厨垃圾资源化利用及其过程污染控制研究进展[J]. 化工进展,2016(35):2945-2951.
- [3] 熊亨. 餐厨沼肥的处理现状及综合利用发展趋势[J]. 绿色科技,2019(2):94-95+99.
- [4] 宫亚斌,陈智远,姚建刚,等. 200 t/d 餐厨垃圾厌氧产沼工程调试与运行分析[J]. 可再生能源,2017(35):1443-1447.
- [5] 梁剑茹,颜成,王电站,等. 餐厨垃圾渣蝇蛆转化工艺设备及其处理效果:中试研究[J]. 环境工程,2021(12):1-10.
- [6] 高树梅,赵明星,许之扬,等. 餐厨垃圾固渣厌氧发酵产甲烷潜力及 Logistic 动力学研究[J]. 安全与环境学报,2015(15):263-268.
- [7] Oldfield T L, White E, Holden N M. An environmental analysis of options for utilising wasted food and food residue [J]. *Journal of environmental management*, 2016(183):826-835.
- [8] Jin C, Sun S, Yang D, et al. Anaerobic digestion: An alternative resource treatment option for food waste in China [J]. *Science of The Total Environment*, 2021(779):146397.
- [9] Wang Y, Zang B, Li G, et al. Evaluation the anaerobic hydrolysis acidification stage of kitchen waste by pH regulation [J]. *Waste Management*, 2016(53):62-67.
- [10] Pham T P T, Kaushik R, Parshetti G K, et al. Food-waste-to-energy conversion technologies: Current status and future directions [J]. *Waste Management*, 2014(38):399-408.
- [11] Luo L, Kaur G, Wong J W C. A mini-review on the metabolic pathways of food waste two-phase anaerobic digestion system [J]. *Waste Management Research*, 2019(37):333-346.
- [12] Ahamed A, Chen C L, Rajagopal R, et al. Multi-phased anaerobic baffled reactor treating food waste [J]. *Biore-source technology*, 2015(182):239-244.
- [13] 张波,史红钻,张丽丽,等. pH 对厨余废物两相厌氧消化中水解和酸化过程的影响 [J]. *环境科学学报*, 2005(25):665-669.
- [14] Pavan P, Battistoni P, Cecchi F, et al. Two-phase anaerobic digestion of source sorted OFMSW (organic fraction of municipal solid waste): performance and kinetic study [J]. *Water Science Technology A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 2000(41):111-118.
- [15] A X K, A S X, A J L, et al. Enhancing anaerobic digestion of high-pressure extruded food waste by inoculum optimization [J]. *Journal of environmental management*, 2016(166):31-37.
- [16] 潘建强,石慧,许崇路,等. 餐厨垃圾厌氧处理工程不同工段物料的产甲烷潜力分析 [J]. *科技展望*, 2015(25):51-52.
- [17] Guilford N G H, Lee H P, Kanger K, et al. Solid-State Anaerobic Digestion of Mixed Organic Waste: The Synergistic Effect of Food Waste Addition on the Destruction of Paper and Cardboard [J]. *Environmental Science Technology*, 2019(53):12677-12687.
- [18] 石广甫. 基于协同厌氧进行餐厨垃圾处理的实践探究——以上海老港餐厨垃圾处理厂工程为例 [J]. *节能与环保*, 2021(01):63-64.
- [19] Ariunbaatar J, Di Perta, E S Panico A, et al. Effect of ammoniacal nitrogen on one-stage and two-stage anaerobic digestion of food waste [J]. *Waste Management*, 2015(38):388-398.
- [20] Fisgativa H, Tremier A, Dabert P. Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion [J]. *Waste Management*,

- 2016 (50):264 – 274.
- [21] 张虹,李蕾,彭韵,等. 氨氮对餐厨垃圾厌氧消化性能及微生物群落的影响[J]. 中国环境科学,2020(40):3465 – 3474.
- [22] Yong Z, Dong Y, Zhang X, et al. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production[J]. *Renewable Energy*, 2015 (78):527 – 530.
- [23] 张爱军,陈洪章,李佐虎. 有机固体废物固态厌氧消化处理的研究现状与进展[J]. 环境科学研究,2002(15):52 – 54.
- [24] Elbeshbishy E, Nakhla G. Batch anaerobic co-digestion of proteins and carbohydrates [J]. *Bioresource technology*, 2012(116):170 – 178.
- [25] 任海伟,姚兴泉,李金平,等. TS对青贮玉米秸秆与牛粪混合消化产气特性影响[J]. 太阳能学报,2019(40):1085 – 1092.
- [26] Bosshard P P, Zbinden R, Altwegg M. *Turcibacter sanguinis* gen. nov., sp. nov., a novel anaerobic, Gram-positive bacterium [J]. *Int J Syst Evol Microbiol*, 2002(52):1263 – 1266.
- [27] Buchanan R E, Gibbons N E. *Bergey's manual of determinative bacteriology* [C]//8th Edition. Williams & Wilkins Co. Baltimore: USA, 1974.
- [28] Wei S, Zankel A, Lebuhn M, et al. Investigation of microorganisms colonising activated zeolites during anaerobic biogas production from grass silage[J]. *Bioresource technology*, 2011 (102):4353 – 4359.
- [29] Liu Y, Qiao J T, Yuan X Z, et al. *Hydrogenispora ethanolica* gen. nov., sp. nov., an anaerobic carbohydrate-fermenting bacterium from anaerobic sludge[J]. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 2014(64):1756 – 1762.
- [30] Meng J, Xu J, Qin D, et al. Genetic and functional properties of uncultivated MCG archaea assessed by metagenome and gene expression analyses [J]. *ISME Journal*, 2014(8):650 – 659.
- [31] Zhou Z, Pan J, Wang F, et al. Bathyarchaeota: globally distributed metabolic generalists in anoxic environments [J]. *Fems Microbiology Reviews*, 2018(42):639 – 655.
- [32] Hobson P N. *Biogas Systems: Principles and Applications* [J]. *Bioresource technology*, 1997(160):69.
- [33] 李淑兰,刘萍,梅自力. 中高温条件下不同碳氮比对鸡粪原料厌氧发酵产气特性的影响[J]. 中国沼气, 2018(36):73 – 76.
- [34] Liu T, Sung S. Ammonia inhibition on thermophilic acetlastic methanogens[J]. *Water Science Technology*, 2002(45):113 – 120.
- [35] 陈祥. 餐厨垃圾两相厌氧发酵氨氮特性与控制方法研究[D]. 杭州:浙江大学, 2014.
- [36] Rajagopal R, Massé D I, Singh G. A critical review on inhibition of anaerobic digestion process by excess ammonia [J]. *Bioresource technology*, 2013(143):632 – 641.
- [37] 高树梅. 餐厨垃圾厌氧消化过程中氨氮耐受响应机制研究[J]. 无锡:江南大学, 2015.
- [38] 承磊,郑珍珍,王聪,等. 产甲烷古菌研究进展[J]. 微生物学通报,2016(43):1143 – 1164.