

羊粪与麦秆不同配比中温厌氧发酵特性

邢 杰^{1,3}, 尹冬雪^{1,3}, 翟宁宁^{2,3}, 王晓娇^{2,3}, 杨改河^{2,3*}, 冯永忠^{2,3}, 任广鑫^{2,3}

(1.西北农林科技大学林学院, 陕西 杨凌 712100; 2.西北农林科技大学农学院, 陕西 杨凌 712100; 3.陕西省循环农业工程技术研究中心, 陕西 杨凌 712100)

摘 要:为了研究羊粪与小麦秸秆的混合厌氧发酵效果,以羊粪和麦秆为发酵原料,以常温厌氧发酵池的沼液为接种物,将羊粪与麦秆按照质量比为 1:9、3:7、5:5、7:3、9:1 的配比,在总固体质量分数为 8%、35℃ 的恒温条件下进行厌氧发酵。结果显示:羊粪与麦秆混合发酵产气效果最佳的配比为 7:3,配比为 1:9 的最差,后者的累积产气量仅为前者的 30.1%;各个配比均可得 VFA 与累积产气量的显著性回归方程;pH 值、VFA、碱度与日产气量动态相关。该试验结果为禽畜粪便和农作物秸秆厌氧发酵的资源化利用途径提供了理论依据。

关键词:羊粪;麦秆;厌氧发酵

中图分类号:S216.4 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2014)03-0593-07 doi:10.11654/jaes.2014.03.028

Mesophilic Anaerobic Digestion of Sheep Manure and Wheat Straw Mixture with Different Mixing Ratios

XING Jie^{1,3}, YIN Dong-xue^{1,3}, ZHAI Ning-ning^{2,3}, WANG Xiao-jiao^{2,3}, YANG Gai-he^{2,3*}, FENG Yong-zhong^{2,3}, REN Guang-xin^{2,3}

(1.College of Forestry, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling 712100, China; 2.College of Agronomy, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling 712100, China; 3.Research Center of Recycle Agricultural Engineering and Technology of Shannxi Province, Yangling 712100, China)

Abstract: Anaerobic digestion is an efficient way to dispose and recycle agricultural organic wastes. This paper investigated the performance of anaerobic digestion of sheep manure and wheat straw mixture with different mixing ratios. Experiments were conducted in self-manufactured anaerobic digestion reactor at 35℃ with sheep manure/wheat straw ratios of 1:9, 3:7, 5:5, 7:3 and 9:1 and total solid concentrations of 8% in the reactor. The pH value, contents of volatile fatty acid (VFA) and total alkalinity were examined every 6 days during anaerobic digestion. The highest cumulative biogas yield of 9580 mL was obtained in sheep manure and wheat straw mixture at the ratio of 7:3, while the lowest biogas production of 2886 mL was observed at the ratio of 1:9, accounting for only 30.1% of the highest. Significant regression models for VFA and cumulative biogas yields under all ratios suggested a remarkable role of VFA in biogas production. Daily biogas yield was dynamically correlated with the pH value, VFA and total alkalinity. This study may provide a new way to effectively utilize livestock manure and crop residues.

Keywords: sheep manure; wheat straw; anaerobic digestion

近年来随着农业和畜牧业的发展,大量的农作物秸秆、禽畜粪便等有机废弃物随之产生,且逐年增加^[1]。我国每年产生近 7 亿吨的农作物秸秆^[2],除部分用于工业原料、牲畜饲料、造肥还田和气化供能^[3]外,

其余大多被丢弃或焚烧,不仅浪费了生物质资源,还污染了环境;我国呈集约化、规模化发展的畜牧业,每年产生约 20.1 亿吨的畜禽粪便^[4],其处理成为亟待解决的难题。

厌氧发酵是处理有机废弃物的一种有效途径^[5-6],实现了有机废弃物的无害化处理和资源化利用。农作物秸秆主要由纤维素组成,碳氮比较高,将高氮的禽畜粪便和高碳的农作物秸秆混合发酵,可以弥补它们作为单一发酵原料时的不足,提高沼气产量^[7]。Weiland^[8]曾提出混合厌氧发酵以及优化混合原料组合将是厌

收稿日期:2013-07-13

基金项目:科技部十二五科技支撑计划(2011BAD15B03);西北农林科技大学基本科研业务费专项资金项目(QM2012002)

作者简介:邢 杰(1989—),女,内蒙古乌兰察布人,在读硕士,主要从事生物质能与循环农业技术研究。

E-mail:xjnsuaf@163.com

* 通信作者:杨改河 E-mail:ygh@nwsuaf.edu.cn

氧消化技术的重要发展方向。温度是影响厌氧发酵的重要生态因子^[9],厌氧发酵的发酵温度一般分为常温、中温和高温,以中温发酵产气率较高、稳定,气质好^[10]。张翠丽等^[11]的研究表明,猪粪与麦秆混合发酵的累积产气量比猪粪作为单一发酵原料时高2.4倍,粪便与麦秆混合发酵的最优温度均在30℃以上。王晓娇等^[12]的研究表明,各原料混合发酵效果优于单一原料的发酵效果,中温发酵效果显著好于低温发酵。张洪宾等^[13]的研究结果表明,在37℃的恒温条件下,麦秆与牛粪混合发酵产气量显著高于麦秆和牛粪单独发酵。

目前,对于粪便与秸秆的混合厌氧发酵研究多集中于猪粪、牛粪、鸡粪与麦秆、稻秆、玉米秆等农作物秸秆的混合^[11-16],关于羊粪与秸秆的混合厌氧发酵研究较少报道。本试验研究了中温(35℃)发酵条件下,羊粪与麦秆以不同配比混合厌氧发酵的特性,以期获得羊粪与麦秆混合厌氧发酵的产气情况和发酵过程中各个指标的变化规律,为羊粪与秸秆的无害化与资源化利用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 材料

以新鲜的羊粪及风干的小麦秸秆为试验材料,其中羊粪及沼液均取自于西北农林科技大学附近的村庄,麦秆取自西北农林科技大学试验田。将麦秆切碎至2cm左右。所有试验材料均不进行预处理,直接进行发酵。

1.2 试验装置

试验装置为自行设计的恒温厌氧发酵槽,如图1所示^[9],由控温装置、发酵装置和集气装置三部分组成。

成。控温装置:以温控仪和继电器来显示和控制发酵温度,温度波动范围 $\pm 1^\circ\text{C}$ 。发酵装置:橡胶塞密封的1L三角瓶,橡胶塞上带有导气孔。集气装置:由2个1L的三角瓶连接而成,其中一个作为集气瓶(用带有进气孔和导水孔的橡胶塞密封),另一个作为集水瓶(图中的量筒以三角瓶代替)。发酵装置与集气装置之间的三角瓶以玻璃管和橡胶管连接。

1.3 试验方案

总固体质量分数为8%,恒温水槽的温度控制在 $35\pm 1^\circ\text{C}$,将羊粪与麦秆按照质量比1:9、3:7、5:5、7:3、9:1的5个配比混合发酵,处理组编号依次为A、B、C、D、E,每个配比设置3个重复。发酵瓶中放置发酵原料共700g,其中沼液140g。

1.4 测定项目

(1)干物质含量(TS):采用烘干法,在干燥箱中干燥至恒重。计算公式: $TS = \frac{A}{B} \times 100\%$

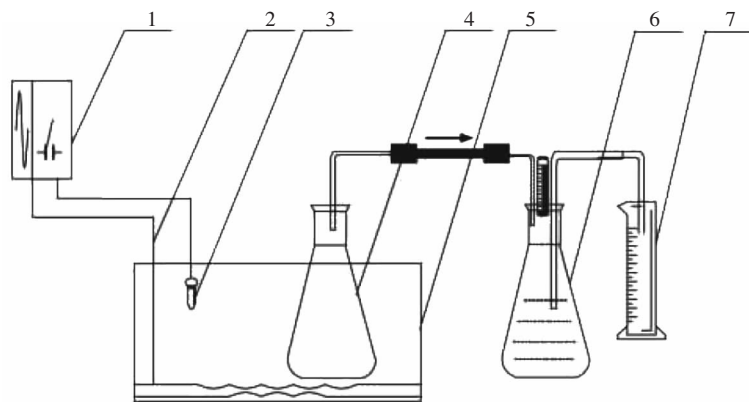
式中:A为样品烘干后的干重,g;B为样品鲜重,g。测得试验所用羊粪和沼液的TS分别为61.17%和9.53%。

(2)产气量:采用排水法,在每日上午9:00定时进行测量。

(3)pH值:智能pH计(pHS-3CT型),每6d测定一次。

(4)不饱和脂肪酸(VFA):采用比色测定法,每6d测定一次。计算公式: $VFA = \frac{c \times V_1 \times 10^3}{V}$

式中:c为样液光密度值相应于标准曲线上挥发酸的含量;V为测定样液体积,mL;V₁为测定时液样的稀释倍数。



1.温控仪 2.加热丝 3.温度探头 4.发酵瓶 5.恒温水槽 6.集气瓶 7.量筒

图1 恒温厌氧发酵槽

Figure 1 Device for constant temperature anaerobic digestion

(5)总碱度:溴甲酚绿-甲基红指示剂滴定法,每6 d测定一次。

$$\text{计算公式:总碱度}(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})=\frac{(V_1-V_0)\times N\times 50\times 10^3}{V_2}$$

式中: V_0 为空白试验消耗标准酸的体积,mL; V_1 为滴定试样消耗标准酸的体积,mL; V_2 为试样体积,mL; N 为标准酸的当量浓度, N ;50为每克当量 CaCO_3 的克数。

1.5 数据分析方法

所得数据采用 Excel 2010 整理,SPSS 16.0 分析。

2 结果与分析

2.1 羊粪与麦秆不同配比的厌氧发酵产气情况

各处理组厌氧发酵的日产气量变化曲线如图2所示。在发酵初期,各处理组启动后日产气量均迅速增加。A组在第1、3、29 d分别有3个产气高峰出现,峰值分别为261、251、342 $\text{mL}\cdot\text{d}^{-1}$,随后产气量迅速下降为20 $\text{mL}\cdot\text{d}^{-1}$,产气量300 mL以上的只有1 d,累积产气量为2886 mL。B组发酵前期产气较少,第30 d产气高峰达到最大值507 $\text{mL}\cdot\text{d}^{-1}$,产气量300 mL以上的有13 d,其产气高峰时期持续了20 d左右,累积产气量为8711 mL。C组的两个显著的产气高峰分别出现在发酵后期的第37 d和42 d,为265 $\text{mL}\cdot\text{d}^{-1}$ 和274 $\text{mL}\cdot\text{d}^{-1}$,而后产气量迅速降低到15 $\text{mL}\cdot\text{d}^{-1}$,其最大产气量没有超过300 mL,产气高峰时期持续了18 d,累积产气量为4080 mL。D组在第3 d开始出现产气高峰,而后第11 d再度出现高峰,在第17 d产气高峰达到最大值520 $\text{mL}\cdot\text{d}^{-1}$,从第31 d开始,其产气量呈现小范围增减波动,逐渐降低至10 $\text{mL}\cdot\text{d}^{-1}$,产气量300 mL以上的有12 d,其产气高峰时期持续了26 d左右,累积产气量为9580 mL。E组在第5 d开始出现产气高峰,其产气速率在第8 d达到最大值558 $\text{mL}\cdot\text{d}^{-1}$,

d^{-1} ,产气量在300 mL以上的有12 d,产气高峰时期持续了12 d左右,累积产气量为7684 mL。对各处理组的平均日产气量进行方差分析得出,A与C、B与D、B与E、D与E组间没有显著性差异,其余各组间具有显著性差异。

图3为各处理组厌氧发酵的累积产气量。由图3可知,5个处理组的累积产气量大小为 $D>B>E>C>A$ 。累积产气量最高的是D组,达9580 mL,而A组的累积产气量最低,仅2886 mL,约为D组累积产气量的30.1%。A组发酵时间最短,仅30 d就完成了整个厌氧发酵。B、C、D、E组分别进行了53、45、52、52 d的厌氧发酵。对各处理组的累积产气量进行方差分析,两两组间比较发现:A组与C组($P=0.709$)、D组与E组($P=0.476$)组间没有显著性差异,其余各组组间均有极显著性差异。

2.2 羊粪与麦秆不同配比条件下 pH 值、VFA、碱度的变化

2.2.1 pH 值在厌氧发酵过程中的变化

厌氧发酵过程中各处理组 pH 值的变化曲线如图4所示。在厌氧发酵过程中,厌氧系统的 pH 值是影响微生物活性的主要原因之一,它会影响产气效果

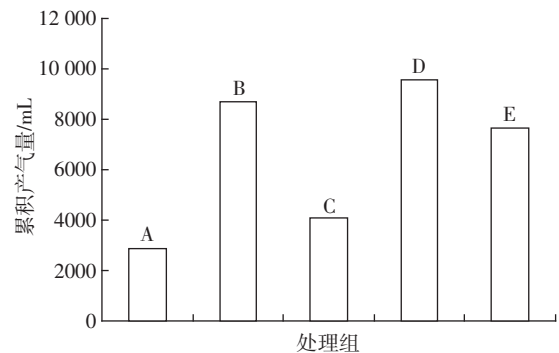


图3 各处理累积产气量

Figure 3 Cumulative biogas of different treatments

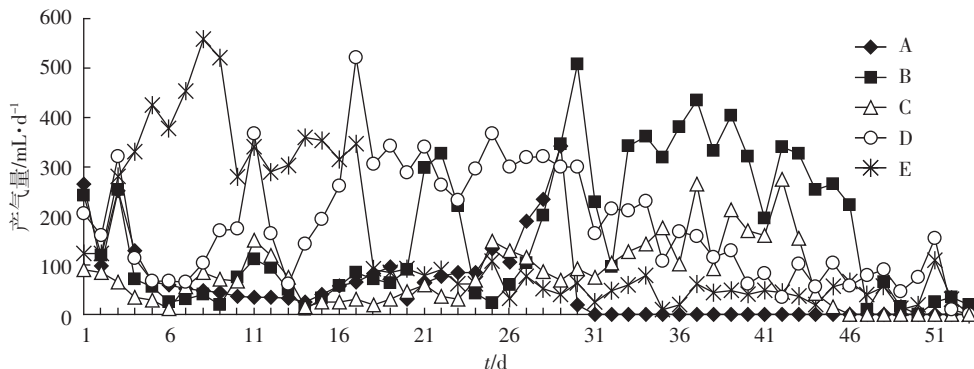


图2 各处理的日产气量

Figure 2 Biogas production rates of different treatments during experiment

和发酵系统的消化程度。张彤等^[17]、李杰等^[18]的研究表明, 甲烷菌最佳生长 pH 值范围在 6.8~7.8 之间, pH 值低于 6.7 时甲烷菌活性会受到显著抑制^[19]。当各处理组的日产气量达到高峰时, 其 pH 值均在 6.6~7.2 之间。由图 4 可知, 发酵初期, 除 E 组(pH 值为 6.7)外, A、B、C、D 组的 pH 值均低于 6.7, 这是由于初期(为期 9 d 左右)发酵系统产生大量有机酸, 致使发酵液 pH 值较低, 甲烷菌活性被抑制, 产气量低; 发酵中期(10~30 d)有机酸被逐步转化, pH 值缓慢回升, 产气量也随之升高; 发酵后期(30~50 d) pH 值趋于平稳, 此阶段 pH 值适宜, 发酵系统的消化程度较好, 产气高峰期出现。D 组、E 组在发酵后期的 pH 值虽然适宜甲烷菌的生长, 但由于其在中、前期发酵较好, 当处于后期时, 可降解的有机物量减少, 产气量降低。

2.2.2 VFA 在厌氧发酵过程中的变化

厌氧发酵过程中各处理组 VFA 浓度的变化曲线如图 5 所示。VFA 是厌氧消化过程中有机物降解产生的重要中间产物, 是甲烷菌产生甲烷的基础, 也是厌氧微生物新陈代谢活动的重要指标^[20]。由图 5 可知, 5 个处理组的 VFA 浓度的总体趋势是先降低, 然后

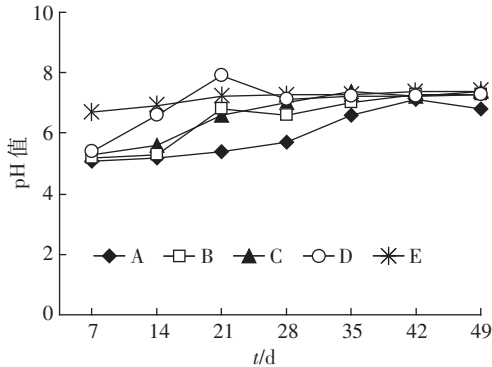


图 4 各处理 pH 值的变化
Figure 4 Variations of pH value in different treatments

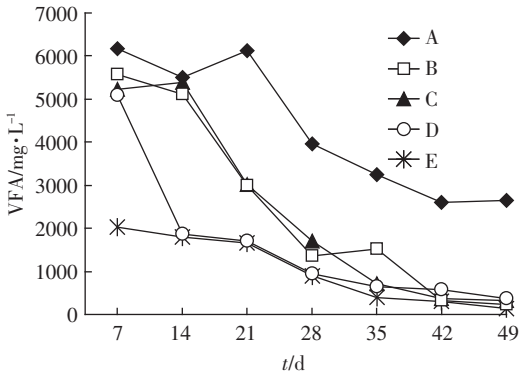


图 5 各处理 VFA 的变化
Figure 5 Variations of VFA in different treatments

趋于稳定, C 组则是升高、降低的变化趋势, 这与 C 组日产气量的变化趋势相反。发酵过程中, A 组的 VFA 浓度远高于其他处理组, 在发酵第 21 d, VFA 浓度达到最大值 6 128.5 mg·L⁻¹。厌氧发酵结束后, 5 个处理组的 VFA 浓度均不同程度地减少, 其中 B 组变化最为显著, 由最初的 5 563.5 mg·L⁻¹降低到 238.5 mg·L⁻¹。相关研究表明, 产甲烷菌生长最适宜 VFA 浓度(以乙酸计)低于 3 000 mg·L⁻¹^[21]。E 组从发酵初期到发酵结束的整个厌氧发酵过程中, VFA 浓度始终低于 3 000 mg·L⁻¹, 适宜甲烷菌的生长, 故 E 组发酵初期的产气量较其他处理组高, 累积产气量也较高。D 组发酵初期 VFA 浓度为 5 083.5 mg·L⁻¹, 随后迅速下降到 1 793.5 mg·L⁻¹, 发酵中期之后, VFA 浓度始终低于 3 000 mg·L⁻¹, 发酵环境适宜甲烷菌生长, 产气高峰期出现。在整个厌氧发酵过程中, B 组和 C 组的 VFA 浓度变化曲线大致相同, 对应的发酵中、前期日产气量变化趋势也基本一致, 但后期 B 组的日产气量显著高于 C 组。这可能与发酵原料中麦秆所占的比重有关: 中、前期发酵系统的 VFA 浓度均较高, 甲烷菌的生长受到抑制, 产气量均较低; 后期发酵系统的 VFA 浓度均低于 3 000 mg·L⁻¹, 适宜甲烷菌的生长, 但发酵后期 B 组可分解利用的麦秆含量高于 C 组, 故这时 B 组的产气量高于 C 组。

对不同处理组的 VFA 与其累积产气量进行回归分析, 所得 VFA(x)与累积产气量[f(x)]的各回归方程均达到显著水平, 如表 1 所示。

表 1 不同处理组的 VFA 浓度与累积产气量的回归方程

Table 1 Regression models for VFA and cumulative biogas in different treatments

处理组	回归方程	R ²
A	$f(x)=4\ 369.136\ 3-0.519\ 3x$	0.894\ 3
B	$f(x)=21\ 593.553\ 1-2\ 417.669\ 6\ \ln x$	0.943\ 1
C	$f(x)=10\ 816.489\ 1-1\ 195.692\ 3\ \ln x$	0.967\ 2
D	$f(x)=11\ 747.616\ 6-6.154\ 3x-0.000\ 8x^2$	0.973\ 2
E	$f(x)=6\ 620.897\ 3+2.778\ 8x-0.002\ 2x^2$	0.858\ 9

2.2.3 碱度在厌氧发酵过程中的变化

图 6 为厌氧发酵过程中各处理的碱度变化曲线。由图可知, A 组和 D 组是降低、升高、降低的变化趋势, B 是升高、降低的变化趋势, C 组和 E 组则呈现升高、降低、升高、降低的变化趋势, 其中 C 组的波动比较大。所有各组的碱度在 2 800~5 500 mg·L⁻¹ 的范围内波动, 在其发酵周期内的碱度平均值依次为 4 675、

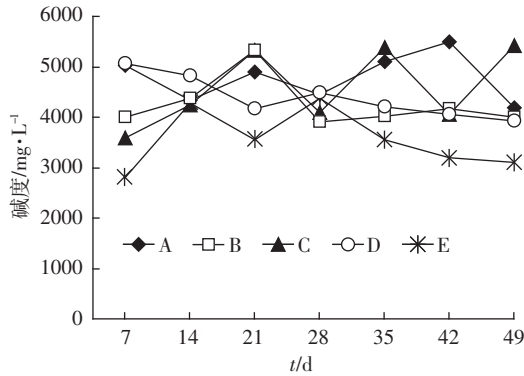


图6 各处理碱度的变化

Figure 6 Variations of total alkalinity in different treatments

3900、4 585.7、3980、3 307.5 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 即 $A > C > D > B > E$ 。以 E 组为例, 发酵初期碱度由 $2800 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 迅速升高为 $4280 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 在第 21 d 降低至 $3560 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 其日产气量也呈现先增加后降低的变化趋势, 第 21 d 的产气量降为 80 mL, 表明碱度过低, 使 E 组发酵体系的缓冲能力降低, 致使产气量下降。

3 讨论

3.1 羊粪与麦秆不同配比对产气量的影响

在 35°C 恒温发酵条件下, 羊粪与麦秆的 5 种配比均能产气, 且启动较快。A 组至 E 组日产气量达到高峰的时间有所不同, 分别在第 29、30、42、17、8 d 达到最大值, 峰值分别为 342、507、274、520、558 $\text{mL} \cdot \text{d}^{-1}$ 。最大产气高峰在 300 mL 以上的有 A、B、D、E 组, 即除 C 组外, 随着羊粪比重的增加, 4 个处理组的最大产气量依次递增。5 个处理组的累积产气量依次为 2886、8711、4080、9580、7684 mL, 其中 D 组的累积产气量最高, 达 9580 mL, 且产气高峰期持续时间最长, 其累积产气量是其他处理组的 1.1~3.3 倍, A 组的累积产气量最低, 为 2886 mL。以 C 组(羊粪:麦秆 5:5)的配比为临界点, 当羊粪与麦秆质量比小于 1 时, 随羊粪比重增加, 累积产气量增大; 当羊粪与麦秆质量比大于 1 时, 随羊粪比重增加, 累积产气量减小, 其到达最大产气高峰的时间和产气高峰期的长短也呈现相同规律。对累积产气量及其配比进行相关性分析, 发现累积产气量与其配比呈极显著性正相关 ($r = 0.461^{**}, P < 0.01$)。

在实际生产中, 产气量达到总产气量的 90% 以上时, 即可认为厌氧消化已经完成^[2]。经计算得出, A、B、C、D、E 组, 分别在 30、43、41、38、33 d 完成厌氧消化, 即随羊粪比重的增加, 厌氧发酵周期呈先增大后

减小的趋势。A 组 30 d 就完成了厌氧发酵, 这可能是由于麦秆具有较高的 C/N, 而羊粪虽然含有丰富的氮源, 但所占比重只有十分之一, 致使混合发酵时 N 素供应不足, 甲烷菌的降解能力降低, 造成有机酸的积累, pH 值下降, 产气量低, 发酵提前结束; 加之麦秆中的纤维素、半纤维素和木质素包裹在一起, 很难被降解^[23], 这也成为其厌氧发酵的一个限制因素。上述两个因素, 使得 A 组的产量速率和累积产气量总体偏低。羊粪质地干而轻 ($TS = 61.17\%$), 如若发酵液较稀, 羊粪球易漂浮于发酵液表层。与其他处理组相比, C 组的发酵液较稀, 羊粪漂浮于发酵液表层不易被分解利用, 加之 C 组麦秆的含量也不甚高, 所以 C 组羊粪比重虽比 B 组大, 但累积产气量却不高。D 组、E 组的发酵液较稠, 羊粪可被较为充分地降解, 故累积产气量均较高。

3.2 pH、VFA、碱度对厌氧发酵的影响

随羊粪比重的增加, 5 个处理组的 pH 平均值依次增加(分别为 6.1、6.5、6.6、7.0、7.2), 而 5 个处理组 VFA 浓度的平均值(分别为 4 322.1、2 444.2、2 394.9、1 599.9、1 032.1 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)则呈减小趋势。A 组至 D 组发酵初期, VFA 浓度均很高, pH 值低于 6.6, 甲烷菌活性受到抑制, 产气量低; VFA 是甲烷菌利用的主要中间产物^[24], 随发酵进行, VFA 被逐步消耗, 其浓度总体呈降低趋势, pH 值缓慢升高, 产气量也随之增加。刘荣厚等^[25]研究发现, 在不同接种物浓度条件下, 废弃甘蓝菜叶厌氧发酵的 pH 值和 VFA 也呈现相似的变化规律和关系。与其他 4 组相比, A 组的 VFA 浓度始终较高, pH 值始终偏低, 其日产气量也较低。以发酵最好的 D 组为例, VFA 浓度从最初的 $5 083.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 迅速下降到 $1 793.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 与此同时, pH 值呈现上升趋势, 日产气量也迅速增加, 随后 VFA 浓度缓慢下降最终趋于平稳, pH 值和日产气量也呈现相应的变化趋势。对 pH 值、VFA、日产气量三者进行相关性分析发现, pH 值与 VFA 呈极显著性负相关 ($r = -0.998^{**}, P < 0.01$); pH 值与日产气量呈正相关 ($r = 0.442, P = 0.457$), 但相关性不显著; VFA 与日产气量呈负相关 ($r = -0.406, P = 0.498$), 但相关性不显著。尹冬雪等^[26]研究了 35°C 恒温条件下光照强度对猪粪、牛粪的厌氧发酵的影响, 并对其 VFA、pH 值与日产气量的关系作了进一步探讨, 结果表明日产气量与 VFA 呈负相关, 与 pH 值呈正相关。张彤等^[17]研究了不同恒温条件下, 麦秆与鸡粪不同配比厌氧发酵的 pH 值及 VFA 对产气量的影响机制, 也得出了 VFA

与日产气量及 pH 值成反比的结论。

发酵过程中,料液碱度对发酵过程中出现的过酸过碱物质,能起到一定的缓冲作用^[6],认为碱度是衡量发酵体系缓冲能力的尺度^[27]。对碱度与日产气量进行相关性分析,发现二者呈负相关 ($r=-0.643, P=0.241$),但相关性不显著。

碱度可以预示发酵体系的稳定性和揭示厌氧发酵潜在失败的可能性^[28]。当总碱度为 $3000\sim 8500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 且与 VFA 含量之比在 2:1 以上时,沼气发酵产气比较稳定^[27]。经计算,在整个发酵过程中 D 组和 E 组的总碱度与 VFA 之比从第 14 d 开始大于 2:1,且总体呈增大趋势,表明这时发酵体系的缓冲能力较强,能中和发酵过程中产生的 VFA,使得 pH 值保持平稳状态,产气也比较稳定。B 组和 C 组从第 28 d 开始,总碱度与 VFA 之比大于 2:1。A 组的总碱度与 VFA 之比却低于 2:1,说明其发酵液的缓冲能力较低,这可能也是造成 A 组产气量低的原因。D 组与 E 组的总碱度/VFA 的平均值高于 2:1,缓冲能力较强,其厌氧发酵产气也比较稳定。C 组 pH 值、VFA 和碱度的变化与其他处理组的变化差异不大,其产气量却较低,可能是因为羊粪:麦秆 5:5 的配比阻碍了发酵液中微生物协同作用,影响其产气量。

4 结论

(1) 35℃ 恒温发酵条件下,羊粪与麦秆质量比为 7:3 的处理产气效果最佳,累积产气量达 9580 mL。

(2) 羊粪与麦秆混合厌氧发酵的 5 个配比,均可得 VFA 与累积产气量的显著性回归方程。

(3) 羊粪与麦秆不同配比混合厌氧发酵过程中,pH 值、VFA、碱度与日产气量呈动态相关:pH 值与 VFA 呈极显著性负相关;pH 值与日产气量呈正相关、日产气量与 VFA 和碱度均呈负相关,但它们的相关性均不显著。

(4) 对于其他温度条件下,羊粪与麦秆的混合厌氧发酵效果需要进一步研究。

参考文献:

- 秦佳佳,李铁冰,杨改河,等.人粪与不同原料配比对厌氧发酵产气影响[J].农业环境科学学报,2010,29(3):571-577.
QIN Jia-jia, LI Yi-bing, YANG Gai-he, et al. Effect of ratios of human feces mixed with different materials in anaerobic fermentation on biogas production[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(3): 571-577.
- 吕宸,吕建强,王国平,等.我国农作物秸秆收集存在的问题及对策[J].现代农业科技,2012,22:203-204.
LÜ Chen, LÜ Jian-qiang, WANG Guo-ping, et al. Problems and countermeasures of crop straw collection in our country[J]. *Modern Agricultural Science and Technology*, 2012, 22:203-204.
- 韩鲁佳,闫巧娟,刘向阳,等.中国农作物秸秆资源及其利用现状[J].农业工程学报,2002,18(3):87-91.
HAN Lu-jia, YAN Qiao-juan, LIU Xiang-yang, et al. Straw resources and their utilization in China[J]. *Transactions of the CSAE*, 2002, 18(3): 87-91.
- 国家统计局.中国统计摘要[M].北京:中国统计出版社,2006.
- 张无敌,尹芳,卢怡,等.农村秸秆与粪便发酵产氢的研究[J].可再生能源,2008,26(2):69-72.
ZHANG Wu-di, YIN Fang, LU Yi, et al. Study on fermentation for hydrogen production with rural biomass and manure[J]. *Renewable Energy Resources*, 2008, 26(2): 69-72.
- 孙永明,李国学,张夫道,等.中国农业废弃物资源化现状与发展战略[J].农业工程学报,2005,21(8):169-173.
SUN Yong-ming, LI Guo-xue, ZHANG Fu-dao, et al. Status quo and developmental strategy of agricultural residues resources in China[J]. *Transactions of the CSAE*, 2005, 21(8): 169-173.
- 张记市,张雷,王华.城市有机生活垃圾厌氧发酵处理研究[J].生态环境,2005,14(3):321-324.
ZHANG Ji-shi, ZHANG Lei, WANG Hua. Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste[J]. *Ecology and Environment*, 2005, 14(3): 321-324.
- Weiland P. Anaerobic waste digestion in Germany—status and recent developments[J]. *Biodegradation*, 2000, 11(6):415-421.
- 李铁冰,张翠丽,杨改河,等.温度对粪便与玉米秸秆混合厌氧消化产生特性的影响[J].西北农林科技大学学报(自然科学版),2009,37(1):66-72.
LI Yi-bing, ZHANG Cui-li, YANG Gai-he, et al. Effect of temperature on the characteristics of anaerobic digestion of mixture of dung and crop straw[J]. *Journal of Northwest A&F University(Nat. Sci. Ed.)*, 2009, 37(1): 66-72.
- 张全国.沼气技术及其应用[M].北京:化学工业出版社,2008.
- 张翠丽,李铁冰,卜东升,等.牲畜粪便与麦秆混合厌氧发酵的产气量、发酵时间及最优温度[J].应用生态学报,2008,19(8):1817-1822.
ZHANG Cui-li, LI Yi-bing, BU Dong-sheng, et al. Biogas yield and its relations with the duration and temperature of mixed anaerobic fermentation of livestock dungs and wheat straw[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2008, 19(8): 1817-1822.
- 王晓娇,杨改河,冯永忠,等.牲畜粪便与秸秆混合的厌氧发酵效果及影响因素分析[J].农业环境科学学报,2011,30(12):2594-2601.
WANG Xiao-jiao, YANG Gai-he, FENG Yong-zhong, et al. Anaerobic codigestion effects of manure and straw and analysis of influencing factors[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(12): 2594-2601.
- 张洪宾,谷洁,孙薇,等.不同原料配比对厌氧发酵过程中产气量、VFA 和脱氢酶活性的影响[J].农业环境科学学报,2012,31(2):422-427.
ZHANG Hong-bin, GU Jie, SUN Wei, et al. Effects of different rations

- of materials on biogas production, VFA and the activity of dehydrogenase during anaerobic process[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(2):422-427.
- [14] 郭欧燕, 李铁冰, 白洁瑞, 等. 温度对鸡粪与秸秆混合原料厌氧发酵产气特性的影响[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2009, 37(6):137-144.
- GUO Ou-yan, LI Yi-bing, BAI Jie-rui, et al. Effect of temperature on gasification characteristics of mixture of chicken feces and crop residue[J]. *Journal of Northwest A&F University(Nat. Sci. Ed.)*, 2009, 37(6):137-144.
- [15] 王晓娇, 李铁冰, 杨改河, 等. 牛粪、鸡粪和稻秆混合的沼气发酵特性与工艺优化[J]. 农业机械学报, 2010, 3(3):104-108.
- WANG Xiao-jiao, LI Yi-bing, YANG Gai-he, et al. Fermentation and process optimization of mixed cow dung, chicken manure and rice straw for biogas production[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2010, 3(3):104-108.
- [16] 楚莉莉, 李铁冰, 冯永忠, 等. 猪粪麦秆不同比例混合厌氧发酵特性试验[J]. 农业机械学报, 2011, 42(4):100-104.
- CHU Li-li, LI Yi-bing, FENG Yong-zhong, et al. Characteristics of codigestion of pig dung and wheat straw in various ratios[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2011, 42(4):100-104.
- [17] 张彤, 李伟, 李文静, 等. 粪料结构配比厌氧发酵中 pH、VFA 与产气效果的关系[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(12):2425-2430.
- ZHANG Tong, LI Wei, LI Wen-jing, et al. The relationship among pH, VFA and biogas production in anaerobic fermentation of mixed manure and straw with different ratios[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(12):2425-2430.
- [18] 李杰, 李文哲, 许洪伟, 等. 牛粪湿法厌氧消化规律及载体影响的研究[J]. 农业工程学报, 2007, 23(3):186-191.
- LI Jie, LI Wen-zhe, XU Hong-wei, et al. Rules of anaerobic digestion of cow manure by wet method and the effect of carriers[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2007, 23(3):186-191.
- [19] Mosey F E, Fernandes X A. Patterns of hydrogen in biogas from the anaerobic-digestion of milk-sugars[J]. *Water Science and Technology*, 1989, 21:187-196.
- [20] Björnsson L, Murto M, Mattiasson B. Evaluation of parameters for monitoring an anaerobic co-digestion process[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2000, 54(6):844-849.
- [21] 吴婉娥, 葛红光, 张克峰. 废水生物处理技术[M]. 北京:化学工业出版社, 2003:8-14.
- [22] 吴满昌, 孙可伟, 李如燕, 等. 不同反应温度的城市生活垃圾厌氧发酵研究[J]. 化学与生物工程, 2005(9):28-30.
- WU Man-chang, Sun Ke-wei, Li Ru-yan, et al. Study on performance of anaerobic digestion for treating municipal solid waste at different temperature[J]. *Chemistry & Bioengineering*, 2005(9):28-30.
- [23] Hendriks A T W M, Zeeman G. Pretreatments to enhance the digestibility of lignocellulosic biomass[J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(1):10-18.
- [24] 许传珍, 孙春宝. 5 点 pH 值滴定法测定 VFA 方法的研究[J]. 市政技术, 2007, 25(1):54-57.
- XU Chuan-zhen, SUN Chun-bao. Research of measuring VFA by titration of pH value in 5 points[J]. *Municipal Engineering Technology*, 2007, 25(1):54-57.
- [25] 刘荣厚, 王远远, 孙辰, 等. 蔬菜废弃物厌氧发酵制取沼气的试验研究[J]. 农业工程学报, 2008, 24(4):209-213.
- LIU Rong-hou, WANG Yuan-yuan, SUN Chen, et al. Experimental study on biogas production from vegetable waste by anaerobic fermentation[J]. *Transactions of the CSAE*, 2008, 24(4):209-213.
- [26] 尹冬雪, 刘娟娟, 季艳敏, 等. 光照强度对猪粪、牛粪厌氧发酵的影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2012, 31(2):428-434.
- YIN Dong-xue, LIU Juan-juan, JI Yan-min, et al. Study on effect of illumination intensity on pig manure, cow dung' anaerobic fermentation[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2012, 31(2):428-434.
- [27] 中国科学院成都生物研究所. 沼气发酵常规分析[M]. 北京:北京科学技术出版社, 1984:34-35.
- [28] 王震宇, 韩士群, 严少华, 等. 蓝藻厌氧发酵过程中若干指标的变化[J]. 江苏农业学报, 2008, 24(5):701-705.
- WANG Zhen-yu, HAN Shi-qun, YAN Shao-hua, et al. Variation of several indexes in fermentation process of blue algae[J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2008, 24(5):701-705.