

粪便、餐厨及芦苇混合厌氧消化过程中餐厨含量的影响研究

张众磊¹, 胡翔¹, 张列宇^{2*}, 席北斗², 李晓光², 夏训峰², 曾凤¹

(1.北京化工大学环境科学与工程系, 北京 100029; 2.中国环境科学研究院, 北京 100012)

摘要:采用完全混合湿式厌氧发酵方法,对餐厨、粪便及芦苇3种物料混合厌氧消化过程中餐厨含量的影响进行了研究。结果表明,餐厨加入量对这3种物料混合厌氧发酵影响显著。适当增加餐厨比例,有利于产气率的提高,但随着餐厨比例的增加,混合厌氧消化过程中乙酸、丙酸和丁酸含量增加明显,较容易出现“酸化”现象而影响产气效果。粪便、芦苇与餐厨湿重比为7:2.5:3时,产气效果最佳,最高容积产气率为 $1\,118\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,平均甲烷含量为64.6%,COD去除率达到68.56%。随着餐厨比例的增加, $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量逐渐增加,但未对厌氧消化产生抑制作用。

关键词:餐厨;猪粪;芦苇;混合厌氧消化;沼气

中图分类号:S216.4 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2011)06-1221-08

Influence of Kitchen Residue on Anaerobic Co-digestion of Feces, Kitchen Residue and Reed

ZHANG Zhong-lei¹, HU Xiang¹, ZHANG Lie-yu^{2*}, XI Bei-dou², LI Xiao-guang², XIA Xun-feng², ZENG Feng¹

(1.Department of Environmental Science and Engineering, Beijing University of Chemical Technology, Beijing 100029, China; 2.Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

Abstract: Influence of kitchen residue on anaerobic co-digestion of feces, kitchen residue and reed, which are the main organic waste, was investigated. The results showed that kept at mesophilic temperature (36 ± 1) $^{\circ}\text{C}$ and 6%~7% total solid content, the quantity of kitchen residue had significant effects on anaerobic co-digestion of the three kinds of materials. Appropriately increasing the proportion of kitchen residue was helpful to raise gas yield. However, higher kitchen residue could lead to acidification and less gas yield, which resulted from the concentrations of acetic acid, propionic acid and butyric acid during the process of anaerobic co-digestion obviously increasing. The highest biogas yield was $1\,118\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ and the average methane content was 64.6%, with COD removal efficiency being up to 68.56% when the ratio of feces, reed and kitchen residue was 7:2.5:3. As the proportion of kitchen residue increased, increase trend of $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration was found. However, anaerobic co-digestion inhibition was not observed.

Keywords: kitchen residue; feces; reed; anaerobic co-digestion; biogas

如今,厌氧发酵越来越受到人们的关注。厌氧发酵不仅能够合理利用有机废物,减少有机废物对环境的污染,还能够提供生物质能源和有机肥料^[1-2]。以单纯的某一种物料作为发酵原料存在发酵周期长、产气率低、易酸化和原料来源受季节影响等问题,越来越

多的研究偏重于用多种物料进行混合厌氧发酵,但一般主要是对两种不同物料进行研究^[3-6],对于3种物料混合厌氧发酵的研究还鲜有报道。

本文主要对餐厨、粪便及芦苇3种物料混合厌氧发酵进行研究,从产气率、气体成分和厌氧发酵过程中的各物质的变化情况对混合物料厌氧发酵过程中餐厨含量的影响进行了较为系统的研究。

1 材料与方法

1.1 实验材料

芦苇取自河北白洋淀,经磨碎后待用。粪便取自

收稿日期:2010-11-24

基金项目:国家科技支撑计划项目(2008BADC4B00,2009BADC2B04);
国家水体重大专项(2008ZX07209-007-004)

作者简介:张众磊(1985—),男,山西大同人,硕士研究生,主要从事混合物料厌氧发酵研究。E-mail:jingzyl@163.com

* 通讯作者:张列宇 E-mail:zhanglieyu@163.com

北京顺义某养猪场,为新鲜猪粪,取回在冰箱中冷冻备用。餐厨取自中国环境科学研究院食堂,经餐厨垃圾粉碎装置处理后于冰箱中冷冻备用。实验用污泥取自北京顺义某养猪场处理养猪废水的厌氧发酵罐中。各实验材料的基本性质见表1。

表1 发酵原料特性

Table 1 The basic properties of anaerobic digestion raw materials

发酵原料	C%	N%	TS%	VS%
芦苇	43.25	1.02	91.4	83.8
粪便	12.97	1.07	31.25	25.2
餐厨	53.82	3.11	20.8	19.4

1.2 实验装置

如图1所示,实验采用3 L的下口瓶作为反应容器,用排水法收集气体。反应温度由电热恒温水浴锅控制。

1.3 实验方法

实验采用完全混合湿式厌氧发酵的方式。实验设4个反应器,分别编号为I、II、III、IV,各反应器容积为3 L,试验用容积为2.5 L,均用黑塑料袋罩住,以防止光照对反应的影响。各反应器接种污泥量为0.5 L,是其有效容积的20%,其中污泥的TS和VS分别为10.2%和5.9%。控制反应负荷在60~70 gTS·L⁻¹之间,按照粪便、芦苇与餐厨湿重比为7:2.5:1、7:2.5:3、7:2.5:5和7:2.5:7分别装料,具体为:各反应器加入相同量的处理后的粪便和芦苇,分别为140 g和50 g,分别向4个反应器中加入20、60、100、140 g餐厨垃圾。用去离子水定容到2.5 L,反应器TS范围在6%~7%之间,在中温(36±1)℃下进行厌氧发酵。实验期间,每日摇晃反应器2次,每次4 min左右。

1.4 分析项目及方法

以排水法测定产气量;采用气相色谱法分析沼气成分;pH值采用精密pH计测定;厌氧发酵液在3 500 r·min⁻¹下离心15 min,取上清液过0.45 μm滤膜,用于测量乙酸、丙酸、丁酸(离子色谱仪)和TOC、IC、TC的含量(TOC测定仪);取上清液测定COD、NH₃-N、NO₃-N和TN,其中COD采用重铬酸钾法测定;NH₃-N采用纳氏试剂分光光度法测定;NO₃-N采用紫外分光光度法测定;TN采用过硫酸钾氧化紫外分光光度法测定^[7]。

2 结果和分析

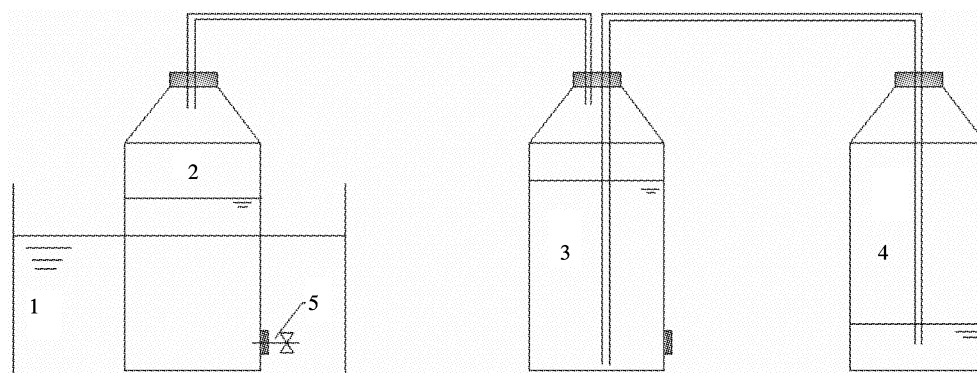
2.1 产气状况分析

图2和图3分别是不同物料比消化过程中日产气率和累计产气量变化曲线。由图2可知,除IV号反应器外,其余各反应器产气率均经过了先增加后降低的过程,餐厨垃圾逐渐增加的I、II、III号反应器分别在第6、6、11 d达到最大产气率,分别为751.6、1 118 mL·L⁻¹·d⁻¹和1 088 mL·L⁻¹·d⁻¹。IV号反应器在厌氧发酵过程中产气率先增加,5 d后很快降低,23 d后又开始增加,最后趋于稳定。

由图3可知,在第26 d时,I、II、III、IV号反应器的累积产气量分别为29 070、53 908、44 775 mL和20 028 mL,分别占总产气量的79.8%、84.4%、84.1%和59%,气体中甲烷含量分别为59.7%、64.6%、65.2%和49.8%。实验结束时,I、II、III、IV号反应器的累积产气量分别为36 422、63 870、53 251 mL和33 965 mL。

2.2 pH值和COD变化情况

图4和表2分别是不同物料比消化过程中pH值和COD变化情况。从图4可知,不同比例下厌氧发



1-恒温水浴装置;2-完全混合式厌氧反应器;3-集气瓶;4-集水瓶;5-取样口

图1 实验装置图

Figure 1 Schematic diagram of experimental equipment

酵过程的 pH 值均呈先降低后增加最后保持稳定的趋势。I、II、III、IV号反应器分别在第4、4、4、8 d 达到最低值, pH 值分别为 6.79、6.72、6.48 和 5.57, 混合物料中餐厨的比重越大, 消化液酸化程度越大。

由表 2 可知, 除IV号反应器外, 各反应器的 COD 去除率 [(反应初期 COD-反应结束 COD)/反应初期

COD]均达到 50%以上, I、II、III号反应器 COD 去除率分别为 55.55%、68.56%和 72.80%, COD 去除率较高。IV号反应器 COD 去除率仅为 28.48%。

2.3 氮素的变化

由图 5 可知, 混合物料厌氧发酵过程中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 变化趋势相似, 均是先增加后趋于稳定, $\text{NO}_3\text{-N}$

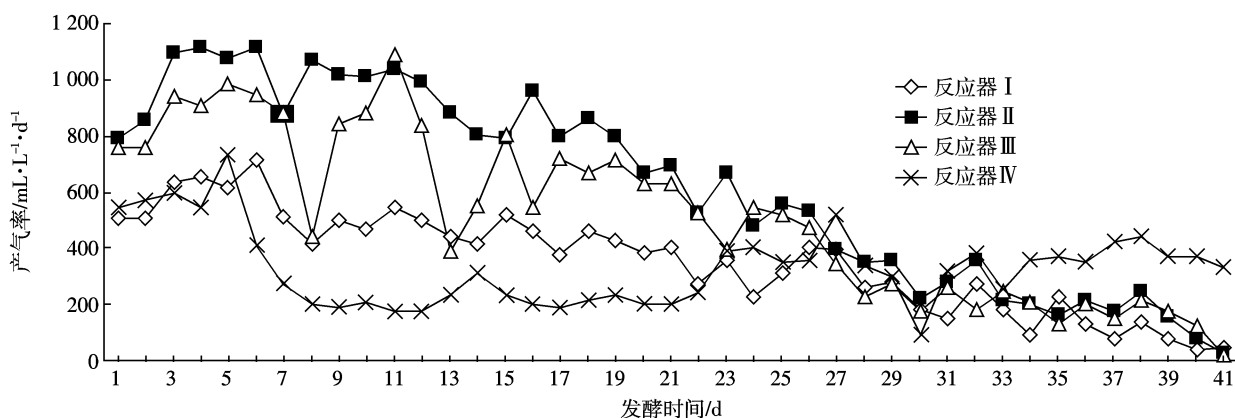


图 2 日产气率变化曲线

Figure 2 Daily biogas production yield during anaerobic digestion

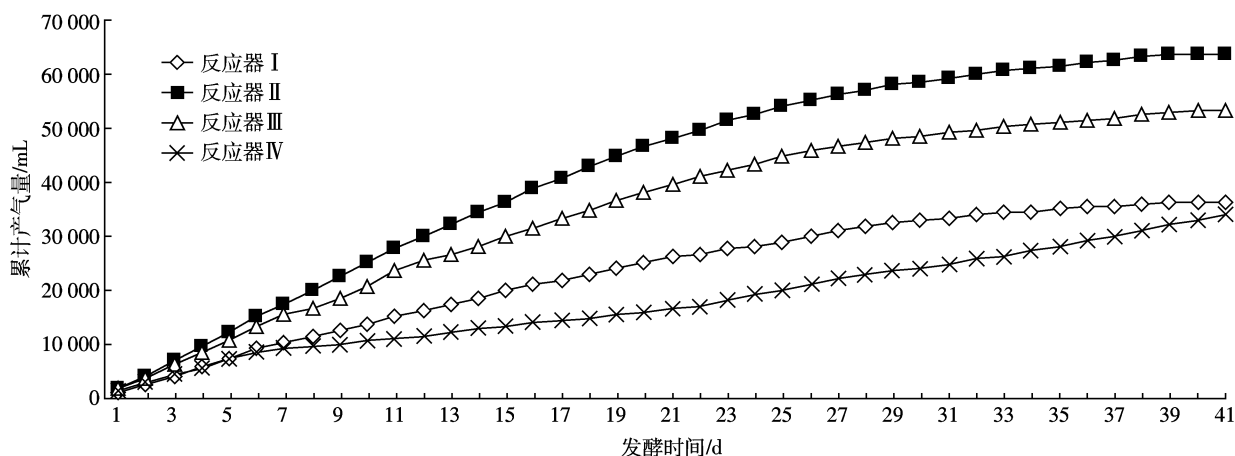


图 3 累计产气量变化曲线

Figure 3 Cumulative biogas production yield during anaerobic digestion

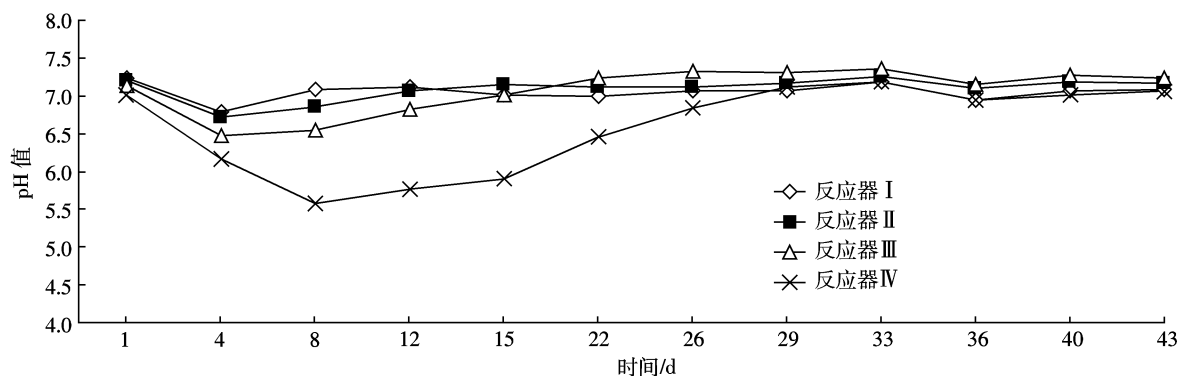


图 4 pH 值变化曲线

Figure 4 pH yield during anaerobic digestion

表 2 厌氧发酵过程 COD 变化

Table 2 COD changes of anaerobic digestion

反应器编号	反应初期 COD/mg·L ⁻¹	反应结束 COD/mg·L ⁻¹	去除率/%
I	1 699.98	755.6	55.55
II	3 697.36	1 162.48	68.56
III	6 267.45	1 704.99	72.80
IV	11 043.82	7 898.61	28.48

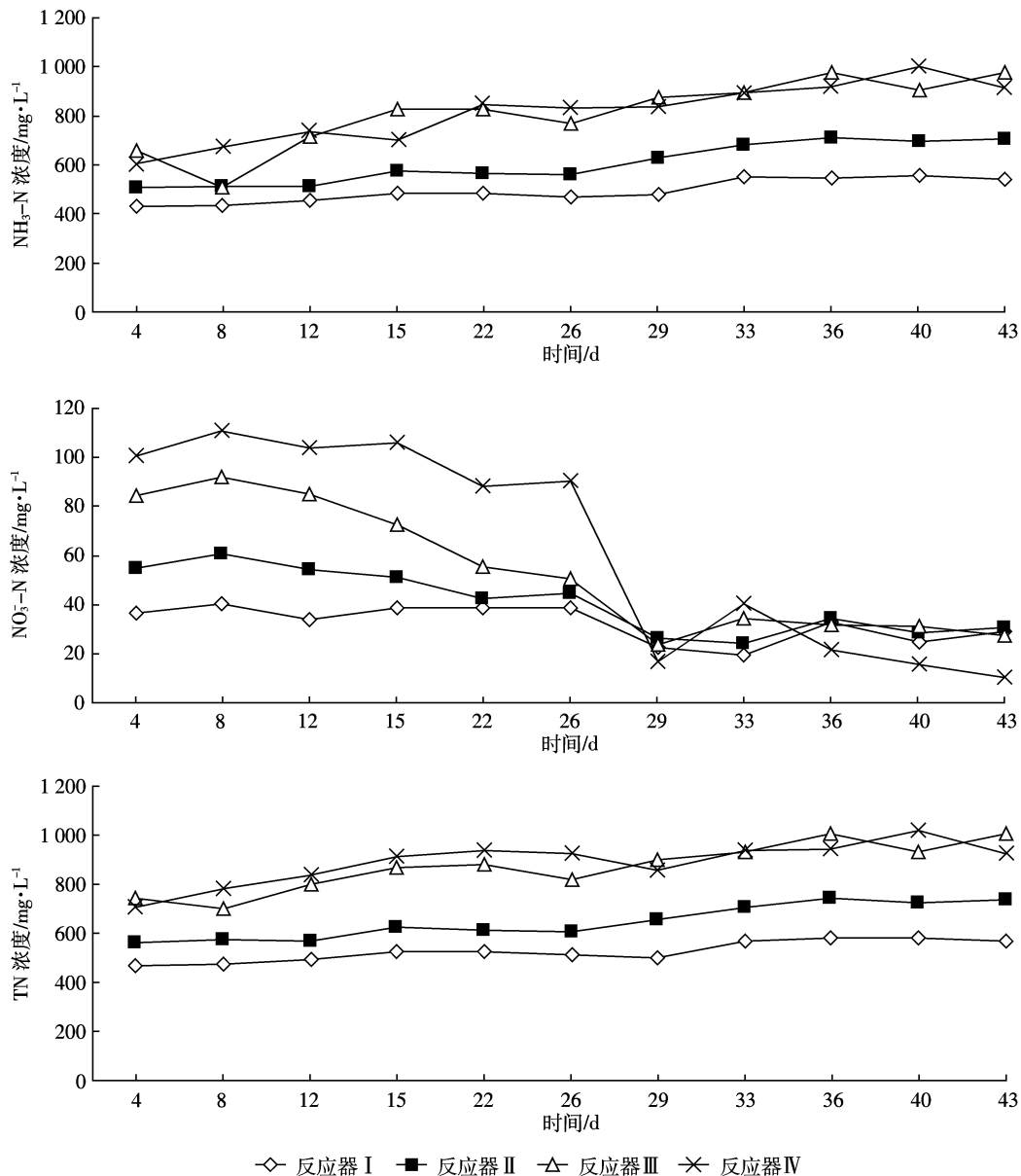
变化趋势与其相反,为先降低最后趋于稳定。I、II、III、IV号反应器 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量分别从实验刚开始的 429.25、505.73、658.68 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 603.06 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 变为实验结束时的 541.57、708.43、978.19 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 914.23

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 分别增加了 26.2%、40.1%、48.5%和 51.6%。

I、II、III、IV号反应器 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量分别从实验刚开始的 36.44、55.09、84.66 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 100.45 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 变为实验结束时的 29.21、30.51、27.35 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 10.26 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 分别降低了 19.8%、44.6%、67.7%和 89.8%。

2.4 碳素变化

图 6 是不同物料比在消化过程中不同形态碳的变化曲线。不同比例下厌氧发酵过程的有机碳和总碳均呈先增加后降低的趋势。随着餐厨比例增加各反应器 TOC 含量由开始的 2 083、2 414.75、3 182.5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 3 505 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 变成反应结束时的 708、899、1 051 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

图 5 消化过程中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 TN 变化曲线Figure 5 Changes of $\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ and TN during anaerobic digestion

L^{-1} 和 $3\,420\,mg\cdot L^{-1}$, 分别降低了 66.0%、62.8%、67.0% 和 2.5%。不同物料比在消化过程中无机碳含量随着厌氧消化的进行呈先增加最后趋于稳定的趋势。随着餐厨比例增加, 各反应器 IC 含量分别增加了 48.3%、178%、526.7% 和 269.5%。

2.5 有机酸的变化

消化过程中乙酸、丙酸和丁酸的变化如图 7 所示。乙酸在混合厌氧发酵过程中先迅速增加后缓慢降低, 前 3 个反应器均在发酵反应第 4 d 出现峰值, 分别为 142.74 、 $167.91\,mg\cdot L^{-1}$ 和 $241.93\,mg\cdot L^{-1}$, 与产气

率变化趋势一致。随着餐厨比例的增加乙酸的含量也在增加, 餐厨比例最大的 IV 号反应器乙酸含量较其他反应器高, 分别在第 8 d 和第 22 d 出现两个峰值, 分别为 $674.67\,mg\cdot L^{-1}$ 和 $563.71\,mg\cdot L^{-1}$, 随后又迅速降低。不同比例混合厌氧发酵过程丙酸的含量均呈先增加后降低的趋势, 其中前 3 个反应器随着餐厨比例的增加丙酸含量也在增加, 并在第 4 d 达到峰值, 分别为 106.35 、 $123.98\,mg\cdot L^{-1}$ 和 $194.56\,mg\cdot L^{-1}$, 餐厨比例最高的 IV 号反应器丙酸含量明显高于其他反应器, 与乙酸含量的变化不同, 丙酸只在第 8 d 时出现一个高

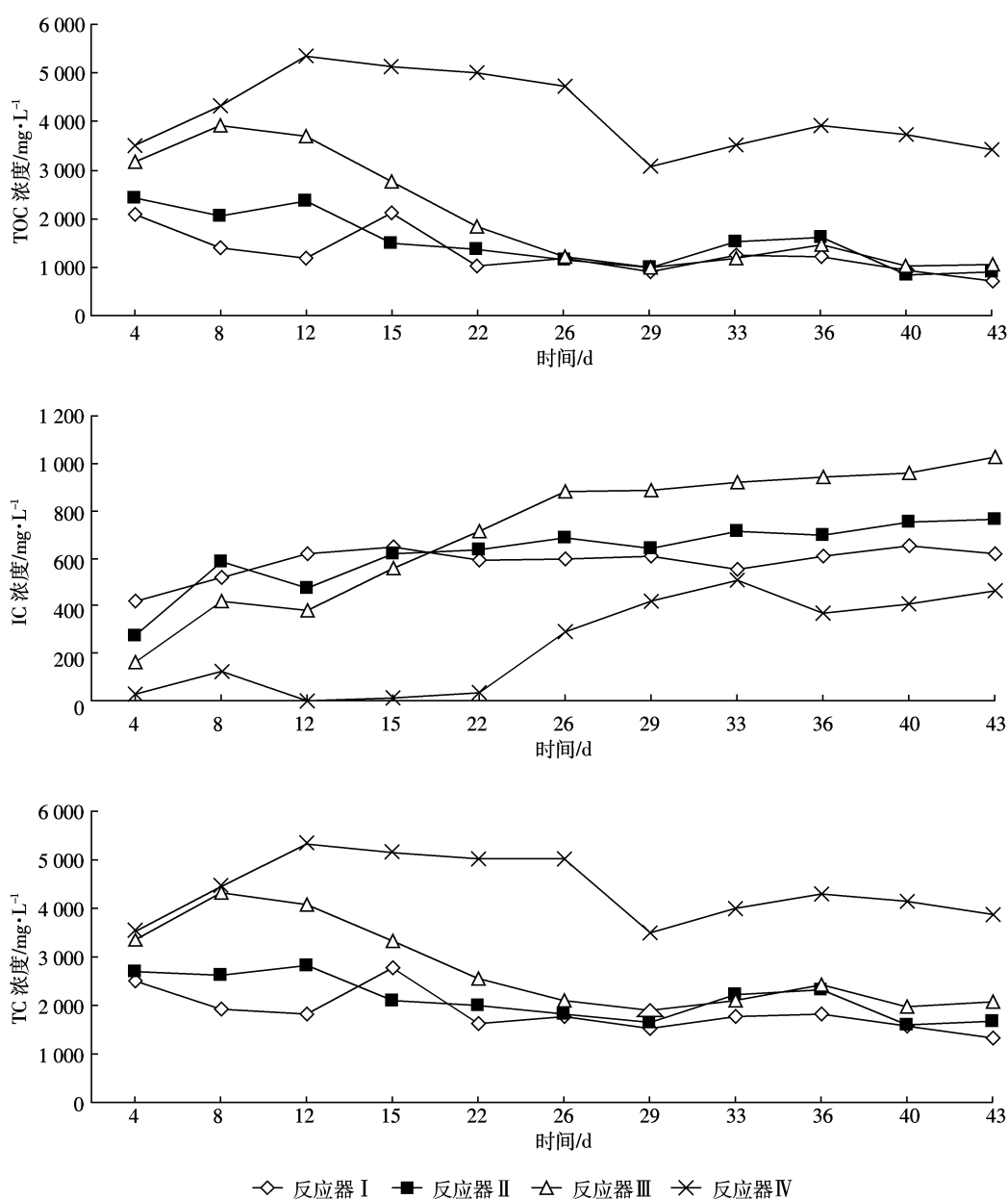


图 6 消化过程中 TOC、IC 和 TC 变化曲线

Figure 6 Changes of TOC, IC and TC during anaerobic digestion

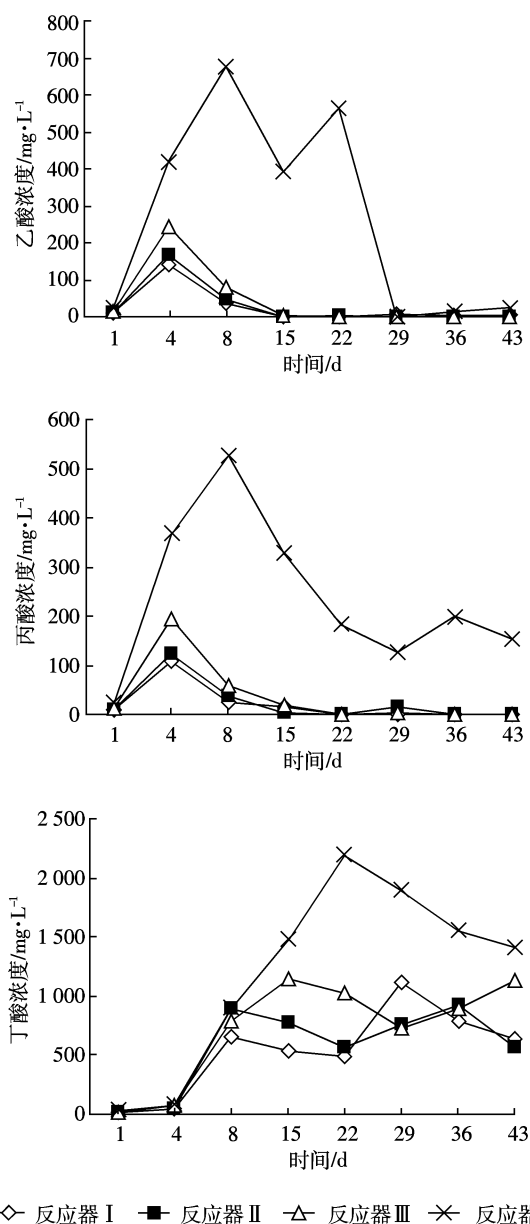


图7 消化过程中乙酸、丙酸和丁酸的变化

Figure 7 Changes of acetic acid, propionic acid and butyric acid during anaerobic digestion

峰。丁酸含量的变化与乙酸和丙酸变化趋势明显不同,4个不同比例的混合厌氧发酵反应器在发酵前4 d基本不产生丁酸,4 d后各反应器丁酸含量迅速增加,前3个反应器8 d后基本稳定,餐厨比例较高的IV号反应器在第22 d含量达到最高,其后逐渐下降。

3 讨论

由图2可知,与其他反应器相比,IV号反应器在整个发酵过程中产气率明显偏低。出现这种现象的原因可能是,IV号反应器中的餐厨含量偏高,在反应的

初期餐厨中大量有机物被微生物分解产生大量的酸,导致反应器pH值超出了产甲烷菌适应的最低pH值6.5,对产甲烷菌有毒害作用,不能够正常产气,所以产气量较低。随着厌氧发酵反应的进行,反应物料中大量含氮物质溶出,中和了反应器中的酸,使pH值逐渐上升,产甲烷菌的活性也逐渐恢复,产气量有一定的上升。在整个厌氧发酵过程中,随着餐厨垃圾在3种物料中所占比例的增加,气体产率先增加后降低,其中猪粪、芦苇和餐厨湿重比为7:2.5:3的产气率较其他比例的高。从图3可以看出,II号反应器(猪粪、芦苇和餐厨湿重比为7:2.5:3)的累积产气量明显高于其他反应器,其分别比I、III、IV号反应器高75.4%、19.9%、88%,气体中甲烷含量也较高,表明猪粪、芦苇和餐厨湿重比为7:2.5:3时有利于厌氧发酵产沼气。

pH值变化可反应厌氧发酵过程中微生物种群和代谢途径的变化^[8]。从图4可知,整个厌氧发酵过程中,I、II、III号反应器pH值基本稳定在产甲烷微生物适宜的pH值范围内(6.5~7.8)^[9],说明有机酸产生后没有积累,而是很快被产甲烷菌所利用,没有出现酸中毒现象。IV号反应器由于餐厨垃圾所占比例较大,导致水解酸化较严重,在厌氧发酵过程中很长一段时间内pH值都在6.5以下,出现了酸中毒现象,产甲烷菌的活性受到了抑制,影响了整个厌氧发酵过程中的气体产率。粪便、芦苇和餐厨混合厌氧发酵,餐厨垃圾比例增加时很容易发生水解酸化现象,这是由于餐厨垃圾中的有机物大分子成分很容易被微生物利用分解产生有机酸。

猪粪、芦苇和餐厨混合厌氧发酵初期,产气量大,厌氧发酵剧烈,COD下降较快,从第26 d开始下降较为平缓,这与产气状况相一致。由表2可知,随着物料中餐厨垃圾比例的增加,COD值大幅增加。IV号反应器COD去除率较低,反应结束后,料液中的COD仍然较高,达到7 898.61 mg·L⁻¹,这是由于餐厨垃圾的增多导致了严重的酸化,使厌氧发酵不完全,从而影响了COD的去除和产气潜能。

粪便、芦苇和餐厨混合厌氧发酵过程中各种氮素成分也在发生变化,了解混合物料厌氧消化过程中氮素的变化有利于提高厌氧发酵液的肥料价值。由图5可知,混合物料中餐厨比重越大,NH₃-N的增加量越大,其中餐厨比重最大的IV号反应器与III号反应器NH₃-N增加量比较接近,由于IV号反应器pH值较低,产生的离子态NH₃-N被反应器中的酸中和了一

部分。一般认为,当 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度超过 $1\,500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时就会产生抑制现象^[10],本实验混合物料厌氧消化过程中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量均未超过 $1\,000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,未产生 $\text{NH}_3\text{-N}$ 抑制现象。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量下降,可能是由于 $\text{NO}_3\text{-N}$ 更易被微生物吸收利用,其中餐厨比重最大的IV号反应器降低的最多,IV号反应器中的产酸菌要高于其他反应器,可能 $\text{NO}_3\text{-N}$ 更易被产酸微生物吸收利用。在整个混合物料厌氧消化过程中,各比例下的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量基本没有超过 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[11],对于整个厌氧消化过程没有抑制作用。

$\text{NO}_3\text{-N}$ 含量和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 含量相比明显较低,厌氧发酵过程 TN 含量变化曲线取决于 $\text{NH}_3\text{-N}$ 含量变化曲线,表明猪粪、芦苇和餐厨混合厌氧发酵过程大部分有机氮转化为 $\text{NH}_3\text{-N}$,而不是 $\text{NO}_3\text{-N}$,这也与厌氧过程中基本不能去除 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的研究相一致^[12]。

从图6可知,餐厨比例最高的IV号反应器在整个厌氧发酵过程中 TOC 的含量明显高于其他比例下的反应器,其去除率也较低,这也是由于厌氧消化初期出现了较为严重的水解酸化现象,影响了产甲烷菌的活性,导致在整个厌氧消化过程中大量的有机物不能够被产甲烷菌利用分解。不同物料比消化过程中,除餐厨比例最高的IV号反应器外,各反应器有机碳量均有较大幅度的下降,而无机碳含量增加较少,表明微生物将大量的有机碳转化为 CH_4 和 CO_2 气体。IC 变化图中可以看出,餐厨垃圾比例较高的IV号反应器反应初期 IC 含量明显低于其他反应器,22 d 后明显增加,这与产气量变化曲线一致,表明在厌氧消化过程中能够将有机碳大量转化为无机碳的微生物是产甲烷微生物。

厌氧发酵过程中挥发性脂肪酸包括甲酸、乙酸、丙酸、丁酸、戊酸、己酸以及它们的异构体,其中乙酸、丙酸和丁酸是主要成分。适量的挥发性脂肪酸会对产甲烷过程起到一定的促进作用^[13-15]。由于餐厨本身较容易水解酸化,随着餐厨比例的增加,乙酸、丙酸、丁酸的含量均增加。餐厨比例较高的IV号反应器中乙酸,丙酸和丁酸的含量明显高于其他比例下的反应器含量,并引起了酸化现象,影响了产甲烷微生物的活性。厌氧发酵的后期,IV号反应器中各有机酸含量均有不同程度的降低,由于后期酸化现象消失,产甲烷菌恢复了活性,利用了反应器中的小分子酸。相关研究表明^[16],粪便的厌氧消化过程属于丁酸型发酵,本实验4个不同比例反应器中,丁酸含量明显高于乙酸和丙酸含量,这可能与反应器中加入一定量的粪便有

关。

在整个厌氧发酵过程中,随着餐厨比例的增加,乙酸、丙酸和丁酸含量均增加,且增加的量较大,粪便、芦苇与餐厨湿重比为 7:2.5:7 的IV号反应器各酸含量较高,其有机酸的总量远高于其他比例下的反应器,并导致 pH 值下降,影响产甲烷菌活性,进而影响了产气效果,说明混合厌氧消化过程中餐厨垃圾的投加很容易引起“酸化”现象。

4 结论

餐厨、芦苇和粪便混合厌氧发酵,各成分的比例不同对混合物料厌氧消化特性有较大影响。粪便、芦苇与餐厨湿重比为 7:2.5:3 时,产气量较多,累积产气量为 $63\,870\text{ mL}$,最高容积产气率为 $1\,118\text{ mL}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$,平均甲烷含量为 64.6%,COD 去除率达到 68.56%。随着混合物料中餐厨比例的增加,乙酸、丙酸和丁酸的含量均增加,粪便、芦苇与餐厨湿重比为 7:2.5:7 时各酸增加量明显,出现了较为严重的水解酸化现象,餐厨比例的增加很容易引起“酸化”现象。各反应器 $\text{NH}_3\text{-N}$ 量增加明显,增加量在 45%左右,发酵结束后,沼液的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 量差别较大,其中发酵效果最好的物料比 $\text{NH}_3\text{-N}$ 量为 $708.43\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,各反应器中 $\text{NO}_3\text{-N}$ 含量均呈下降趋势,表明各反应器密闭情况很好。

本文主要研究餐厨量对餐厨、芦苇和粪便混合厌氧发酵反应的影响,得出了餐厨在这3种物料混合厌氧消化中的最佳比例,餐厨、芦苇和粪便混合厌氧发酵反应各物料的最佳比例关系有待进一步的研究。

参考文献:

- [1] 张克强,高怀友. 畜禽养殖业污染物处理与处置[M]. 北京:化学工业出版社,2004:34-35.
ZHANG Ke-qiang, GAO Huai-you. Treating and disposal livestock farming pollutants[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2004:34-35.
- [2] Pavlostathis S G, Gossett J M. Preliminary conversion mechanisms anaerobic digestion of biological sludges[J]. *Journal of Environmental Engineering*, 1988, 114(3):575-592.
- [3] Skoulou V, Zabaletou A. Investigation of agricultural and animal wastes in greece and their allocation to potential application for energy production[J]. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2005, 12:1-22.
- [4] 李东,孙永明,袁振宏. 食物垃圾和废纸联合厌氧消化产甲烷[J]. 环境科学学报, 2009, 29(3):577-583.
LI Dong, SUN Yong-ming, YUAN Zhen-hong. Methane production by anaerobic co-digestion of food waste and waste paper[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(3):577-583.

- [5] Maritza Macias-Corral, Zohrab Samani, Adrian Hanson, et al. Anaerobic digestion of municipal solid waste and agricultural waste and the effect of co-digestion with dairy cow manure[J]. *Bioresource Technology*, 2008 (99):8288-8293.
- [6] Bouallagui H, Lahdheb H, Romdan E Ben, et al. Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90:1844-1849.
- [7] 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]. 第四版. 北京:中国环境科学出版社, 2005. The Editorial Committee of "Monitor and Analysis Method of Water and Wastewater" of Station Environment Protection Administration of China. Monitor and analysis method of water and wastewater[M]. 4th ed. Beijing: China Environment Science Press, 2005.
- [8] 张 波, 蔡伟民, 何晶晶. pH 调节方法对厨余垃圾两相厌氧消化中水解和酸化过程的影响[J]. 环境科学学报, 2006, 26(1):45-49. ZHANG Bo, CAI Wei-ming, HE Pin-jing. 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.
- [9] 彭景勋. 沼气发酵中的酸中毒处理技术[J]. 能源工程, 1998 (2):34-36. PENG Jing-xun. Acidosis processing technology of anaerobic digestion[J]. *Energy Engineering*, 1998(2):34-36.
- [10] 吴婉娥, 葛红光, 张克峰. 废水厌氧生物处理技术[M]. 北京:化学工业出版社, 2003. WU Wan-e, GE Hong-guang, ZHANG Ke-feng. Anaerobic biological treatment technology of wastewater[M]. Beijing: Chemical Industry Press, 2003.
- [11] 兰劲涛. 影响有机固体废弃物厌氧成气因素的研究[D]. 重庆:重庆大学, 2005. LAN Jin-tao. Research on the effect factors of anaerobic digestion for organic solid waste[D]. Chongqing: Chongqing University, 2005.
- [12] Al-Masri M R. Changes in biogas production due to different ratios of some animal and agricultural wastes[J]. *Bioresource Technology*, 2001, 77:97-100.
- [13] Cirne D G, Paloumet X, Bjornsson L, et al. Anaerobic digestion of lipid-rich waste-effects of lipid concentration[J]. *Renewable Energy*, 2007, 32:765-975.
- [14] Michel J Brougheton, et al. Anaerobic batch digestion of sheep tallow[J]. *Wat Res*, 1998, 32(5):1423-1428.
- [15] Mouneimne A H, Carrere H, Bernet H, et al. Effect of saponification on the anaerobic digestion of solid fatty residues[J]. *Bioresource Technology*, 2003, 90:89-94.
- [16] 陈广银, 郑 正, 邹星星, 等. 稻草与猪粪混合厌氧消化特性研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(1):185-188. CHEN Guang-yin, ZHENG Zheng, ZOU Xing-xing, et al. Anaerobic Co-digestion of rice straw and swine feces[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(1):185-188.