

餐厨全混厌氧消化工程的启动调试

廖晓聪^{1,2}, 罗智宇¹, 赵野², 王智², 童胜宝², 汪昱昌², 张林²
(1. 光大环境科技<中国>有限公司, 江苏 南京 210000; 2. 光大环保技术研究院<深圳>有限公司, 广东 深圳 518033)

摘要: 以餐厨厌氧消化工程为依托,研究了以脱水污泥作菌种,经历菌种培养期、低有机负荷驯化期和提量运行期3个阶段成功启动的过程。在启动过程中没有出现抑制现象,挥发性脂肪酸(VFAs)和总氨氮(TAN)都远低于抑制值,稳定性高;经过98 d的培养驯化后启动成功,系统具有较高的碱度,有机负荷在 $2.41 \text{ kgVS}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ 时,总碱度(TA)达 $12\,000 \text{ mg/L}$,系统缓冲能力强,VFAs和氨氮的波动不影响系统稳定性。数据分析显示,单位进料沼气产率(SBP)主要与进料性质有关,餐厨厌氧消化的有机质降解率与进料VS呈正相关关系,在有机质降解较为彻底的条件(≥80%),以单位有机质投加量计的沼气产率(ABP)达 $808 \sim 821 \text{ m}^3/\text{tVS}$ 。

关键词: 餐厨垃圾; 厌氧消化; 启动方式; 沼气产率

中图分类号: TU993 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2019)01-0031-07

Start-up of Anaerobic Digestion for Food Waste: Strategy and Performance

LIAO Xiao-cong^{1,2}, LUO Zhi-yu¹, ZHAO Ye², WANG Zhi², TONG Sheng-bao²,
WANG Yu-chang², ZHANG Lin²

(1. Everbright Environmental Technology Institute <China> Limited Company, Nanjing 210000, China;
2. Everbright Environmental Protection Technology Institute <Shenzhen> Limited Company, Shenzhen 518033, China)

Abstract: Based on the anaerobic digestion project of food waste, the start-up of digester was investigated by using dewatered sludge as inoculums. After three stages of strain culture period, low organic loading rate acclimation period and full-load operation period, the reactor was successfully started up. There was no obvious inhibition during the start-up. Both volatile fatty acids (VFAs) and total ammonia nitrogen (TAN) were significantly lower than inhibitory values, which made the anaerobic system stable. After acclimation for 98 days, anaerobic digestion system operated successfully, the total alkalinity (TA) reached as high as $12\,000 \text{ mg/L}$ at the organic loading rate of $2.41 \text{ kgVS}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, which meant that the fluctuation of VFAs and TAN had no effect on stability of system. The results further demonstrated that biogas production (SBP) was related to the properties of substrates. The volatile solid (VS) of substrate had positive effect on degradation rate of organic matter in food waste. On condition that the degradation of organic matter was pretty high (≥80%), the anaerobic biogas potential (ABP) calculated by unit organic matter addition was $808 \sim 821 \text{ m}^3/\text{tVS}$.

Key words: food waste; anaerobic digestion; start-up mode; biogas production

餐厨垃圾具有高含水率、高有机质、高油高盐等性质,因此导致餐厨垃圾高度易腐,极易滋生蚊蝇、

产生臭味,若处理不当,极易对环境产生巨大的危害。传统餐厨垃圾处理技术包括制造饲料、干化焚烧、卫生填埋和好氧堆肥,但由此带来的寄生虫病、渗滤液、尾气、恶臭等会对环境产生不良影响^[1]。2011年我国的餐厨垃圾产生量为 $3\,782 \times 10^4$ t,到2016年增长到了 $4\,347 \times 10^4$ t,到“十三五”末期,我国的餐厨垃圾产生量将增长至 $4\,873 \times 10^4$ t。目前,餐厨垃圾处理形势严峻,无害化处理率低,根据《“十三五”全国城镇生活垃圾无害化处理设施建设规划(征求意见稿)》,“十三五”末期,我国餐厨垃圾日处理能力应达到 4×10^4 t/d,处理率达30%左右。易腐败的餐厨垃圾,很适合进行厌氧消化产沼,利用厌氧消化技术处理餐厨垃圾,能够充分利用餐厨垃圾中高含量的有机质,做到餐厨垃圾的资源化、无害化和减量化。目前,厌氧消化是我国餐厨垃圾处理的主流技术(市场占比约为74.3%),但其对预处理和调试要求较高^[2]。

启动是厌氧消化技术的关键环节之一,启动方式有两种,即接种启动和清水启动^[3]。若要完成快速启动,污泥接种是一个非常重要的措施^[4],一般需投入总容积10%~30%的接种污泥,这是因为成熟的厌氧消化污泥中含有大量的产酸菌和产甲烷菌^[5]。清水启动的前提条件是原料中含有丰富的厌氧微生物,与污水厂污泥不同,餐厨垃圾不具备此条件,且经过预处理后的餐厨垃圾呈酸性,故餐厨厌氧消化系统需要采用接种启动方式。但国内拥有大型成熟厌氧消化工程的城市并不多,一般城市的餐厨厌氧消化工程较难获得成熟的厌氧消化污泥。宿迁市餐厨项目采用全混厌氧消化工艺,采用污水处理厂的脱水污泥作为菌种调试启动成功,笔者对该全混厌氧消化系统的调试启动过程进行了总结,以期后续类似工程提供参考。

1 宿迁餐厨全混厌氧消化工艺设计

该项目餐厨垃圾设计处理规模为100 t/d,餐厨垃圾经预处理除杂、制浆、蒸煮(处理温度为80℃)、提油后,进入厌氧消化系统。厌氧发酵系统主要由进料装置、发酵罐以及搅拌装置组成,完成进料、生物降解及产生沼气、发酵浆液出料等过程。项目设置一个有效容积为3 100 m³的CSTR厌氧罐(Ø15 m×18 m),采用沼气回流搅拌,通过中心导流管注入压缩沼气,能在反应器内产生液体循环流动,厌氧罐结构见图1。

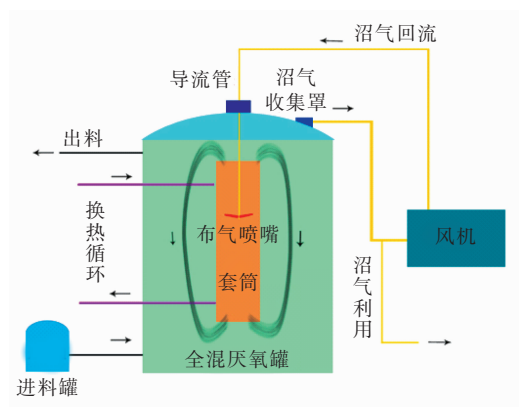


图1 全混厌氧消化罐示意

Fig. 1 Schematic diagram of continuous stirred tank reactor

餐厨垃圾浆液先进入进料池中暂存(进料池容积为300 m³),再用泵从底部泵入厌氧罐。厌氧罐设计进料含固率(TS)为8%~12%,消化温度为35~38℃,停留时间为22~30 d。鉴于餐厨垃圾预处理过程的蒸煮温度高于80℃,夏天厌氧罐进料温度高于60℃,冬天进料温度高于50℃,经热量计算,厌氧罐外壁做保温且通过往罐内套筒通循环冷却水降温以控制厌氧消化温度在35~38℃,不设计加热功能。另外,厌氧消化系统设计协同处理生活垃圾焚烧项目渗滤液处理站的脱水污泥。

2 调试启动方案

2.1 接种方案

菌种可根据当地情况进行选择,一般可采用牛粪、污水处理厂的厌氧污泥,或厌氧消化工艺产生的沼渣。宿迁市内无大型成熟厌氧消化工程,无法获得足量的消化污泥,也无法获得大量牛粪,故以污水处理厂脱水污泥作为菌种。

启动初始,厌氧罐内无任何底物,以氮气置换出罐内空气。每天从宿迁市污水处理厂获取40 t脱水污泥,在餐厨预处理车间的水池中加入中水稀释成200 m³污泥,加热至(45±2)℃后泵入厌氧罐内,如此连续泵入接种污泥8 d,共1 600 m³。由于调试启动初期液位不够,以底部循环和顶部循环实现罐内物料的搅拌均质。在液位未达到17 m之前不进行排泥。

2.2 分析方法

为了监测调试启动过程的中间产物变化,每天从厌氧罐内取样,测定其pH值、TS、VS(以占干固体的质量百分数表征)、总氨氮(TAN)、挥发性脂肪酸

(VFAs)、溶解性化学需氧量(SCOD)和总碱度(TA)。

TS和VS按标准方法测定。假设厌氧消化过程中污泥无机质的量恒定^[6],由式(1)计算有机质降解率 VS_r 。

$$VS_r = (VS_0 - VS_t) / [VS_0 \cdot (1 - VS_t)] \quad (1)$$

式中 VS_0 ——进料的有机质含量, %

VS_t ——厌氧罐出料即消化污泥的有机质含量, %

将消化污泥于7 000 r/min下离心10 min,得上清液,用0.45 μm 滤膜过滤后测定滤液的pH值、TAN、VFAs、SCOD和TA。其中,TAN和SCOD采用标准方法测定;VFAs采用分光光度法测定;TA采用

滴定法测定;pH值采用pH计测定。

以热式气体流量计记录沼气产量,以便携式沼气分析仪分析沼气成分(可分析出 CH_4 、 CO_2 、 O_2 和 H_2S 含量)。

2.3 启动物料

启动所用物料主要有接种污泥、餐厨浆液和渗滤液污泥,稀释后的接种污泥性质见表1,餐厨垃圾经预处理后形成的浆液性质见表2,渗滤液污泥的TS为 $(18.5 \pm 1.5)\%$ 、VS为 $(58.3 \pm 1.5)\%$ 。在调试前期,由于受冲洗水及餐厨垃圾收运质量等因素的影响,预处理产生的餐厨垃圾浆液含固率(TS)较低,仅为4%~5%,收运系统及预处理系统正常运行后,餐厨垃圾浆液TS为8%~10.5%。

表1 接种污泥性质

Tab.1 Characteristics of seed sludge

项 目	TS/%	VS/%	SCOD/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	VFAs/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TAN/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	pH 值	TA/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
数值	3.3 ± 0.5	48.5 ± 0.3	672.2 ± 25.1	39.3 ± 8.7	29.1 ± 2.6	7.40 ± 0.10	530.5 ± 10.5

表2 餐厨垃圾浆液特性

Tab.2 Characteristics of food waste slurry

时间/d	TS/%	VS/%	TAN/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	SCOD/($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	TCOD/($\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	VFAs/($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	pH 值
13~49	4.0~5.5	68.1~86.6	128.0~229.1	18.33~36.09	61.86~98.13	5 197~7 841	3.57~5.07
50~58	5.6~7.9	85.2~86.7	147.2~231.3	32.19~48.95	102.71~120.00	8 795~9 594	3.47~3.81
59~90	8.0~10.5	82.7~85.5	222.2~291.4	59.57~68.53	137.70~154.90	9 677~12 391	3.53~3.90
91~105	9.0~9.8	76.9~81.4	349.6~431.3	62.08~66.53	134.54~148.57	10 644~11 138	3.94~4.79
106~160	8.2~10.1	76.7~86.6	430.1~632.8	55.12~64.89	132.10~156.31	8 311~12 210	3.60~4.21

注: 第91~105天的进料池浆液里掺有渗滤液污泥,餐厨浆液与渗滤液污泥的质量比为8:1。

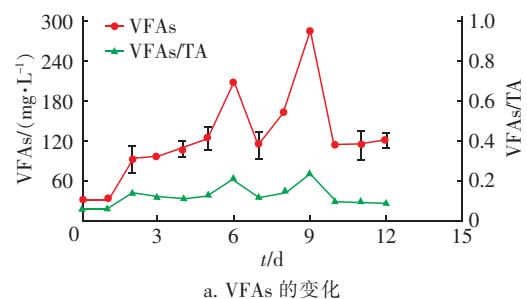
3 调试启动过程分析

3.1 接种启动过程

以污水厂脱水污泥加水稀释后泵入厌氧罐作为接种污泥,该阶段共历时8 d,泵入约1 600 m^3 ,占厌氧罐容积的53%。前8 d是每天投入接种污泥的过程,也是逐渐培养微生物的过程,第9~12天仅给予适当搅拌,主要依靠污泥自身的营养物质提供碳源和氮源等。图2是菌种培养过程中各项参数的变化。可以看出,由于污泥自身含有较为丰富的菌种,从第2天起SCOD、VFAs和TAN等指标就开始增长,说明酸化细菌开始活跃、繁殖,到第6天时VFAs增长到了205.5 mg/L ,比初始值增长了5倍,为产甲烷菌提供了碳源,随着产甲烷菌的形成,VFAs出现短暂的下降过程,而此时接种污泥仍在正常投入罐内,为酸化细菌提供基质,VFAs仍保持上升趋势,到第8天后停止投加接种污泥且无其他基质的投

加,VFAs在第9天达到了最大值(285.5 mg/L),SCOD也达到1 376.2 mg/L ,随后VFAs逐渐被产甲烷菌利用而下降。随着污泥中有机质的降解,TAN逐步增加,碱度逐渐增强,但仍处于较低的水平,pH值为7.2~7.4,比较适宜厌氧微生物的生长繁殖。

综合各指标的变化判断,到第12天厌氧微生物已初步形成,可逐步以餐厨浆液进行培养、驯化,此时罐内TS为 $(3.0 \pm 0.1)\%$,VS为 $(46.6 \pm 0.1)\%$,温度为 $(35 \pm 1)^\circ\text{C}$ 。



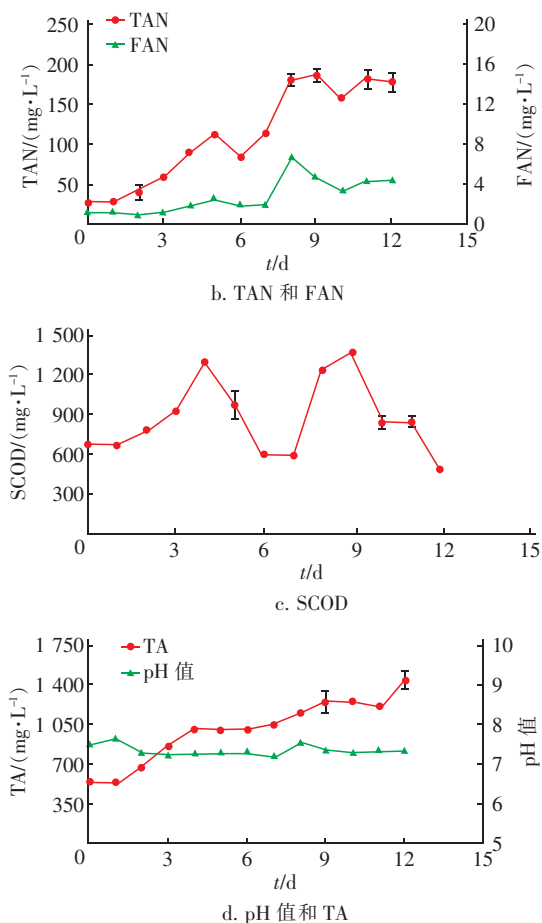
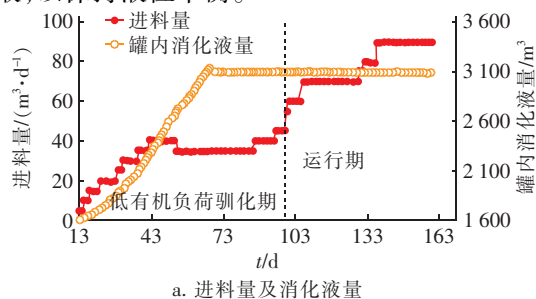


图2 菌种培养过程中各指标的变化

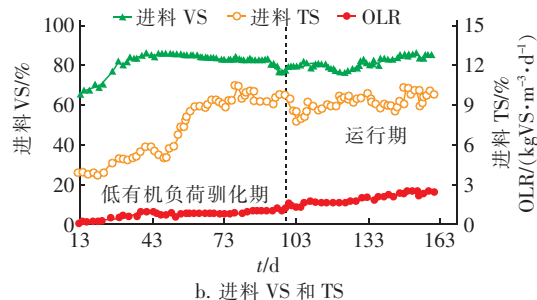
Fig. 2 Performance data in inoculation stage

3.2 低有机负荷驯化过程

经过短暂的培养后,初步形成了厌氧微生物,但数量仍不足,应逐步提高餐厨浆液进料量。从第13天开始投加餐厨浆液,餐厨浆液投加量见图3,此阶段(第13~98天)最大的投加量为45 m³/d,有机负荷(OLR)从0.07 kgVS/(m³·d)逐步上升到1.10 kgVS/(m³·d),因OLR较低,故定义此阶段为低有机负荷驯化阶段,在该阶段罐内液位随着进料量的积累而升高,在第67天到达了顶部排料液位,开始排液,以保持液位平衡。



a. 进料量及消化液量



b. 进料 VS 和 TS

图3 餐厨全混厌氧消化启动调试过程中的运行参数

Fig. 3 Parameters of food waste anaerobic digestion

在逐渐增加餐厨浆液进料量的过程中,TA、TAN、VFAs 和 SCOD 表现出了不同的变化趋势(见图4)。

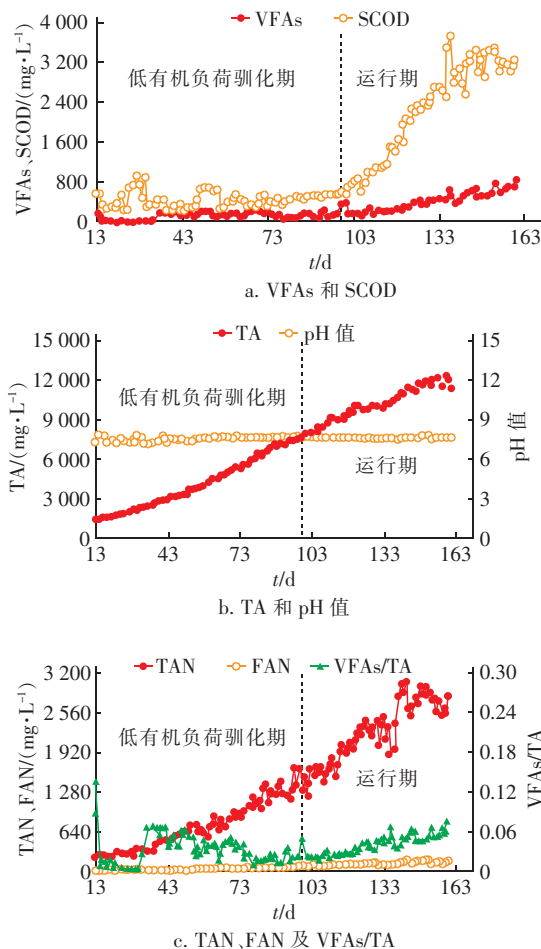


图4 餐厨全混厌氧消化各指标的变化

Fig. 4 Performance data of food waste anaerobic digestion

随着蛋白质等有机质不断分解,TA 和 TAN 逐步增长,说明系统碱度逐步增强,pH 值也处于稳定状态,在7.3~7.7的小范围内波动。TAN 的最大值为1634.1 mg/L,属于正常水平^[7-8],且游离氨浓

度低于 100 mg/L,远低于其 250 mg/L 的轻度抑制值^[9]。随着进料量和餐厨浆液 TS 的变化,SCOD 和 VFAs 产生了较大波动,经过预处理后的餐厨浆液中的有机质均较易被生物利用,提高了厌氧微生物的活性,SCOD 和 VFAs 都出现了先下降后回升的过程,但这并未影响到系统的稳定性,因为此阶段的有机负荷偏低,SCOD 和 VFAs 一直处于较低水平,厌氧细菌活性高,不断利用有机质进行新陈代谢。餐厨垃圾厌氧消化系统的抑制主要是由高浓度的 VFAs 和 pH 值降低导致的,所以 VFAs/TA 值可以用来表征消化系统的稳定性,当 VFAs/TA < 0.3 时,可认为消化系统处于稳定产气状态,该阶段 VFAs/TA < 0.14,系统处于稳定状态。

第 58 天后,餐厨垃圾收运系统稳定运行,餐厨浆液 TS 稳定在 8% 以上,对沼气产量、沼气成分和有机质降解率进行了测定和计算,以投加每吨有机质计的沼气产率 (ABP, m³/tVS)、以投加每吨餐厨浆液计的沼气产率 (SBP, m³/t) 和 VS_r 见图 5。

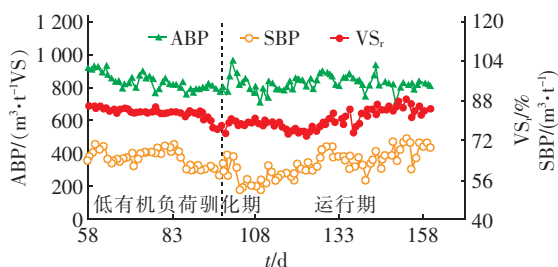


图5 餐厨全混厌氧消化的产气及有机质降解情况

Fig.5 Anaerobic digestion efficiency and biogas production

产甲烷菌分解 VFAs 产生甲烷,同时微生物的厌氧呼吸产生二氧化碳,经气体分析,CH₄ 含量为 57% ~ 61%, CO₂ 含量为 36% ~ 40%,沼气中 95% 以上是这两种气体,而氧气含量为零,表明消化罐内是严格的厌氧环境。硫酸盐还原菌在厌氧条件下将硫酸盐还原成硫化氢,沼气中 H₂S 含量为 0.15% ~ 0.20%,在后续利用前需进行脱硫净化。此阶段罐内 TS 为 (2.41 ± 0.14)%,保持稳定,没有增长的趋势,说明在低有机负荷的运行条件下,停留时间较长,投入的餐厨浆液在 24 h 内降解彻底,VS_r 达 (83.6 ± 1.0)%, ABP 可达 (838.6 ± 47.4) m³/tVS。马宗虎等^[10]研究了有机负荷对餐厨垃圾厌氧消化性能的影响,发现当有机负荷为 4 kgVS/(m³·d) 时,餐厨垃圾厌氧消化的甲烷产率最大,为 547.1 m³CH₄/gVS,与本阶段的甲烷产率相当。在该阶段

ABP 较为稳定,受进料影响较小,而 SBP 受进料影响较大,餐厨浆液的 VS 较为稳定,而 TS 波动较大。在本阶段的有机负荷条件下,当 TS 为 8% 时,SBP 为 62 ~ 64 m³/t;当 TS 为 10% 时,SBP 可达 68 ~ 70 m³/t。经过该阶段的培养,餐厨全混厌氧消化系统的厌氧微生物基本驯化完成。

3.3 餐厨垃圾全混厌氧消化性能

项目设计餐厨浆液日处理量为 100 m³/d,在低有机负荷下系统运行稳定后,逐步将进料量提升至 90 m³/d,即进入稳定运行期。经过逐步提量后,主要在进料量为 70 和 90 m³/d 两种条件下分别运行了 24 d,沼气中甲烷含量稳定在 (60 ± 2)%。其中第 91 ~ 105 天的餐厨浆液掺有渗滤液处理站的脱水污泥,餐厨浆液与渗滤液污泥的质量比为 8 : 1。在第 91 ~ 105 天有机负荷的下降主要是由于进料 TS 的下降,以及餐厨浆液中混入了渗滤液污泥。由于渗滤液污泥的引入,这段时间沼气中的 H₂S 含量由 0.18% 下降到了 0.05%,可能是渗滤液污泥带入的金属离子与 H₂S 反应形成了难溶物。

表 3 是进料量为 70 和 90 m³/d 两种条件下厌氧消化运行一段时间后计算得到的各参数的平均值。进料 VS 的差异主要是由餐厨垃圾质量导致的,学校食堂的餐厨垃圾 VS 可达 97%^[11],远高于城市餐厨垃圾的平均水平^[12],因此在寒暑假时餐厨垃圾有机质含量有所降低。Liao 等^[7]在研究高含固污泥厌氧消化过程中发现进料 VS 与有机质降解率具有一定的正相关性,本研究出现了相似结果,在进料 VS 为 78.75%、OLR 为 1.66 kgVS/(m³·d) 时有有机质降解率仅为 76.7%;而进料 VS 为 85.30% 时,OLR 提升到了 2.41 kgVS/(m³·d),有机质降解率也达到了 84.83%。容积产气率随有机负荷的提高而提高,而按有机质投加量计算的沼气产率 ABP 却没有发生明显变化,一直稳定在 808 ~ 821 m³/tVS,说明有机质降解较为彻底。在有机质降解较为彻底的情况下,单位进料产气率与进料性质有关,进料 TS 和 VS 越高,则 SBP 越大。

餐厨厌氧消化运行过程中,随着进料量的提高,蛋白质不断降解,产生了大量的氨氮。氨氮的形成一定程度上提高了系统的碱度,在整个过程中 TAN 最大值达到了 3 074 mg/L,总碱度也达到了 12 000 mg/L。pH 值是影响酶活性的重要因素,进而影响微生物的活性。各类微生物都有其最适 pH 值范

围,产甲烷菌对 pH 值尤其敏感,其最优值为 6.5 ~ 7.2^[13-14]。厌氧消化过程中产生的 VFAs 使 pH 值下降,然而由 CO₂、氨氮和碳酸氢盐构成的碱度又使得 pH 值趋于稳定。从整个过程看,pH 值是稳定的,提高运行负荷后,VFAs 没有形成明显积累。可见运行良好的餐厨厌氧消化系统具有较强的缓冲能力,在 TAN 和 VFAs 有较大波动时,仍能在一定程度上维持 pH 值的稳定性。厌氧消化过程中 VFAs、TAN 和 FAN 均低于文献[9]中报道的产甲烷菌抑制范围,虽然 VFAs 和 TA 都出现了上升趋势,但整个运行过程中 VFAs/TA 远低于 0.3。

表3 两种运行条件下餐厨厌氧消化系统的参数值

Tab.3 Performance of food waste anaerobic digestion in two stable states

项 目	进料量为 70 m ³ /d		进料量为 90 m ³ /d	
	TS = (8.64 ± 0.26) % VS = (80.54 ± 1.37) %	TS = (9.35 ± 0.26) % VS = (78.75 ± 1.41) %	TS = (8.80 ± 0.02) % VS = (83.54 ± 1.02) %	TS = (9.72 ± 0.20) % VS = (85.30 ± 0.86) %
污泥停留 时间/d	44.3	44.3	34.4	34.4
OLR/(kgVS · m ⁻³ · d ⁻¹)	1.57 ± 0.04	1.66 ± 0.04	2.14 ± 0.05	2.41 ± 0.11
ABP/ (m ³ · t ⁻¹ VS)	808 ± 31	821 ± 54	821 ± 46	815 ± 27
SBP/ (m ³ · t ⁻¹)	56.21 ± 2.91	60.33 ± 4.79	62.20 ± 4.44	67.65 ± 3.33
VS _r /%	78.76 ± 1.50	76.70 ± 1.78	83.20 ± 1.37	84.83 ± 1.70
容积产气率/ (m ³ · m ⁻³)	1.19 ± 0.06	1.28 ± 0.10	1.70 ± 0.12	1.85 ± 0.09
pH 值	7.67 ± 0.05	7.66 ± 0.03	7.67 ± 0.03	7.69 ± 0.09
VFAs/ (mg · L ⁻¹)	203 ± 34	317 ± 73	607 ± 74	638 ± 99
SCOD/ (mg · L ⁻¹)	1 023 ± 284	1 883 ± 463	3 213 ± 285	3 280 ± 145
TAN/ (mg · L ⁻¹)	1 691 ± 177	2 105 ± 234	2 661 ± 179	2 768 ± 145
FAN/ (mg · L ⁻¹)	84.50 ± 12.35	102 ± 14	134 ± 14	144 ± 22
TA/ (mg · L ⁻¹)	8 883 ± 481	9 703 ± 403	11 230 ± 240	11 826 ± 307

4 结论与建议

① 宿迁市餐厨全混厌氧消化工程以城市污水

处理厂的脱水污泥作为菌种,污泥在厌氧条件下经过 12 d 的培养使酸化细菌和产甲烷菌恢复活性,再逐步提高餐厨浆液投加量,并在低有机负荷条件下完成厌氧微生物的繁殖、驯化,第 98 天餐厨全混厌氧消化系统逐步进入正常有机负荷条件运行,启动成功。启动过程中没有出现酸化现象,各项指标均低于相关报道的抑制值。

② 餐厨厌氧消化的有机质降解率与进料 VS 呈正相关关系,SBP 主要与进料性质有关,在有机质降解较为彻底的条件下,沼气产率 ABP 可达 808 ~ 821 m³/tVS。

③ 餐厨厌氧消化系统启动成功后,具有较高的碱度,TA 达 12 000 mg/L,系统缓冲能力强,VFAs 和 TAN 的波动不影响系统稳定性。

参考文献:

- [1] 许晓杰,冯向鹏,李冀闽,等. 国内外餐厨垃圾处理现状及技术[J]. 环境卫生工程,2014,22(3):31-33.
Xu Xiaojie, Feng Xiangpeng, Li Jimin, et al. Situation and technologies of food waste treatment at domestic and abroad [J]. Environmental Sanitation Engineering, 2014, 22(3): 31-33 (in Chinese).
- [2] 魏小凤,孙伟伟,王冠平,等. 我国餐厨垃圾处理市场现状分析[J]. 环境卫生工程,2016,24(2):28-30.
Wei Xiaofeng, Sun Weiwei, Wang Guanping, et al. Situation of kitchen waste treatment market in China [J]. Environmental Sanitation Engineering, 2016, 24(2): 28-30 (in Chinese).
- [3] 张辰,孙晓,王恩顺,等. 无接种污泥的厌氧消化系统启动策略研究[J]. 中国给水排水,2011,27(13):12-15.
Zhang Chen, Sun Xiao, Wang Enshun, et al. Study on start-up strategy of sludge anaerobic digestion system without inoculation [J]. China Water & Wastewater, 2011, 27(13): 12-15 (in Chinese).
- [4] Griffin M E, McMahon K D, Mackie R I, et al. Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids [J]. Biotechnol Bioeng, 1998, 57(3): 342-355.
- [5] McMahon K D, Stroot P G, Mackie R I, et al. Anaerobic codigestion of municipal solid waste and biosolids under various mixing conditions- II: Microbial population dynamics [J]. Water Res, 2001, 35(7): 1817-1827.
- [6] Koch K, Wichern M, Lübken M. Mono fermentation of

- grass silage by means of loop reactors [J]. *Bioresour Technol*, 2009, 100: 5934 – 5940.
- [7] Liao X C, Li H. Biogas production from low-organic-content sludge using a high-solids anaerobic digester with improved agitation [J]. *Applied Energy*, 2015, 148: 252 – 259.
- [8] Liu C Y, Li H, Zhang Y Y, *et al.* Improve biogas production from low-organic-content sludge through high-solid anaerobic co-digestion with food waste [J]. *Bioresour Technol*, 2016, 219: 252 – 260.
- [9] Duan N, Dong B, Wu B, *et al.* High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: Feasibility study [J]. *Bioresour Technol*, 2012, 104: 150 – 156.
- [10] 马宗虎, 冯小清, 田立, 等. 发酵浓度对餐厨垃圾厌氧消化特性的影响 [J]. *中国沼气*, 2015, 33(4): 36 – 41.
Ma Zonghu, Feng Xiaoqing, Tian Li, *et al.* Effect of fermentation concentration on the anaerobic digestion characteristics of food waste [J]. *China Biogas*, 2015, 33(4): 36 – 41 (in Chinese).
- [11] 张洪, 李勇, 郭志伟, 等. 混合比对市政污泥与餐厨垃圾二级高温共消化的影响 [J]. *可再生能源*, 2015, 33(3): 473 – 479.
Zhang Hong, Li Yong, Guo Zhiwei, *et al.* The influence of mixing ratio to secondary high temperature digestion of municipal sludge and eat hutch garbage [J]. *Renewable Energy Resources*, 2015, 33(3): 473 – 479 (in Chinese).
- [12] 景学森, 孔芹, 孙伟伟, 等. 宿迁市餐厨垃圾特性分析 [J]. *环境影响评价*, 2015, 37(5): 88 – 90.
Jing Xuesen, Kong Qin, Sun Weiwei, *et al.* The characteristics analysis of food wastes from Suqian [J]. *Environmental Impact Assessment*, 2015, 37(5): 88 – 90 (in Chinese).
- [13] Boe K. Online Monitoring and Control of the Biogas Process [D]. Copenhagen: Technical University of Denmark, 2006.
- [14] 戴前进, 李艺, 方先金. 污泥厌氧消化工艺设计与运行中值得探讨的问题 [J]. *中国给水排水*, 2007, 23(10): 18 – 20.
Dai Qianjin, Li Yi, Fang Xianjin. Several points need to be discussed on design and operation of sludge anaerobic digestion process [J]. *China Water & Wastewater*, 2007, 23(10): 18 – 20 (in Chinese).



作者简介: 廖晓聪 (1990 –), 男, 江西赣州人, 硕士, 工艺设计工程师, 主要研究方向为餐厨垃圾资源化利用及污泥高固体厌氧消化。

E-mail: liaoxcsz@qq.com

收稿日期: 2018 – 03 – 30

像保护眼睛一样保护生态环境,
像对待生命一样对待生态环境