

不同负荷下餐厨垃圾与水稻秸秆共消化厌氧产氢研究

胡甜甜, 李 兵*, 李哲璇, 石志华, 董志颖

(宁波大学 土木与环境工程学院, 浙江 宁波 315211)

摘要: 进料负荷对餐厨垃圾与水稻秸秆混合厌氧发酵产氢过程有重要影响. 以进料负荷为影响因子, 设置温度均为 55℃的餐厨垃圾与水稻秸秆混合厌氧发酵产氢实验, 其中进料负荷(以 VS 计)分别设置为(A)5 kg·m⁻³·d⁻¹、(B)10 kg·m⁻³·d⁻¹、(C)15 kg·m⁻³·d⁻¹, 分析厌氧产氢过程中产气量、产氢速率、pH、VFAs、氨氮、SCOD 等参数的变化. 实验结果表明: B 组发酵底物产气量最大, 为 8 664 mL, 产氢速率也最大, 为 748.3 mL·h⁻¹, 反应过程中 pH 始终维持在 5.5±0.1 内, 是厌氧产氢的最佳范围. 实验结束时, 各组 VFAs、氨氮浓度分别为 7 292.46、8 248.35、8 558.24 mg·L⁻¹ 和 544.48、754.31、1 458.33 mg·L⁻¹. 同时各组 SCOD 浓度变化趋势相似. 在研究范围的最佳进料负荷下, 进行回流比分别为 10%、30%、50%的实验, 结果显示 30%回流比的产氢量最大, 为 56 039 mL, 同时运行过程中系统稳定性较好. 综上所述, 进料负荷为 10 kg·m⁻³·d⁻¹, 30%回流比的餐厨垃圾与水稻秸秆混合厌氧发酵产氢时, 微生物活性较好, 能够产生更多的氢气. 这一结果可为餐厨垃圾资源化提供参考依据.

关键词: 餐厨垃圾; 水稻秸秆; 进料负荷; 厌氧发酵; 产氢

中图分类号: X705

文献标志码: A

文章编号: 1001-5132 (2022) 04-0073-07

随着城市化进程的快速发展, 餐厨垃圾产生量也与日俱增.“十二五”期间, 我国餐厨垃圾产生量达 $1.0 \times 10^5 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$ ^[1], 到“十三五”末餐厨垃圾产生量达到 $1.5 \times 10^5 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$, 预计“十四五”期间将达到 $2.6 \times 10^5 \text{ t} \cdot \text{d}^{-1}$. 餐厨垃圾具有高含水率、高有机质、高盐分、高油脂且易滋生病原菌的特点. 餐厨垃圾若未得到及时的处理, 不仅造成资源浪费, 还会对周边环境产生污染, 因此实现餐厨垃圾的资源化处理与利用是我国亟待解决的问题. 厌氧发酵技术利用餐厨垃圾的特点, 不仅能够解决环境污染问题, 同时还能提供生物能源. 反应过程中罐体密闭, 可有效避免恶臭气体散逸, 减少二次污染, 是高效处理餐厨垃圾的有效途径之一^[2]. 目前, 以单一的餐厨垃圾为原料进行厌氧发酵, 容易造成厌氧消化系统中营养不均衡, 从而导致产气性能降低, 甚至可能导致厌氧消化失败. 水稻秸秆每年产

量众多, 直接燃烧是较为普遍的处理方式, 但燃烧时会造成土壤水分流失, 影响作物的质量, 还产生严重的大气污染问题. 水稻秸秆是良好的厌氧发酵辅料之一, 其中丰富的纤维素、木质素是微生物生长的基料. 同时水稻秸秆的纤维素在厌氧发酵过程中与氨氮发生氨解反应, 可以提高秸秆的消化率. 因此, 将水稻秸秆与餐厨垃圾混合厌氧发酵可以提高系统的营养物质平衡稳定性, 同时增加厌氧消化产气量和有机转化率^[3], 是实现餐厨垃圾和水稻秸秆减量化、资源化、无害化利用的有效方法之一. 李月寒等^[4]将餐厨垃圾与剩余污泥厌氧发酵, 发现有机负荷率对厌氧发酵的影响仅次于 pH. 张庆芳等^[5]发现厌氧发酵中有机负荷可以直接反映有机物料与微生物之间的平衡关系, 是衡量发酵系统处理有机物能力的一个重要工艺参数. 有研究发现, 有机负荷率较低虽然利于反应器稳定

收稿日期: 2022-03-05.

宁波大学学报(理工版)网址: <http://journal.lg.nbu.edu.cn/>

基金项目: 浙江省自然科学基金公益技术项目 (LGF19E080006); 国家住建部研究开发项目 (2018-K7-010).

第一作者: 胡甜甜 (1995—), 女, 浙江宁波人, 在读硕士研究生, 主要研究方向: 固体废弃物处理及水利工程. E-mail: hu_tiantian66@163.com

*通信作者: 李兵 (1977—), 男, 江苏姜堰人, 副教授, 主要研究方向: 固体废弃物处理及渗滤液处理. E-mail: libing@nbu.edu.cn

运行,但较差的有机质利用率增加了沼气工程运行成本,降低了经济效益^[6]。有研究表明在厌氧产氢过程中,添加适当的回流比可以保障反应器内微生物维持在正常的水平,加快产氢速率,提高有机物的降解效率。

因此,本研究通过逐步提高进料负荷,研究餐厨垃圾和水稻秸秆混合厌氧产氢过程中产气量及产氢速率的变化规律,通过分析厌氧反应过程中各参数的变化情况,为固体废物资源化提供参考依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

餐厨垃圾采自宁波某大学食堂。物料的性质对生物处理过程、反应器类型、运行稳定性、产品性质等都有较大影响^[7],因此人工分拣去除骨头、鱼刺、筷子、塑料制品等难降解物,用食物破碎机将餐厨垃圾打碎至糊状,粒径为 2~5 mm。将水稻秸秆晾干处理后,利用粉碎机进行充分破碎,置于干燥器中待用。餐厨垃圾与水稻秸秆按挥发性固体(VS)质量比 4:1 进行混合处理。接种液为取自宁波某餐厨垃圾专业处理企业厌氧发酵罐中的发酵液。发酵液经高压灭菌锅 100℃灭菌处理 30 min 以灭活杂菌,然后保存于 4℃冰箱中待用。原料、水稻秸秆及接种液的理化参数见表 1。

表 1 餐厨垃圾、水稻秸秆、接种液的理化参数

物质	TS/%	VS/%	pH
餐厨垃圾	18.36±0.19	92.43±0.21	5.63±0.06
水稻秸秆	85.34±0.21	97.38±0.18	-
接种液	7.63±0.18	94.36±0.21	6.38±0.08
物质	TC/%	TN/%	C/N
餐厨垃圾	53.84±0.18	3.04±0.09	20.67±0.21
水稻秸秆	42.37±0.16	0.72±0.04	67.21±0.24
接种液	-	-	-
物质	脂肪/%	粗蛋白/%	碳水化合物/%
餐厨垃圾	18.24±0.11	24.18±0.15	43.68±0.17
水稻秸秆	-	-	-
接种液	-	-	-

注:TS 为总固体;VS 为挥发性固体;TC 为总碳;TN 为总氮。

1.2 实验装置

该实验的厌氧发酵装置如图 1 所示。采用若干

个容积为 250 mL 的血清瓶,其有效容积为 200 mL,瓶盖采用特制的不锈钢双通盖,瓶盖内有橡胶垫圈密封,以保证装置的气密性,双通盖的两个不锈钢管嘴可以通过软管连接,方便收集反应气体和采样。实验时一根软管插到反应物料液面以下,方便在反应过程中进行取样,另一根软管连接 1 000 mL 的集气袋,收集反应过程中的气体。

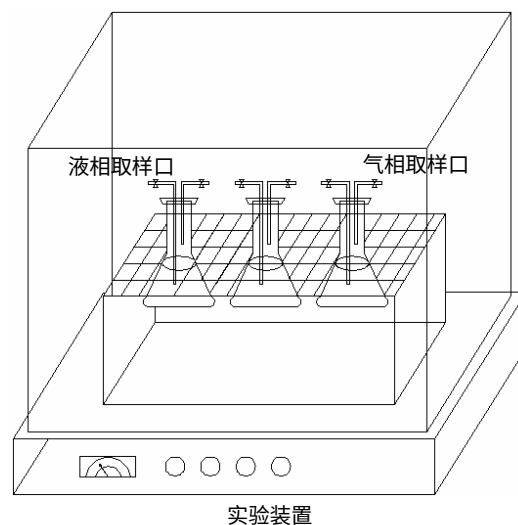


图 1 厌氧发酵装置示意图

1.3 实验方法

物料配制好并经过预处理后,将物料与接种液按 VS 质量比 6:1 进行均匀混合。设置进料负荷(以 VS 计)分别为(A)5 kg·m⁻³·d⁻¹、(B)10 kg·m⁻³·d⁻¹、(C)15 kg·m⁻³·d⁻¹。实验开始前依次向每个血清瓶中通入高纯氮气 5 min,以排出瓶内的空气,然后接上集气袋,在另一根软管上夹上止水夹。王勇等^[8]研究初始 pH 和温度对餐厨垃圾厌氧发酵制氢的影响发现,温度为 55℃的高温厌氧发酵制氢产气性能最佳。本实验将所有血清瓶放置在恒温振荡器中振荡,将发酵温度设置为 55℃,通过做往复运动对血清瓶中的混合物料进行搅拌。所有实验在相同条件下设计 3 组平行试样。参考相关文献以及前期预实验过程,可知有机固体厌氧发酵产氢阶段的反应时间约为 48 h,间隔 4 h 取样,分别进行 12 次取样。

1.4 分析方法

各参数检测与分析方法见表 2,采用 Excel 2019、Origin 2018 等软件进行数据的处理以及图形的绘制与分析。

表2 各参数检测与分析方法

测定指标	方法
pH	梅特勒-托利多 pH 计测量
SCOD	重铬酸钾法 ^[9]
VFAs	气相色谱法
NH ₄ ⁺ -N	纳氏试剂分光光度法 ^[10]
产气量	集气法
氢气	气相色谱法

2 结果与讨论

2.1 进料负荷对餐厨垃圾产气的影响

产气量是厌氧发酵过程中的一个重要参数,能直观地反映厌氧发酵系统的产气性能。在不同进料负荷下厌氧发酵的产气量如图2所示。随进料负荷的增加,产气量整体呈现先增加后降低的趋势。在发酵的前16 h 各组产气量明显增加, B 组16 h 产气量最大,为10 750 mL,是C组的2.2倍,说明此时微生物的活性最强。16 h 后, A 组、B 组产气量逐渐减少, C 组产气量快速减少。36 h, C 组的产气量减少为0,可能是由于反应过程底物的酸化程度超出微生物的承受范围,使系统崩溃。

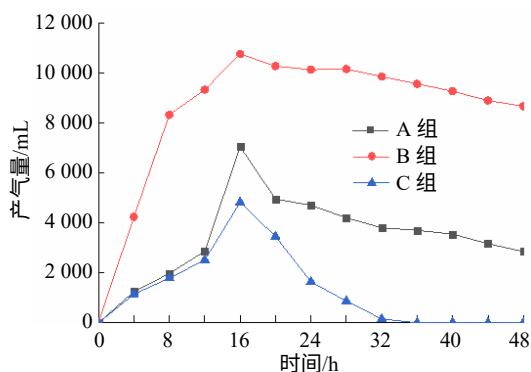


图2 厌氧发酵过程中产气量的变化规律

产氢速率是评价厌氧发酵系统运行的重要指标,可以有效反映物料的气体转换效率。由图3可知,产氢速率与产气量总体呈现出较为一致的规律,各组产氢速率随反应过程的进行呈现先增加后下降的趋势。在0~4 h,产氢速率不明显,可能是因为在厌氧发酵初期,微生物对于新的生长环境有一段适应过程^[11]。当微生物适应新的环境后,新陈代谢速率逐渐旺盛,同时底物中的大分子有机物水解、酸化为产氢菌提供充足的营养物质^[12],产氢速率逐渐增大。在16 h 时,各组产氢速率均达到

峰值, B 组产氢速率最大,为1 070.63 mL·h⁻¹,这个过程说明产氢微生物逐渐成为优势种群^[13]。20 h 后, A 组、B 组产氢速率处于缓慢下降状态。反应结束时, B 组产氢速率是 A 组产氢速率的5倍。C 组在16 h 后产氢速率逐渐下降,在36 h 时产氢速率降为0。由此可见进料负荷对厌氧发酵产氢微生物影响较大,适量的进料负荷使系统产生更多的氢气,过高的进料负荷不利于微生物的生长或繁殖。

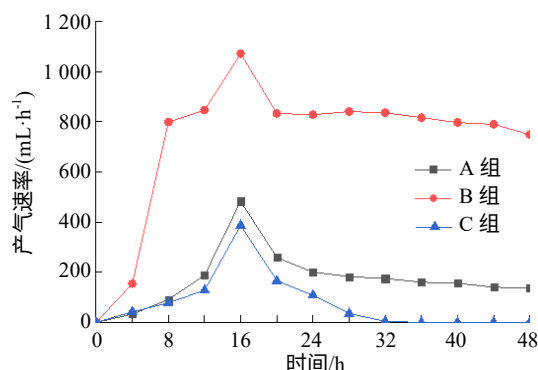


图3 厌氧发酵过程中产氢速率的变化规律

2.2 进料负荷对pH值的影响

赵明星等^[14]通过pH调控餐厨垃圾厌氧发酵产沼气的研究发现,初始pH设置为6时产气量最大。因此本实验初始pH设置为6。pH是影响餐厨垃圾厌氧发酵产氢过程的重要因素之一,是判断厌氧发酵产氢进行程度好坏的重要依据。不同进料负荷在厌氧发酵产氢过程对pH的影响如图4所示。0~24 h, A 组、B 组pH下降缓慢,在24~28 h,两组pH出现小幅度的上升,这是因为挥发性脂肪酸(VFAs)的分解使系统内pH出现短暂的升高,这一现象与大多数实验结果相同^[15]。28 h 后 A 组、B 组出现小范围的波动,基本维持在5.5±0.1内。这可能是因为随着反应的进行,可供微生物利用的营养物质逐渐变少,导致系统pH下降缓慢。在16~32 h, C 组pH下降最快,由于底物中的大分子有机物在酸化过程中产生大量VFAs,导致体系pH值快速降低。在36 h 后, C 组的底物下降速度开始逐渐平缓,说明微生物的新陈代谢受到了严重抑制,系统已经崩溃。厌氧发酵产氢过程的最佳pH为5.5,此时足以抑制甲烷并稳定产氢^[16]。厌氧发酵过程中在酸性、中性条件下,发酵产物为丁酸,碱性条件下主要为乙酸和丙酸^[17]。其中在丁酸发酵中,以梭菌属和脱硫弧菌属为主^[18]。

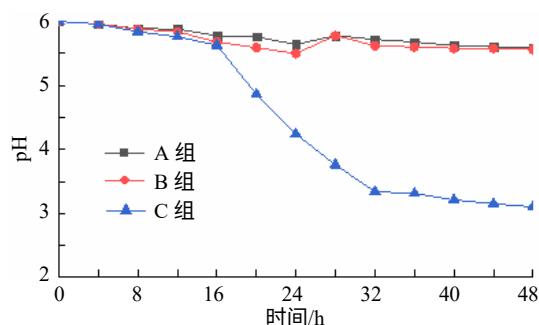


图4 厌氧发酵过程中pH的变化规律

2.3 进料负荷对VFAs的影响

VFAs主要由乙酸、丙酸、丁酸和戊酸等组成,是厌氧发酵过程中大分子有机物水解酸化的重要中间产物,是影响发酵系统产氢效率与稳定性的潜在抑制因子^[19],同时VFAs为微生物生长提供碳源。由图5可知,对于不同的进料负荷,餐厨垃圾与水稻秸秆混合厌氧发酵产生的VFAs浓度变化是先增加后迅速下降再增加,分别在24h和48h达到峰值。C组VFAs的峰值分别为9 089和8 820 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,均高于A组、B组。这是因为进料负荷的增加,使微生物在产酸阶段产生更多的VFAs。24h后各组VFAs浓度逐渐下降,这可能是因为产氢微生物适应新环境后,通过消耗VFAs产生大量氢气。28h后,各组VFAs浓度开始逐渐上升。在整个厌氧发酵过程中,各组VFAs浓度始终是C组>B组>A组,这说明进料负荷对厌氧发酵过程的VFAs有较大的影响。厌氧发酵过程中,发酵产氢的类型可分为乙醇型发酵产氢、丙酸型发酵产氢、丁酸型发酵产氢和混合型发酵产氢,不同的发酵类型是由系统不同的优势种群决定的^[20]。

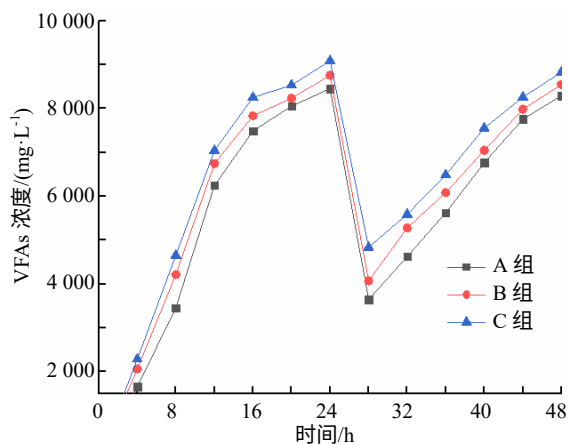


图5 厌氧发酵过程中VFAs浓度的变化规律

2.4 进料负荷对氨氮的影响

氨氮是衡量厌氧发酵是否正常运行的重要指标之一。氨氮在消化液中主要有 NH_4^+ 和 NH_3 两种形式,它们可以互相转化,通常是通过调节pH来实现^[21]。图6所示为不同进料负荷下氨氮浓度的变化情况,系统内氨氮浓度整体呈现上升趋势。由于进料负荷不同,各组的氨氮浓度随进料负荷的增加而增加。在4~8h,各组的氨氮浓度快速增加,原因可能是VFAs浓度较低,不能及时缓解氨氮浓度增加的趋势。12h后,A组、B组氨氮浓度稳定增长,实验结束时B组浓度是A组的1.38倍。在44h,C组氨氮浓度达到最大值,为1 486.33 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,分别是A组、B组的2.6和1.9倍,大量的进料负荷使大分子物质水解酸化时间延长。反应过程中,氨氮浓度过高会对厌氧微生物产生毒害作用^[22]。一方面,在厌氧发酵液中 NH_3 扩散穿过厌氧微生物的细胞膜,到达厌氧微生物细胞内部,从而引起细胞内外的离子不平衡,导致 Na^+ 、 K^+ 大量外流,使得细胞内部 Na^+ 、 K^+ 缺乏;另一方面,进入细胞的 NH_3 会转化成 NH_4^+ ,从而改变细胞内部的pH,使细胞失活,甚至高浓度的氨氮会对厌氧发酵系统中参与反应的一些生物酶起到毒害作用,使酶失活^[23]。因此,适量的进料负荷可使氨氮为发酵系统提供较好的稳定性。

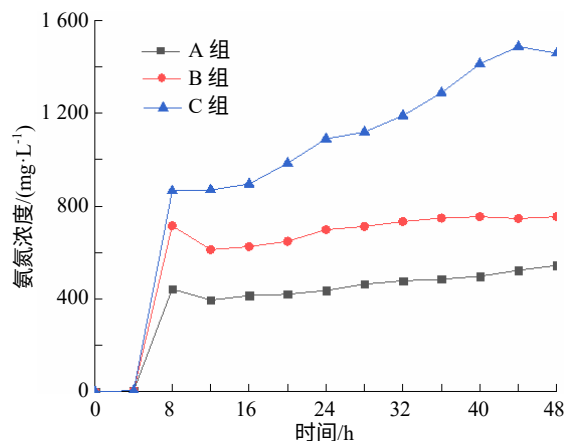


图6 厌氧发酵过程中氨氮浓度的变化规律

2.5 进料负荷对SCOD的影响

SCOD(溶解性化学需氧量)浓度的变化是发酵过程中颗粒性有机物逐渐被转化为可溶性有机物的过程,可用于表征体系中VS的去除效果。由图7可知,各组SCOD浓度与进料负荷呈正相关,这主

要是由于进料负荷越大,底物中的有机质含量越大,使得SCOD浓度越高.在12h和32h,各组SCOD浓度出现两个峰值,其中C组峰值均最大,分别为42 681.35、47 784.25 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.在不溶性有机物转化为溶解性有机物的同时,溶解性有机物也会被降解,SCOD浓度的上升说明反应体系内不溶性有机物不断被水解,但溶解性有机物不能被及时降解^[24].厌氧发酵过程中,底物中的SCOD一般由VFAs、溶解性蛋白质及碳水化合物等组成.在32h后,各组SCOD浓度快速下降,这可能是因为挥发性脂肪酸的累积对微生物产生毒害作用,阻碍微生物的新陈代谢.厌氧发酵各个反应是连续、互相影响的,一个反应的产物成为下一个反应的反应物,各个反应都需要不同类型的微生物参与.如果其中某一反应的环境条件变化或者微生物的活性受到抑制,则上一阶段的产物就会积累,造成微生物中毒等现象,使反应中止^[25].产氢过程结束后,A组SCOD浓度减少4 421 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,B组SCOD浓度减少528 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,C组SCOD浓度增加22 475 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.说明进料负荷对SCOD有较大的影响,较低的进料负荷可以提高SCOD的去除效果,较高的进料负荷会延长大分子有机物转化为可溶性小分子物质的时间.

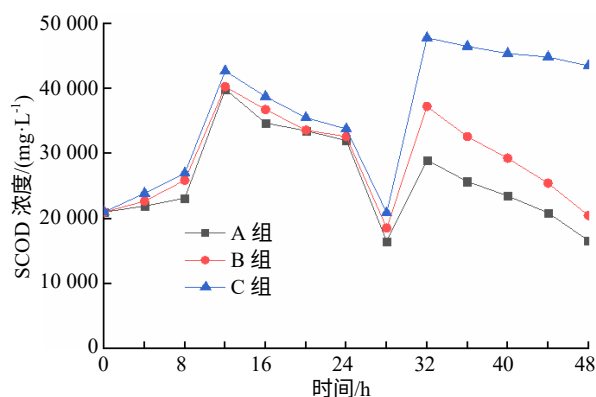


图7 厌氧发酵过程中SCOD浓度的变化规律

2.6 最佳负荷下不同回流比对发酵过程累计产气的影响

餐厨垃圾经过水解、酸化、产氢后,系统中气体浓度达到一定值,此时产氢阶段的反应会受到抑制,但液相中仍有大量可利用的有机酸和产氢微生物,若将部分厌氧消化液回流到厌氧发酵系统中,可提高有机物降解速率与系统缓冲能力.因

此,在最佳进料负荷 $10\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 下,研究不同回流比对发酵过程累计产气的影响.由图8可知,将厌氧发酵末端产物回流到系统中,系统的产氢量出现大幅度的提高.随回流比的增大,产气量、产氢量均出现先增大后下降的趋势.反应结束时,30%回流比的产氢量分别比10%回流比、50%回流比的产氢量多32 391、27 435 mL.此时30%回流比的氢气含量最大,为45.71%.当回流比增加到50%时,系统中出现总产气量、产氢量均减少的现象.这是因为较高的回流比使底物中氨氮、VFAs及其他抑制厌氧微生物生命代谢的物质大量积累,对系统产气稳定性产生影响.反应完成后,50%回流比的产氢量比10%回流比的产氢量多4 956 mL,这说明回流比较高的液相回流,使底物中的有机物更加有利于产氢微生物.但是从实验经济角度分析,30%回流比的发酵底物更加有利于产氢,而且系统也更加稳定.

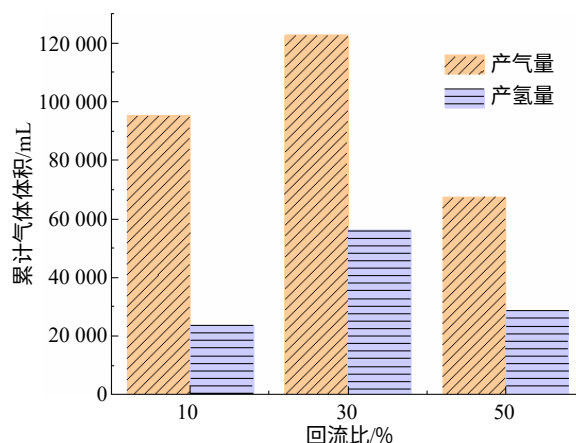


图8 不同回流比对发酵过程累计产气的影响

3 结论

将餐厨垃圾与水稻秸秆混合,接种餐厨垃圾处理厂的发酵液进行厌氧发酵产氢,对发酵过程各参数进行分析比较,结论如下:

(1)进料负荷对餐厨垃圾与水稻秸秆混合厌氧发酵产氢及微生物活性有显著影响.在3组不同进料负荷下,进料负荷为 $10\text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ 时的产气量和产氢速率最大,分别为8 664 mL和748.3 $\text{mL}\cdot\text{h}^{-1}$,此时微生物的活性也最佳.

(2)在厌氧发酵产氢过程中,VFAs和pH有一定的相关性.进料负荷的增加使酸化阶段产生的

VFAs 浓度增加, 此时底物中 pH 随之降低. 当进料负荷增加到 $15 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 底物中产生大量的 VFAs, 使系统 pH 低于微生物的生长范围, 从而抑制微生物的活性. 说明适量的进料负荷有益于微生物生长, 进料负荷超过微生物的承受范围则会抑制微生物的活性, 甚至可能导致系统崩溃.

(3)在整个厌氧发酵过程中, 氨氮为系统提供了一定的碱度. 有机负荷越高, 氨氮浓度越高, 当氨氮超过一定浓度时会对微生物产生抑制作用. 厌氧发酵过程中的有机负荷与 SCOD 呈正相关, 在有机负荷高的情况下, SCOD 的降解时间会受到一定的影响.

(4)进料负荷为 $10 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$ 时, 回流比对厌氧发酵产氢促进作用的顺序为 $30\% > 50\% > 10\%$, 回流比为 30% 时氢气产量最大, 系统稳定性最佳.

综上所述, 通过对进料负荷的优化, 可在有效提高餐厨垃圾与水稻秸秆混合厌氧发酵产氢潜力的同时, 保证产氢系统快速、稳定运行, 使固体废物资源化拥有广阔的研发空间.

参考文献:

- [1] 常燕青, 黄慧敏, 赵振振, 等. 餐厨垃圾资源化处理与高值化利用技术发展展望[J]. 环境卫生工程, 2021, 29(1):44-51.
- [2] 史红钻, 张波, 蔡伟民. 厨房垃圾的厌氧消化[J]. 哈尔滨工业大学学报, 2006, 38(5):818-821.
- [3] Ganesh R, Torrijos M, Sousbie P, et al. Anaerobic co-digestion of solid waste: Effect of increasing organic loading rates and characterization of the solubilised organic matter[J]. Bioresource Technology, 2013, 130: 559-569.
- [4] 李月寒, 王建芳, 钱飞跃, 等. 剩余污泥与餐厨垃圾共发酵产酸的优化研究[J]. 工业安全与环保, 2017, 43(4): 88-92.
- [5] 张庆芳, 杨林海, 陈吉祥, 等. 餐厨垃圾厌氧发酵连续运行中有机负荷对其他参数的影响研究[J]. 中国沼气, 2014, 32(3):27-31.
- [6] 于钦, 冯磊, 甄箫斐. 有机负荷和温度波动对厌氧菌群及酶活影响[J]. 环境科学学报, 2020, 40(12):4358-4367.
- [7] 周俊, 王梦瑶, 王改红, 等. 餐厨垃圾资源化利用技术研究现状及展望[J]. 生物资源, 2020, 42(1):87-96.
- [8] 王勇, 任连海, 赵冰, 等. 初始 pH 和温度对餐厨垃圾厌氧发酵制氢的影响[J]. 环境工程学报, 2017, 11(12): 6470-6476.
- [9] 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]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [10] 王晓诚, 郭颖, 颜开红. 超高温自发热好氧堆肥工艺处理生活垃圾探究[J]. 环境工程, 2020, 38(10):183-189.
- [11] Shi X C, Tremblay P L, Wan L L, et al. Improved robustness of microbial electrosynthesis by adaptation of a strict anaerobic microbial catalyst to molecular oxygen [J]. Science of The Total Environment, 2021, 754: 142440.
- [12] 赵明星, 严群, 阮文权, 等. 碱处理对厨余垃圾厌氧发酵产氢的强化研究[J]. 安全与环境学报, 2009, 9(5):88-91.
- [13] Lertsriwong S, Glinwong C. Newly-isolated hydrogen-producing bacteria and biohydrogen production by *Bacillus coagulans* MO11 and *Clostridium beijerinckii* CN on molasses and agricultural wastewater[J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2020, 45(51): 26812-26821.
- [14] 赵明星, 严群, 阮文权, 等. pH 调控对厨余物厌氧发酵产沼气的的影响[J]. 生物加工过程, 2008, 6(4):45-49.
- [15] 李定龙, 戴肖云, 赵宋敏, 等. pH 对厨余垃圾厌氧发酵产酸的影响[J]. 环境科学与技术, 2011, 34(4):125-128; 167.
- [16] Liu D W, Zeng R J, Angelidaki I. Effects of pH and hydraulic retention time on hydrogen production versus methanogenesis during anaerobic fermentation of organic household solid waste under extreme-thermophilic temperature (70°C)[J]. Biotechnology and Bioengineering, 2008, 100(6):1108-1114.
- [17] Khan M A, Ngo H H, Guo W S, et al. Selective production of volatile fatty acids at different pH in an anaerobic membrane bioreactor[J]. Bioresource Technology, 2019, 283:120-128.
- [18] 宋丽, 刘晓风, 袁月祥, 等. 厌氧发酵产氢微生物的研究进展[J]. 生物工程学报, 2008, 24(6):933-939.
- [19] 李浩. 温度及有机负荷对餐厨垃圾与剩余污泥共发酵特性的影响研究[D]. 西安: 西安建筑科技大学, 2017.
- [20] 袁雨珍, 肖利平, 刘传平, 等. pH 对餐厨垃圾厌氧发酵产氢过程的影响[J]. 生态环境学报, 2017, 26(4):687-692.
- [21] Meng X S, Sui Q W, Liu J B, et al. Relieving ammonia inhibition by zero-valent iron (ZVI) dosing to enhance methanogenesis in the high solid anaerobic digestion of swine manure[J]. Waste Management, 2020, 118:452-462.

- [22] Mutegea E, Hilonga A, Njau K N. Approaches to the mitigation of ammonia inhibition during anaerobic digestion—A review[J]. *Water Practice and Technology*, 2020, 15(3):551-570.
- [23] Chamem O, Fellner J, Zairi M. Ammonia inhibition of waste degradation in landfills—A possible consequence of leachate recirculation in arid climates[J]. *Waste Management and Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 2020, 38(10):1078-1086.
- [24] 赵明星, 高常卉, 李娟, 等. 餐厨垃圾厌氧干发酵制氢及其强化研究[J]. *食品与发酵工业*, 2021, 47(22):157-161.
- [25] 曹先艳, 袁玉玉, 赵由才, 等. 温度对餐厨垃圾厌氧发酵产氢的影响[J]. *同济大学学报(自然科学版)*, 2008, 36(7):942-945; 950.

Anaerobic hydrogen production by co-digestion of kitchen waste and rice straw under different loads

HU Tiantian, LI Bing*, LI Zhexuan, SHI Zhihua, DONG Zhiying

(School of Civil and Environmental Engineering, Ningbo University, Ningbo 315211, China)

Abstract: The feed load has an important effect on hydrogen generation in the anaerobic fermentation process of kitchen waste and rice straw. In the hydrogen production experiment with feed load as influence factor and setting temperature to 55 °C, and the load (calculated as VS) is made of (A) $5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, (B) $10 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, and (C) $15 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$. The changes are analyzed of gas production, hydrogen production rate, pH, VFAs, ammonia nitrogen, SCOD and other parameters in anaerobic fermentation of kitchen waste. The results show that group B achieved the outcome in which the largest gas production is 8 664 mL and hydrogen production rate is $748.3 \text{ mL} \cdot \text{h}^{-1}$. The pH of reaction is always maintained at 5.5 ± 0.1 , being the best range of hydrogen production. In the final phase of the experiment, the concentrations of VFAs and ammonia nitrogen in each group are found to be 7 292.46, 8 248.35, 8 558.24 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ and 544.48, 754.31, 1458.33 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$. The SCOD trend of each group is approximately the same. Under the optimal feed load with the previous setting, by conducting the experiments with the reflux ratio of 10%, 30% and 50%, the results show that 30% reflux ratio has the largest hydrogen production being 56 039 mL, and the system stability is good throughout the operation. In conclusion, when the feed load is $10 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$, and 30% reflux ratio of kitchen waste and rice straw are mixed up with anaerobic fermentation for hydrogen production, the microbial activity is good and can produce more hydrogen, which can provide a reference for recycling kitchen waste as a useful resource.

Key words: kitchen waste; rice straw; feed load; anaerobic fermentation; production of hydrogen

(责任编辑 韩超)