不同接种物对木薯乙醇废液高温厌氧发酵的影响

卞志明[1,2]，赵明星[1,2]，廖家林[1,2]，阮文权[*1,2]

（1. 江南大学 环境与土木工程学院，江苏 无锡 214122；2. 江苏省厌氧生物技术重点实验室，江南大学，江苏 无锡 214122）

摘要：作者采用了4种不同的厌氧污泥作为木薯乙醇废液处理的接种污泥，在高温55 ℃条件下进行批式实验，并评价了4种不同接种污泥高温厌氧处理木薯乙醇废液的发酵特性。结果表明：高温絮状污泥组、中温絮状污泥组、中温复配污泥组对SCOD的降解率分别为72.1%、72.2%和47.5%，沼气产率分别为188.8、182、109 mL/gTCOD$_{added}$；而中温颗粒污泥组对SCOD的降解率较低，仅为17.8%，沼气产率为53.7 mL/gTCOD$_{added}$，这是由于整个发酵过程中VFA浓度较高，抑制了产甲烷菌群对有机物质的转化。中温复配污泥组在第9天时的纤维素酶活性和半纤维素酶活性最大，分别为48.2 U和51.3 U，中温颗粒污泥组酶活力表现较差，在第3天和第5天达到最大值，分别为5.5 U和9.8 U。高温絮状污泥组和中温絮状污泥组的半纤维素酶和纤维素酶活性在第5天时达到最大，分别为10.6、18.7 U和24.6、28.7 U。经过15 d的厌氧发酵，中温复配污泥组粗纤维降解率最大，为41.5%，而其他三种污泥体系粗纤维降解能力一般，其中高温污泥组、中温颗粒污泥组和中温絮状污泥组对粗纤维降解率分别为25.8%、16.1%和29.4%。研究表明中温复配污泥体系对木薯乙醇废液中的固体物质具有较好的降解效果。

关键词：木薯乙醇废液；厌氧发酵；接种污泥；水解酶活性

中图分类号：X 703　**文章编号：**1673-1689(2019)07-0009-08　**DOI：**10.3969/j.issn. 1673-1689.2019.07.002

Evaluation the Effects of Different Inoculation Sludge on Thermophilic Anaerobic Fermentation for Cassava Alcohol Wastewater

BIAN Zhiming[1,2]，*ZHAO Mingxing*[1,2]，*LIAO Jialin*[1,2]，*RUAN Wenquan*[*1,2]

（1. School of Environment and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China; 2. Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology, Jiangnan University, Wuxi 214122, China）

Abstract: The batch experiment was indicated in this study for the cassava alcohol wastewater anaerobic fermentation with the four different inoculations under the temperature of 55 ℃, in order to evaluate the fermentation characteristics of four different inoculation sludge. The results indicated that the degradation rate of SCOD and biogas production rate in the group of thermophilic sludge, mesophilic flocculent sludge and mesophilic mix sludge group was 72.1%, 72.2%, 47.5%, and

收稿日期：2016-12-21

基金项目：国家自然科学基金项目(51678279)；国家科技支撑计划项目(2014BAC25B01)。

*** 通信作者：**阮文权(1966—)，男，博士，教授，博士研究生导师，主要从事厌氧处理技术与废物资源化方面的研究。E-mail:wqruan@jiangnan.edu.cn

引用本文：卞志明，赵明星，廖家林，等. 不同接种物对木薯乙醇废液高温厌氧发酵的影响[J]. 食品与生物技术学报，2019，38(07)：09-16.

188.8,182,109 mL/gTCOD$_{added}$,respectively. However,the SCOD degradation rate and biogas generation rate in the group of mesophilic granular sludge was only 17.8% and 53.7mL/gTCOD$_{added}$, respectively,which due to the inhibited methanogens microorganism by the high concentration of VFA during the fermentation process. The maximum enzyme activity of cellulose and hemicellulase in mesophilic mix sludge group was 48.2 U and 51.3 U on the 9th day,respectively,while the mesophilic granular sludge group had the lower enzyme activity of 5.5 U on the 3rd and 9.8 U on the 5th day,respectively. Thermophilic sludge group and mesophilic flocculent sludge had a maximum enzyme activity of 10.6 U,18.7 U and 24.6 U ,28.7 U on the 5th day,respectively. After 15 days of anaerobic fermentation,mesophilic mix sludge group obtained highest crude fiber degradation rate of 41.5%,while the thermophilic sludge group,mesophilic mix sludge group and mesophilic flocculent sludge group was 25.8% 16.1% and 29.4%,respectively. The results showed that the mesophilic mix sludge group had better performance in the degradation of the solid material in the cassava alcohol wastewater.

Keywords: cassava alcohol wastewater,anaerobic fermentation,inoculation sludge,hydrolysis enzyme

新鲜木薯或木薯干作为原料发酵生产乙醇的过程中每生产 1 t 乙醇需排放废水约 15 t[1]。木薯乙醇废液是一种高含固率、高 COD 和低 pH 的高浓度有机废水,但这种高浓度有机废水本身也是一种潜在的可利用资源，在处理过程中若能高效利用,不仅可解决其环境污染问题,而且能增加企业的经济效益。

当前,厌氧发酵技术在处理该类高浓度有机废水领域已成为主要的方法之一,可将有机物质转化为可再生的清洁能源沼气[2-3],但是厌氧发酵过程中也容易受到众多环境因子的影响,其中接种微生物的性质是决定厌氧发酵效率的关键因素之一。Syutsubo 等[4]通过接种高温纤维素富集微生物培养获得菌株 J3 作为厌氧发酵微生物,结果表明,菌株 J3 具有良好的纤维素降解效果。何江等[5]从富含腐烂纤维质的环境中取样,以木薯渣及滤纸为碳源的蛋白胨纤维素培养基不断地富集培养,构建了一组高效稳定的纤维质分解复合菌群作为接种微生物,结果表明，该复合菌群具有高效的纤维质分解效果。由此可见,接种微生物的种类和性能对厌氧发酵至关重要。除了构建高效纤维质降解菌种之外,针对采用不同厌氧反应器中的污泥作为接种物的研究方法也有报道。陈金荣等[6]以某乙醇厂 UASB 中颗粒污泥作为接种污泥处理木薯乙醇废液,韦雪梅等[7]采用某糖厂厌氧污泥池中的厌氧活性污泥和县城生活污水处理厂的剩余活性污泥作为厌氧发酵接种污泥,处理木薯乙醇废液。在厌氧发酵过程中，不同接种物的酶活对反应效率也有较大的影响。厌氧发酵过程中相关酶活如脱氢酶、辅酶 F420 和纤维素酶活性等可以反映体系的稳定性以及不同物质降解和生成的效率。因此,分析关键酶活性与代谢产物之间的关联,对物质转化和降解机理具有重要的指导意义。然而,不同的接种污泥在功能菌群组成成分和结构上存在一定的差异性,对不同混合污泥在实际处理木薯乙醇废液过程中发酵特性的差异性仍需深入研究,同时对厌氧发酵过程中的关键酶系和代谢产物之间的关系也需要进行探讨。

本研究评价了 4 种不同性质的接种污泥对木薯乙醇废液高温厌氧处理的影响,通过反应过程的参数分析,研究不同接种物之间的差异性,获得乙醇废液厌氧处理的最佳模式,为木薯乙醇废液的工业化处置提供理论指导。

1 材料与方法

1.1 实验材料

底物:木薯乙醇废液,取自镇江长兴乙醇厂,其基本特性见表 1。

4 种污泥的性质见表 2。接种污泥分别为镇江某乙醇厂的高温厌氧污泥、实验室保存的牛瘤胃与絮状污泥组成的中温复配污泥,该污泥是絮状厌氧

污泥与牛瘤胃微生物按照 VS 1:1 的比例在中温 35 ℃的 CSTR 反应器中经过长时间的运行反应而得到的复配污泥、无锡某食品加工厂的中温厌氧颗粒污泥和无锡某糖精加工厂的中温厌氧絮状污泥。

表 1　木薯乙醇废液水质特性

Table 1　Characteristics of cassava alcohol wastewater

指标	数值
pH	3.5~3.7
总 COD/(mg/L)	58 000~65 000
可溶性 COD/(mg/L)	24 000~29 000
TS/(mg/L)	41 500~42 500
SS/(mg/L)	250 00~27 000
VFA/(mg/L)	500~700
每 100 克固形物含纤维素/g	22~26
每 100 克固形物含半纤维素/g	9~13
每 100 克固形物含木质素/g	8~12
每 100 克固形物含脂质/g	6.6~7.8
总 N/(mg/L)	800~900
总 P/(mg/L)	200~400

表 2　4 种不同接种污泥的性质

Table 2　Characteristics of four different inoculation

指标	接种污泥组			
	高温复配污泥组	中温复配污泥组	中温颗粒污泥组	中温絮状污泥组
TS/(mg/L)	62.9	80.3	101.2	46.8
VS/(mg/L)	34.9	53.1	82.2	34.9
pH	6.83	6.67	7.94	8.04

1.2　实验装置

实验反应装置由 3 个部分组成：500 mL 玻璃反应瓶，专用集气袋和恒温振荡水浴锅。反应瓶有效体积为 450 mL，反应温度为 55 ℃，摇床振荡频率为 35 r/min，共设置 4 组不同的接种污泥实验。实验中每个反应瓶中接种一定量的污泥和经过稀释 6 倍的废水，用去离子水补充至 450 mL，接种污泥浓度为 9 gVS/L，TCOD 为 12 000 mg/L，SCOD 为 6 000 mg/L。各实验组设置 3 个平行，同时设置空白组，文中的数值为 3 组的平均值。反应开始前向反应装置中通入 5 min 的氮气以排空装置中的空气，采用橡皮塞密封，整个发酵时间为 15 d。

1.3　测定方法

TS/VS 采用灼烧减重法测定[8]；纤维素、半纤维素和木质素的成分采用范式法[9]；脂肪采用索氏提取法[10]；脱氢酶采用分光光度法[11]；辅酶 F420 采用分光光度法[12]；纤维素酶和半纤维素酶是将发酵液在 5 000 r/min 离心 5min 后取上清液，羧甲基纤维素酶(CMCase)和木聚糖酶酶活测定参照文献[13]。酶活定义：1 mL 粗酶液 1 min 酶解底物产生 1 g 还原糖定义为一个酶活力单位 U；SCOD 是将样品经 0.45 μm 的微孔滤膜过滤后，利用重铬酸钾法测定，具体参考国家水和废水检测分析方法[14]；总 VFA 采用比色法测定[15]。

2　结果与分析

2.1　SCOD 变化情况

不同实验组 SCOD 质量浓度的变化见图 1。4 种不同接种污泥组基本上都呈现先上升后下降的趋势，除了中温颗粒污泥组外，其他 3 组未有明显的 SCOD 累积现象。高温絮状污泥组和中温复配污泥组 SCOD 在厌氧消化的第 4 天和第 5 天达到最大值，分别为 6 519.0 mg/L 和 6 681.6 mg/L。中温颗粒污泥组在第 5 天达到最大值 6 148.6 mg/L。中温絮状污泥组在第 1 天和第 5 天达到两个高峰，分别为 7 686.1 mg/L 和 7 182.2 mg/L。随着发酵的进行，4 组的 SCOD 都有不同程度的下降，至反应结束时，高温絮状污泥组、中温颗粒污泥组、中温复配污泥组和中温絮状污泥组的 SCOD 质量浓度分别为 1 672.4、4 927.7、3 148.704、1 671.4 mg/L，其 4 组 SCOD 的降解率分别为 72.1%、17.8%、47.5% 和 72.2%。由此可见，高温絮状污泥组和中温絮状污泥组具有较好的 SCOD 去除效率。微生物可以将木薯乙醇废液中的固体物质转化为可溶性的小分子物质，使得反应过程中各组 SCOD 的升高，这不仅提高了废液的可再生能源回收利用率，也减少了对周围环境的危害。

2.2　沼气产气率

图 2 为 4 种不同接种污泥组沼气产气率。可知，高温絮状污泥和中温絮状污泥组具有较好的产气效果，沼气产率分别为 188.8、182 mL/gTCOD$_{added}$。中温颗粒污泥组沼气产率最低，仅为 53.7 mL/gTCOD$_{added}$，中温复配污泥组沼气产率为 109 mL/gTCOD$_{added}$。不同沼气产量反映了不同厌氧体系的产沼气潜力。经过 15 d 的厌氧发酵后，中温颗粒污泥组的沼气产量较低，这是由于整个发酵过程中反应体系处于酸化状态，抑制了产甲烷菌群的生长，因

此，适当调节发酵体系中的 pH 值有利于沼气产量的提高。

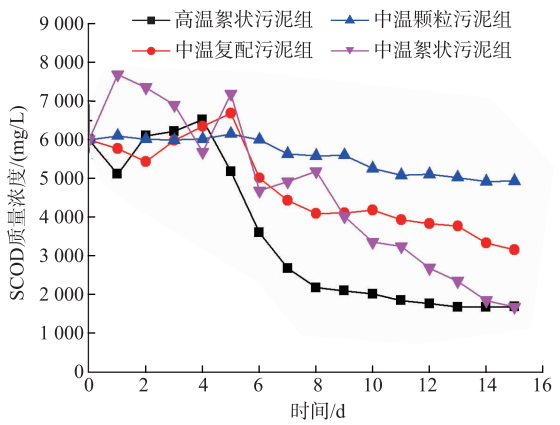
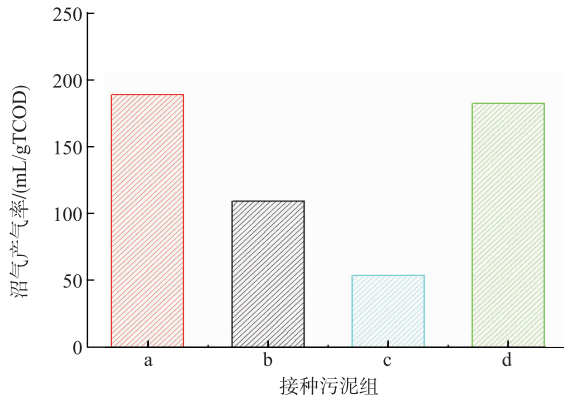


图 1　4 种不同污泥组 SCOD 变化情况

Fig. 1　Change of SCOD in four different sludge groups



a:高温絮状污泥组;b:中温复配污泥组;c:中温颗粒污泥组 d:中温絮状污泥组

图 2　4 种不同接种污泥组沼气产率的情况

Fig. 2　Biogas production rate of four different sludge groups

2.3　反应体系 pH 和 VFA 的变化

pH 是衡量和评价厌氧发酵过程的重要影响因子，产甲烷菌最适 pH 范围在 6.8~7.2 之间[16]。鲁真等[17]认为厌氧过程中微生物释放的酶只有在合适的 pH 生长范围之内才能发挥最大活性，系统内 pH 过高过低都会影响酶活力，进而影响微生物细胞内生物化学过程。图 3 为在厌氧发酵过程中各组 pH 的变化情况。可知 pH 整体上呈现先下降后上升的趋势。中温絮状污泥组 pH 始终在 7.0 以上，高温絮状污泥组前 2 天 pH 低于 6.8，第 2 天最低为 6.7。中温复配污泥组前 5 天 pH 都低于 6.8，并在第 1 天时达到最低值 6.6，反应初始阶段处于弱酸化状态，从第 6 天开始，pH 恢复至正常产甲烷状态。Liu 等[18]研究认为，pH 先下降后上升现象符合复合菌群降解含有大量木质纤维素类物质过程的规律，同时也是复合菌群正常分解能力的体现，本实验与其研究结果较一致。中温颗粒污泥组在整个发酵过程的 pH 一直低于 6.8，并在第 5 天达到最低值 5.88，系统始终处于酸化状态。中温絮状污泥组 pH 始终在 7.0 以上，并在第 7~9 天 pH 处于 8.0 以上，这可能是由于接种来自处理含氮物质废水的中温絮状污泥中含有一定量的含氮物质，在发酵过程中形成 NH_4^+，导致系统 pH 升高。

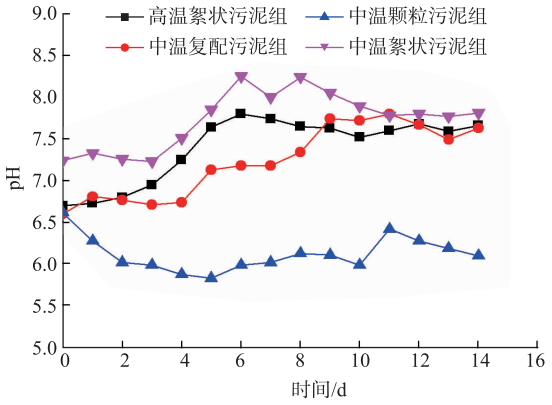


图 3　4 种不同反应组 pH 变化

Fig. 3　pH in four different groups

图 4 是 4 组实验组发酵过程中 VFA 质量浓度变化情况。从图 4 可知，VFA 质量浓度变化总体上呈先上升后下降的趋势。因为，在发酵初始阶段，由于产酸菌占主导地位，基质被产酸菌代谢成各种有机酸，此时产甲烷菌活性较低，产生的挥发性有机酸无法迅速转化为沼气而不断累积，随着发酵的不断进行，产甲烷菌逐渐适应了体系环境，产甲烷能力不断提升，使得挥发性有机酸浓度不断降低。高温絮状污泥、中温复配污泥、中温颗粒污泥组在第 4 天时VFA 质量浓度达到最大值，分别为 5 247.8、7 127.7、7 929.4 mg/L，中温絮状污泥组在第 3 天达到最大值，为 6 108 mg/L。随着发酵的进行，VFA 质量浓度不断降低，至反应结束时，高温絮状污泥、中温复配污泥、中温颗粒污泥、中温絮状污泥组 VFA 质量浓度分别为695.0、830.7、3 361.8、791.6 mg/L。

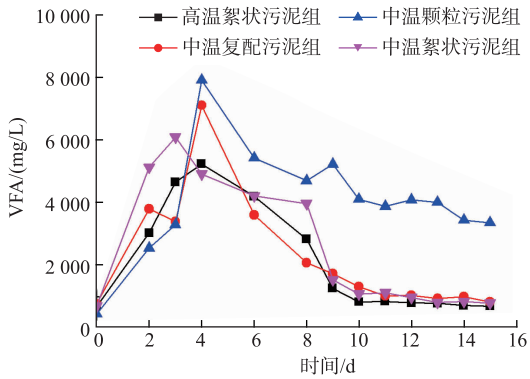


图 4　4 种不同反应组 VFA 变化

Fig. 4　VFA in four different groups

2.4　反应体系中酶活性的变化情况

图 5 为 4 组厌氧发酵过程中脱氢酶活性变化情况。可知，中温颗粒污泥组的脱氢酶活性在第 2 天时达到最大，为 68.9 TFμg/(mL·h)，之后不断下降。其他 3 个污泥组脱氢酶活性呈现先上升后下降的趋势。高温絮状污泥、中温复配污泥和中温絮状污泥组分别在第 3 天、第 9 天和第 5 天达到最大值，为 67.8、80.1、77.3 TFμg/(mL·h)。中温复配污泥组酶活性达到最大值的时间相比其他反应体系有滞后现象，这可能是因为由大量纤维质降解菌组成的中温复配污泥组在降解木薯乙醇废液过程中需要更长的适应时间，才能够获得更好的纤维质降解能力，较高的酶活力也表明了对底物具有良好的转化能力。李美群等[19]在研究酒糟发酵过程中发现，厌氧纤维素菌的增长较缓慢。

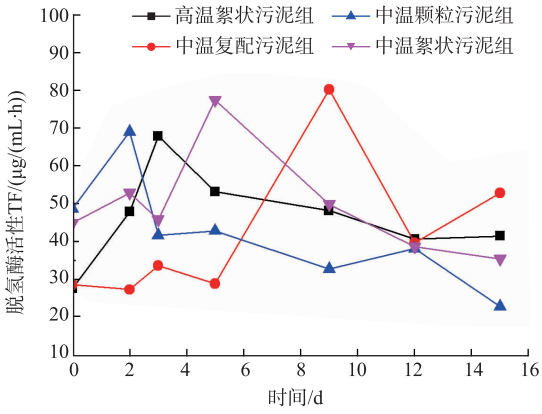


图 5　脱氢酶活性的变化

Fig. 5　Dehydrogenase activity in four different groups

微生物降解木薯乙醇废液过程中，微生物分泌的水解酶系，如纤维素、半纤维素等酶，从而破坏和分解纤维素半纤维素等不溶性大分子物质的结构，然后再降解和转化为更加简单的糖类、脂肪酸和氨基酸等小分子物质[20]。

图 6 为 4 种不同接种污泥厌氧发酵过程中纤维素和半纤维素酶活性变化情况。从图 6 可知，高温絮状污泥、中温絮状污泥组的半纤维素酶和纤维素酶酶活性在第 5 天时达到最大，分别为 10.6、18.7 U 和 24.6、28.7 U。中温颗粒污泥组在第 3 天半纤维素酶和纤维素酶活性达到最大值，分别为 9.79、5.5 U。中温复配污泥组在第 9 天半纤维素酶和纤维素酶活性最大值，分别为 48.2 U 和 51.3 U。4 个实验组纤维素和半纤维素酶活性整体上呈先升后降的趋势。在出现峰值之后，水解酶活性呈逐渐下降趋势，这可能是因为随着厌氧过程的不断进行，体系内的营养物质和中间代谢产物的累积导致微生物活性降低，并抑制了相关的酶活性。

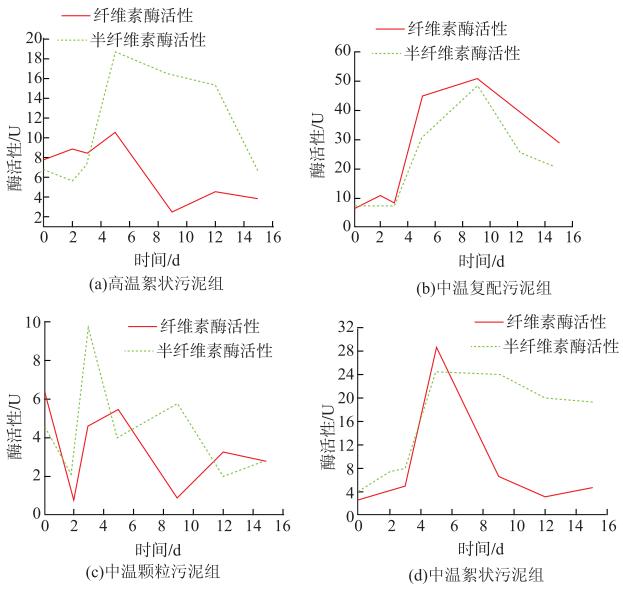


图 6　纤维素和半纤维素酶活性的变化

Fig. 6　Cellulosic and hemicellulosic enzyme activity in four different groups

辅酶 F420 是产甲烷菌特有的一种辅酶。Delafontaine 等[21]提出了用辅酶 F420 作为厌氧发酵过程中产甲烷能力的度量指标。实验过程中辅酶 F420 变化见图 7。可知，高温絮状污泥和中温絮状污泥组在第 8 天时达到最大值，分别为 0.022、0.024 μmol/gvss。中温颗粒污泥组辅酶 F420 从第 2 天开始不断下降，第 5 天时达到最小值0.006 μmol/gvss，

这可能是由于中温颗粒污泥组发酵过程中始终处于酸化状态,抑制了产甲烷菌的生长和繁殖,使得反应体系中辅酶 F420 受到一定程度的抑制。同时中温复配污泥组辅酶 F420 在第 12 天时达到最大值 0.016 μmol/gvss,但相比于其它 3 组的最大值,该组较低,这可能是因为由大量的瘤胃微生物组成的中温复配污泥组,而瘤胃微生物在自然环境中具有弱产甲烷菌体系特征,使得产甲烷菌活性较低,因此在厌氧发酵过程中产甲烷能力较弱。除中温颗粒污泥组外,其他三个污泥组辅酶 F420 均呈先上升后下降的趋势。

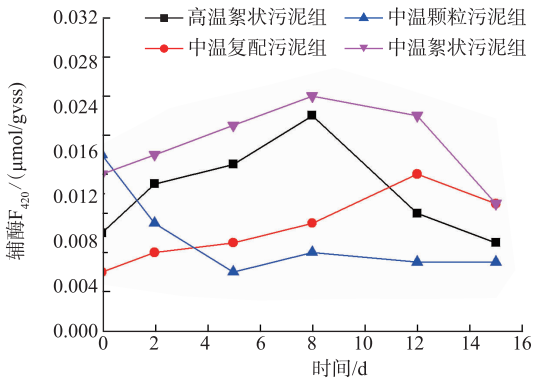
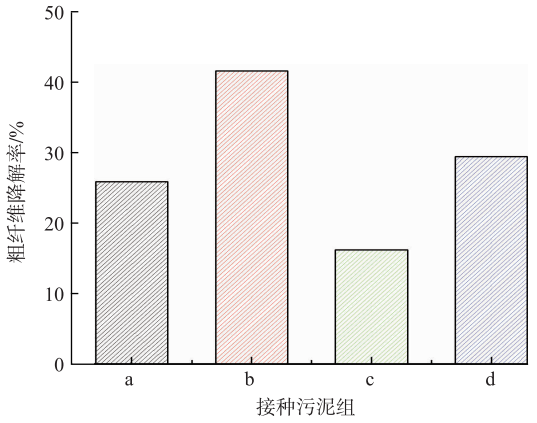


图 7 辅酶 F420 的变化

Fig. 7 Coenzyme F420 in four different groups

2.5 木薯乙醇废液中固体物质的降解效果及其对理论产甲烷的贡献率

木薯乙醇废液中固体物质的降解效果见图 8。可知,高温絮状污泥、中温颗粒污泥、中温复配污泥和中温絮状污泥组经过 15 d 的厌氧发酵,木薯乙醇废液中粗纤维降解率分别为 25.8%、16.1%、41.5%、29.4%。Zhen 等[22]认为接种牛瘤胃微生物的厌氧反应器对木质纤维素类废水具有更高的有机物质转化率。中温复配污泥组表现出较好的降解率,这可能是因为中温复配污泥中的牛瘤胃微生物起到了一定的降解作用。与此同时,由关键酶活性与粗纤维降解效果分析可知,关键酶活性与粗纤维降解率具有一定的相关性,但在实际的纤维质厌氧分解过程中,酶的释放和酶活性会受到各种因素的干扰和影响,如底物中各成分含量、底物结构的复杂性以及与底物的吸附性能等[23]。



a:高温絮状污泥组;b:中温复配污泥组;c:中温颗粒污泥组;d:中温絮状污泥组

图 8 不同接种污泥组粗纤维降解率的变化

Fig. 8 Crude cellulose degradation rate of four different sludge groups

同时,为了分析不同有机物质降解率对理论总甲烷产量的贡献率,利用 Buswell 方程[24]进行理论产甲烷贡献率计算:

$$C_nH_aO_bN_c+\left[n-\frac{a}{4}-\frac{b}{2}+\frac{3c}{4}\right]H_2O\rightarrow\left[\frac{n}{2}+\frac{a}{8}-\frac{b}{4}-\frac{3c}{8}\right]CH_4+\left[\frac{n}{2}-\frac{a}{8}+\frac{b}{4}+\frac{3c}{8}\right]CO_2+cNH_3 \quad (1)$$

利用公式(1)可知,纤维素($C_6H_{10}O_5$)、半纤维素($C_5H_8O_4$)和脂肪($C_{57}H_{104}O_6$)的理论产甲烷贡献率分别为 414.8、424.2、1 013.45 mL CH_4/g dry。

表 3 为 4 个不同反应体系各有机物质降解效率。可以看出,b 组纤维素和半纤维的降解效率最大,a 和 d 组相近,c 组最小。表 4 为木薯乙醇废液中有机物质降解效率对理论产甲烷的贡献率。计算结果可得,纤维素和半纤维素对理论产甲烷贡献率最大,这表明纤维素和半纤维的降解效率对理论产甲烷具有重要的贡献作用。

表 3 不同反应体系各有机物质降解效率

Table 3 Removal rate of different organics in each digested group

接种污泥组	纤维素/%	半纤维素/%	脂质/%	其他有机物质/%
a	32.3	41.5	23.1	25.8
b	60.0	50.3	15.2	19.7
c	21.3	22.6	20.1	18.8
d	39.5	43.1	29.3	28.5

表 4　各有机物质降解效率对理论产甲烷的贡献率

Table 4　Methane potential attributable to the removal performance of each digested organic compound

实验组	a/%	b/%	c/%	d/%
纤维素	8.1	28.7	17.9	10.2
半纤维素	9.3	21.5	17.1	10.0
脂质	0.1	0.1	0.3	0.1

3 结　语

通过评价 4 种不同接种污泥在处理木薯乙醇废液过程中的发酵特性,分析和比较它们之间的差异性,得出以下结论:1)4 组实验中,高温絮状污泥、中温复配污泥、中温颗粒污泥和中温絮状污泥组 4 个反应组中 SCOD 去除率分别为72.1%、47.5%、17.8%、72.2%，沼气产率分别为 188.8、109、53.7、182 mL/gTCOD$_{added}$;2）中温复配污泥组具有较好的纤维素和半纤维素酶活性,并在第 9 天半纤维素酶和纤维素酶活性最大，分别为 48.2 U 和 51.3 U,中温颗粒污泥组酶活性较差,在第 3 天半纤维素酶和纤维素酶活性达到最大,分别为 9.79 和 5.5 U;3)经过 15 d 厌氧发酵,高温絮状污泥、中温复配污泥、中温颗粒污泥和中温絮状污泥 4 个反应组对木薯乙醇废液中粗纤维降解率分别为 25.8%、41.5%、16.1%、29.4%，这表明中温复配污泥组对木薯乙醇废液中纤维质成分具有良好的降解能力。

不同接种污泥对木薯乙醇废液的降解效果不同,这可能是由于组成污泥的微生物菌群的差异性导致的,因此,要深入了解不同接种污泥之间的降解机理,需要对发酵过程中微生物群落的变化和功能进行深入的研究。

参考文献:

[1] DAI Shiming,LV Xiwu,LU Huiming.Research on circular economy in the process of alcohol production[J]. **Industrial Technology & Economy**,2006,25(11):126-128.(in Chinese)

[2] BOUALLAGU H,CHEIKH R B,MAROUARI L,et al. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester[J]. **Bioresource Technology**,2003,86(1):85-89.

[3] UEMURA S,HARADA H. Treatment of sewage by a UASB reactor under moderate to low temperature conditions[J]. **Bioresource Technology**,2000,72(3):275-282.

[4] SYUTSUBO,NAGAYA,SAKAI,et al. The role of cellulosic bacteria in the anaerobic digestion process[J]. **China Biogas**,2009,5:18-20.

[5] HE Jiang,MAO Zhonggui,ZHANG Qinghua,et al. Construction of a microbial consortium RXS with high degradation ability for cassava residues and studies on its fermentative characteristics[J]. **Environmental Science**,2012,3:1020-1027.(in Chinese)

[6] CHEN Jingrong,XIE li,LUO Gang,et al. Two-stage anaerobic treatment of cassava ethanol wastewater using thermophilic CSTR and mesophilic UASB[J]. **Industrial Water Treatment**,2011,2:33-36.(in Chinese)

[7] WEI Xuemei,ZHANG Yinghui. The discoveries of UASB processing for the treatment of cassava alcohol slops[J]. **Journal of Xi'an University of Art & Science:Natural Sciences**,2011,14(3):59-62.(in Chinese)

[8] BAI Xiaofeng ,LI Zifu,WANG Xiaoxi,et al. Biogas production and model for anaerobic fermentation of corn straws by composting treatment[J]. **Journal of Food Science and Biotechnology**,2014,2:151-156.(in Chinese)

[9] VAN S P J,ROBERTSON J B,LEWIS B A. Methods for dietary fiber,neutral detergent fiber,and nonstarch polysaccharides in relation to animal nutrition[J]. **Journal of Dairy Science**,1991,74(10):3583-3597.

[10] TAO Zhiping,ZHAO Mingxing,RUAN Wenquan. Effect sodium chloride on biogas generation of kitchen waste by anaerobic digestion[J]. **Journal of Food Science and Biotechnology**,2013,6:596-602.(in Chinese)

[11] ZHOU Chunsheng,YIN Jun. Study on TTC - dehydrogenase activity detection method[J]. **Journal of Environmental Science**,1996,4:400-405.(in Chinese)

[12] 高树梅. 餐厨垃圾厌氧消化过程中氨氮耐受响应机制研究[D]. 无锡:江南大学,2015.

[13] YAN Qiusheng,JIANG Chuankui. Method for determination of cellulase activity[J]. **Genetics**,1979,3:33-34.(in Chinese)

[14] 国家环保部. 水和废水监测分析方法[M]. 北京:中国环境科学出版社,2002:105-220.

[15] WANG Quan,GONG Changxiu,JIANG Jianguo,et al. Effect of NaCl content on VFA concentration and composition during

anaerobic fermentation of kitchen waste[J]. **China Environmental Science**,2014,12:3127-3132.(in Chinese)
[16] ZHANG Jishi,ZHANG Lei,WANG Hua. Study on the city organic waste anaerobic fermentation treatment[J]. **Ecology and Environment**,2005,3:321-324.(in Chinese)
[17] LU Zheng,ZHOU Xingqiu,WU Jiangdong. Study on effect of different initial pH on methane production of biohydrogen fermentative liquid[J]. **Chinese Journal of Environmental Engineering**,2011,5:1115-1118.(in Chinese)
[18] LIU J,WANG W,YANG H,et al. Process of rice straw degradation and dynamic trend of pH by the microbial community MC1 [J]. **Journal of Environmental Sciences-China**,2006,18(6):1142-1146.
[19] LI Meiqun,XIONG Xingyao,TAN Xinghe,et al. Effect of temperature on anaerobic biogas fermentation by sweet potato lees[J]. **Journal of Hunan Agricultural University:Natural Sciences**,2010,2:233-23.(in Chinese)
[20] KUMAR R,SINGH S,SINGH O V,et al. Bioconversion of lignocellulosic biomass:biochemical and molecular perspectives[J]. **Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology**,2008,35(5):377-391.
[21] TANG Yi,HU Jicui. Study on coenzyme F420 as the anaerobic sludge index[J]. **China Biogas**,1990,1:11-15.(in Chinese)
[22] ZHEN H H,HAN Q Y. Anaerobic digestion of cattail by rumen cultures[J]. **Waste Management**,2005,26(11):1222-1228.
[23] CHANG V S,HOLTZAPPLE M T. Fundamental factors affecting biomass enzymatic reactivity[J]. **Applied Biochemistry and Biotechnology**,2000,84-86(1):5-37.
[24] PARKIN G F,OWEN,W F. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges[J]. **Journal of Environmental Engineering**,1986,112(5):867-920.

会　议　消　息

会议名称:第二届国际微生物被膜会议(ChinaBiofilms)

会议时间:2019-10-11 至 2019-10-13

会议地点:广东广州

主办单位:华南理工大学食品科学与工程学院

联系人:徐老师

电话:18702044440

Email:2019@chinabiofilms.org

官方网址:http://www.chinabiofilms.org/2019

会议简介:第二届国际微生物被膜会议(ChinaBiofilms 2019)将于 2019 年 10 月 11-13 日隆重举行。本次会议由华南理工大学食品科学与工程学院主办。本次论坛旨在为从事微生物被膜研究的专家学者、工程技术人员、技术研发人员提供一个共享科研成果和前沿技术,了解学术发展趋势,拓宽研究思路,加强学术研究和探讨,促进学术成果产业化合作的平台。本届大会将继续遵循学术性、国际性的原则,特邀国内外微生物被膜领域内的学者专家前来参会,并做出精彩的报告。本次大会旨在为行业内专家和学者分享技术进步和业务经验,聚焦微生物被膜学术领域的前沿研究,提供一个交流的平台。