

# 秸秆高固厌氧发酵回流液剖面渗滤特性

黑昆仑<sup>1,2</sup>, 常志州<sup>2</sup>, 陈广银<sup>2</sup>, 叶小梅<sup>1,2\*</sup>, 张应鹏<sup>1,2</sup>

(1.南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 2.江苏省农业科学院农业资源与环境研究所/农业部农村可再生能源开发利用华东科学观测实验站, 南京 210014)

**摘要:** 探明秸秆高固厌氧发酵回流液剖面渗滤特征, 对提高秸秆高固厌氧发酵产气效率十分重要。该研究以搓揉麦秸为底物, 在(37±1)℃、TS为14%的发酵条件下, 通过隔板将发酵罐中物料均分成3层(T1)、2层(T2)与不分层(T3)3个处理, 以氯化锂为示踪剂, 分析了剖面上物料残留锂离子、物料胞外多聚物(extracellular polymeric substances, EPS)含量、各处理产气以及发酵前后物料湿容重的变化。结果表明: 各处理总产气量、累积总固体产气量与甲烷含量差异不显著; 不同处理纵剖面各层物料湿容重, 呈现上低下高的趋势, 其中T3处理物料湿容重随高度的降低先增加后基本稳定, 稳定在0.6 g/cm<sup>3</sup>左右, 大于初始发酵物料湿容重0.58 g/cm<sup>3</sup>; T1、T2、T3剖面残留锂离子质量分数低于2 mg/kg的区域面积占比为2.32%、12.69%、20.66%, 表明3个处理回流液淋滤存在着“回流液死区”, EPS等值线图与物料残留锂离子等值线图相互印证, 表明秸秆高固厌氧发酵中, 回流液的淋滤在剖面上表现出非均态性特性。该研究为改善秸秆高固厌氧发酵回流液回流技术提供了科学依据。

**关键词:** 秸秆; 发酵; 沼气; 渗滤; 高固体厌氧发酵; 离子示踪

doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2017.07.029

中图分类号: X705

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2017)-07-0220-07

黑昆仑, 常志州, 陈广银, 叶小梅, 张应鹏. 秸秆高固厌氧发酵回流液剖面渗滤特性[J]. 农业工程学报, 2017, 33(7): 220—226. doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2017.07.029 http://www.tcsae.org

Hei Kunlun, Chang Zhizhou, Chen Guangyin, Ye Xiaomei, Zhang Yingpeng. Characteristic of leachate distribution at profile in straw anaerobic digestion with high solid content[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2017, 33(7): 220—226. (in Chinese with English abstract) doi: 10.11975/j.issn.1002-6819.2017.07.029 http://www.tcsae.org

## 0 引言

厌氧发酵是一种常见的有机固体废弃物处理处置技术途径, 具有能耗低、条件温和、可回收能源等优点, 根据初始发酵物料中总固体(total solid, TS)的含量, 分为湿发酵(TS≤10%)、干发酵(TS≥20%)、高固体发酵(10%<TS<20%)<sup>[1-5]</sup>。相比于湿发酵, 高固体发酵具有处理负荷大、过程需水少、发酵装置体积小、固定投资低、运行成本低等优点, 逐渐成为研究热点<sup>[6-7]</sup>。然而高固体发酵物料浓度高、自由水少、传质传热困难、物料发酵不均匀等问题制约高固体发酵技术广泛应用<sup>[8-9]</sup>。

回流发酵罐底部的液体既可促进微生物、物料、水分相互作用又能增强发酵罐内部传质, 营造适宜微生物生存的环境, 是一种常用的提高厌氧发酵效率的手段<sup>[10-12]</sup>。徐霄等<sup>[13]</sup>研究指出: 在中温、TS=18%的条件下, 实验室装置中不同回流量处理间差异不显著, 同时指出在中温、TS=20%条件下, 每天回流、产气趋势下降后回流以及两相回流3种方法产气量相比对照均有提高, 且以产气趋

势下降后回流法效果最好。杜静等<sup>[14]</sup>研究表明: 在厌氧干发酵中试验中, 铺设导气管以及采取回流液回流措施可以明显提高原料产气率, 且回流液每天回流比产气量下降后回流效果好。国外研究者常采用数学建模的方法来模拟回流液在发酵底物中的淋滤过程, 其结果艰深晦涩, 较少有实际应用价值<sup>[15-17]</sup>。

本试验借鉴离子示踪法<sup>[18]</sup>, 以氯化锂为示踪剂, 采用等值线图分析了剖面上物料残留锂离子和物料胞外多聚物含量的变化, 以表征回流液在物料中的渗滤情况; 同时分析了各处理产气和发酵前后物料湿容重的变化。以期阐明秸秆高固厌氧发酵条件下回流液渗滤特征, 为改善回流液回流技术提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验材料

试验所用的小麦秸秆来自江苏省农业科学院小麦试验田, 自然风干后搓揉成2~3 cm放于阴凉处备用。秸秆TS质量分数为87.50%±0.01%, 挥发性固体(volatil solid, VS)质量分数为90.50%±0.12%, 碳氮比(C/N)为69.22。试验所用的接种污泥来自宜兴某养猪场沼气池出料, 实验室驯化后使用, 污泥TS质量分数为5.63%±0.02%, VS质量分数为56.78%±0.23%。

### 1.2 试验装置

试验装置为直径16 cm、高55 cm有效容积10 L的

收稿日期: 2016-08-27 修订日期: 2017-03-10

基金项目: 农业部公益性行业专项(201503135-17)

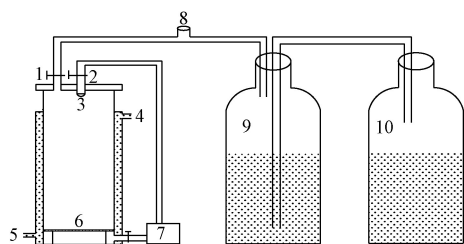
作者简介: 黑昆仑, 男, 河南平顶山人, 主要从事固体废物处理与资源化方面的研究。南京 南京农业大学资源与环境科学学院, 210095。

Email: hnheikunlun@163.com

\*通信作者: 叶小梅, 女, 博士, 研究员, 研究方向为农业废弃物资源化。南京 南京农业大学资源与环境科学学院, 210095。

Email: yexiaomei610@126.com

圆柱形有机玻璃发酵罐，底部有直径 16 cm、高 5 cm 的支架，外有水浴套，其后接排水瓶和集气瓶，如图 1 所示。

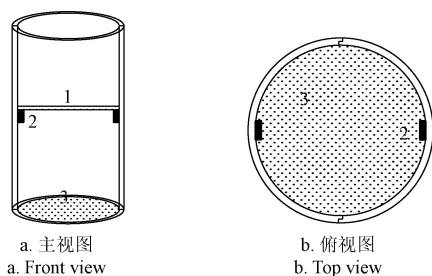


1.沼气出口 2.回流阀 3.回流喷头 4.水浴出口 5.水浴入口 6.支架  
7.蠕动泵 8.取气口 9.集气瓶 10.集水瓶  
1.Biogas outlet 2.Reflux valve 3.Reflux spray head 4.Water bath outlet  
5.Water bath inlet 6.Trestle 7.Peristaltic pump 8.Biogas sampling position  
9.Biogas collection bottle 10.Water collection bottle

图 1 发酵罐示意图

Fig.1 Schematic diagram of anaerobic fermentation device

发酵罐内包含发酵内胆，是由 2 个直径 14 cm、高 40 cm 的半圆柱状有机玻璃管左右拼接而成，底部嵌套多孔板，内壁不同高度处设有凸起点，用于固定分隔板。发酵内胆恰好可以放于发酵罐底部的支架上，支架下的空间用于收集回流液，如图 2 所示。



1.分隔板 2.凸起点 3.底部多孔板  
1.Separator plate 2.Protruding point 3.Perforated distribution plate of bottom

图 2 发酵内胆示意图

Fig.2 Schematic diagram of inner fermentation tank

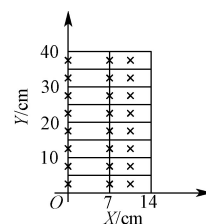
此发酵罐一共 3 套，其中一套的发酵内胆在纵向高度 13、26 cm 处固定 2 个分隔板，将发酵物料等分 3 层，记为处理 1 (T1)，第 2 套的发酵内胆在纵向高度 20 cm 处固定分隔板，将发酵物料等分 2 层，记为处理 2 (T2)，分隔板上有大量小孔，可使回流液顺利流下，分隔板卡在内壁凸起点上，支撑其上的物料。第 3 套的发酵内胆不放分隔板，记为处理 3 (T3)。

### 1.3 试验方案

以搓揉后小麦秸秆为底物，每个发酵罐装料总干物质为 600 g，总湿质量为 4.2 kg，接种质量比为 32%，折总固体质量分数为 14% (TS=14%)，T1、T2 处理各层干物质质量分别为 200、300 g。将发酵装置放入发酵罐内，密封发酵罐，开始试验，计算得此时物料湿容重为 0.58 g/cm<sup>3</sup>。试验期间每天回流，以排水法测定发酵罐每日产气量，每日取气体样品测定甲烷含量，发酵温度为(37±1)℃。

发酵 30 d 后，处理 T1、T2、T3 分别用 400 mL 含 100 mg/L 的氯化锂溶液（由前期预试验确定）代替回流液回流 1 次，当物料底部不再有水滴滴下时，认为回流液

下渗过程完成。取出发酵装置，立即放入冰柜冷冻，冷冻后取出物料柱，并将物料柱沿高度方向切分两半，得到物料剖面，T1、T2、T3 处理所得到的物料剖面分别记为 T1、T2、T3 剖面。以物料柱底面直径为 X 轴，剖面高度为 Y 轴，物料底面直径的端点为原点 (O)，建立坐标系 (X-O-Y)，在 X=0、7、10.5 cm 与 Y=2.5、7.5、12.5、17.5、22.5、27.5、32.5、37.5 cm 的交点处（共 24 个）取样，同时沿 Y 轴每 5 cm 一层将物料柱分层，从下到上依次记为第 1 层 (0~5 cm)、第 2 层 (5~10 cm)、第 3 层 (10~15 cm)、第 4 层 (15~20 cm)、第 5 层 (20~25 cm)、第 6 层 (25~30 cm)、第 7 层 (30~35 cm)、第 8 层 (35~40 cm)。物料剖面、物料分层及取样点如图 3 所示。



注：×：取样位置。 Note: ×: Sampling position.

图 3 物料柱剖面及取样位置示意图

Fig.3 Schematic diagram of fermentation substrate profile and sampling position

物料柱分层完成后，以排水法测得该层物料体积，电子天平称量质量，计算出该层湿容重。同时测定物料样品残留锂离子含量以及物料胞外多聚物 (extracellular polymeric substances, EPS) 含量。

### 1.4 分析方法

#### 1.4.1 物料中残留锂离子待测液的制备、测定

以 1:5 固水比、180 r/min 振荡 30 min 得到样品浸提液，取 2 mL 浸提液于三角瓶中加入 10 mL 硝酸（优级纯）放于电热板消煮，待消解至澄清透明后，再消解 30 min。取下冷却，超纯水定容至 100 mL，得到样品残留锂离子待测液，发酵液锂离子背景值待测液制备方法同上。待测液锂离子的测定采用美国热电 iCAPQ 电感耦合等离子体质谱仪测定，工作条件：功率 1 548 W；冷却气流量 13.80 L/min；辅助气流速 0.79 L/min；等离子体气流速 0.98 L/min；氦气流量 5.0 mL/min；样品提升量 0.1 mL/min；重复采样 3 次。

#### 1.4.2 物料中胞外多聚物 (EPS) 的提取、测定

样品胞外多聚物采用 8% 的硫酸提取<sup>[19-20]</sup>，多糖采用硫酸—苯酚法测定，蛋白质、核酸含量采用紫外—可见分光光度计 (Lambda35 UV/VIS PerkinElmer) 测定<sup>[19]</sup>，EPS 含量为三者含量之和。

#### 1.4.3 甲烷含量的测定

采用气相色谱仪 (GC-7890A) TCD 检测器；检测器温度 120℃；平面流通阀进样；分析柱为 TDC-01Φ4 mm×1 m；分析柱温度 100℃，载气：高纯氢 (≥99.999%)；载气流量为 50 mL/min；1 mL 定量管；外标法定量，标准气体组分：25.8% N<sub>2</sub>+43.6% CH<sub>4</sub>+30.6% CO<sub>2</sub>。

1.5 数据处理

1.5.1 数据转化

样品残留锂离子浓度和样品 EPS 提取液中 EPS 的含量测定后均换算为该样点单位质量样品残留锂离子含量和 EPS 的含量, mg/kg, 转化公式为  $\frac{C_i \cdot V \cdot 10}{m} \times 1\,000$ ,  $C_i$  表示浸提液(提取液)水溶性锂离子或 EPS 含量, mg/L;  $V$  表示浸提液(提取液)体积, mL;  $m$  表示测定该项目时样品质量, g。

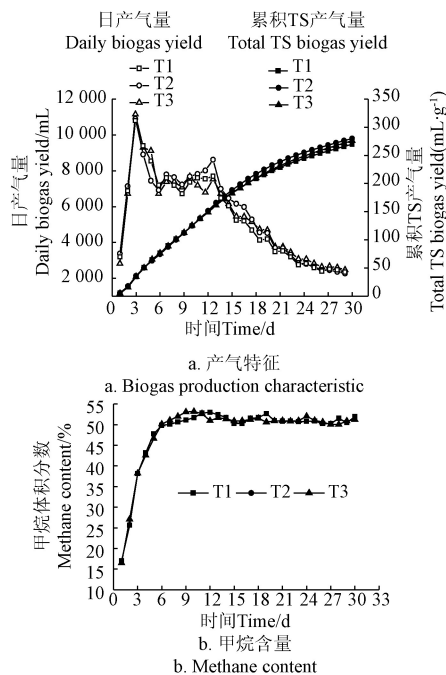
1.5.2 数据作图

为更加直观清晰的描述物料残留锂离子和物料 EPS 含量在剖面上的分布情况, 以 24 个样点为基础, 采用改进谢别德插值法在物料剖面上对其进行插值, 并用 Surfer 8.0 作出各自在物料剖面上的等值线图。SPSS 17.0 软件进行显著性分析, 置信水平 95% ( $P<0.05$ )。

2 结果与分析

2.1 不同处理产气特征

不同处理日产气量及累积 TS 产气量、甲烷含量见图 4。



注: T1, T2, T3 分别为发酵料分 3 层、2 层、0 层处理。  
Note: T1, T2, T3 were the treatments with 3, 2, 0 layer.

图 4 不同处理发酵罐累积产气量与甲烷含量的变化  
Fig.4 Changes of total bio-gas production and methane content for T1, T2, T3 fermentation tank

由图 4 可知: T1、T2、T3 处理日产气量变化趋势相似, 均为先迅速增加, 同时第 3 天时取得第 1 个日产气量峰值, 分别为 10 800、10 900、11 160 mL, 其后不断下降, 在第 6 天后波动上升, 第 13 天时取得第 2 个日产气量峰值, 分别为 7 700、8 620、7 540 mL, 此后日产气量不断下降直到发酵结束。T1、T2、T3 处理总产气量分别为 161 930、168 020、165 620 mL, 累积 TS 产气量分别为 270、280、276 mL/g, 均没有显著差异。不同处

理甲烷含量随着发酵进程的逐渐提高, T1、T2、T3 处理分别第 7 天、第 6 天、第 6 天甲烷体积分数超过 50%, 在第 12 天、第 9 天、第 10 天达到最大值, 为 52.99%、52.51%、53.19%, 此后稳定在 50% 左右。综合 T1、T2、T3 处理日产气量与甲烷含量的变化趋势, 结合本实验室先前的报道<sup>[21-23]</sup>, 说明 3 处理的厌氧发酵过程是顺畅的, 没有受到抑制。

2.2 不同处理物料湿容重变化

物料湿容重是高固体厌氧发酵系统的重要参数, 可间接反映物料的孔隙状况, 它与沼气的逸出以及回流液淋滤的效果密切相关。此次试验所测物料层湿容重, 是物料层处于冰冻状态下的, 而此时物料层中已经没有自由水只剩结合态或吸附态水, 虽然这部分水分在冰冻后会因膨胀占据一定孔隙影响物料层湿容重, 但这部分因测试产生的系统误差, 不会影响结果间的相互比较。由各处理不同层次物料湿容重数据(表 1)可知: T1、T2、T3 处理第 8 层物料湿容重最小, 分别为 0.54、0.46 和 0.40 g/cm<sup>3</sup>, 均低于物料初始发酵湿容重 0.58 g/cm<sup>3</sup>; 且 T3 处理第 8 层与其他层次间差异显著 ( $P<0.05$ ), T1、T2、T3 处理物料湿容重最大值分别第 4 层、第 5 层、第 4 层处取得, 分别为 0.65、0.63 和 0.63 g/cm<sup>3</sup>, 湿容重最大值虽出现不同层次, 但都位于中间部位。T1 发酵罐除第 3 层、第 8 层物料, T2 发酵罐除第 4、第 8 层物料, T3 发酵罐除第 7、第 8 层物料, 其他层次物料湿容重均大于物料初始发酵湿容重 0.58 g/cm<sup>3</sup>。T1 发酵罐物料被分隔板分成 3 段, 从下到上依次为第 1 段(包括第 1~3 层)、第 2 段(包括第 4、5 层)、第 3 段(包括第 6~8 层), T2 发酵罐物料被分隔板分为两段, 从下到上依次为第 1 段(包括第 1~4 层)、第 2 段(包括第 5~8 层), 除 T1 第 3 段第 6、7 层和 T2 第 1 段第 1、2 层, T1、T2 其他层次的物料湿容重均随高度的降低而增大。T3 发酵罐物料湿容重呈现出随高度的降低呈现出先增加后基本稳定的变化趋势。T1、T2、T3 发酵罐物料湿容重的全距(range)与变异系数(coefficient of variation, CV)依次增大, 分别为 0.11、0.17、0.23, 5.99%、10.17%、13.00%, 表明 T1、T2、T3 发酵罐各层物料湿容重均一性降低。

表 1 不同处理发酵罐不同层次物料湿容重变化情况  
Table 1 Change of layer wet bulk density for T1, T2, T3 fermentation device

物料层次 Substrate layer	g·cm <sup>-3</sup>		
	T1	T2	T3
第 8 层 8th layer (35~40 cm)	0.54±0.03d	0.46±0.05d	0.40±0.05b
第 7 层 7th layer (30~35 cm)	0.63±0.02ab	0.58±0.01a	0.54±0.04a
第 6 层 6th layer (25~30 cm)	0.59±0.00bcd*	0.60±0.01a	0.61±0.01a
第 5 层 5th layer (20~25 cm)	0.59±0.02bcd	0.63±0.01a*	0.60±0.00a
第 4 层 4th layer (15~20 cm)	0.65±0.01a*	0.51±0.01b	0.63±0.03a
第 3 层 3rd layer (10~15 cm)	0.57±0.05cd	0.60±0.03a	0.59±0.00a
第 2 层 2nd layer (5~10 cm)	0.61±0.01abc	0.62±0.02a	0.61±0.03a
第 1 层 1st layer (0~5 cm)	0.63±0.00ab	0.58±0.01a	0.60±0.03a
全距 Range	0.11	0.17	0.23
变异系数 CV/%	5.99	10.17	13.00

注: \*为分隔板位置, 同列不同小写字母表示层次间差异显著 ( $P<0.05$ )。  
Note: \* is the separator plate position, different lower case letters in same column indicate the significant difference ( $P<0.05$ ).

### 2.3 不同处理回流液渗滤特征

以氯化锂溶液代替回流液回流时,氯化锂溶液淋滤的区域,物料锂离子残留较高,反之,物料锂离子残留较低,因此,通过剖面物料残留锂离子等值线图,可以反映回流液在发酵物料中的渗滤情况。不同处理物料剖面残留锂离子等值线图见图 5,由图 5 可知,T1、T2、T3 等处理剖面物料残留锂离子均呈现“上部高,下部低”的特征,表明回流液在物料中的分布不均匀。3 个处理剖面均为物料上部(Y 方向 35~40 cm)残留锂离子含量最高,T1 剖面残留锂离子最大值约为 20 mg/kg,T2 剖面约为 40 mg/kg,T3 剖面约为 34 mg/kg。其中 T1 处理剖面在 X 方向 9~14 cm、Y 方向 0~30 cm,T2 处理剖面在 X 方向 8~14 cm、Y 方向 0~23 cm,T3 处理剖面在 X 方向 10~14 cm、Y 方向 0~25 cm 区域内物料残留锂离子等值线呈现相似变化,等值线几乎平行于剖面 Y 轴并沿 X 轴方向增大。表明回流液出现明显的沿着发酵装置内壁下渗现象。发酵液锂离子背景值为 0.59 mg/kg,考虑锂离子扩散等因素,假定物料残留锂离子等值线图中物料锂离子含量低于 2 mg/kg 的区域为“回流液死区”,即:回流液没有或较少渗滤区域,在 T1 剖面 X 方向 5~7 cm、Y 方向 20~25 cm;T2 剖面 X 方向 1.5~2.5 cm、Y 方向 0~22 cm;T3 剖面 X 方向 2~8 cm、Y 方向 0~24 cm 处均存在回流液死区,其面积约占剖面总面积的 2.32%、12.69%、20.66%,表明分层可以减少“回流液死区”。

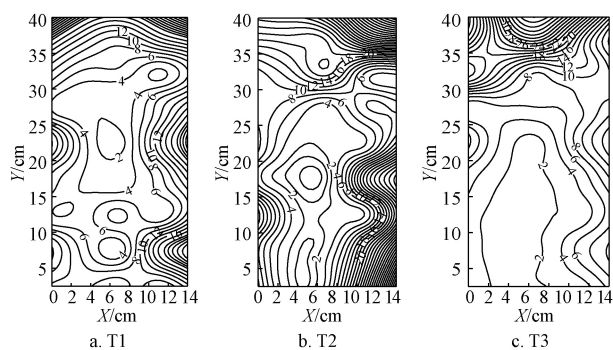
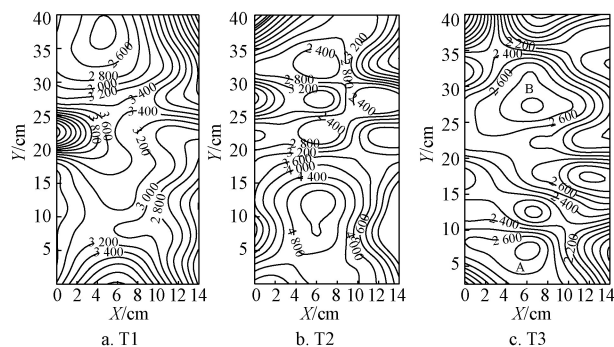


图 5 不同处理剖面物料残留锂离子等值线图  
Fig.5  $\text{Li}^+$ -residue contour map of T1, T2, T3 profile

### 2.4 不同处理剖面物料 EPS 含量等值线图

胞外多聚物(EPS)主要由微生物产生的蛋白质、多糖以及核酸等不同类型的大分子物质组成,是细胞周围黏性物质的主要成分,微生物受到环境胁迫时,EPS 被大量分泌到细胞外,有助于抵抗环境胁迫<sup>[24-26]</sup>。回流液充分淋溶的区域微生物与物料间传质充分,厌氧微生物较少受到抑制,物料 EPS 含量较低。而回流液死区中物料微生物间传质差,厌氧微生物受到抑制,EPS 分泌增加,分泌的 EPS 会因填充发酵底物之间的孔隙,会加重回流液渗滤阻力,使传质进一步恶化。不同处理剖面物料 EPS 含量等值线图如下图 6 所示,为表述清楚,将 EPS 含量等值线图中由闭合等值线所围成的、EPS 含量明显高于周围的区域为“微生物抑制区”,由图 6 可知,3 处理物料剖面 EPS 含量基本呈现“上部低,下部高”的特

征,与物料残留锂离子等值线图相似,其中 T1 处理,剖面物料 EPS 质量分数最低处在 X 方向 3~6 cm,Y 方向 35~40 cm 区域,EPS 质量分数约为 2 400 mg/kg,T2 剖面 EPS 质量分数最低处在 X 方向 4~8 cm,Y 方向 31~34 cm 区域,约为 2 200 mg/kg,T3 剖面 EPS 质量分数最低值约为 2 000 mg/kg,在 X 方向 5~10 cm,Y 方向 37~40 cm 区域。3 个处理剖面 EPS 质量分数最低值均在 Y 方向 35~40 cm 内区域,而该区域物料残留锂离子含量也很高(图 5),说明这一区域回流液淋洗充分,适宜厌氧微生物生存,故物料 EPS 含量较低。T1 剖面中没有出现微生物抑制区,T2 剖面在 X 方向 3~9 cm,Y 方向 5~15 cm 处存在微生物抑制区,其面积占整个剖面的 8.17%,这一位置恰好与图 5 b 中锂离子最低区域几乎重叠,表明回流液未充分淋洗该区域,厌氧微生物受到抑制,EPS 分泌增加。T3 剖面存在 A、B 2 个微生物抑制区,A 为 X 方向 0~8 cm,Y 方向 4~9 cm,B 为 X 方向 4~10.5 cm,Y 方向 25~32 cm,并向 Y 方向凸起,两个区域面积之和约占剖面总面积的 17.96%。结合图 5 c 分析可知,A 区域位于剖面锂离子最低区域内,物料淋滤不充分,EPS 含量高;B 区域位于图 5 c 中锂离子等值线急剧变化的位置,在 B 区域以上,锂离子等值线密集且递次降低,最小值约 8 mg/kg,在 B 区域以下,锂离子等值线稀疏,最大值为 4 mg/kg,B 区域的凸起与图 5 c 中 Y 方向 32~40 cm 处等值线的凹陷相吻合,表明可能厌氧微生物产生的 EPS 填充了物料间的孔隙造成物料淋滤能力进一步的下降。T1 剖面中不存在微生物抑制区,T2、T3 剖面均存在微生物抑制区,且占比依次增大,同样表明分层减少了“微生物抑制区”。



注: A、B 为微生物抑制区。单位为  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。  
Note: A, B are the inhibition area of microbe. Unit is  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

图 6 不同处理剖面物料 EPS 含量 ( $\text{mg/kg}$ ) 等值线图  
Fig.6 EPS content contour map of T1, T2, T3 profile

## 3 讨论

在本试验中回流液渗滤均匀性在不同处理间存在着差异,但不同处理物料产气特征、产气量与甲烷含量没有明显变化,可能因为在本试验中发酵装置高度较低,且回流液死区面积最大时仅占剖面面积的 20.66%,还未表现出对物料发酵产生显著影响。在实际工程中发酵装置高度远大于本试验装置,“回流液死区”的存在是否影响物料产气,还有待进一步研究。

鉴于前人对秸秆高固厌氧发酵时物料容重的变化关注较少, 缺乏相关报道, 因此我们选择堆肥过程中物料容重的变化作为参考。Chen 等<sup>[27-28]</sup>在研究静态堆肥不同深度堆体容重变化时发现: 堆体容重与深度呈现显著正相关关系, 称之为压实作用, 它会影响堆体内温度、氧分压等的分布, 进而影响堆肥的腐熟度。史殿龙等<sup>[29-30]</sup>的研究结果也证明了这一现象。静态堆肥的料堆结构与以秸秆为底物高固厌氧发酵物料具有结构上的相似性, 堆肥过程与厌氧发酵过程均为在微生物作用下降解有机物的过程, 因此在堆肥料堆中出现的压实作用也应在以秸秆为底物的高固厌氧发酵中出现, 试验中发现 T1、T2、T3 处理中物料湿容重差异性依次增大, T3 发酵罐物料湿容重随高度的降低呈现出先增加后基本稳定的变化趋势, 最终稳定在  $0.6 \text{ g/cm}^3$  左右, 大于物料初始发酵时的物料湿容重, 表明在以秸秆为原料的高固体厌氧发酵中物料也应存在自压实作用。

在剖面中物料 EPS 含量高的区域其残留锂离子含量较低, 而 EPS 含量较低的区域其残留锂离子含量较高, 表明回流液的淋滤可以改善高固体发酵中厌氧微生物微生态环境, 减缓因传质降低或代谢物累积等所产生抑制作用。T1、T2、T3 处理剖面中“回流液死区面积”与“微生物抑制区面积”依次增加, 说明回流液对物料的渗滤呈非均态分布, 物料分层有利于回流液的均匀分布。

#### 4 结 论

1) 秸秆高固厌氧发酵后, 物料湿容重发生改变, 主要表现在: T1、T2、T3 处理(发酵料分别为 3, 2, 0 层)同时第 8 层取得物料湿容重最小值且均小于初始物料湿容重  $0.58 \text{ g/cm}^3$ , T3 处理物料层湿容重随高度的降低先增加后基本保持不变, 稳定在  $0.6 \text{ g/cm}^3$  左右。T1、T2、T3 处理物料湿容重的全距与变异系数依次增加, 分别为 0.11、0.17、0.23, 5.99%、10.17%、13.00%, 表明物料分层有助于物料湿容重的均一化。

2) 在本试验条件下, T1、T2、T3 处理“回流液死区”与“微生物抑制区”面积占比分别为 2.32%、12.69%、20.66%, 0、8.17%、17.96%, 说明发酵物料中存在回流液淋滤不充分的区域且从 T1 到 T3 回流液淋滤不充分区域的面积依次增加, 但这没有对物料产气效率产生显著影响。

#### 【参 考 文 献】

- [1] Khalid A, Arshad M, Anjum M, et al. The anaerobic digestion of solid organic waste[J]. Waste Management, 2011, 31(8): 1737—1744.
- [2] 杜静, 陈广银, 叶小梅, 等. 秸秆与游离发酵液接触比例对产沼气特性的影响[J]. 中国环境科学, 2015, 35(3): 811—816.  
Du Jing, Chen Guangyin, Ye Xiaomei, et al. Effects of contact ratio of straw and free fermentation liquid on characteristics of anaerobic fermentation[J]. China Environmental Science, 2015, 35(3): 811—816. (in Chinese with English abstract)

- [3] Buffière P, Latrille E, Steyer J P, et al. Water distribution in biowastes and digestates of dry anaerobic digestion technology[J]. Chemical Engineering Journal, 2011, 172(23): 924—928.
- [4] Brown D, Shi J, Li Y. Comparison of solid-state to liquid anaerobic digestion of lignocellulosic feedstocks for biogas production[J]. Bioresource Technology, 2012, 124(11): 379—386.
- [5] Li Y, Park S Y, Zhu J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste[J]. Renewable & Sustainable Energy Reviews, 2011, 15(1): 821—826.
- [6] 张光义, 李望良, 张聚伟, 等. 固态厌氧发酵生产沼气技术基础研发与工程应用进展[J]. 高校化学工程学报, 2014, 28(1): 1—14.  
Zhang Guangyi, Li Wangliang, Zhang Jüwei, et al. Progress in fundamental research on Solid-State anaerobic fermentation technology for biogas production and its engineering application[J]. Journal of Chemical Engineering of Chinese Universities, 2014, 28(1): 1—14. (in Chinese with English abstract)
- [7] Abbassi-Guendouz A, Brockmann D, Trably E, et al. Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation[J]. Bioresource Technology, 2012, 111(3): 55—61.
- [8] Bollon J, Benbelkacem H, Gourdon R, et al. Measurement of diffusion coefficients in dry anaerobic digestion media[J]. Chemical Engineering Science, 2013, 89(4): 115—119.
- [9] Benbelkacem H, Garcia-Bernet D, Bollon J, et al. Liquid mixing and solid segregation in high-solid anaerobic digesters[J]. Bioresource Technology, 2013, 147(8): 387—394.
- [10] Shahriari H, Warith M, Hamoda M, et al. Effect of leachate recirculation on mesophilic anaerobic digestion of food waste[J]. Waste Management, 2012, 32(3): 400—403.
- [11] 陈闯, 邓良伟, 信欣, 等. 上推流厌氧反应器连续干发酵猪粪产沼气试验研究[J]. 环境科学, 2012, 33(3): 1033—1040.  
Chen Chuang, Deng Liangwei, Xin Xin, et al. Continuous dry fermentation of pig manure using up plug-flow type anaerobic reactor[J]. Environment Science, 2012, 33(3): 1033—1040. (in Chinese with English abstract)
- [12] Benbelkacem H, Bayard R, Abdelhay A, et al. Effect of leachate injection modes on municipal solid waste degradation in anaerobic bioreactor[J]. Bioresource Technology, 2010, 101(14): 5206—5212.
- [13] 徐霄, 叶小梅, 常志州, 等. 秸秆干式厌氧发酵渗滤液回流技术研究[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(6): 1273—1278.  
Xu Xiao, Ye Xiaomei, Chang Zhizhou, et al. Technique on recycle of leachate in biogas production from rice straw with

- dry anaerobic digestion[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(6): 1273—1278. (in Chinese with English abstract)
- [14] 杜静, 朱德文, 钱玉婷, 等. 导气措施与渗滤液回流方式对干发酵产沼气影响中试[J]. *农业机械学报*, 2013, 44(增刊): 143—148.
- Du Jing, Zhu Dewen, Qian Yuting, et al. Effect of gas guide measurement and leachate-recirculation on gas production from dry fermentation[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2013, 44(Supp.): 143—148. (in Chinese with English abstract)
- [15] Andre L, Durante M, Pauss A, et al. Quantifying physical structure changes and non-uniform water flow in cattle manure during dry anaerobic digestion process at lab scale: Implication for biogas production[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 192(2): 660—669.
- [16] Liotta F, Chatellier P, Esposito G, et al. Current views on hydrodynamic models of non-ideal flow anaerobic reactors[J]. *Critical Reviews in Environmental Science & Technology*, 2015, 45(20): 2175—2207.
- [17] Shewani A, Horgue P, Pommier S, et al. Assessment of percolation through a solid leach bed in dry batch anaerobic digestion processes[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 178: 209—216.
- [18] 庞纪元, 吴俊奇, 宋永会, 等. 活性污泥反应器流态研究中示踪剂的选择[J]. *环境工程技术学报*, 2015, 5(2): 161—167.
- Pang Jiyuan, Wu Junqi, Song Yonghui, et al. Tracer selection for flow pattern studies in activated sludge reactor[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2015, 5(2): 161—167. (in Chinese with English abstract)
- [19] 罗曦, 雷中方, 张振亚, 等. 好氧/厌氧污泥胞外聚合物(EPS)的提取方法研究[J]. *环境科学学报*, 2005, 25(12): 52—57.
- Luo Xi, Lei Zhongfang, Zhang Zhenya, et al. Study on the extraction of extracellular polymeric substances(EPS) from aerobic/anaerobic sludges[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2005, 25(12): 1624—1629. (in Chinese with English abstract)
- [20] 陆正禹, 刘志杰, 谢华, 等. 厌氧污泥胞外多聚物的提取、测定法选择[J]. *环境科学*, 1994, 15(4): 23—26.
- Lu Zhengyu, Li Zhijie, Xie Hua, et al. Study on the extraction and measurement of extracellular polymeric substances(EPS) from anaerobic sludges[J]. *Environment Science*, 1994, 15(4): 23—26. (in Chinese with English abstract)
- [21] 杜静, 陈广银, 黄红英, 等. 秸秆批式和半连续式发酵物料浓度对沼气产率的影响[J]. *农业工程学报*, 2015, 31(15): 201—207.
- Du Jing, Chen Guangyin, Huang Hongying, et al. Effect of fermenting material concentration on biogas yield in batch and continuous biogas fermentation with straws[J]. *Transactions of the Chinese Society Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2015, 31(15): 201—207.
- [22] 陈广银, 杜静, 常志州, 等. 基于改进秸秆床发酵系统的厌氧发酵产沼气特性[J]. *农业工程学报*, 2014, 30(20): 244—251.
- Chen Guangyin, Du Jing, Chang Zhizhou, et al. Characteristics of biogas producing by anaerobic co-digestion of agricultural straw and swine wastewater based on improved straw-bed bioreactor[J]. *Transactions of the Chinese Society Agricultural Engineering(Transactions of the CSAE)*, 2014, 30(20): 244—251. (in Chinese with English abstract)
- [23] 杜静, 陈广银, 黄红英, 等. 温和湿热预处理对稻秸理化特性及生物产沼气的影响[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(2): 485—491.
- Du Jing, Chen Guangyin, Huang Hongying, et al. Effect of mild hydrothermal pretreatment on characteristics of anaerobic digestion and physico-chemical properties of rice straw[J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(2): 485—491. (in Chinese with English abstract)
- [24] Sheng Guoping, Yu Hanqing, Yue Zhengbo. Production of extracellular polymeric substances from *Rhodospseudomonas acidophila* in the presence of toxic substances[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2005, 69(2): 216—222.
- [25] Aquino S F, Stuckey D C. Soluble microbial products formation in anaerobic chemostats in the presence of toxic compounds[J]. *Water Research*, 2004, 38(2): 255—266.
- [26] Salama Y, Chennaoui M, Sylla A, et al. Characterization, structure, and function of extracellular polymeric substances (EPS) of microbial biofilm in biological wastewater treatment systems: A review[J]. *Desalination & Water Treatment*, 2015, 57(35): 1—18.
- [27] Chen Tongbin, Luo Wei, Gao Ding, et al. Stratification of bulk density and its dynamics in the process of co-composting[J]. *Environmental Science*, 2004, 25(5): 150—153.
- [28] Chen Tongbin, Luo Wei, Gao Ding, et al. Stratification of free air space and its dynamics in the process of co-composting[J]. *Environmental Science*, 2004, 25(6): 150—153.
- [29] 史殿龙, 张志华, 李国学, 等. 堆高对生活垃圾中 15 mm 筛下物堆肥腐熟的影响[J]. *农业工程学报*, 2010, 26(1): 324—329.
- Shi Dianlong, Zhang Zhihua, Li Guoxue, et al. Effect of stacking height on maturity during composting of municipal solid waste under 0-15 mm sieved[J]. *Transactions of the Chinese Society Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE)*, 2010, 26(1): 324—329. (in Chinese with English abstract)
- [30] Larney F J, Olson A F, Carcamo A A, et al. Physical changes during active and passive composting of beef feedlot manure in winter and summer[J]. *Bioresource Technology*, 2000, 75(2): 139—148.

## Characteristic of leachate distribution at profile in straw anaerobic digestion with high solid content

Hei Kunlun<sup>1,2</sup>, Chang Zhizhou<sup>2</sup>, Chen Guangyin<sup>2</sup>, Ye Xiaomei<sup>1,2\*</sup>, Zhang Yingpeng<sup>1,2</sup>

(1. College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences/East China Scientific Observing and Experimental Station of Development and Utilization of Rural Renewable Energy, Ministry of Agriculture, Nanjing 210014, China)

**Abstract:** High solid content anaerobic digestion is an environment friendly and cost efficient way to dispose the organic wastes because of little water added and renewable energy produced. In high solid digestion system, substrate has little free water so that the mass transfer is inhibited frequently, leading to volatile fatty acids (VFAs) accumulation and fermentation system failed easily. Many researchers report that leachate recirculation in reactors is an efficient way to enhance mass transfer leading the increase of anaerobic digestion efficiency. Most of the investigators are keen on making mathematics model to indicate the movement of leachate in substrates, these mathematical models require skillful person to play a key role in practices. Therefore, it is important to have better and easier understanding of leachate distribution characteristics in substrates. The trial was designed to determine such distribution. Lithium-Ion tracing method and contour map were used to achieve these goals. A batch wheat straw anaerobic digestion experiment was conducted at 14% total solid content and mesophilic conditions in special designed batch fermentation device, three treatments (T1, T2 & T3) were set to investigate the leachate distribution characteristics, and anaerobic digestion substrates for T1, T2 & T3 were all same. For T1, we divided the substrates into three equal parts by two separator plates. T2 was divided into two equal parts by one separator plate. T3 was not divided but as a whole. A certain amount of lithium chloride solution instead of leachate was circulated in T1, T2 & T3 at the end of fermentation. When the circulation process was over (no water dropped from the fermentation device bottom), we took the inner part of fermentation device out and froze them. The substrate profile was obtained by sawing off the substrate. Samples for measuring residue-lithium-Ion and Extracellular Polymeric Substances (EPS) were taken from profile substrate regularly. The distribution characters of leachate in substrates were expressed by the contour map obtained by SUFER 8.0 based on residue-Lithium-Ion and EPS data. At the same time, the daily biogas production, methane content, layer wet bulk density before and after digestion were analyzed. The results showed that there were no significant differences among total biogas production, accumulation of TS biogas production, and methane content in T1, T2 & T3 treatments. At the end of fermentation, the layer wet bulk density of T1, T2 and T3 was high at the top layer and decreased generally. The wet bulk density of T3 decreased in substrate depth before reaching a constant of 0.6 g/cm<sup>3</sup>, but it was larger than the initial substrate wet bulk density of 0.58 g/cm<sup>3</sup>. From the Li<sup>+</sup>-residue contour map, the area of residue Li<sup>+</sup> content below 2 mg/kg in T1, T2 and T3 profile took up 2.32%, 12.69% and 20.66% of total profile area respectively, indicating that the “leachate dead zone” existed in three treatments. The conclusions drawn from profile EPS contour map were the same as these conducted from Li<sup>+</sup>-residual contour map, they both showed leachate recirculation was not homogeneous substrates high in straw solid content anaerobic digestion. These results provided scientific evidences on improvement of leachate recirculation technologies in high straw solid anaerobic digestion.

**Keywords:** straw; fermentation; biogas; infiltration; high solid content anaerobic digestion; particle tracing