



Research  
Green Chemical Engineering—Article

## 通过厌氧分批处理香蕉皮提高沼气产量

Spyridon Achinas\*, Janneke Krooneman, Gerrit Jan Willem Euverink

Faculty of Science and Engineering, University of Groningen, Groningen 9747 AG, the Netherlands

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 23 August 2018

Revised 5 October 2018

Accepted 25 November 2018

Available online 21 August 2019

#### 关键词

沼气  
香蕉皮  
牛粪  
厌氧处理  
分批试验  
动力学研究

### 摘要

废物处置和能源危机是大多数国家面临的重要挑战。水果加工业每天产生数吨废物，其中大部分来自香蕉农场。厌氧消化(AD)技术已被应用于废水、污泥、食物垃圾和农业剩余物的处理，其主要目的是生产能源和消除废物。本研究探讨有机负荷(OL)和牛粪(CM)添加对处理香蕉皮废料(BPW)时AD性能的影响。在OL为每升18 g和22 g挥发性固体( $g_{vs}$ )时，CM含量为10%、20%和30%的香蕉皮(BP)每日最大沼气产量分别为 $50.20 \text{ mL} \cdot g_{vs}^{-1}$ 、 $48.66 \text{ mL} \cdot g_{vs}^{-1}$ 、 $62.78 \text{ mL} \cdot g_{vs}^{-1}$ 和 $40.49 \text{ mL} \cdot g_{vs}^{-1}$ 、 $29.57 \text{ mL} \cdot g_{vs}^{-1}$ 、 $46.54 \text{ mL} \cdot g_{vs}^{-1}$ 。然而，每日沼气产量与OL或CM含量没有明显的相关性。此外，动力学分析表明，一阶模型和锥体模型的动力学参数受工艺参数的影响。

© 2019 THE AUTHORS. Published by Elsevier LTD on behalf of Chinese Academy of Engineering and Higher Education Press Limited Company This is an open access article under the CC BY-NC-ND license (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>).

## 1. 引言

在过去10年中，香蕉是全球第二大水果种植作物，总产量约为 $1.2 \times 10^8 \text{ t}$ 。印度、中国、菲律宾和厄瓜多尔是全球最大的香蕉生产国，香蕉加工业是这些国家国内发展的一个关键部分[1]。如何利用香蕉废料生产廉价且可持续能源的问题亟需解决[2]。香蕉生产和加工过程中会产生数吨的香蕉皮、纤维和叶子[3,4]。因此，为了避免环境污染问题，必须采用可持续农业操作方法[5–7]。大多数国家都面临着节能和废物处理的挑战[8,9]。将废物转化为能源的技术将解决废物堆积和废物排放问题[10–14]。

水果废料是一种有机废物商品，可以对其进行厌氧处理，用于可持续能源生产[15,16]。垃圾厌氧消化(AD)是一种能产生高价值气体产品的可持续处理技术。在厌氧条件下的废物分解过程中，有机物通过微生物活动转化为沼气[17]。沼气(约60%  $\text{CH}_4$ 和40%  $\text{CO}_2$ )是一种绿色气体生物燃料，可用于加热、发电和汽车燃料生产[18]。

体现AD过程的3个主要生化步骤：水解/发酵、酸化和甲烷生成[19–23]。AD技术已被应用于废水、动物粪便、食物垃圾和农业残渣的处理，主要目标是用于能源生产和废物消除[24–27]。在过去的15年里，有机废物的综合降解已经引起了一些研究人员的关注。该方法

\* Corresponding author.

E-mail address: [s.achinas@rug.nl](mailto:s.achinas@rug.nl) (S. Achinas).

(被称为共消化法)通过不同有机共底物的协同作用提高了废物转化率[28,29]。

在AD过程中,工艺参数的监控对消化池的稳定运行至关重要[30]。有机负荷(OL)是反应器平稳运行的重要参数,超载会使消化池变酸[31,32]。低碳氮(C/N)比污泥的使用是影响果蔬废弃物分解的关键因素[33,34]。与单一消化法相比,水果废弃物与各种动物粪便的混合消化对沼气产量能产生积极影响,因为后者可以提高消化池的缓冲能力用以保持产甲烷菌的最佳pH值,同时为消化池提供了更好的C/N比,并利用了各种营养素和不同微生物。一些研究提到了最佳C/N比范围为20~30;然而,这个范围与农业废弃物提供的40~70的C/N比范围有显著差异[35,36]。目前,对水果加工废弃物的AD研究较少,而且有关香蕉皮废料(BPW)的研究信息也很有限。由于香蕉皮(BP)中木质素含量较高,由其产生的难降解物阻碍了底物的降解,并可能影响水果加工性能[37]。

由于目前只有少数研究对香蕉皮的生物能源潜力进行过调查[38-40],所以为了解决香蕉加工中的能源需求和所产生的大量有机废弃物,我们有必要进行更深的研究。本研究的目的:①研究OL对BP生产沼气潜力的影响;②阐明牛粪(CM)的添加是如何提高AD性能的;③了解AD过程的动力学。

## 2. 材料和方法

### 2.1. 接种物和底物

本研究使用的接种物是从中温消化池收集的,该消化池在位于荷兰格罗宁根省(Groningen, the Netherlands)的Garmerwolde污水处理厂(WWTP)进行了废水厌氧处理。新鲜的CM是从格罗宁根省当地一位农民那里收集的。在对其进行表征和使用之前,先将污泥和肥料储存在6℃下,以避免不良的发酵过程。新鲜香蕉是从当地市场获得的。将新鲜成熟的香蕉皮切成约0.5 cm×0.5 cm大小的块,然后用去离子水彻底洗涤以除去物理吸附的污染物。在使用BP前,将其用均质机混合器(RW-20 S1; Janke & Kunkel, Germany)进行30 s的均质。

### 2.2. 实验设计

建立厌氧分批系统(R1→R16)以检查BP消化过程中OL和CM的添加对沼气产量的影响。所有分批消化

实验均在工作容积为240 mL的300 mL玻璃血清瓶中进行。实验中需要设定不同的CM含量来确定不同浓度下BP的降解特性。OL设置为每升10 g、14 g、18 g和22 g挥发性固体(VS;  $g_{vs}$ ),CM的含量设置为10%、20%和30%。根据文献[15,31],接种物与底物的比率(ISR)维持在2。仅将接种物试样用作对照样品。表1给出了测试系统的内容。根据预定的ISR计算出接种物和底物的VS初始浓度。在所有实验过程中,我们添加了适量的蒸馏水,以使最终容积保持在240 mL,然后使用 $1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$  HCl将初始pH值调整至 $7.0\pm 0.2$ 。将所有反应器密封并用纯氮气冲洗3 min以确保厌氧条件,然后将其置于恒温箱中,保持恒定的中温温度( $36\pm 1$ )℃,并在实验期间每天手动摇动两次。为了修正接种物产生的沼气水平,我们进行了含污泥的空白试验。沼气停止生产后,我们对残留物取样以确定VS去除率。所有实验均使用一式三份的玻璃血清瓶,所有值均为一式三份的平均值±标准偏差。

### 2.3. 分析方法与计算

总固体(TS;  $g\cdot\text{kg}^{-1}$ )和总VS( $g\cdot\text{kg}^{-1}$ )的浓度是根据美国公共卫生协会(American Public Health Association, APHA)《水和废水检验标准方法》的建议设置的[42]。使用pH计(HI-991001; Hanna Instruments, USA)离线测定pH值。根据制造商的说明,使用化学

表1 批量试验的实验条件

Reactor	Experimental design			Replicates
	ISR <sup>a</sup>	CM content (%) <sup>a</sup>	OL ( $g_{vs}\cdot\text{L}^{-1}$ )	
R1	2	0	10	3
R2	2	10	10	3
R3	2	20	10	3
R4	2	30	10	3
R5	2	0	14	3
R6	2	10	14	3
R7	2	20	14	3
R8	2	30	14	3
R9	2	0	18	3
R10	2	10	18	3
R11	2	20	18	3
R12	2	30	18	3
R13	2	0	22	3
R14	2	10	22	3
R15	2	20	22	3
R16	2	30	22	3

<sup>a</sup> Based on volatile solids.

试剂盒 (Hach Lange GmbH, Germany) 确定化学需氧量 (COD;  $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), 并用分光光度计 (DR/2010; Hach Company, USA) 进行量化。

BP和CM中木质纤维素的含量是根据国家可再生能源实验室 (National Renewable Energy Laboratory, NREL) 设定的程序确定的[43]。单糖浓度是通过高效液相色谱法 (LC 1200 Series; Agilent Technologies, Inc., USA) 测定的。在温度为60 °C的条件下, 单糖 (葡萄糖、木糖、阿拉伯糖、甘露糖和半乳糖) 在Bio-Rad Aminex HPX-87H色谱柱 (300 mm×7.8 mm) 上以浓度为 $0.0005 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 、流速为 $0.05 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 的 $\text{H}_2\text{SO}_4$ 为洗脱液进行实验操作。酸溶性木质素的含量是以重量法估算的, 是利用紫外线检测器在波长为205 nm、消光系数为 $110 \text{ L}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{cm}^{-1}$ 的条件下测定的。

使用配备有氦气作为色谱柱 (HP-PLOT U; Agilent Technologies, Inc., USA) 的微型气相色谱仪单通道两流选择器系统 (Thermo Fisher Scientific Inc., USA) 确定沼气成分, 氦气的总流量为10 mL。使用具有标准成分[50% (V/V)  $\text{CH}_4$ 、20% (V/V)  $\text{CO}_2$ 和30% (V/V)  $\text{N}_2$ ]的气体校准并调整色谱结果。上述气体成分的校准曲线是线性可重复的。

每日产生的沼气体积 ( $\text{mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ ) 由水置换法确定。本研究中使用的设备能够在5%的误差范围内提供沼气数据[44]。技术消化时间 (生产最大沼气产量的80%所需的时间) 是沼气生产性能的另一个指标[45]。在本研究中, 沼气产量的评估是基于根据标准温度和压力校正的沼气和甲烷产量进行的。根据公式 (1), 将每日产生的沼气体积归一化 [ $T = 0 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $P = 1 \text{ bar}$  ( $1 \text{ bar} = 10^5 \text{ Pa}$ )] [46]:

$$V_N = \frac{V \times 273 \times (760 - p_w)}{(273 + T) \times 760} \quad (1)$$

式中,  $V_N$ 是标准条件下干沼气的体积(mL);  $V$ 是沼气的体积 (mL);  $p_w$ 即水蒸气压 (mmHg,  $1 \text{ mmHg} \approx 133.322 \text{ Pa}$ ), 是关于环境温度的函数;  $T$ 是环境温度 ( $^\circ\text{C}$ )。

#### 2.4. 动力学研究

通过两种动力学模型对实验数据进行拟合, 模拟沼气生产过程。在Microsoft Office Excel (Microsoft Office 2010) 和MATLAB 2016b中进行回归分析。采用一阶模型和锥体模型对有机质进行水解, 并采用公式(2)和(3)

进行描述[47–49]:

$$B(t) = B_0 \times [1 - e^{(-Kt)}] \quad (2)$$

$$B(t) = \frac{B_0}{1 + (Kt)^{-n}} \quad (3)$$

式中,  $B(t)$  是 $t$ 天累积沼气产量 ( $\text{mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ );  $B_0$ 是底物的最大沼气潜力 ( $\text{mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ );  $n$ 是形状因子;  $K$ 是沼气产率常数 (即一阶分解速率常数) ( $\text{d}^{-1}$ );  $t$ 是时间 (d)。

我们将两种模型预测的沼气产量与通过实验测得的沼气产量进行了比较。同时, 为了验证模型的有效性, 我们还计算了相关系数 ( $R^2$ )。

### 3. 结果与讨论

#### 3.1. 接种物和底物的特征化

表2总结了厌氧菌剂、BPW和CM的特性。值得注意的是, 接种物和CM的特性在两个试验阶段是不同的。BPW的VS/TS值为0.87, 而CM的VS/TS值为0.78~0.86, 这表明BPW有机质含量略高于CM。本研究中CM的VS/TS值和COD值与Fantozzi和Buratti [50]的研究报告中的一致。相比单纯使用BPW, BPW与CM的混合使用有望提高AD的效率。其他分析办公用纸或纸板等材料的结构性碳水化合物、木质素和灰分含量的研究报告均有相近的浓度范围[41]。

#### 3.2. 日沼气产量取决于 OL 和 CM 含量

图1给出了4种OL的不同CM含量的日沼气产量 ( $\text{mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ )。在消化的第1天, 所有消化池中的沼气生产迅速开始。在OL为 $10 \text{ g}_{\text{vs}}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下, CM含量为10%、20%和30%的BP的每日最大沼气产量分别为 $112.18 \text{ mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 、 $89.56 \text{ mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 和 $94.01 \text{ mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 。在OL为 $14 \text{ g}_{\text{vs}}\cdot\text{L}^{-1}$ 的条件下, CM含量为10%、20%和30%的反应器显示出类似的趋势, 每日最大沼气产量分别达到 $100.17 \text{ mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 、 $96.93 \text{ mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 和 $79.96 \text{ mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 。在消化的第2天到第8天之间, 日沼气产量变化范围为 $4080 \text{ mL}\cdot\text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ , 然后降到较低水平。

通过实验可知, 对于较高的OL水平, 沼气产量较低, 并且在整个实验过程中, 沼气产量持续保持在较低水平。在OL为 $18 \text{ g}_{\text{vs}}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $22 \text{ g}_{\text{vs}}\cdot\text{L}^{-1}$ 处CM含量为10%、20%和30%的BP的每日最大沼气产量分

表2 批量试验中使用的厌氧菌剂、BPW和CM的理化特性

Parameter	Inoculum	BPW	CM
TS ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	$47.56 \pm 0.10$	$79.25 \pm 2.27$	$190.03 \pm 10.41$
VS ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	$30.09 \pm 0.22$	$69.03 \pm 2.09$	$164.00 \pm 3.88$
VS/TS	0.63	0.87	0.86
COD ( $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	$47.27 \pm 0.73$	$152.68 \pm 10.17$	$184.37 \pm 13.30$
pH	7.36	—	—
Cellulose (% TS)	ND	$52.43 \pm 2.81$	$17.21 \pm 1.34$
Hemicellulose (% TS)	ND	$37.19 \pm 1.64$	$16.42 \pm 0.80$
Insoluble lignin (% TS)	$0.95 \pm 0.18$	$5.85 \pm 0.78$	$27.19 \pm 2.02$
Soluble lignin (% TS)	$0.76 \pm 0.04$	$1.89 \pm 0.15$	$1.64 \pm 0.63$
Extractives	ND	$7.26 \pm 1.58$	$29.03 \pm 3.19$
Ash (% TS)	$1.26 \pm 0.38$	$1.03 \pm 0.17$	$4.38 \pm 1.02$

Values are the averages of three determinations. ND: not determined.

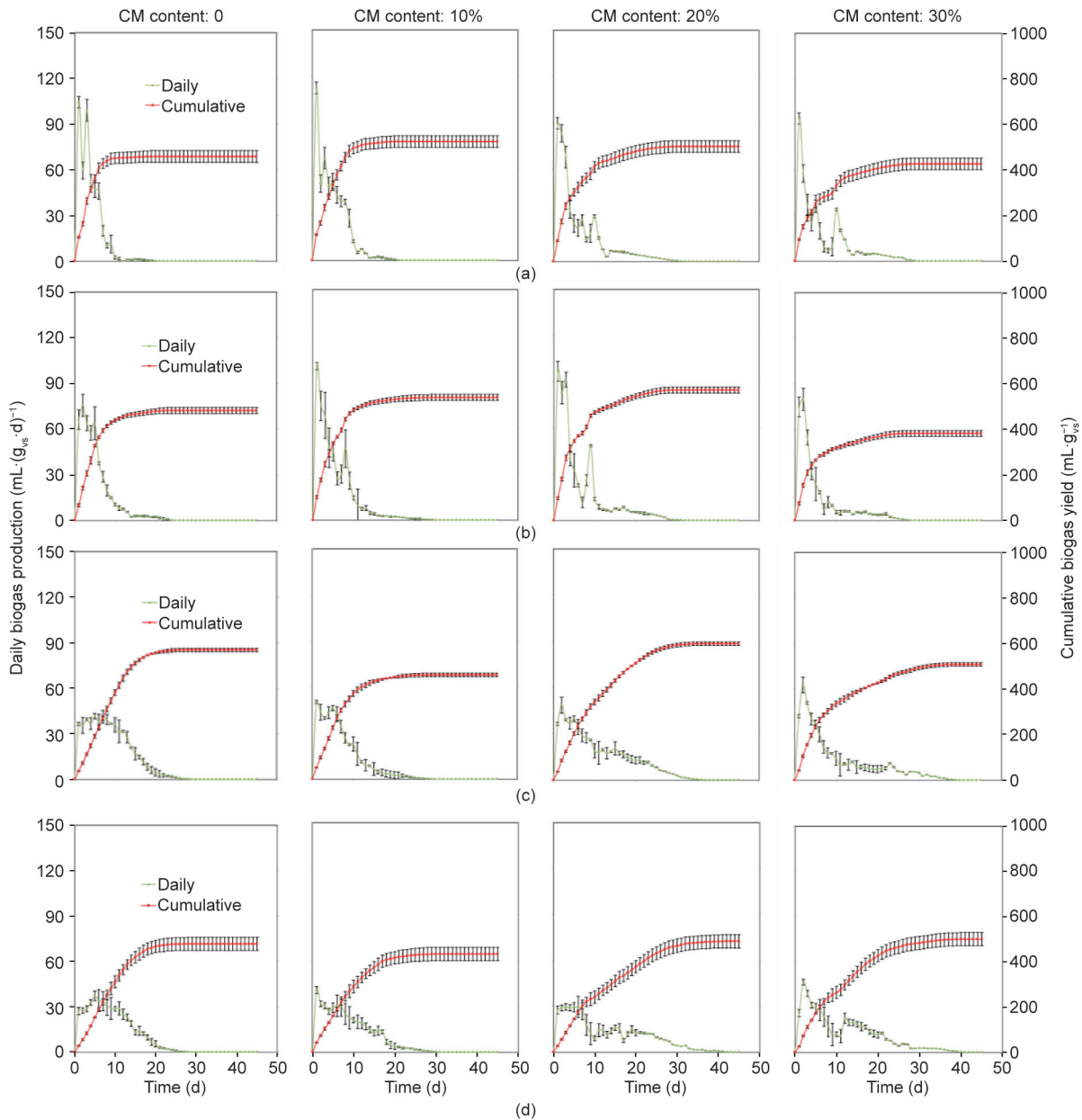


图1. 4种OL的不同CM含量的BP日沼气产量和累积产量: (a)  $10 \text{ g}_{\text{vs}}\cdot\text{L}^{-1}$ ; (b)  $14 \text{ g}_{\text{vs}}\cdot\text{L}^{-1}$ ; (c)  $18 \text{ g}_{\text{vs}}\cdot\text{L}^{-1}$ ; (d)  $22 \text{ g}_{\text{vs}}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

别为 $50.20 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 、 $48.66 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 、 $62.78 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 和 $40.49 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 、 $29.57 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 、 $46.54 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 。日沼气产量与OL或CM含量之间没有明显的依存关系。

### 3.3. 累积沼气产量取决于 OL 和 CM 含量

如上所述，为了改善BP的AD的性能，我们以10%、20%和30%的比例添加了CM。如图2和表3所示，在 $10 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 及CM含量为10%、20%、30%的条件下，BP的累积沼气产量分别为 $514.87 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 、 $496.95 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 和 $426.43 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 。相对于不含CM的实验组R1，在10%的CM含量下，沼气产量增加了12.5%。由此可知，CM对AD性能具有积极影响。

然而，随着CM含量增加到30%，沼气产量比CM含量为10%时降低了17.2%。沼气产量降低的原因可能是粪便中存在几乎不能降解的木质纤维素材料。根据Chiumenti等[51]的报道，木质素含量高会降低沼气产量。BP在OL为 $14 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $18 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下的沼气产量表现出不同的模式。

关于BP消化的类似研究显示，甲烷的累积产量低于当前研究中的甲烷产量。这种差异可能与接种物及其活性有关，这影响了酶中半纤维素成分的降解[52–55]。Nathoa等[56]报道称，随着水解/酸化和甲烷生成步骤的分离，BP转化效率将更高，两阶段发酵中甲烷产量也会增加。

与所预测的一致，CM提高了AD的性能，因为它包含了用于生产沼气的活性微生物。在BP与CM共消化期间以及在不同OL下运行期间，ISR始终保持在2，因为该比例能显著提高消化池的缓冲能力，从而为产甲烷菌保持最佳的pH值[31,57]。BP的厌氧单消化（实验组R1、R5、R9和R13）未显示明确的结果。与BP的厌氧单消化一样，在共消化实验的第6天后我们观察到了沼气的产生。值得注意的是，单消化组（R1、R5、R9和R13）在 $10 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $14 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 、 $18 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $22 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 的4个OL条件下显示出较高的甲烷含量，分别达到63.4%、64.6%、62.0%和62.6%（表3）。在这些OL条件下的沼气产量分别为 $457.79 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 、 $481.67 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 、 $568.37 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 和 $476.51 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 。有争议的是，对于所有OL，在30% CM的BP共消化实验中，甲烷含量和产量均较低。R8、R12和R16的甲烷含量分别为53.1%、54.7%和53.4%。

结果（图2）还表明，相对于CM含量在OL为 $10 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $14 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 条件下的增加，累积沼气产量并没有呈线性增加，而是呈曲线变化。研究发现，在OL为 $10 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $14 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 时，累积沼气产量与CM含量之间的函数关系分别为 $y = -0.32x^2 + 8.54x + 459.11$  ( $R^2 = 0.9927$ ) 和 $y = -0.5818x^2 + 14.801x + 471.75$  ( $R^2 = 0.8966$ )。在OL为 $18 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $22 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 下，结果显示累积沼气产量与CM含量呈线性相关，其函数关系分别为

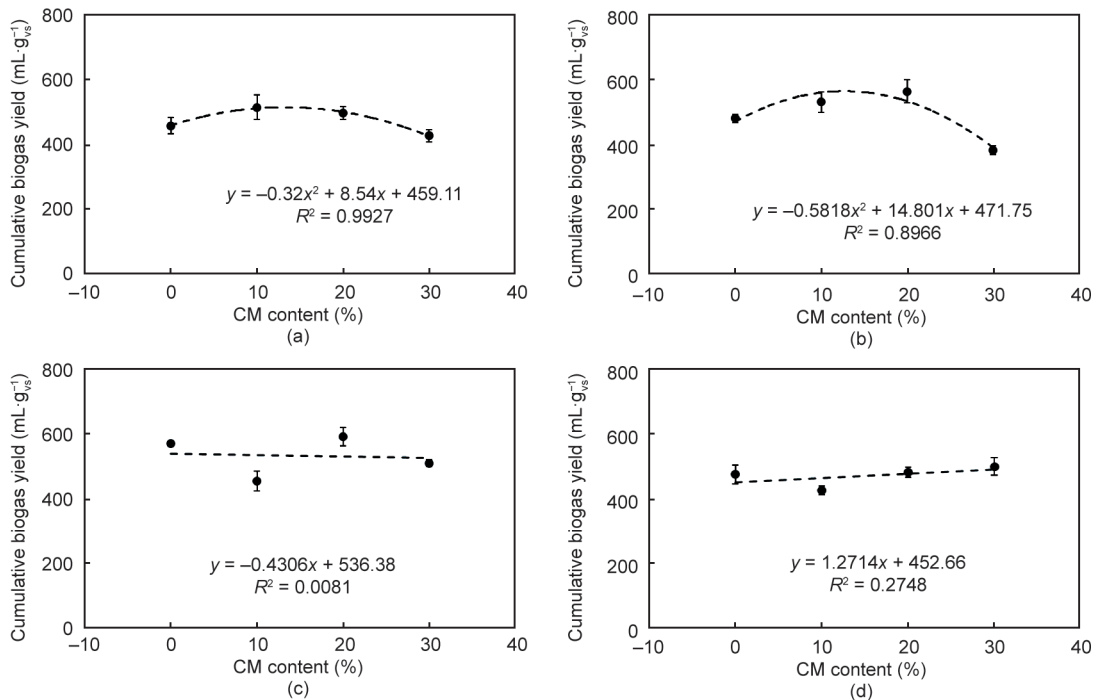


图2. 不同初始OL条件下CM含量对BP累积沼气产量的影响: (a)  $10 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ ; (b)  $14 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ ; (c)  $18 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ ; (d)  $22 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

$$y = -0.4306x + 536.38 \quad (R^2 = 0.0081) \quad \text{和} \quad y = 1.2714x + 452.66 \quad (R^2 = 0.2748).$$

从另一方面看, 大型沼气生产在运行过程中存在负荷波动。因此, 考察了沼气产量与OL之间的函数关系。如图3所示, 在CM含量为0、10%、20%和30%的条件下,  $y = -1.8085x^2 + 61.443x + 12.132 \quad (R^2 = 0.6)$ ,  $y = -0.6665x^2 + 12.788x + 461.09 \quad (R^2 = 0.8501)$ ,  $y = -2.7365x^2 + 87.13x - 105.19 \quad (R^2 = 0.9502)$ , 和  $y = 0.566x^2 - 9.4095x + 448.72 \quad (R^2 = 0.5797)$ , 表明当反应器中的CM含量发生变动时, 两者之间存在不明确的关系。同样地, 在本文中CM的积极作用与以前的研究结果是一致的[58,59]。

如表3所示, 技术消化时间不随沼气性能的变化而变化。Pellera和Gidakos [57]证实, 在ISR为4的情况下, 橄榄果渣的AD的技术消化时间比ISR为0.5~1的技术消化时间要短。对于甲烷产量是否是反应堆即将失效的最佳指标, 不同的学者提出了不同的意见。学者们强烈建议对总挥发性脂肪酸/总碱度(TVFA/TA)的比进行监测, 并确定比率低于0.3是最佳的平稳消化池操作。高碳酸氢盐浓度很可能有助于系统的缓冲。动物粪便具有较高的碱性容量, 是AD的合适底物[60]。

各种废物的组合消化不仅可以提供足够的C/N比, 而且还可以稀释有毒化合物[61]。考虑到以上结果, 添

加部分CM是农场规模沼气池的有效解决方案, 也是具有生态效益的可持续解决方案[62]。为了评估不包括共底物成分和OL的全面应用以外的因素, 财务评估将会很有意思[63,64]。

### 3.4. VS 去除率取决于 OL 和 CM 含量

为了研究降解效率及其与沼气产量的关系, 我们测定了VS去除率。表3显示了所有反应器的VS去除率。R11的去除率最高, 为38.62%。R7、R9和R6的去除率分别为33.11%、32.47%和32.07%。

单消化显示出快速的沼气生产, 这很可能是由于低聚物和单体糖的释放影响了聚合物的反应。VS去除率升高可能是由于污泥的可利用性(ISR为2)为消化池提供了缓冲能力和足够的产甲烷菌, 这可能会阻碍生物反应器内部挥发性脂肪酸的累积并使pH值稳定。研究表明, pH值在6.5~7.5范围内有利于产甲烷菌的生长和活性[65]。以往的研究[66,67]提到降低纤维素结晶度、降低木素含量、增加比表面积是提高葡萄糖产量和提高沼气产量的关键因素。

累积沼气产量与VS去除率的关系如图4所示。根据本研究获得的数据建立线性回归方程 ( $y = 0.0238x + 15.418; R^2 = 0.0427$ )。VS去除率与沼气产量有很好的对应关系, 并呈相似趋势。

表3 4种OL条件下不同CM含量的BP沼气产量、甲烷含量和VS去除率

Reactor	Biogas yield (mL·g <sub>vs</sub> <sup>-1</sup> )	Methane content (%)	Methane yield (mL·g <sub>vs</sub> <sup>-1</sup> )	VS removal rate (%)	T <sub>80</sub> (d)
R1	457.79±25.59	63.4	290.24	28.02±3.37	6
R2	514.87±38.30	59.3	305.32	29.68±3.57	8
R3	496.95±20.99	57.2	284.26	28.07±1.29	10
R4	426.43±18.67	59.5	253.73	23.65±5.02	11
R5	481.67±12.78	64.6	311.16	28.18±0.25	7
R6	531.83±31.31	59.7	317.50	32.07±1.40	8
R7	654.81±35.85	60.8	343.40	33.11±1.37	18
R8	382.27±13.90	53.1	202.99	18.86±0.95	9
R9	568.37±7.72	62.0	352.39	32.47±2.94	13
R10	452.99±31.20	58.2	263.64	24.80±1.73	10
R11	589.99±28.78	59.4	350.45	38.62±4.09	18
R12	508.35±10.40	54.7	278.07	30.25±3.81	17
R13	476.51±29.00	62.6	298.30	26.11±0.97	13
R14	427.29±13.70	58.9	251.67	22.93±1.45	14
R15	482.72±15.29	54.1	261.15	27.34±2.18	22
R16	500.42±26.44	53.4	267.22	31.93±4.06	18

T<sub>80</sub>: the time needed for 80% biogas production.

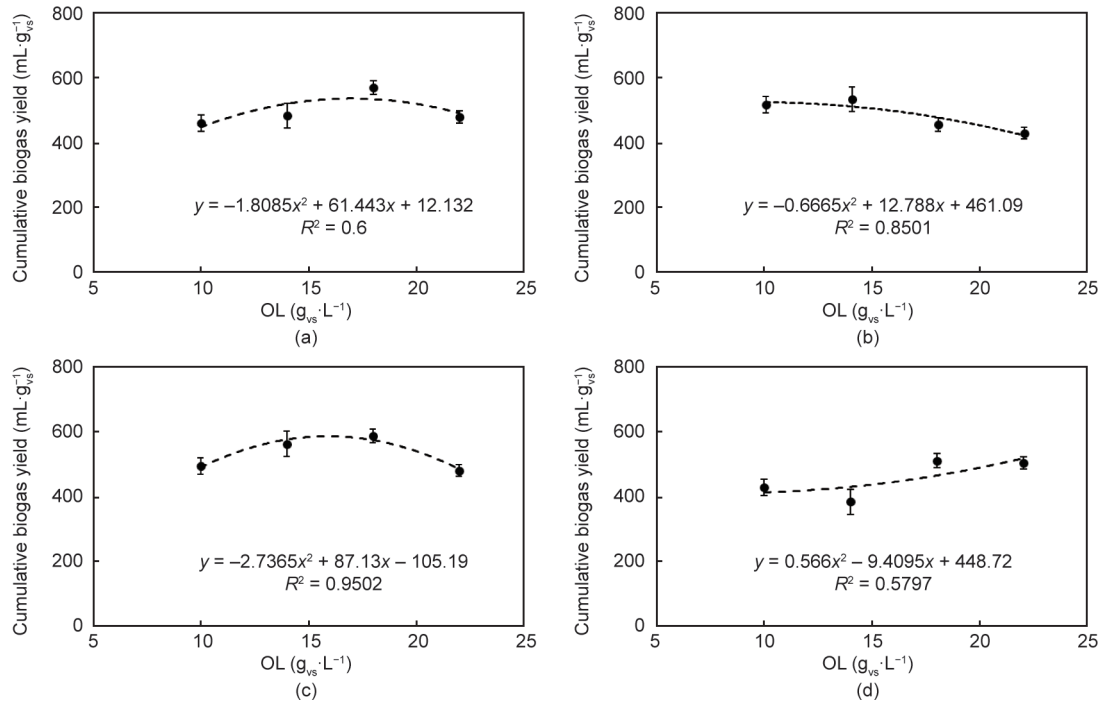


图3. 不同CM含量下初始OL对BP累积沼气产量的影响：(a) 不含CM；(b) CM含量为10%；(c) CM含量为20%；(d) CM含量为30%。

### 3.5. 动力学研究结果

表4和表5总结了使用一阶模型和锥体模型进行动力学研究的结果。研究发现，这两种模型都与实验数据非常吻合。因为产生80%沼气 ( $T_{80}$ ) 所需时间在6~22 d的范围内 (表3)，所以我们计算出了消化时间为13 d的动力学常数。在实验中，R1的最高水解速率 ( $K$ ) 为  $0.3682 \text{ d}^{-1}$  (基于一阶模型) 和  $0.4003 \text{ d}^{-1}$  (基于锥体模型)。含有10% CM的反应器 (R2、R6、R10和R14) 显

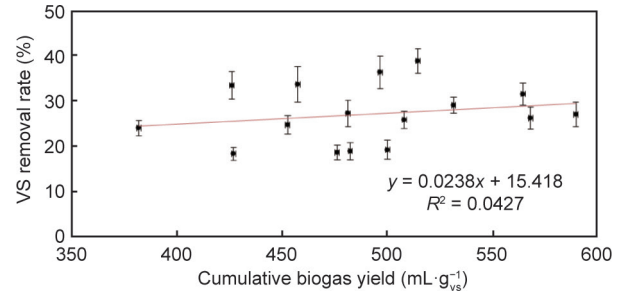


图4. 所有实验的累积沼气产量与VS去除率的相关性。

表4 采用一阶模型进行动力学研究的结果

Reactor	$K$ (d <sup>-1</sup> )	$R^2$	Biogas yield (mL·g <sub>vs</sub> <sup>-1</sup> )		Difference (%)
			Measured	Predicted	
R1	0.3682	0.9706	457.79	457.50	0.03
R2	0.3620	0.9603	514.87	514.62	0.04
R3	0.2086	0.8988	496.95	496.18	0.15
R4	0.2100	0.8673	426.43	425.47	0.22
R5	0.3023	0.9299	481.67	481.33	0.07
R6	0.2507	0.9562	531.83	531.46	0.07
R7	0.2292	0.8579	564.81	564.44	0.06
R8	0.2206	0.8462	382.27	381.48	0.21
R9	0.1964	0.9578	568.37	566.05	0.33
R10	0.2022	0.9972	452.99	452.13	0.19
R11	0.1122	0.9701	589.99	579.60	1.80
R12	0.0868	0.9869	508.35	491.14	3.40
R13	0.1456	0.9677	476.51	468.43	1.70
R14	0.1341	0.9845	427.29	420.60	1.60
R15	0.0678	0.9924	482.72	454.73	5.80
R16	0.0782	0.9900	500.42	480.15	4.10

表5 采用锥体模型进行动力学研究的结果

Reactor	$K$ (d <sup>-1</sup> )	$R^2$	Biogas yield (mL·g <sub>vs</sub> <sup>-1</sup> )		Difference (%)
			Measured	Predicted	
R1	0.4003	0.9772	457.79	456.92	0.19
R2	0.3056	0.9633	514.87	512.02	0.55
R3	0.2892	0.9761	496.95	486.08	2.19
R4	0.2712	0.9562	426.43	415.81	2.49
R5	0.2983	0.9923	481.67	479.28	0.50
R6	0.2990	0.9782	531.83	526.96	0.92
R7	0.2827	0.9778	564.81	552.76	2.13
R8	0.3605	0.9824	382.27	374.92	1.92
R9	0.1454	0.9805	568.37	563.27	0.90
R10	0.2081	0.9878	452.99	449.19	0.84
R11	0.1280	0.9703	589.99	564.32	4.35
R12	0.1697	0.9728	508.35	471.36	7.28
R13	0.1403	0.9820	476.51	476.21	0.06
R14	0.1548	0.9757	427.29	421.04	1.46
R15	0.1076	0.9610	482.72	441.57	8.52
R16	0.1232	0.9656	500.42	465.92	6.89

示出足够的水解速率，与没有CM的反应器（R1、R5、R9和R13）的水解速率相似。底物水解速率提高的原因可能是CM含有可加速不溶和复杂颗粒降解的微生物。但是，R4和R8的沼气产量分别低至 $426.43 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ 和 $382.27 \text{ mL} \cdot \text{g}_{\text{vs}}^{-1}$ ，这是因为快速的BP酸化作用和缓慢的甲烷生成速度抑制了甲烷的产生。

当CM含量增加到20%和30%时， $K$ 值降低。尽管水解速度较慢，但接种物和牛粪的微生物之间的相互作用有利于整体降解性能。快速酸化步骤可减少氨的

抑制作用，并进一步增强甲烷生成步骤。当CM含量为10%或0时，反应堆的测量值与预测值之间的差异很小（表4）。为了评估一阶模型和锥体模型中模型结果的可靠性，我们将沼气产量的预测值与测量值作图，并进行了对比（图5）。均方根误差（RMSE）越小说明模型预测的生物活性越准确。表4和表5给出了统计指标（ $R^2$ ），以提供动力学研究。

根据动力学分析，动力学参数可能受到工艺参数的影响。因此，使用Pearson相关分析（Appendix A.

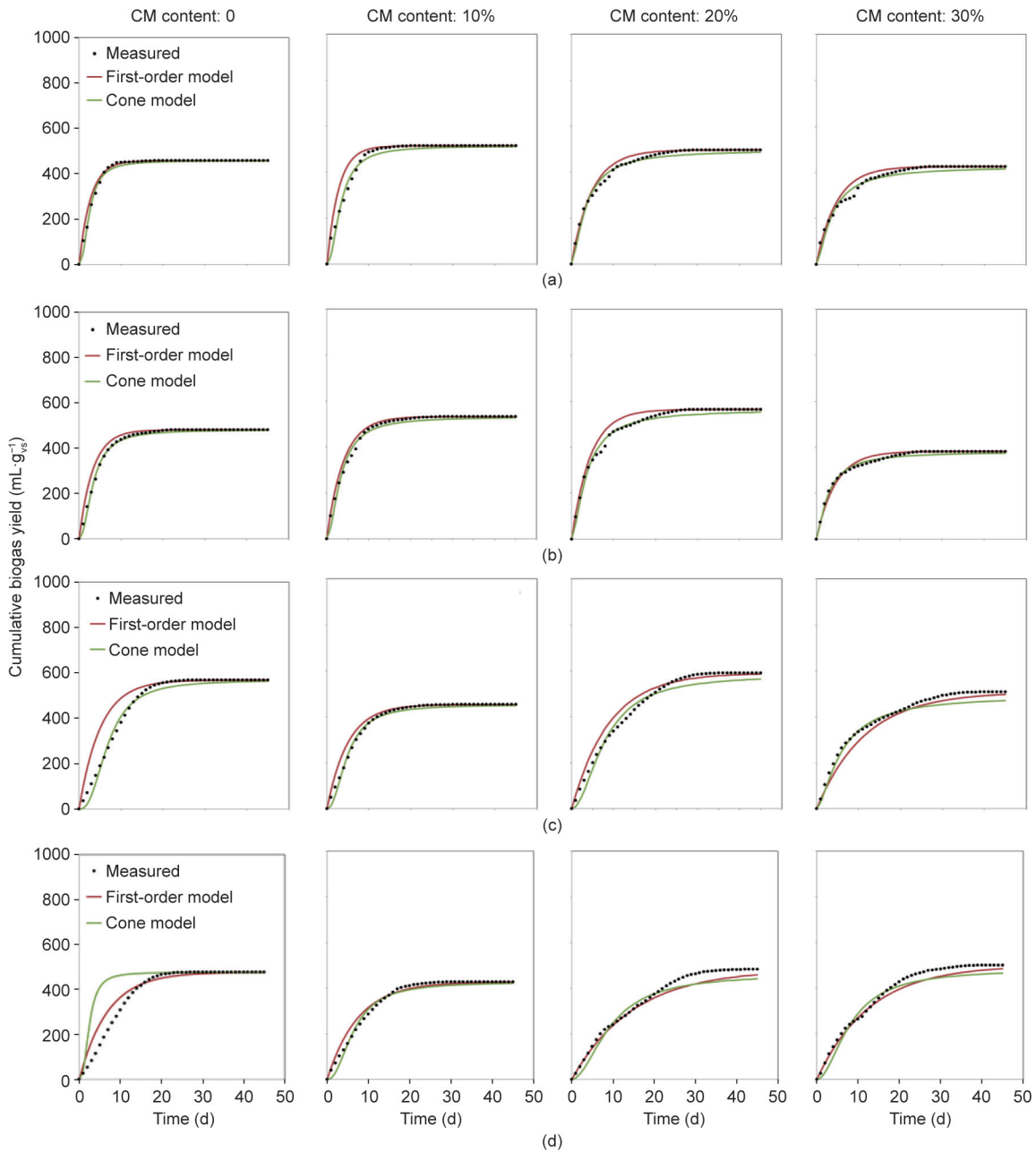


图5. 4种不同CM含量和4种不同OL条件下测量和预测的BP累积沼气产量: (a)  $10 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ ; (b)  $14 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ ; (c)  $18 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ ; (d)  $22 \text{ g}_{\text{vs}} \cdot \text{L}^{-1}$ 。



Supplementary data中的Table S1和Table S2) 检验了这些工艺参数(如OL、CM含量和VS去除率)对动力学参数( $G$ 和 $K$ )的影响。在这种情况下,共消化率和VS去除率对预测的沼气生产潜力( $G$ )影响显著。水解常数( $K$ )与工艺参数和沼气生产潜力的相关性较低。

## 4. 结论

本研究旨在探讨OL和CM的添加对处理BPW时AD性能的影响。总的结果表明,在BP处理中添加CM可以增强降解性能。更具体地说,当ISR为2时,沼气产量最高,技术消化时间最低,这表明消化池需要适量的污泥才能有效运行。然而,OL和CM含量之间没有明显的相关性。此外,采用一级模型和锥体模型进行的动力学分析显示,工艺参数可以影响动力学参数。值得注意的是,预处理过的BP通过与CM共消化,在提高沼气产量和增加能量输出方面显示了良好的潜力,同时可提供稳定的AD过程。

## Compliance with ethics guidelines

Spyridon Achinas, Janneke Krooneman, and Gerrit Jan Willem Euverink declare that they have no conflict of interest or financial conflicts to disclose.

## Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at <https://doi.org/10.1016/j.eng.2018.11.036>.

## References

- [1] Commodity markets monitoring and outlook: bananas [Internet]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; [cited 2018 Mar 16]. Available from: <http://www.fao.org/economic/est/est-commodities/bananas/en/>.
- [2] Padam BS, Tin HS, Chye FY, Abdullah MI. Banana by-products: an underutilized renewable food biomass with great potential. *J Food Sci Technol* 2014;51(12):3527–45.
- [3] Abdullah N, Sulaiman F, Miskam MA, Taib RM. Characterization of banana (*Musa spp.*) pseudo-stem and fruit-bunch-stem as a potential renewable energy resource. *Int J Biol Vet Agric Food Eng* 2014;8(8):712–6.
- [4] Preethi P, Balakrishna MG. Physical and chemical properties of banana fiber extracted from commercial banana cultivars grown in Tamilnadu State. *Agrotechnology* 2013;511:008.
- [5] Essien JP, Akpan EJ, Essien EP. Studies on mould growth and biomass production using waste banana peel. *Bioresour Technol* 2005;96(13):1451–6.
- [6] Shah MP, Reddy GP, Banerjee R, Ravindra Babu P, Kothari IL. Microbial degradation of banana waste under solid state bioprocessing using two lignocellulolytic fungi (*Phylosticta spp.* MPS-001 and *Aspergillus spp.* MPS-002). *Process Biochem* 2005;40(1):445–51.
- [7] Yabaya A, Ado SA. Mycelial protein production by *Aspergillus niger* using banana peels. *Sci World J* 2008;3(4):9–12.
- [8] Ali N, Ubhrani P, Tagotra M, Ahire M. A step towards environmental waste management and sustainable biofuel (ethanol) production from waste banana peelings. *Am J Eng Res* 2014;3(5):110–6.
- [9] Chen JF. Green chemical engineering for a better life. *Engineering* 2017;3(3):279.
- [10] Food and Agriculture Organization Statistics (FAOSTAT) data [Internet]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; [cited 2018 Mar 24]. Available from: <http://www.fao.org/faostat/en/?#data>.
- [11] Chen P, Anderson E, Addy M, Zhang R, Cheng Y, Peng P, et al. Breakthrough technologies for the biorefining of organic solid and liquid wastes. *Engineering* 2018;4(4):574–80.
- [12] Li WW, Yu HQ. Advances in energy-producing anaerobic biotechnologies for municipal wastewater treatment. *Engineering* 2016;2(4):438–46.
- [13] Gumisiriza R, Hawumba JF, Okure M, Hensel O. Biomass waste-to-energy valorisation technologies: a review case for banana processing in Uganda. *Biotechnol Biofuels* 2017;10(1):11.
- [14] Dung Thi NB, Lin CY, Kumar G. Electricity generation comparison of food waste-based bioenergy with wind and solar powers: a mini review. *Sustainable Environ Res* 2016;26(5):197–202.
- [15] Valenti F, Porto SMC, Cascone G, Arcidiacono C. Potential biogas production from agricultural by-products in Sicily. A case study of citrus pulp and olive pomace. *J Agric Eng* 2017;48(4):196–202.
- [16] Achinas S, Achinas V, Euverink GJW. A technological overview of biogas production from biowaste. *Engineering* 2017;3(3):299–307.
- [17] Venkiteshwaran K, Bocher B, Maki J, Zitomer D. Relating anaerobic digestion microbial community and process function. *Microbiol Insights* 2016;8(Suppl 2):37–44.
- [18] Achinas S, Achinas V. Biogas combustion: an introductory briefing. In: Vico A, Artemio N, editors. *Biogas: production, applications and global developments*. New York: Nova Science Publishers, Inc; 2017. p. 179–93.
- [19] Chen JF. Green chemical engineering. *Engineering* 2017;3(3):283–4.
- [20] Macedonio F, Drioli E. Membrane engineering for green process engineering. *Engineering* 2017;3(3):290–8.
- [21] Nelson MJ, Nakhla G, Zhu J. Fluidized-bed bioreactor applications for biological wastewater treatment: a review of research and developments. *Engineering* 2017;3(3):330–42.
- [22] Dell'Antonia D, Cividino SRS, Carlino A, Gubiani R, Perghe G. Development perspectives for biogas production from agricultural waste in Friuli Venezia Giulia (Nord-East of Italy). *J Agric Eng* 2013;44(2s):569–72.
- [23] Orzi V, Scaglia B, Lonati S, Riva C, Boccasile G, Alborali GL, et al. The role of biological processes in reducing both odor impact and pathogen content during mesophilic anaerobic digestion. *Sci Total Environ* 2015;526:116–26.
- [24] Menardo S, Balsari P. An analysis of the energy potential of anaerobic digestion of agricultural by-products and organic waste. *BioEnergy Res* 2012;5(3):759–67.
- [25] Coppolecchia D, Gardoni D, Baldini C, Boronovo F, Guarino M. The influence on biogas production of three slurry-handling systems in dairy farms. *J Agric Eng* 2015;46(1):30–5.
- [26] Bacenetti J, Sala C, Fusi A, Fiala M. Agricultural anaerobic digestion plants: what LCA studies pointed out and what can be done to make them more environmentally sustainable. *Appl Energy* 2016;179:669–86.
- [27] European Biogas Association. *EBA biogas report 2014*. Brussels: European Biogas Association; 2014.
- [28] Scaglione D, Caffaz S, Ficara E, Malpei F, Lubello C. A simple method to evaluate the short-term biogas yield in anaerobic codigestion of WAS and organic wastes. *Water Sci Technol* 2008;58(8):1615–22.
- [29] Dinuccio E, Gioelli F, Cuk D, Rollè L, Balsari P. The use of co-digested solid fraction as a feedstock for biogas plants. *J Agric Eng* 2013;44(2s):153–9.
- [30] Schievano A, D'Imporzano G, Orzi V, Adani F. On-field study of anaerobic digestion full-scale plants (Part II): new approaches in monitoring and evaluating process efficiency. *Bioresour Technol* 2011;102(19):8814–9.
- [31] Fabbri A, Serranti S, Bonifazi G. Biochemical methane potential (BMP) of artichoke waste: the inoculum effect. *Waste Manag Res* 2014;32(3):207–14.
- [32] Liotta F, Esposito G, Fabbri M, van Hullebusch ED, Lens PNL, Pirozzi F, et al. Methane and VFA production in anaerobic digestion of rice straw under dry, semi-dry and wet conditions during start-up phase. *Environ Technol* 2016;37(5):505–12.
- [33] Gomez X, Cuertos MJ, Cara J, Moran A, Garcia AI. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the organic solid wastes: conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renew Energy* 2006;31(12):2017–24.
- [34] Bolzonella D, Innocenti L, Cecchi F. Biological nutrient removal wastewater treatments and sewage sludge anaerobic mesophilic digestion performances. *Water Sci Technol* 2002;46(10):199–208.
- [35] Perazzolo F, Mattachini G, Tambone F, Calcante A, Provolo G. Nutrient losses from cattle co-digestate slurry during storage. *J Agric Eng* 2016;47(2):94–9.
- [36] Pontoni L, Panico A, Salzano E, Frunzo L, Iodice P, Pirozzi F. Innovative parameters to control the efficiency of anaerobic digestion process. *Chem Eng Trans* 2015;43:2089–94.
- [37] Mancini G, Papirio S, Lens PNL, Esposito G. Solvent pretreatments of lignocellulosic materials to enhance biogas production: a review. *Energy*

- Fuels 2016;30(3):1892–903.
- [38] Clarke WP, Radnidge P, Lai TE, Jensen PD, Hardin MT. Digestion of waste bananas to generate energy in Australia. *Waste Manag* 2008;28(3):527–33.
- [39] Tock JY, Lai CL, Lee KT, Tan KT, Bhatia S. Banana biomass as potential renewable energy resource: a Malaysian case study. *Renew Sustain Energy Rev* 2010;14(2):798–805.
- [40] Harish KRY, Srijana M, Madhusudhan RD, Gopal R. Co-culture fermentation of banana agro-waste to ethanol by cellulolytic thermophilic *Clostridium thermocellum* CT2. *Afr J Biotechnol* 2010;9(13):1926–34.
- [41] Gonzalez-Estrella J, Asato CM, Jerke AC, Stone JJ, Gilcrease PC. Effect of structural carbohydrates and lignin content on the anaerobic digestion of paper and paper board materials by anaerobic granular sludge. *Biotechnol Bioeng* 2017;114(5):951–60.
- [42] American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21th ed. Washington, DC: American Public Health Association; 2005.
- [43] Sluiter A, Hames B, Ruiz R, Scarlata C, Sluiter J, Templeton D, et al. Determination of structural carbohydrates and lignin in biomass. Technical report. Golden: National Renewable Energy Laboratory; 2008. Report No.: NREL/TP-510-42618.
- [44] Water Research Centre. Equipment for measurement of gas production at low rates of flow. Technical memorandum TM104. Stevenage: Water Research Centre; 1975.
- [45] Palmowski LM, Müller JA. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion. *Water Sci Technol* 2000;41(3):155–62.
- [46] Dinuccio E, Balsari P, Gioelli F, Menardo S. Evaluation of the biogas productivity potential of some Italian agro-industrial biomasses. *Bioresour Technol* 2010;101(10):3780–3.
- [47] Luna-del Risco M, Normak A, Orupõld K. Biochemical methane potential of different organic wastes and energy crops from Estonia. *Agron Res (Tartu)* 2011;9(1–2):331–42.
- [48] Lay J, Li Y, Noike T. Interaction between homoacetogens and methanogens in lake sediments. *J Ferment Bioeng* 1998;86(5):467–71.
- [49] Li K, Liu R, Sun C. Comparison of anaerobic digestion characteristics and kinetics of four livestock manures with different substrate concentrations. *Bioresour Technol* 2015;198:133–40.
- [50] Fantozzi F, Buratti C. Biogas production from different substrates in an experimental continuously stirred tank reactor anaerobic digester. *Bioresour Technol* 2009;100(23):5783–9.
- [51] Chiumenti A, Boscaro D, da Borso F, Sartori L, Pezzuolo A. Biogas from fresh spring and summer grass: effect of the harvesting period. *Energies* 2018;11(6):1466.
- [52] Pisutpaisal N, Boonyawanicha S, Housagul S. Feasibility of biomethane production from banana peel. *Energy Procedia* 2014;50:782–8.
- [53] Housagul S, Sirisukpoka U, Boonyawanicha S, Pisutpaisal N. Biomethane production from co-digestion of banana peel and waste glycerol. *Energy Procedia* 2014;61:2219–23.
- [54] Bardiya N, Somayaji D, Khanna S. Biomethanation of banana peel and pineapple waste. *Bioresour Technol* 1996;58(1):73–6.
- [55] Shafique S, Asgher M, Sheik MA, Asad MJ. Solid state fermentation of banana stalk for exoglucanase production. *Int J Agric Biol* 2004;3(3):488–91.
- [56] Nathoa C, Sirisukpoka U, Pisutpaisal N. Production of hydrogen and methane from banana peel by two-phase anaerobic fermentation. *Energy Procedia* 2014;50:702–10.
- [57] Pelleria FM, Gidarakos E. Effect of the substrate to inoculum ratio and inoculum type on the biochemical methane potential of solid agroindustrial waste. *J Environ Chem Eng* 2016;4(3):3217–29.
- [58] Cestonaro T, Costa MS, Costa LA, Rozatti MAT, Pereira DC, Lorin HEF, et al. The anaerobic co-digestion of sheep bedding and 50% cattle manure increases biogas production and improves biofertilizer quality. *Waste Manag* 2015;46:612–8.
- [59] Alvarez R, Liden G. Low-temperature anaerobic digestion of mixtures of llama, cow and sheep manure for improved methane production. *Biomass Bioenergy* 2009;33(3):527–33.
- [60] Achinas S, Li Y, Achinas V, Euverink GJW. Influence of sheep manure addition on biogas potential and methanogenic communities during cow dung digestion under mesophilic conditions. *Sustainable Environ Res* 2018;28(5):240–6.
- [61] Gunaseelan VN. Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. *Biomass Bioenergy* 2004;26(4):389–99.
- [62] Rivera-Cruz MC, Narcia AT, Ballona GC, Kohler J, Caravaca F, Roldán A. Poultry manure and banana wastes are effective biofertilizer carriers for promoting plant growth and soil sustainability in banana crops. *Soil Biol Biochem* 2008;40(12):3092–5.
- [63] Cavinato C, Bolzonella D, Pavan P, Fatone F, Cecchi F. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot- and full-scale reactors. *Renew Energy* 2013;55:260–5.
- [64] Battista F, Fino D, Erriquens F, Mancini G, Ruggeri B. Scaled-up experimental biogas production from two agro-food waste mixtures having high inhibitory compound concentrations. *Renew Energy* 2015;81:71–7.
- [65] Corneli E, Dragoni F, Adessi A, De Philippis R, Bonari E, Ragagnoli G. Energy conversion of biomass crops and agroindustrial residues by combined biohydrogen/biomethane system and anaerobic digestion. *Bioresour Technol* 2016;211:509–18.
- [66] Achinas S, Euverink GJW. Consolidated briefing of biochemical ethanol production from lignocellulosic biomass. *Electron J Biotechnol* 2016;23:44–53.
- [67] Johnson DK, Elander RT. Treatment for enhanced digestability of feedstocks. In: Himmel ME, editor. *Biomass recalcitrance: deconstructing the plant cell wall for bioenergy*. Oxford: Blackwell Pub; 2009. p. 436–53.