



Research Article

ศักยภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากการย่อยแบบไร้ออกซิเจน
ของเศษอาหารร่วมกับผักตบชวาที่ผ่านการปรับสภาพด้วยเตาอบลมร้อน
และอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิ

**Biogas Production Potential from Anaerobic Digestion of Food Waste
and Pre-Treated Water Hyacinth by Hot Air Oven and Hot Water Bath**

นันทณัฐ ศรีประเสริฐ และ พรรคพงษ์ ศรีประเสริฐ *

Nanthanat Sriprasert and Pakpong Sriprasert *

สาขาเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม คณะสิ่งแวดล้อมและทรัพยากรศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหาสารคาม อำเภอกันทรวิชัย จังหวัดมหาสารคาม 44150

Division of Environmental Technology, Faculty of Environment and Resource Studies, Mahasarakham University, Kantarawichai,

Maha Sarakham 44150, Thailand.

ABSTRACT

Article history:

Received: 2021-08-19

Revised: 2023-12-01

Accepted: 2024-03-22

Keywords:

anaerobic digestion;

mono-digestion;

co-digestion;

food waste;

water hyacinth

This research aims to study the treatment and utilization of organic wastes, namely food waste (FW) and the primary surface water weed, water hyacinth (WH), for biogas production through anaerobic digestion. It includes evaluating the effect of thermal pre-treatment of WH by using temperature-controlled hot water bath (WHB) and hot air oven (WHO) techniques for mono-digestion and co-digestion of both substrates in batch experiments at mesophilic temperatures for 40 days. It was found that FW and WH were good substrates for biogas production since they consist of high organic substances in terms of VS, accounting for more than 74 %TS. WHB presented a higher tendency to increase the amount of readily organic fractions as substrate in biogas production compared to WHO when considering CODs, VFAs, and Org_N. The mono-digestion of FW had the highest BY value of 189 mL_{biogas}/gVS_{added} despite having a high F/M of 4.58 with Volatile Solid Destruction (VSD) of 59.19 %. The WHB digestion had 1.9 folds higher Biogas Yield (BY) than the WH digestion, while the BY of WHO digestion was only slightly different from that of WH digestion, with values of 28 and 24 mL_{biogas}/gVS_{added}, respectively, at similar F/M ratios of 1.3-1.4. The results of co-digestion with a substrate mixing ratio of FW and WH (treated and untreated) ~ 80-90 % FW: 10-20 % WH, resulting in an F/M value of ~ 3-3.6 showed that BY was WHB > WH > WHO. Meanwhile, in the ratio ~ 60 % FW: 40 % WH (F/M ~2.3), WH pre-treatment had almost no effect on BY, with WH > WHO > WHB. This is because BY was obtained mainly from the digestion of FW fraction. As a result, BYs of co-digestions were 122-179 mL_{biogas}/gVS_{added} with VSD of 61.1-74.1 %.

© 2025 Sriprasert, N. and Sriprasert, P. Recent Science and Technology published by Rajamangala University of Technology Srivijaya

* Corresponding author.

E-mail address: pakpong.s@msu.ac.th

Cite this article as:

Sriprasert, N. and Sriprasert, P. 2025. Biogas Production Potential from Anaerobic Digestion of Food Waste and Pre-Treated Water Hyacinth by Hot Air Oven and Hot Water Bath. *Recent Science and Technology* 17(1): 251879.

บทคัดย่อ

การศึกษาการบำบัดและการใช้ประโยชน์ของเสียอินทรีย์คือเศษอาหาร (FW) และวัชพืชหลักของแหล่งน้ำผิวดินคือผักตบชวา (WH) เพื่อการผลิตก๊าซชีวภาพจากการย่อยแบบไร้ออกซิเจน รวมถึงศึกษาผลของการปรับสภาพ WH โดยใช้ความร้อนด้วยเทคนิคอ่างน้ำร้อนควบคุมอุณหภูมิ (WHB) และเตาอบลมร้อน (WHO) สำหรับการย่อยเดี่ยวและการย่อยร่วมของวัตถุดิบทั้งสองชนิดด้วยการทดลองแบบแบทช์ในช่วงอุณหภูมิ mesophilic นาน 40 วัน พบว่า FW และ WH เป็นสารตั้งต้นในการผลิตก๊าซชีวภาพได้ดี เนื่องจากมีสารอินทรีย์ในรูปของ VS สูงถึงมากกว่า 74 %TS WHB มีแนวโน้มในการเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์ที่พร้อมต่อการเป็นสารตั้งต้นในการผลิตก๊าซชีวภาพสูงกว่า WHO เมื่อพิจารณาจาก CODs, VFAs และ Org_N การย่อยเดี่ยวของ FW มีค่า Biogas Yield (BY) สูงสุด 189 mL_{biogas}/gVS_{added} และมี F/M สูงถึง 4.58 และมี Volatile Solid Destruction (VSD) 59.19 % การย่อยของ WHB มีค่า BY สูงขึ้นคิดเป็น 1.9 เท่าของการย่อย WH ขณะที่ BY ของ WHO มีค่าแตกต่างกันเพียงเล็กน้อยกับกรณีของ WH ซึ่งมีค่า 28 และ 24 mL_{biogas}/gVS_{added} ตามลำดับ ที่ F/M ใกล้เคียงกันคือ 1.3-1.4 ผลของการย่อยร่วมที่มีอัตราส่วนผสมของ FW และ WH (ที่ปรับและไม่ปรับสภาพ) ~ 80-90 %FW : 10-20 % WH ที่ส่งผลให้ F/M มีค่า ~ 3-3.6 พบว่า BY ของ WHB > WH > WHO ขณะที่อัตราส่วน ~ 60 % FW: 40 % WH (F/M ~2.3) การปรับสภาพ WH แทบจะไม่ส่งผลต่อ BY ซึ่งพบว่า BY ของ WH > WHO > WHB ทั้งนี้เนื่องจาก BY ที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่เป็นผลมาจากการย่อย FW เป็นหลัก ซึ่งทำให้ BY ของการย่อยร่วมมีค่า 122-179 mL_{biogas}/gVS_{added} และมี VSD 61.1-74.1 %

คำสำคัญ: การย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน, การย่อยร่วม, การปรับสภาพโดยใช้ความร้อน, เศษอาหาร, ผักตบชวา

1. บทนำ

ผักตบชวา (Water hyacinth, WH) เป็นวัชพืชที่ส่งผลกระทบต่อแหล่งน้ำจืด (Ndimele *et al.*, 2011) เติบโตเป็นแพหนาปกคลุมผิวน้ำอย่างรวดเร็ว ส่งผลต่อการใช้ประโยชน์ของแหล่งน้ำทั้งในเชิงการคมนาคม สุนทรียภาพ และการชลประทาน ลดการส่องผ่านของแสงแดด การสังเคราะห์แสงของพืชน้ำ และการถ่ายเทออกซิเจนจากผิวน้ำ เร่งอัตราการจับไ้และการระเหยของน้ำจากการคายน้ำ เกิดการทับถมสะสมของซากพืชทำให้แหล่งน้ำตื้นเขินและสูญเสียการใช้ประโยชน์ (Barua and Kalamdhad, 2016; Sukasem *et al.*, 2017) เป็นแหล่งเพาะพันธุ์ของสัตว์มีพิษ หนอง แมลง พยาธิและพาหะนำโรค ด้วยเหตุนี้การกำจัดและใช้ประโยชน์จาก WH เพื่อเป็นวัตถุดิบตั้งต้นในการผลิตก๊าซชีวภาพของการย่อยแบบไร้ออกซิเจน (Anaerobic Digestion, AD) จึงเป็นแนวคิดที่ได้รับความนิยม อย่างไรก็ตาม WH เป็นชีวมวลมีองค์ประกอบหลักคือลิกโนเซลลูโลส (Lignocellulosic Biomass, LCB) ได้แก่ เซลลูโลส เฮมิเซลลูโลส และลิกนินที่ยากต่อการย่อยสลายทางชีวภาพ ดังนั้น การปรับสภาพด้วยการให้ความร้อนถือเป็นการเสริมสมรรถนะการเกิดไฮโดรไลซิส ซึ่งเป็นขั้นตอนควบคุมหลักสำหรับ AD (Zheng *et al.*, 2014) การปรับสภาพด้วยความร้อนเริ่มจากการพาความร้อนจากแหล่งกำเนิด ตามด้วยการนำความร้อนโดยอาศัยตัวกลางชนิดต่าง ๆ เช่น ลมร้อน น้ำร้อน หรือไอน้ำร้อน ถ่ายเทสู่ภาชนะและวัตถุดิบจากภายนอกที่ละชั้นสู่แกนกลางโครงสร้างผนังเซลล์ (Barua and Kalamdhad, 2017a) ความร้อนจะช่วยสลายพันธะไฮโดรเจนในรูป

โครงสร้างผลึกเชิงซ้อนของเซลลูโลส โครงสร้างที่แน่นทึบของลิกนินและเฮมิเซลลูโลสทำให้องค์ประกอบโดยรวมสามารถถูกย่อยและเปลี่ยนให้อยู่ในรูปสารอินทรีย์ละลายได้มากขึ้น เพิ่มช่องว่างและความพรุนให้กับชีวมวล ช่วยให้เอนไซม์และจุลินทรีย์สามารถเข้าถึงวัตถุดิบได้ง่ายขึ้นของแข็งระเหยถูกกำจัด (Volatile Solid Destruction, VSD) ได้ดีขึ้น และมีแนวโน้มในการเพิ่มศักยภาพของการผลิตก๊าซชีวภาพ (Shrestha *et al.*, 2017; Sawatdeenarunat *et al.*, 2015; Álvarez *et al.*, 2016)

ของเสียอินทรีย์อีกชนิดหนึ่งซึ่งพบมากจากภาคครัวเรือนคือ เศษอาหาร (Food Waste, FW) มีรายงานจากองค์การอาหารและการเกษตรแห่งสหประชาชาติว่า ในปี พ.ศ.2554 มี FW เหลือทิ้งทั่วโลกคิดเป็น 1.3 พันล้านตันต่อปี (Gustavsson *et al.*, 2011) AD เป็นเทคนิคที่เหมาะสมในการกำจัด FW ซึ่งเป็นสารอาหาร (Substrate) ที่ง่ายต่อการย่อยสลายทางชีวภาพและมีศักยภาพการผลิต CH₄ สูง อย่างไรก็ตาม การใช้ FW เป็นวัตถุดิบเดี่ยว (Mono-substrate) ในกระบวนการย่อยเดี่ยว (Mono-digestion, MD) มักส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์ชนิดสร้าง CH₄ ที่เจริญเติบโตช้า และมีความอ่อนไหวมากกว่าจุลินทรีย์ชนิดสร้างกรดในระบบ AD (Koch *et al.*, 2015) ความอ่อนไหวและเสถียรภาพของ AD มักเป็นผลโดยตรงจากผลิตภัณฑ์ระหว่างกระบวนการย่อยคือ กรดไขมันระเหยและการขาดสมดุลของธาตุอาหารต่าง ๆ ซึ่งมักจะนำไปสู่การล้มเหลวของระบบในที่สุด ด้วยเหตุนี้แนวคิดในการใช้ WH กับ FW ในกระบวนการย่อยร่วม (Co-digestion, CD) จึงเป็นวิธีการที่น่าสนใจ ซึ่งแม้ WH ถูกจำแนกเป็นชีวมวลที่ยากต่อการย่อยสลายและมีศักยภาพต่ำในการเป็นสาร

ตั้งต้นเพื่อการผลิตก๊าซชีวภาพ (Non nutrient-rich substrate) อย่างไรก็ตาม WH จัดเป็นวัตถุดิบไร้มูลค่าที่หาง่ายและมีอยู่อย่างเหลือล้นในธรรมชาติ ขณะที่ FW มีศักยภาพสูงในการผลิต CH_4 แต่มีความอ่อนไหวต่อการดำเนินการ ภาวการณ์ที่ทุติยภูมิสูง CD จะช่วยเพิ่มความสามารถในการย่อยโดยรวม ช่วยปรับสมดุลด้านความต้องการของธาตุอาหารต่าง ๆ ของจุลินทรีย์ ช่วยส่งเสริมความสอดคล้องของกิจกรรมต่าง ๆ ของจุลินทรีย์ อันเนื่องมาจากความหลากหลายของสารอาหารซึ่งเป็นผลมาจากองค์ประกอบ และอัตราส่วนการผสมของวัตถุดิบตั้งต้นแต่ละชนิด ส่งผลให้ระบบมีเสถียรภาพต่อการดำเนินการในระยะยาว ถือเป็นแนวทางการจัดการของเสียอย่างมีประสิทธิภาพเพราะนอกจากจะเป็นการกำจัดวัชพืชแล้ว ยังเป็นการใช้ประโยชน์และการเพิ่มมูลค่าจาก LCB ในรูปของการผลิตพลังงานทดแทน (Sawatdeenarunat *et al.*, 2015) มีรายงานจากงานวิจัยหลายฉบับชี้ให้เห็นว่า CD ระหว่าง LCB กับ FW ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิต CH_4 Capson-Tojo *et al.* (2017) รายงานว่าการย่อยเศษ Cardboard ร่วมกับ FW เพิ่มศักยภาพการผลิต CH_4 สูงขึ้น 71-93 % Yong *et al.* (2015) ระบุว่า CD ของ FW และฟางข้าวช่วยเพิ่ม CH_4 yield เป็น 39.5 และ 149.7 % เมื่อเทียบกับการใช้ MD ของ FW และฟางข้าวตามลำดับ Jiang *et al.* (2018) รายงานว่า CD ของ FW และมูลสุกรช่วยลดความเป็นพิษของสารยับยั้งในระบบ ช่วยปรับสมดุลของความชื้นและพีเอช เพิ่ม buffering capacity และอัตราส่วนของสารอินทรีย์ที่ง่ายต่อการย่อยสลาย และมีความหลากหลายของกลุ่มจุลินทรีย์ในระบบมากขึ้น

การวิจัยนี้จึงมุ่งศึกษาแนวทางการกำจัดและการใช้ประโยชน์ WH และ FW เพื่อการผลิตก๊าซชีวภาพในกระบวนการย่อยเดี่ยวและย่อยร่วมสำหรับ AD โดยมีขอบเขตหลักคือ การศึกษาองค์ประกอบทางกายภาพและทางเคมี การปรับสภาพ WH ด้วยความร้อนโดยเทคนิคการใช้เตาอบลมร้อนและอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิ และผลของอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (Food to Microorganisms Ratio, F/M) ซึ่งเป็นผลจากอัตราส่วนผสมระหว่าง FW และ WH โดยประเมินจากศักยภาพการให้ก๊าซชีวภาพทางชีวเคมี รวมถึงศึกษาแนวทางการใช้ประโยชน์จากตะกอนสลัดจ์ที่ผ่านการย่อยแล้วเพื่อใช้เป็นวัสดุปรับปรุงดินทางการเกษตร

2. วิธีดำเนินการวิจัย

2.1 วัตถุดิบ การเตรียมวัตถุดิบ และหัวเชื้อจุลินทรีย์

2.1.1 เศษอาหาร (FW) รวบรวมจากศูนย์อาหารของห้างสรรพสินค้าแห่งหนึ่งใน จ.มหาสารคาม ซึ่งผ่านการ

แยกส่วนของของเหลวด้วยตะแกรงหยาบ คัดแยกองค์ประกอบที่ยากต่อการย่อยสลายทางชีวภาพ เช่น เศษกระดูก เปลือกไข่ เมล็ดผลไม้ กระดาษทิชชู คงไว้เพียงส่วนที่ย่อยได้ง่าย เช่น เศษข้าว เส้นก๋วยเตี๋ยว/บะหมี่ เนื้อสัตว์ และเศษผักผลไม้ จากนั้นนำตัวอย่างมาบด บด ด้วยเครื่องปั่นครัวเรือน คลุกเคล้า FW ทั้งหมดให้เป็นเนื้อเดียวกันแล้วแยกบรรจุในภาชนะ

2.1.2 ผักตบชวา (WH) และการปรับสภาพ WH

เก็บรวบรวมจากแหล่งน้ำในเขตมหาวิทยาลัยมหาสารคาม ล้างด้วยน้ำประปา ตัด WH ทั้งในส่วนใบ ลำต้นและรากเป็นชิ้นขนาดประมาณ 5 cm บดด้วยเครื่องบดทางการเกษตร คลุกเคล้า WH ทั้งหมดให้ผสมเป็นเนื้อเดียวกันเป็นตัวอย่างของ WH จากนั้นทำการปรับสภาพ WH ด้วยความร้อนตามวิธีการศึกษาก่อนหน้านี้ (Sriprasert and Sriprasert, 2023) โดยบรรจุ WH ที่บดแล้ว 50 g ใส่บีกเกอร์ขนาด 250 mL หุ้มปากบีกเกอร์ด้วยกระดาษฟอยด์นำไปปรับสภาพด้วยเตาอบลมร้อน 110 °C นาน 120 นาที เป็นตัวอย่างของ WHO และด้วยอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิ 100 °C นาน 120 นาทีเป็นตัวอย่างของ WHB

2.1.3 หัวเชื้อจุลินทรีย์ (Inoculum) เป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ได้จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบ UASB ของโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังแห่งหนึ่งใน จ.กาฬสินธุ์ ทำการปั่นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ด้วยเครื่องปั่นครัวเรือนให้ลักษณะเป็นหัวเชื้อแบบกระจายตัว (Dispersed Sludge) แล้วคลุกเคล้าให้เป็นเนื้อเดียวกัน

2.2 การเก็บรักษาวัตถุดิบและหัวเชื้อ

วัตถุดิบและหัวเชื้อจะถูกถ่ายใส่ภาชนะและเก็บในตู้แช่แข็งที่ -18 ถึง -20 °C และถูกละลายที่ 4°C นาน 24 ชั่วโมง ก่อนทำการวิเคราะห์ตัวอย่าง ยกเว้นหัวเชื้อส่วนหนึ่งจะถูกเก็บในภาชนะและแช่ในอ่างน้ำอุณหภูมิ 36 ± 1 °C ตลอดเวลาจนนำไปบรรจุในขวดปฏิกิริยาเพื่อการทดสอบศักยภาพการให้ก๊าซชีวภาพต่อไป

2.3 ศักยภาพการผลิตก๊าซชีวภาพ

ทำการศึกษาในขวดปฏิกิริยาขนาด 500 mL จำนวน 14 ใบ ได้แก่ ชุดควบคุม EP1 ชุด MD EP2-EP5 และชุด CD EP6-EP14 โดยกำหนด F/M และอัตราส่วน FW ต่อ WH (Substrate Mixing Ratio, SMR) ให้เป็นอัตราส่วนโดยน้ำหนักของแข็งระเหย (VS basis) ดังแสดงใน Table 2 จากนั้นเติมน้ำกลั่น 200 mL และ NaHCO_3 เพื่อให้มีสภาพต่างประมาณ 8,000 mg/L as CaCO_3 เขย่า

ให้เป็นเนื้อเดียวกัน ใส่อากาศในขวดด้วยก๊าซ N₂ ปิดฝาขวดด้วยจุกยางที่ติดตั้งท่อส่งก๊าซไปยังคอลัมน์เก็บก๊าซซึ่งภายในบรรจุ 85% อิ่มตัวของสารละลาย NaCl บันทึกปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในคอลัมน์โดยอาศัยหลักการแทนที่ของเหลว ขวดปฏิกิริยาทั้งหมดวางอยู่ในอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิที่ติดตั้ง heating rods และ circulation pump ให้มีอุณหภูมิ 36 ± 1 °C ตลอดระยะเวลาการทดลอง

2.4 การประเมินตะกอนสลัดจ์เพื่อพิจารณาความเป็นไปได้ในการใช้เป็นวัสดุปรับปรุงดิน

ภายหลังสิ้นสุดการย่อย 40 วัน วิเคราะห์ปริมาณธาตุอาหารหลักในตัวอย่างตามวิธีการของสำนักวิทยาศาสตร์เพื่อการพัฒนาดิน (Land Development Department, 2004) ได้แก่ ไนโตรเจนทั้งหมด (TN) โดยวิธีเจลดาร์ล (TKN) ฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP) ด้วยวิธี Bray II วัดค่าการดูดกลืนแสงด้วย spectrophotometer (UV-1900 SHIMADZU, Japan) และโพแทสเซียมทั้งหมด (TK) ที่สกัดได้ด้วยเครื่อง AAS (AA-7000 SHIMADZU, Japan) เทียบกับน้ำหนักสดของตะกอนสลัดจ์ (mg/g_{digestate FM}) เพื่อประเมินคุณสมบัติในการเป็นปัจจัยการผลิตทางการเกษตร

2.5 วิธีการวิเคราะห์

วัตถุดิบ หัวเชื้อ ตะกอนสลัดจ์วันแรกและภายหลังการย่อย 40 วัน ถูกแบ่งเป็น 2 ส่วน โดยส่วนแรกนำไปวิเคราะห์องค์ประกอบของแข็ง ได้แก่ ของแข็งทั้งหมด (TS) ของแข็งระเหยทั้งหมด (VS) เถ้า (ash) และความชื้นและองค์ประกอบไนโตรเจนในรูป TKN แอมโมเนียทั้งหมด (TAN) และ Organic Nitrogen (Org_N) ซึ่งคำนวณจากผลต่างของ TKN และ TAN ส่วนที่ 2 ซึ่งตัวอย่าง 15 g ใส่ในขวดรูปชมพู่ขนาด 500 mL เติมน้ำปราศจากไอออน 300 mL นำไปเขย่าบน orbital shaker 150 rpm ที่อุณหภูมิห้อง 2 ชม. จากนั้นนำตัวอย่างไปปั่นเหวี่ยง 6,000 rpm 20 นาที เก็บตัวอย่าง supernatant ไปวิเคราะห์ CODs pH สภาพต่าง (Alk) และกรดไขมันระเหย (VFAs) ซึ่ง TS, VS, Alk, TKN, TAN, CODs และ VFAs วิเคราะห์ตามวิธีมาตรฐานของ APHA (2012) ได้ทำการวิเคราะห์ซ้ำ (replicate) อย่างน้อย 3 ครั้ง โดยรายงานผลเป็นค่าเฉลี่ยและส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน

3. ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล

3.1 องค์ประกอบและลักษณะสมบัติของวัตถุดิบและหัวเชื้อ

แสดงดัง Table 1

Table 1 Characteristics of substrates and inoculum

Parameters		Substates				Inoculum
		FW	Water hyacinth			
			WH	WHO	WHB	
1. Solids content						
1.1	TS (% FM)	22.58±1.17	6.72±0.08	7.29±0.00	6.68±0.06	7.93±0.02
1.2	VS (%FM)	16.77±1.12	5.25±0.10	5.74±0.20	5.26±0.05	6.20±0.06
1.3	VS (%TS)	74.21±1.18	78.17±1.53	78.72±2.73	78.78±0.82	78.19±0.57
1.4	Ash (% FM)	5.81±0.13	1.47±0.11	1.55±0.20	1.42±0.06	1.73±0.04
1.5	Ash (% TS)	25.79±1.18	21.83±1.53	21.28±2.73	21.22±0.82	21.81±0.57
1.6	Moisture (% FM)	77.42±1.17	93.28±0.08	92.71±0.00	93.32±0.06	92.07±0.02
2.	pH	4.38±0.01	6.99±0.02	7.52±0.02	7.77±0.03	7.41±0.01
3.	CODs (mg/L)	7,000±849	190±151	423±293	518±460	1,227±333
4.	Alk (mg/L)	126±47	206±82	167±3	226±39	513±163
5.	VFAs (mg/L)	103±20	12±3	13±1	17±2	48±11

Table 1 (Continued)

Parameters			Substrates			Inoculum	
			FW	Water hyacinth			
				WH	WHO		WHB
6. Nitrogen content (gN/kgFM)							
6.1	TKN	5.61±0.01	1.24±0.02	2.58±0.01	2.63±0.01	3.52±0.02	
6.2	TAN	0.32±0.01	0.06±0.01	0.14±0.02	0.14±0.01	1.66±0.03	
6.3	Org_N	5.29±0.01	1.19±0.02	2.44±0.01	2.49±0.01	1.86±0.02	

จาก Table 1 หัวเชื้อและวัตถุดิบทั้ง FW และ WH มีความชื้นร้อยละ 77-93 หัวเชื้อมี pH 7.41 Alk ค่อนข้างสูง และมี VFAs สะสมต่ำยืนยันได้ว่าเป็นหัวเชื้อที่ได้จากระบบที่มีเสถียรภาพและมีความสมดุลของจุลินทรีย์ ของแข็งส่วนใหญ่อยู่ในรูป VS โดยพบว่า FW และ WH (ที่ปรับและไม่ปรับสภาพ) มีค่ามากกว่า 74 %TS ใกล้เคียงกับงานวิจัยก่อนหน้านี้ที่มีอัตราส่วน VS/TS ในช่วง 0.75-0.9 (Campuzano and Gonzalez-Martínez, 2015) โดยเฉพาะ FW ที่มีองค์ประกอบหลักคือคาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไลปิด และลิกนินในปริมาณเล็กน้อย (Liu *et al.*, 2018) ปริมาณสารอินทรีย์ละลายในรูปของ CODs VFAs และ Org-N ของ FW มีค่าสูงกว่า WH ซึ่งแสดงว่า FW เป็นสารตั้งต้นที่มีความพร้อมและสามารถย่อยได้ง่าย แตกต่างกับ WH ซึ่งมีองค์ประกอบของ LCB ที่สามารถถูกย่อยและเปลี่ยนเป็น CH_4 ได้เพียง 20-30% เท่านั้นในกระบวนการ AD (Kucharska *et al.*, 2018; Sawatdeenarunat *et al.*, 2018) การศึกษาก่อนหน้านี้พบว่าชีวมวลจาก WH มีองค์ประกอบของเซลลูโลสในช่วง 17.3-34.2% เฮมิเซลลูโลส 17.7-38.1% และลิกนิน 1.1-12.2% โดยน้ำหนักแห้ง (DW) (Ruan *et al.*, 2016; Lay *et al.*, 2013; Ahn *et al.*, 2012) และ Gaurav *et al.* (2020) ระบุว่า WH มีองค์ประกอบรวมของเซลลูโลสและเฮมิเซลลูโลส 58.6 หรือ 24.5 และ 34.1% DW ตามลำดับ เซลลูโลสมีโครงสร้างหลักสองรูปแบบคือรูปผลึก (Crystalline structure) และรูปอสัณฐาน (Amorphous) โดยเฉพาะรูปผลึกซึ่งเป็นโครงสร้างของโมเลกุลน้ำตาลสายยาวที่มีความหนาแน่นและซับซ้อนเนื่องจากการผลานของพันธะไฮโดรเจน (Rodriguez *et al.*, 2017) ขณะที่เฮมิเซลลูโลสเป็นโครงสร้างของโมเลกุลน้ำตาลสายสั้นที่มีระดับของความเป็นรูปผลึกและอสัณฐานน้อยกว่าทำให้เฮมิเซลลูโลสสามารถถูกย่อยสลายทั้งในทางเคมี การใช้ความร้อนและทางชีวภาพได้ง่ายกว่าเซลลูโลส (Sawatdeenarunat *et al.*, 2016) อย่างไรก็ตาม ลิกนินซึ่งไม่ใช่องค์ประกอบประเภทโพลีแซคคาไรด์ทำหน้าที่เป็นตัวเชื่อมประสาน (Binder) เติมเต็มช่องว่างระหว่างเซลลูโลสและเฮมิเซลลูโลส เพิ่มความแข็งแรงและลดความสามารถใน

การซึมผ่านของน้ำให้กับผนังเซลล์พืชจึงทำให้ลิกนินมีความต้านทานและยากต่อการย่อยสลายทางชีวภาพอย่างมาก (Sawatdeenarunat *et al.*, 2015) ด้วยเหตุนี้การปรับสภาพ WH โดยการใช้ความร้อนจึงถูกนำมาประยุกต์ใช้เพื่อทำลายโครงสร้างรูปผลึกเชิงซ้อนของ LCB และเซลลูโลส ด้วยกลไกการสลายพันธะไฮโดรเจน (Kumar *et al.*, 2018) ทำให้ LCB ในรูปของแข็งและ slurry สามารถถูกย่อยและเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของสารอินทรีย์ละลายได้มากขึ้น ช่วยลดระยะเวลาการย่อยในขั้นของไฮโดรไลซิส และลดระยะเวลาการปรับตัวของจุลินทรีย์ในช่วง lag phase (Barua and Kalamdhad, 2017b; Phuttaro, *et al.*, 2019) ตัวอย่างเช่น Barua and Kalamdhad (2017a) ศึกษาการปรับสภาพ WH โดยใช้ความร้อนด้วยเทคนิคเตาอบลมร้อน ไมโครเวฟ อ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิ และหม้อหนึ่งแรงดันไอน้ำและสรุปว่าการปรับสภาพ WH ด้วยเตาอบลมร้อน 90 °C นาน 90 นาที ให้ประสิทธิภาพสูงที่สุดในการเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์ละลายโดยรายงานว่าภายหลังการปรับสภาพพบลิกนินในรูป acid soluble lignin เพิ่มขึ้น 48 % เซลลูโลสในรูปห้วงโซ่สายยาวถูกย่อยและมีสัดส่วนลดลง 40.4 % ขณะที่เฮมิเซลลูโลสในรูปห้วงโซ่น้ำตาลสายสั้นมีค่าเพิ่มขึ้น 185.4 % ส่งผลให้ CODs เพิ่มขึ้น 55.5% คิดเป็น 2.3 เท่า เมื่อเทียบกับ WH ที่ไม่ปรับสภาพ สอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้ที่พบว่า WH ที่ไม่มีการปรับสภาพมีค่า CODs 190 mg/L ภายหลังการปรับสภาพ WHO และ WHB มีค่า CODs เพิ่มขึ้นเป็น 423 และ 518 mg/L คิดเป็น 2.2 และ 2.7 เท่าตามลำดับ ซึ่งให้เห็นว่าการปรับสภาพ WH ด้วยความร้อนมีแนวโน้มทำให้ WH มีความพร้อมต่อการย่อยสลายทางชีวภาพได้มากขึ้น

3.2 การผลิตก๊าซชีวภาพและศักยภาพการผลิตก๊าซชีวภาพ

ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพรายวันและปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมแสดงดัง Figure 1 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม ณ วันสิ้นสุดการทดลองและศักยภาพการผลิตก๊าซชีวภาพแสดงใน Table 2

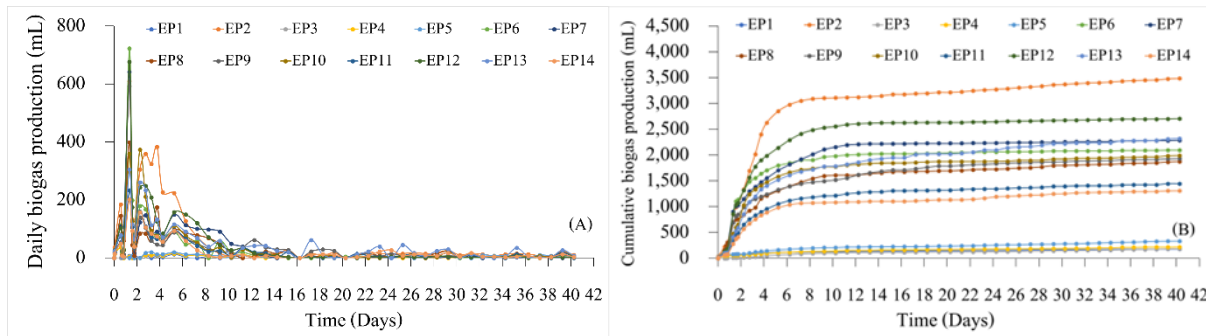


Figure 1 (A) Daily biogas production and (B) Cumulative biogas production

Table 2 Cumulative biogas production by the end of experiments (day 40) and biogas production potential

Digester	SMR	F/M Ratio	Cumulative biogas	Total Volatile Solids	Biogas Yield	VSD
	VS basis		mL	gVS _{added}	mL _{biogas} /gVS _{added}	%TS
EP1	-	0.00	177	3.30	54	76.2
EP2	100% FW	4.58	3,486	18.41	189	59.2
EP3	100% WH	1.26	179	7.45	24	76.1
EP4	100% WHO	1.38	219	7.86	28	74.7
EP5	100% WHB	1.26	334	7.46	45	72.2
EP6	89% FW:11% WH	3.59	2,095	15.12	139	70.0
EP7	78% FW:22 % WH	2.92	2,287	12.93	177	70.5
EP8	61% FW:39% WH	2.26	1,873	10.74	174	63.4
EP9	89% FW:11% WHO	3.62	1,930	15.24	127	71.0
EP10	77% FW:23 % WHO	2.98	1,989	13.13	151	73.1
EP11	59% FW:41% WHO	2.34	1,446	11.03	131	72.2
EP12	89% FW:11% WHB	3.59	2,704	15.12	179	67.2
EP13	78% FW:22 % WHB	2.92	2,318	12.94	179	61.1
EP14	61% FW:39% WHB	2.26	1,310	10.75	122	74.1

3.2.1 การผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas Production, BP)

จาก Figure 1(A) จะเห็นได้ว่าทุกชุดการทดลองสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ตั้งแต่เริ่มต้นดำเนินระบบ แม้ใน EP1 ซึ่งเป็นชุดควบคุมที่มีเพียงหัวเชื้อเท่านั้น ภาพรวมของทุกชุดการทดลองพบว่า BP มีค่าสูงมากในวันแรกที่เริ่มการย่อยโดยเฉพาะชุดที่เป็นการย่อยร่วม (CD) ระหว่าง FW และ WH (ที่ปรับและไม่ปรับสภาพ) ที่มีอัตราส่วนของ FW:WH สูง ตั้งแต่ 78% : 22% - 89% : 11% (ส่งผลให้ F/M มีค่าในช่วง 2.98-3.62) โดยมี BP สูงสุดในวันแรกเท่ากับ 722.8, 679.1 และ 641.7 mL สำหรับ EP6, EP12 และ EP7 ตามลำดับ ทุกชุดการทดลองมี BP รายวันที่ต่ำลงกว่าในช่วง 2 วันแรกของการย่อย และค่อนข้างคงที่ภายหลังการย่อย

นาน 16 วัน ขณะที่การย่อยเดี่ยว (MD) ของ FW (EP2) มี BP สูงถึง 383.5-609.7 mL ในช่วง 1-4 วันแรก และมีการผลิตก๊าซชีวภาพอย่างต่อเนื่องกระทั่งสิ้นสุดการทดลอง ส่งผลให้ EP2 มี BP สะสมสูงสุดคือ 3,486 mL ซึ่งให้เห็นว่า FW เป็นวัตถุดิบตั้งต้นที่อุดมไปด้วยสารอาหาร (Nutrient-rich substrate) ที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายตรงกันข้ามกับชุด MD ที่มี WH เป็นสารตั้งต้น มี BP สะสมต่ำมากเมื่อเทียบกับการมี FW ร่วมเป็น substrate โดยพบว่า EP5 (WHB) EP4 (WHO) และ EP3 (WH) มี BP สะสมภายหลังการย่อย 40 วันเพียง 334, 219 และ 179 mL ตามลำดับ แม้ในการดำเนินการภายใต้ F/M ต่ำในช่วง 1.26-1.38

3.2.2 ศักยภาพการผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas Yield, BY)

3.2.2.1 การย่อยเดี่ยว (Monodigestion, MD) จาก Table 2 เมื่อเปรียบเทียบ EP2-EP5 ซึ่งมี substrate คือ FW, WH, WHO และ WHB พบว่า FW มี BY สูงสุด คือ 189 mL_{biogas}/gVS_{added} แม้จะดำเนินการภายใต้ F/M สูงสุดคือ 4.58 ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับการศึกษาของ Xiaofeng, *et al.* (2014) ผู้ทดสอบ MD ของ FW และ CD ของ FW กับน้ำชะขยะ โดยใช้หัวเชื้อจากถังหมักของโรงอาหาร พบว่า BY กรณี MD ของ FW มีค่า 131 mL_{biogas}/gVS แต่มี CH₄ yield ที่ต่ำมากคือ 1.1 mL_{CH₄}/gVS ซึ่งเป็นผลมาจากการสะสมของ VFAs ภายใต้ภาวะบรรทุกอินทรีย์ที่สูงมาก คือ 41.8 gVS/L_{reactor} อย่างไรก็ตาม BY ของ FW ในการศึกษาครั้งนี้ ถือว่ามีค่าต่ำมากเมื่อเทียบกับงานวิจัยอื่น ๆ ตัวอย่างเช่น Lopez *et al.* (2016) รายงาน CH₄ yield ของ FW จากโรงอาหาร ร้านสะดวกซื้อ โรงแรม และภัตตาคาร ว่ามีค่าในช่วง 363-492 mL_{CH₄}/gVS และพบว่าส่วนประกอบของ starch สามารถถูกย่อยได้สมบูรณ์ที่สุด Yang *et al.* (2022) รายงานผลการย่อย FW 4 ชนิด และ CH₄ yield ของส่วนผสมของ FW ทั้ง 4 ชนิด ที่คล้ายกับ FW ในท้องถิ่น คือ 40 % เศษข้าว 30 % กะหล่ำปลี 20 % เปลือกกล้วย และ 10 % เศษเนื้อ (% wet weight) โดยใช้หัวเชื้อจาก mesophilic AD ของอุตสาหกรรมเครื่องดื่มแอลกอฮอล์ที่ F/M 0.5 มีค่า 476 NmL_{CH₄}/gVS_{added} เช่นเดียวกับ Slopiecka *et al.* (2022) ผู้ศึกษาศักยภาพการผลิตก๊าซมีเทน (BMP) ของอาหารที่หมดอายุแล้ว 88 ชนิด โดยใช้หัวเชื้อจาก AD ทางอุตสาหกรรมที่ F/M 3.33 รายงาน CH₄ yield ในช่วง 216-1,476 mL_{CH₄}/gVS และมีการศึกษาเกี่ยวกับ substrate ที่มีลักษณะคล้ายคลึงกับ FW คือของเสียอินทรีย์จากภาคครัวเรือน (Organic fraction of municipal solid waste, OFMSW) ที่มีองค์ประกอบส่วนใหญ่คือ FW และของเสียในการทำสวนของ Romero De León *et al.* (2021) ผู้ศึกษา CD ของ OFMSW และ WH ที่ 55°C โดยใช้หัวเชื้อจากโรงปุ๋ยหมักพบว่า MD ของ OFMSW ที่ F/M 1:1 และ 2:1 มีค่า 594 และ 474 NL_{biogas}/kgVS_{added} ตามลำดับ และมี CH₄ ทั้งหมดใกล้เคียงกันคือ 65 %

เมื่อพิจารณา MD ของ WH ใน EP3 พบว่า BP สะสมในวันสิ้นสุดการทดลองมีค่า 179 mL มีค่าไม่แตกต่างกับ 177 mL ของ EP1 ซึ่งเป็นชุดควบคุม ส่งผลให้มี BY เพียง 24 mL_{biogas}/gVS_{added} ซึ่งเห็นว่า WH มีศักยภาพในการเป็นสารตั้งต้นเดี่ยวต่ำมากภายใต้สภาวะการทดลองในการศึกษาครั้งนี้ เมื่อพิจารณาผลของการปรับสภาพ WHO ของ EP4 พบว่า BY มีค่าเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย คือ 28

mL_{biogas}/gVS_{added} ขณะที่ WHB (EP5) แสดงค่าที่สูงกว่าคือ 45 mL_{biogas}/gVS_{added} คิดเป็น 1.9 เท่าของ WH ทั้งนี้อาจเนื่องมาจาก การปรับสภาพที่ 120 °C ทำให้ WHO สูญเสีย VFAs ซึ่งเป็นสารตั้งต้นในการผลิตก๊าซชีวภาพจากการระเหยที่อุณหภูมิดังกล่าว (Barua and Kalamdhad, 2017a) ขณะที่ Ferrer *et al.* (2010) ทดสอบปรับสภาพ WH บดละเอียด (< 1 mm) ด้วยอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิที่ 80 °C นาน 30 นาที พบว่า sCOD/COD ของ WH มีค่าสูงขึ้นจาก 4 เป็น 12 % แต่ไม่ได้ส่งผลอย่างมีนัยสำคัญต่อ CH₄ yield โดยมีค่า 188.7 และ 151.2 mL_{CH₄}/gVS สำหรับ WH ที่ไม่ปรับและปรับสภาพตามลำดับ อย่างไรก็ตาม BY ของ WH (ปรับและไม่ปรับสภาพ) ในการศึกษาครั้งนี้มีค่าน้อยมากเมื่อเทียบกับงานวิจัยอื่น ทั้งนี้อาจเป็นผลเนื่องมาจากปัจจัยบางประการเช่น ความแตกต่างขององค์ประกอบของ WH ในแต่ละห้องที่ ฤดูการเก็บเกี่ยว ขนาดอนุภาค การเตรียมตัวอย่าง WH การกวนผสมและอุณหภูมิที่ใช้ดำเนินการ โดยเฉพาะองค์ประกอบของลิกนินใน WH Paepatung *et al.* (2009) รายงาน BMP ของ WH โดยใช้หัวเชื้อจาก AD ของฟาร์มสุกรที่ F/M 1:3 มีค่าสูงถึง 350 mL_{CH₄}/gVS_{added} มีค่า VSD 66 % เนื่องจากมีลิกนินใน WH เพียง 5.58 % (VS basis) Romero De León *et al.* (2021) รายงาน BMP ของ WH ที่มีลิกนิน 18.9 % มีค่า 268 และ 246 mL_{CH₄}/gVS_{added} ที่ F/M 1:1 และ 2:1 ตามลำดับ ขณะที่ Priya *et al.* (2018) รายงาน BY กรณี MD ของ WH โดยใช้หัวเชื้อจาก AD ที่มีลิกนินสูง 28-33 % เท่ากับ 142.8 mL_{CH₄}/gVS_{added} และ Barua and Kalamdhad (2017b) ระบุ BMP ของการย่อย WH นาน 32 วัน ใกล้เคียงกันที่ 143 mL_{CH₄}/gVS_{added} โดยใช้หัวเชื้อจากมูลโคที่ F/M 2:1 และมีค่า VSD 33 %

นอกจากการออกแบบสภาวะที่แตกต่างกันแล้ว ปัจจัยสำคัญที่ทำให้ BY ในการศึกษานี้มีค่าต่ำมากคือ ผลจากประเภทและการปรับตัวของหัวเชื้อจุลินทรีย์ต่อ substrate ในทางทฤษฎีหัวเชื้อที่ใช้ในการทดสอบ BMP ควรจะประกอบด้วยกลุ่มจุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องกับทุกขั้นตอนสำคัญของ AD มีความหลากหลายของกลุ่มจุลินทรีย์ สารอาหารและเอนไซม์ที่สามารถทำงานได้อย่างส่งเสริมและสอดคล้องกัน (Koch *et al.*, 2017) ขณะที่การศึกษานี้ใช้หัวเชื้อจากระบบ UASB ของการบำบัดน้ำเสียจากอุตสาหกรรมแป้งมันสำปะหลังซึ่งน้ำเสียดังกล่าวมี substrate ส่วนใหญ่อยู่ในรูปสารละลายและสารอินทรีย์แขวนลอยขนาดเล็กที่ง่ายต่อการถูกไฮโดรไลซ์ ดังนั้น การใช้หัวเชื้อชนิดนี้ในการย่อย substrate ที่ประกอบด้วยสารอินทรีย์หลายประเภทเช่นใน FW และ LCB ใน WH จึงอาจเป็นสาเหตุหลักที่ทำให้ BY ที่ได้มีค่าต่ำมากเมื่อเทียบ

กับผลการวิจัยอื่น ๆ เช่น Dhamodharan *et al.* (2015) ทดสอบใช้หัวเชื้อจากมูลสัตว์ 5 ชนิดได้แก่ โค สุกร สัตว์ปีก แพะ แรด ในการผลิต CH_4 จาก FW ที่ F/M 1-2.5 พบว่า หัวเชื้อมูลโคมี CH_4 yield สูงที่สุด ซึ่งเป็นผลจากการปรับตัวที่ดีของกลุ่มจุลินทรีย์ต่อ substrate โดยมีค่า 227 mL/g VS_{degraded} มี VSD 54.58 % Koch *et al.* (2017) ศึกษาหัวเชื้อ 3 แหล่ง ได้แก่จากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากของเสียทางการเกษตรและพืชพลังงาน และจาก digester ของระบบบำบัดของเสียอินทรีย์ครัวเรือน ต่อ substrate 4 ประเภทได้แก่ ตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย เศษข้าวโพด FW และ microcrystalline cellulose ภายใต้ F/M 0.5 ที่ 38 °C พบว่า ชนิดของหัวเชื้อไม่ส่งผลอย่างมีนัยสำคัญต่อ CH_4 yield ยกเว้นในกรณีของ substrate ประเภทเซลลูโลส CH_4 yield เป็นผลอย่างชัดเจนจากชนิดและการปรับตัวของ inoculum ต่อ substrate ช่วยลดระยะเวลาในการย่อยซึ่งทำให้อัตราการผลิต CH_4 มีความคงตัวและค่าสูงขึ้น

3.2.2.2 การย่อยร่วม (Co-digestion, CD) CD ของ FW และ WH (ปรับและไม่ปรับสภาพ) ด้วย SMR 59-78 % FW: 22-41 %WH ซึ่งผลให้ F/M มีค่า 2.26-3.62 พบว่า ที่ F/M ~ 3.6 ที่มี SMR ของ ~90% FW : 10% WH BY ของ EP12 (WHB) มีค่า > EP6 (WH) > EP9 (WHO) ซึ่งมีค่า 179, 139 และ 127 mL_{biogas}/gVS_{added} ตามลำดับ โดยมีค่า VSD 67.16-70.99 % เช่นเดียวกับที่ F/M ~ 3 ที่มี SMR ของ ~80 % FW: 20 %WH BY ของ EP13 (WHB) มีค่า > EP7 (WH) > EP10 (WHO) ที่มีค่า 179, 177 และ 151 mL_{biogas}/gVS_{added} ตามลำดับ และมี VSD 61.06-73.14 % ซึ่งชี้ให้เห็นว่า SMR ของ FW 80-90 % : WH 10-20 % ที่ F/M 3-3.6 การปรับสภาพ WH ด้วย hot water bath ส่งผลดีต่อ BY มากกว่าการใช้ hot air oven สอดคล้องกับชุดการทดลอง MD ขณะที่เมื่อ F/M มีค่าประมาณ 2.3 และ SMR ~60 % FW: 40% WH พบว่า BY ของ EP8 (WH) มีค่า 174 ซึ่ง > EP11 (WHO) 131 > EP14 (WHB) 122 mL_{biogas}/gVS_{added} และมีค่าต่ำกว่างานวิจัยอื่นก่อนหน้า เช่น Barua *et al.* (2018) รายงาน BMP ของ CD ระหว่าง FW และ WH ที่ไม่ปรับและปรับสภาพโดยใช้ hot air oven โดยใช้หัวเชื้อมูลโคที่ F/M =1 และ SMR ของ FW:WH ในช่วง 1:1-1:2.5 พบว่ากรณีที่ไม่มีการปรับสภาพ WH มีค่า BY สะสมสูงสุด 4,328 mL ที่

SMR ของ FW:WH = 1:2 ขณะที่ WH ที่ปรับสภาพมีค่า 5,017 mL ที่ FW:WH = 1:1.5 Priya *et al.* (2018) รายงานผลของ CD ระหว่าง FW และ WH ที่ SMR 1:1 โดยใช้หัวเชื้อจากถังย่อยของเสียทั่วไปมีค่า BY 394 mL/gVS ซึ่งชี้ให้เห็นว่า SMR ของ CD และ F/M ที่เหมาะสมควรมีการศึกษาเพิ่มเติมในอนาคต อย่างไรก็ตาม CD จะส่งผลดีโดยรวมต่อการย่อยในเชิงของการสร้างสมดุลของธาตุอาหาร ความหลากหลายของกลุ่มจุลินทรีย์ เพิ่มความสามารถในการเป็น buffer ช่วยลดการสะสมของ VFAs และมลสารอื่น ๆ ที่ทำให้เกิดการยับยั้งการสร้างก๊าซมีเทน (Barua *et al.*, 2019) นอกจากนี้ยังเป็นการกำจัดและการใช้ประโยชน์จาก WH อีกทางหนึ่ง ตัวอย่างเช่น EP8 (~60% FW: 40% WH ที่ F/M 2.26) มีค่า BY 174 mL_{biogas}/gVS_{added} ใกล้เคียงกับ EP12 (~90% FW: 10% WHB ที่ F/M 3.59) ที่มีค่าสูงสุดของ CD คือ 179 mL_{biogas}/gVS_{added} คล้ายกับผลการศึกษารองของ Romero De León, *et al.*, 2021 ศึกษา MD และ CD ของ OFMSW และ WH (หัวเชื้อจากน้ำชะกองปุ๋ยหมัก) ที่รายงาน CH_4 yield สูงสุด 387 NL_{CH4}/kgVS_{added} สำหรับ MD ของ OFMSW ที่ F/M 1:1 อย่างไรก็ตาม CH_4 yield ดังกล่าวนี้น่าจะใกล้เคียงและไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญกับ 337 NL_{CH4}/kgVS_{added} ของ CD ระหว่าง 70 % OFMSW: 30 % WH ที่ F/M 1:1 แสดงให้เห็นถึงข้อดีของ CD เพื่อการผลิตพลังงานหมุนเวียนและกำจัดของเสีย

3.3 ลักษณะทางกายภาพเคมีของตะกอนสลัดจ์จากระบวนการย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน

จาก Figure 2(A) และ 2(B) พบว่า TS และ VS removal มีค่า 36-55 % และ 40-60 % by FM ตามลำดับ และมี VSD 59.2-76.2 %TS (Table 2) เมื่อเปรียบเทียบในกลุ่ม MD EP2-EP5 พบว่า VSD ของ EP2 (FW) มีค่า 59.2 % TS ที่ F/M 4.58 ซึ่งมีค่าน้อยกว่า EP3 (WH) EP4 (WHO) และ EP5 (WHB) (72.2-76.1 % TS) ที่มี F/M 1.26-1.38 ทั้งนี้ อาจเนื่องมาจากการมี F/M ที่สูงกว่าถึง 3.3 เท่า ขณะที่ CD ใน EP6-EP14 ที่ F/M ~2.3-3.6 ที่มี SMR ~ 60-90 % FW: 10-40 %WH มีค่า VSD ใกล้เคียงกันในช่วง 61.06-74.09 % TS

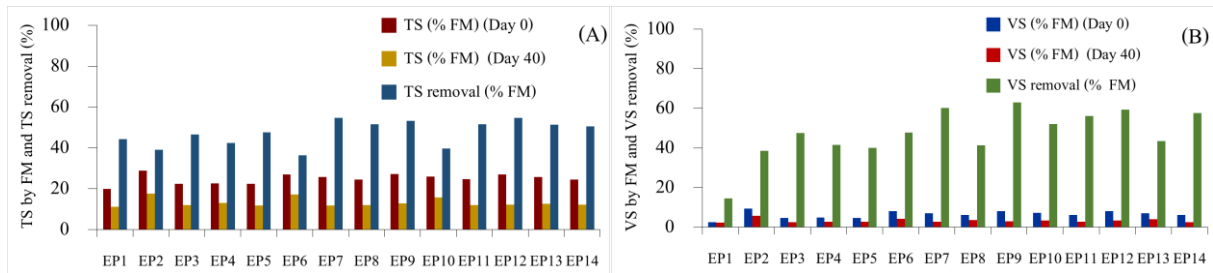


Figure 2 (A) TS by FM and TS removal (% FM) and (B) VS by FM and VS removal (% FM)

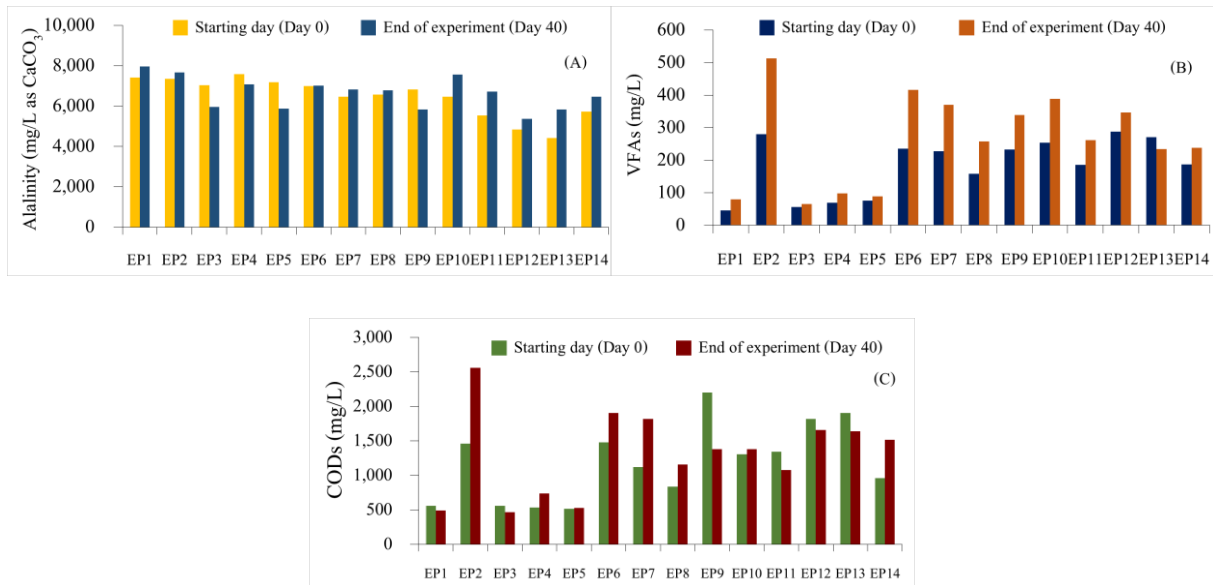


Figure 3 (A) Alkalinity (B) VFAs and (C) CODs

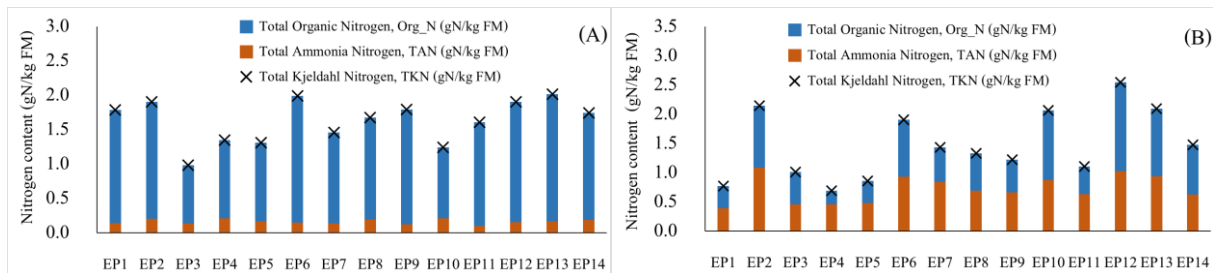


Figure 4 Nitrogen content in digestate for starting day (A) and by the end of experiment (B)

พีเอชของสลัดจ์ในวันแรกและวันสิ้นสุดการทดลองของทุกตัวอย่างมีค่าใกล้เคียงกันในช่วง 7.9-8.8 เช่นเดียวกับสภาพต่าง (Figure 3(A)) โดยมีค่า 5,000-8,000 mg/L as CaCO₃ ทั้งนี้เนื่องจากการเติม Alk ให้กับระบบเพื่อดำเนินการเปลี่ยนแปลงพีเอชที่อาจเกิดจากการสะสมของ VFAs ซึ่ง VFAs และ CODs ในวันสิ้นสุดการทดสอบส่วนใหญ่มีค่าเพิ่มขึ้น (Figure 3(B) และ 3(C)) เนื่องจากสารอินทรีย์ผ่านกระบวนการไฮโดรไลซิสให้เป็น VFAs สะสมอยู่ในระดับที่ไม่ยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์

กลุ่มสร้างมีเทน เกิดสมดุลของกิจกรรมจุลินทรีย์ส่งผลให้ระบบมีเสถียรภาพ

ปริมาณ TN พิจารณาจาก TKN เนื่องจากเป็นการย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน จึงไม่มีองค์ประกอบของ NO₃-N และ NO₂-N รวมถึง N₂ ในวันเริ่มต้นทดสอบจาก Figure 4 (A) Org_N มีค่า 83.3-92.6 % เนื่องจากเป็นไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์ที่ยังไม่ผ่านการย่อย และมี TAN 6.1-16.7 % เมื่อสิ้นสุดการทดสอบดัง (Figure 4 (B)) Org_N มีค่าลดลงเหลือ 33.2-59.8 % เนื่องจาก Org_N ถูกย่อยและเปลี่ยนรูปเป็น TAN ส่งผลให้สัดส่วน TAN เพิ่มขึ้นเป็น 40.3-66.9 %

3.4 ลักษณะของตะกอนสลัดจ์ภายหลังการย่อยต่อการเป็นปัจจัยการผลิตทางการเกษตร

สลัดจ์ภายหลังการย่อย 40 วัน มีค่า TKN, TP และ TK ในช่วง 0.001-0.003, 0.001 และ 0.184-0.918 mg/gFM ตามลำดับ ทั้งนี้เนื่องจากองค์ประกอบส่วนใหญ่ของสลัดจ์คือความชื้น ขณะที่องค์ประกอบโดยน้ำหนักของแข็งมีค่า 0.005-0.021, 0.004-0.006 และ 1.651-7.602 mg/gTS ตามลำดับ ซึ่งมีค่าต่ำกว่าเกณฑ์การเป็นปัจจัยการผลิตทางการเกษตรที่รับรองโดยกรมพัฒนาที่ดิน (Office of Science for Land Development, 2013) (ยกเว้น TK ในบางกรณี) ที่กำหนดให้ $TN \geq 10$, $TP \geq 5$ และ $TK \geq 5$ mg/gFM อย่างไรก็ตาม สลัดจ์ดังกล่าวสามารถใช้เป็นของเหลวในการรดกองปุ๋ยหมักเพื่อเพิ่มความชื้น และเป็นวัสดุมูลรวม ซึ่งเป็นแนวทางในการเพิ่มธาตุอาหารพืชเพื่อการกำจัดและใช้ประโยชน์จากสลัดจ์ที่ผ่านการย่อยแล้ว (Martí-Herrero *et al.*, 2019)

4. สรุป

การศึกษาการกำจัดและการใช้ประโยชน์จาก FW และ WH ในการย่อยเดี่ยวและการย่อยร่วม เพื่อการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยกระบวนการ AD พบว่า FW และ WH สามารถเป็นสารตั้งต้นได้ดีเนื่องจากมีปริมาณสารอินทรีย์ในรูป VS/TS สูงกว่า 74 % และ FW มีความสามารถในการย่อยสลายได้ง่ายและมีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพสูงกว่า WH เมื่อพิจารณาจากสารอินทรีย์ละลายในรูป CODs และ VFAs เห็นได้ว่าการปรับสภาพ WH ด้วยน้ำร้อน มีแนวโน้มในการเพิ่มความสามารถในการย่อยได้ดีกว่าการใช้เตาอบลมร้อน ซึ่งจะเห็นได้จากกรณีของการย่อยเดี่ยวที่ WHB มีค่า BY สูงกว่า WHO และ WH ในช่วง F/M ที่ใกล้เคียงกัน สอดคล้องกับผลของการย่อยร่วมที่ SMR ระหว่าง FW และ WH สูง 80-90 % FW: 10-20 % WH และ F/M มีค่า 3-3.6 พบว่า $WHB > WH > WHO$ อย่างไรก็ตามเมื่อ SMR มีค่าต่ำลงประมาณ 60 % FW: 40 % WH การปรับสภาพ WH ไม่มีผลต่อ BY กล่าวคือ $WH > WHO > WHB$ เนื่องจากปริมาณการผลิตก๊าซชีวภาพส่วนใหญ่เป็นผลมาจากการย่อย FW เป็นหลัก ซึ่งประเภทของหัวเชื้อรวมถึง SMR ที่ส่งผลต่อ F/M และผลการย่อยร่วมของ FW และ WH โดยปราศจาก nutrient และ alkalinity supplement จากภายนอกควรมีศึกษาเพิ่มเติมต่อไป

5. กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยในครั้งนี้นำได้รับทุนสนับสนุนการวิจัยจากงบประมาณเงินรายได้ คณะสิ่งแวดล้อมและทรัพยากรศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหาสารคาม ปีงบประมาณ 2563 และโครงการสนับสนุนทุนนักวิจัยใหม่ (วท.) ประจำปี 2562 ฝ่ายนักเรียนทุนรัฐบาลทางด้านวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี สำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ

6. เอกสารอ้างอิง

- Ahn, D.J., Kim, S.K. and Yun, H.S. 2012. Optimization of pretreatment and saccharification for the production of bioethanol from Water Hyacinth by *Saccharomyces cerevisiae*. **Bioprocess and Biosystems Engineering** 35(1-2): 35-41.
- Álvarez, C., Reyes-Sosa, F.M. and Díez, B. 2016. Enzymatic hydrolysis of biomass from wood. **Microbial Biotechnology** 9(2): 149-156.
- APHA. 2012. **Standard Methods for the Examination of Water and Waste-Water**. 22nd ed. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC.
- Barua, V.B. and Kalamdhad, A.S. 2016. Water Hyacinth to biogas: A review. **Pollution Research Paper** 3(35): 491-501.
- Barua, V.B. and Kalamdhad, A.S. 2017a. Effect of various types of thermal pretreatment techniques on the hydrolysis, compositional analysis and characterization of water hyacinth. **Bioresource Technology** 227: 147-154.
- Barua, V.B. and Kalamdhad, A.S. 2017b. Biochemical methane potential test of untreated and hot air oven pretreated water hyacinth: A comparative study. **Journal of Cleaner Production** 166: 273-284.
- Barua, V.B., Rathore, V. and Kalamdhad, A.S. 2018. Comparative evaluation of anaerobic co-digestion of water hyacinth and cooked food waste with and without pretreatment. **Bioresource Technology Reports** 4: 202-208.
- Barua, V.B., Rathore, V. and Kalamdhad, A.S. 2019. Anaerobic co-digestion of water hyacinth and

- banana peels with and without thermal pretreatment. **Renewable Energy** 134: 103-112.
- Campuzano, R. and Gonzalez-Martínez, S. 2015. Extraction of soluble substances from organic solid municipal waste to increase methane production. **Bioresource Technology** 178: 247-253.
- Capson-Tojo, G., Rouez, M., Crest, M., Trably, E., Steyer, J.P., Bernet, N., Delgenes, J.P. and Escudie, R. 2017. Kinetic study of dry anaerobic co-digestion of food waste and cardboard for methane production. **Waste Management** 69: 470-479.
- Dhamodharan, K., Kumar, V. and Kalamdhad, A.S. 2015. Effect of different livestock dungs as inoculum on food waste anaerobic digestion and its kinetics. **Bioresource Technology** 180: 237-241.
- Ferrer, I., Palatsi, J., Campos, E. and Flotats, X. 2010. Mesophilic and thermophilic anaerobic biodegradability of water hyacinth pre-treated at 80°C. **Waste Management** 30: 1763-1767.
- Gaurav, G.K., Mehmood, T., Cheng, L. Klemeš, J.J. and Shrivastava, D.K. 2020. Water hyacinth as a biomass: A review. **Journal of Cleaner Production** 277: 122214.
- Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Otterdijk, R.V. and Meybeck, A. 2011. Chapter 3 Extent of food losses and waste, p. 4. *In* Rural Infrastructure and Agro-Industries Division (AGS). **Global Food Losses and Food Waste: Extent, Causes and Prevention**. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
- Jiang, Y., Dennehy, C., Lawlor, P.G., Hu, Z., Zhan, X. and Gardiner, G.E. 2018. Inactivation of enteric indicator bacteria and system stability during dry co-digestion of food waste and pig manure. **Science of The Total Environment** 612: 293-302.
- Koch, K., Helmreich, B. and Drewes, J.E. 2015. Co-digestion of food waste in municipal wastewater treatment plants: Effect of different mixtures on methane yield and hydrolysis rate constant. **Applied Energy** 137: 250-255.
- Koch, K., Lippert, T. and Drewes, J.E. 2017. The role of inoculum's origin on the methane yield of different substrates in biochemical methane potential (BMP) tests. **Bioresource Technology** 243: 457-463.
- Kucharska, K., Hołowacz, I., Konopacka-Łyskawa, D., Rybarczyk, P. and Kamiński, M. 2018. Key issues in modeling and optimization of lignocellulosic biomass fermentative conversion to gaseous biofuels. **Renewable Energy** 129: 384-408.
- Kumar, M., Oyedun, A.O. and Kumar, A. 2018. A review on the current status of various hydrothermal technologies on biomass feedstock. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** 81: 1742-1770.
- Land Development Department. 2004. Section 2 Soil Chemistry, pp. 125-140. *In* Office of Science for Land Development. **Guide to Analyzing Soil, Water, Fertilizer, Plants, Soil Amendments and Analysis to Certify Product Standards Volume 1**. W.J. Property Co., Ltd., Bangkok. (in Thai)
- Lay, C.H., Sen, B., Chen, C.C., Wu, J.H., Lee, S.C. and Lin, C.Y. 2013. Co-fermentation of water hyacinth and beverage wastewater in powder and pellet form for hydrogen production. **Bioresource Technology** 135: 610-615.
- Liu, X., Khalid, H., Amin, F.R., Ma, X., Li, X., Chen, C. and Liu, G. 2018. Effects of hydraulic retention time on anaerobic digestion performance of food waste to produce methane as a biofuel. **Environmental Technology and Innovation** 11: 348-357.
- Lopez, V.M., De la Cruz, F.B. and Barlaz, M.A. 2016. Chemical composition and methane potential of commercial food wastes. **Waste Management** 56: 477-490.
- Martí-Herrero, J., Soria-Castellón, G., Diaz-de-Basurto, A., Alvarez, R. and Chemisana, D. 2019. Biogas from a full scale digester operated in psychrophilic conditions and fed only with fruit

- and vegetable waste. **Renewable Energy** 133: 676-684.
- Ndimele, P.E., Kumolu-Joh, C.A. and Anetekhai, M.A. 2011. The invasive aquatic macrophyte, water hyacinth (*Eichhronia crassipes* (Mart.) Solm-Laubach: Pontedericeae): problems and prospects. **Research Journal of Environmental Sciences** 6(5): 509-520.
- Office of Science for Land Development. 2013. Chapter 2 Agricultural production factor standards certified by the Department of Land Development, pp. 13-14. *In Land Development Department Regulations on the Use of Agricultural Production Factor Standard Certification Marks 2013*. Ministry of Agriculture and Cooperatives., Bangkok. (in Thai)
- Paepatung, N., Nopharatana, A. and Songkasiri, W. 2009. Bio-methane potential of biological solid materials and agricultural wastes. **Asian Journal of Energy and Environment** 10: 19-27.
- Phuttaro, C., Sawatdeenarunat, C., Surendra, K.C., Boonsawang, P., Chaiprapat, S. and Khanal, S.K. 2019. Anaerobic digestion of hydrothermally-pretreated lignocellulosic biomass: Influence of pretreatment temperatures, inhibitors and soluble organics on methane yield. **Bioresource Technology** 284: 128-138.
- Priya, P., Nikhitha, S.O., Anand, C., Dipin Nath, R.S. and Krishnakumar, B. 2018. Biomethanation of water hyacinth biomass. **Bioresource Technology** 255: 288-292.
- Rodriguez, C., Alaswad, A., Benyounis, K.Y. and Olabi, A.G. 2017. Pretreatment techniques used in biogas production from grass. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** 68: 1193-1204.
- Romero De León, L.A., Quinto Diez, P., Tovar Gálvez, L.R., Alvarado Perea, L., López Barragán, C.A., García Rodríguez, C.A. and Reyes León, A. 2021. Biochemical methane potential of water hyacinth and the organic fraction of municipal solid waste using leachate from Mexico City's Bordo Poniente composting plant as inoculum. **Fuel** 285: 119132.
- Ruan, T., Zeng, R., Yin, X.Y., Zhang, S.X. and Yang, Z.H. 2016. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) biomass as a biofuel feedstock by enzymatic hydrolysis. **BioResources** 11(1): 2372-2380.
- Sawatdeenarunat, C., Surendra, K.C., Takara, D., Oechsner, H. and Khanal, S.K. 2015. Anaerobic digestion of lignocellulosic biomass: Challenges and opportunities. **Bioresource Technology** 178: 178-186.
- Sawatdeenarunat, C., Nguyen, D., Surendra, K.C., Shrestha, S., Rajendran, K., Oechsner, H., Xie, L. and Khanal, S.K. 2016. Anaerobic biorefinery: Current status, challenges, and opportunities. **Bioresource Technology** 215: 304-313.
- Sawatdeenarunat, C., Nam, H., Adhikari, S., Sung, S. and Khanal, S.K. 2018. Decentralized biorefinery for lignocellulosic biomass: Integrating anaerobic digestion with thermochemical conversion. **Bioresource Technology** 250: 140-147.
- Shrestha, S., Fonoll, X., Khanal, S.K. and Raskin, L. 2017. Biological strategies for enhanced hydrolysis of lignocellulosic biomass during anaerobic digestion: Current status and future perspectives. **Bioresource Technology** 245: 1245-1257.
- Slopiecka, K., Liberti, F., Massoli, M., Bartocci, P. and Fantozzi, F. 2022. Chemical and physical characterization of food waste to improve its use in anaerobic digestion plants. **Energy Nexus** 5: 100049.
- Sriprasert, N. and Sriprasert, P. 2023. Enhancement of Biogas Production Potential from Water Hyacinth by Thermal and Waved Pre-Treatment. **Rajamangala University of Technology Srivijaya Research Journal** 15(3): 849-864. (in Thai)
- Sukasem, N., Khanthi, K. and Prayoonkham, S. 2017. Biomethane Recovery from Fresh and Dry

Water Hyacinth Anaerobic Co-Digestion with Pig Dung, Elephant Dung and Bat Dung with Different Alkali Pretreatments. **Energy Procedia** 138: 294-300.

Xiaofeng, L., Shuangyan, Z., Delai, Z., Jingping, Z. and Li, L. 2014. Anaerobic co-digestion of food waste and landfill leachate in single-phase batch reactors. **Waste Management** 34: 2278-2284.

Yang, S., Xue, W., Liu, P., Lu, X., Wu, X., Sun, L. and Zan, F. 2022. Revealing the methanogenic pathways for anaerobic digestion of key components in food waste: Performance, microbial community, and implications. **Bioresource Technology** 347: 126340.

Yong, Z., Dong, Y., Zhang, X. and Tan, T. 2015. Anaerobic co-digestion of food waste and straw for biogas production. **Renewable Energy** 78: 527-530.

Zheng, Y., Zhao, J., Xu, F. and Li, Y. 2014. Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production. **Progress in Energy Combustion Science** 42: 35-53.