



รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพจาก
น้ำเสียชุมชนโดยหมักร่วมกับเศษอาหาร

โดย ผศ.ดร.ชีระวิทย์ รัตนพันธ์ และคณะ

มกราคม 2559

รายงานวิจัยฉบับสมบูรณ์

โครงการสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพจาก น้ำเสียชุมชนโดยหมักร่วมกับเศษอาหาร

คณะผู้วิจัย

สังกัด

ชีระวิทย์	รัตนพันธ์	สถาบันพัฒนาสุขภาพอาเซียน มหาวิทยาลัยมหิดล
ธันวดี	สุขสาโรจน์	สถาบันพัฒนาสุขภาพอาเซียน มหาวิทยาลัยมหิดล
ธนาวัฒน์	รักกมล	คณะวิทยาศาสตร์สุขภาพและการกีฬา มหาวิทยาลัยทักษิณ
วิชุดา	เกตุใหม่	คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยทักษิณ
ดวงพร	คันธโชติ	คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์
วีระวัฒน์	อุ้นเส่นหา	คณะวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี มหาวิทยาลัยราชภัฏวไลยอลงกรณ์ ในพระบรมราชูปถัมภ์

สนับสนุนโดยสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย
(ความเห็นในรายงานนี้เป็นของผู้วิจัย สกว. ไม่จำเป็นต้องเห็นด้วยเสมอไป)

รหัสโครงการ: MRG5480139

ชื่อโครงการ: สภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนโดยหมักร่วมกับเศษอาหาร

นักวิจัย: ผศ.ดร.ชีระวิทย์ รัตนพันธ์ สถาบันพัฒนาสุขภาพอาเซียน มหาวิทยาลัยมหิดล

E-mail Address : cheerawit.rat@mahidol.ac.th, cheerawit@hotmail.com

ระยะเวลาโครงการ: 15 พฤษภาคม 2554- 15 พฤษภาคม 2558

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหาร โดยจะทำการศึกษาถึงอัตราส่วนที่เหมาะสมของเศษอาหาร สภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยการหมักแบบกึ่งต่อเนื่องด้วยระบบบำบัดแบบในถังหมักไร้อากาศแบบCSTR (Continuous flow stirred-tank reactor) และ ระบบ MABR (Modified Anaerobic Baffled Reaction) เพื่อคัดเลือกสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพในระดับห้องปฏิบัติการ จากนั้นนำระบบหมักที่เหมาะสมมาศึกษาศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพแบบต่อเนื่อง ท้ายสุดจึงเป็นการศึกษาและติดตามกลุ่มของจุลินทรีย์ในระบบที่มีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพของการหมักร่วมกันด้วย ผลจากการศึกษา พบว่า คุณลักษณะน้ำเสียชุมชนของระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครหาดใหญ่ควรต้องปรับเพิ่มความเข้มข้นของปริมาณคาร์บอนในน้ำเสียเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพโดยเศษอาหารในโรงอาหารของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ที่มีองค์ประกอบส่วนใหญ่เป็นอินทรีย์คาร์บอน ซึ่งมีศักยภาพในการนำไปใช้เป็นวัสดุหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนของเทศบาลนครหาดใหญ่ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพ

จากนั้นจึงทำการศึกษาอัตราส่วนที่เหมาะสมในการผลิตมีเทนของการหมักร่วมในระบบแบบกะที่อัตราส่วน 10:90, 25:75, 50:50 และ 70:30 (% TS) ของการหมักร่วมระหว่างเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน พบว่า ที่อัตราส่วนของการหมักร่วม 10:90 สามารถผลิตก๊าซชีวภาพสูงสุดที่ $1,583 \text{ ml CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ COD}$ ด้วยอัตราส่วนของ C/N เท่ากับ 39.6 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพ ดังนั้นอัตราส่วนของการหมักร่วมเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนที่ 10:90 จึงถูกนำไปใช้ในการศึกษาการหมักแบบกึ่งต่อเนื่อง

การศึกษากการหมักร่วมของเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน 10:90 ด้วยระบบ MABR และ CSTR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 วัน พบว่า สำหรับการหมักร่วมด้วยระบบ MABR แสดงให้เห็นว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 วัน เป็นสภาวะที่ดีที่สุดในการหมักร่วมด้วยค่าพีเอช สภาพความเป็นด่าง ปริมาณของกรดระเหยง่าย ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี การผลิตก๊าซชีวภาพที่ และ อัตราส่วนมีเทนที่สภาวะคงที่เท่ากับ 4 -5, 60-70 mg/L CaCO_3 , 950 -1,100 mg/L CH_3COOH , ประสิทธิภาพมากกว่า 61 %, ปริมาณ 121.11 mL/วัน และ ปริมาณมีเทน 49.65 % ตามลำดับ ทั้งนี้เมื่อระยะเวลาเก็บกักลดลงส่งผลต่อการผลิตก๊าซชีวภาพในการหมักร่วมของระบบ MABR โดยที่ระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน ทำให้ระบบเกิดการล้มเหลวและไม่ผลิตก๊าซชีวภาพ ในส่วนของการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน 10:90 ด้วยระบบ CSTR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 วัน พบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน เป็นสภาวะที่ดีที่สุดในการผลิตก๊าซชีวภาพภายใต้พีเอช ความเป็นด่าง ปริมาณของกรดระเหยง่าย ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี การผลิตก๊าซชีวภาพ อัตราส่วนมีเทนที่สภาวะคงที่ เท่ากับ 6.5 – 7.5, 2,000-3,000 mg/L CaCO_3 , 1,400 -2,300 mg/L CH_3COOH , สูงถึง 65 %, 1,815.85 mL/วัน และ 60.63 % ตามลำดับ จากผลการศึกษาชี้ให้เห็นถึง

ศักยภาพของระบบ CSTR ในการหมักร่วมเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน 10:90 และระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน ไปทำการศึกษาในระดับปฏิบัติการแบบต่อเนื่อง

จากนั้นจึงทำการศึกษาศักยภาพการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารแบบต่อเนื่องด้วยอัตราส่วนของเศษอาหารต่อน้ำเสียชุมชนที่ 10:90 และ ระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน ผลการศึกษา พบว่า ที่สภาวะคงที่มีค่าพีเอชของระบบ สภาวะความเป็นด่าง กรดไขมันระเหยง่าย ประสิทธิภาพในการบำบัดซีไอดี ปริมาณก๊าซชีวภาพ และ อัตราส่วนมีเทน เท่ากับ ไกล่เคียง 7, ในช่วง 130-135 mg/L CaCO_3 ในช่วง 1,900 -2,000 mg/L CH_3COOH มากกว่า 69.89 %, มากกว่า 1,967 mL/วัน และ มากกว่า 65.82 % ตามลำดับ

ท้ายสุดทำการศึกษาคู่มือสร้างประชากรของจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค PCR-DGGE ในการหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนและเศษอาหารที่ระยะเวลาเก็บกักต่าง ๆ ทั้งแบบกึ่งต่อเนื่องและต่อเนื่อง ผลการศึกษาพบว่า (1) กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ MABR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่ภายใต้ระยะเวลาเก็บกัก 30 ที่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงสุด พบ Uncultured *Prevotella* sp. และ Uncultured bacterium เป็นจุลินทรีย์กลุ่มหลัก (2) กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่และระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน ซึ่งสามารถผลิตก๊าซชีวภาพสูงสุด พบ Uncultured bacterium และ *Bacteroides* sp 2 ตัว เป็นจุลินทรีย์กลุ่มหลัก และ (3) กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบต่อเนื่องที่สภาวะคงที่ พบ จุลินทรีย์กลุ่ม Uncultured *Weissella* sp.

คำสำคัญ: การผลิตก๊าซชีวภาพ การหมักร่วม น้ำเสียชุมชน เศษอาหาร

Abstract

This research was to study the optimization of co-biogas production between domestic wastewater and food waste. The optimum of co-digestion ratio and co-biogas production in semi-continuous operation with CSTR (Continuous flow stirred-tank reactor) และ ระบบ MABR (Modified Anaerobic Baffled Reaction) were studied for selecting the optimum system of biogas production in the laboratory scale. Then, the optimum system was to study the potential of biogas production in continuous operation. Finally, the microbial community in the optimum operation of co-digestion was studied and monitored. The result showed that the characteristic of domestic wastewater for Hatyai Municipality should be increase the concentration of carbon source in wastewater for producing the biogas. Moreover, the result presented that the main composition of food waste form main cafeteria of Prince of Songkla University was the organic carbon and was the high potential of application for co-digestion with domestic wastewater from Hatyai Municipality to enhance the efficiency of biogas production.

The optimum ratio between food waste and domestic wastewater (10:90, 25:75, 50:50 and 70:30 (% TS), was investigated for biogas production. The result showed that the optimum ratio of co-digestion was 10:90 with the 1,583 ml CH₄ g⁻¹ COD of maximum biogas production and 39.6 of C/N ratio. Hence, the optimum ratio between food waste and domestic wastewater at 10:90 was selected to study in the semi-continuous operation.

Co-digestion of food waste and domestic wastewater at ratio of 10:90, MABR and CSTR with HRT of 30, 20 and 10 days was study. The result showed that the optimum HRT for co-digestion of MABR was 30 days. In the steady state condition, the concentrations of pH, alkalinity, volatile organic compound, COD efficiency removal, biogas production and the methane percentage of biogas were 4 -5, 60-70 mg/L CaCO₃, 950-1,100 mg/L CH₃COOH, over 61 %, 121.11 mL/day and 49.65 %, respectively. Besides, the decreased HRT directly affected and fail with biogas production on co-digestion by MABR at HRT 10 days. Concerning the co-digestion between food waste and domestic wastewater at 10:90 ratios with CSTR and various HRT on 30, 20 and 10 days, the result showed that the optimum HRT for co-digestion of MABR was 10 days. In the steady state condition, the concentrations of pH, alkalinity, volatile organic compound, COD efficiency removal, biogas production and the methane percentage of biogas were 6.5 – 7.5, 2,000-3,000 mg/L CaCO₃, 1,400 -2,300 mg/L CH₃COOH, over 65 %, 1,815.85 mL/day และ 60.63 %, respectively. This result concluded that the high potential of co-digestion between food waste and domestic wastewater at ratio of 10:90 and 10 days of HRT was selected to study in the continuous operation.

The co-digestion between food waste and domestic wastewater at 10:90 ratios with CSTR and 10 days of HRT in continuous operation was study. The result showed that the concentrations of pH, alkalinity, volatile organic compound, COD efficiency removal, biogas production and the methane percentage of biogas were nearly 7, the range of 130-135 mg/L CaCO_3 , the range of 1,900 -2,000 mg/L CH_3COOH , over 69.89 %, over 1,967 mL/day and over 65.82 %, respectively in the steady state condition.

Finally, the microbial community between food waste and domestic wastewater at various HRT in semi and continuous operation was study by PCR-DGGE. The result showed that (1) the dominant of microbial community on semi-continuous MABR at 30 days of HRT with highest biogas production was Uncultured *Prevotella* and Uncultured bacterium, (2) the dominant of microbial community on semi-continuous CSTR at 10 days of HRT with highest biogas production was Uncultured bacterium and *Bacteroides* sp and (3) the dominant of microbial community on continuous CSTR at 10 days of HRT with steady state condition was Uncultured *Weissella* sp.

Keywords: Biogas production; Co-digestion; Domestic wastewater; Food waste

บทสรุปผู้บริหาร (Executive Summary)

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหาร โดยเริ่มต้นจะทำการศึกษาลักษณะองค์ประกอบของน้ำเสียชุมชนและเศษอาหาร จากนั้นจึงทำการศึกษาลักษณะที่เหมาะสมของเศษอาหารในการหมักร่วมกับน้ำเสียชุมชนในระบบแบบกะ แล้วจึงคัดเลือกอัตราส่วนที่เหมาะสมมาหมักร่วมกับน้ำเสียชุมชนเพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยการหมักร่วมในระดับปฏิบัติการแบบกึ่งต่อเนื่องด้วยระบบถังหมักไร้อากาศแบบดั้งเดิม (Conventional anaerobic digestion) และ ระบบ MABR (Modified Anaerobic Baffled Reaction) ซึ่งเป็นระบบที่มีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพสูง จากนั้นจึงวิเคราะห์ถึงระบบที่มีความเหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารในระดับห้องปฏิบัติการเพื่อนำสภาวะที่ได้ไปศึกษาถึงศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารด้วยการเดินระบบแบบต่อเนื่อง และท้ายสุดยังทำการศึกษาและติดตามถึงกลุ่มของจุลินทรีย์ในระบบที่มีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพของเทคนิคการหมักร่วมอีกด้วย

ในส่วนเริ่มต้นของการศึกษานี้ทำการศึกษาลักษณะน้ำเสียชุมชนของระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครหาดใหญ่ พบว่า มีอัตราส่วนส่วนของ COD:N:P เท่ากับ 71.6/5.4/1 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่ไม่เหมาะสมกับการผลิตก๊าซชีวภาพ โดยควรต้องปรับเพิ่มความเข้มข้นของปริมาณแหล่งคาร์บอนในน้ำเสีย ทั้งนี้สอดคล้องกับเศษอาหารจากโรงอาหารกลางของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ เมื่อนำมาวิเคราะห์คุณลักษณะสมบัติพื้นฐานทางกายภาพและเคมี แสดงให้เห็นว่า องค์ประกอบส่วนใหญ่ของเศษอาหารมีองค์ประกอบหลักเป็นอินทรีย์คาร์บอน ซึ่งสามารถนำไปใช้เป็นวัสดุหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนของเทศบาลนครหาดใหญ่เพื่อผลิตก๊าซชีวภาพได้

เมื่อสามารถกำหนดอัตราส่วนที่เหมาะสมในการหมักร่วมที่อัตราส่วน 10:90 จึงนำมาทดลองการหมักแบบกึ่งต่อเนื่องด้วยระบบ MABR และ แปรเปลี่ยนระยะเวลาเก็บกัก เท่ากับ 30 20 และ 10 วัน ผลการศึกษา พบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 วัน เป็นสภาวะที่ดีที่สุดในการหมักร่วมด้วยค่าพีเอชอยู่ในช่วงระหว่าง 4 -5 สภาพความเป็นด่างนั้นอยู่ในช่วงแคบ ๆ ที่สอดคล้องกับค่าพีเอช คือ 60-70 mg/L CaCO_3 ปริมาณของกรดระเหยง่ายเป็นไปในทิศทางเดียวกับค่าพีเอช ซึ่งไม่มีความแตกต่างกันมากนัก และ อยู่ในช่วง 950 -1,100 mg/L CH_3COOH ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีมากกว่า 61 % และมีค่าการผลิตก๊าซชีวภาพที่สภาวะคงที่เท่ากับ 121.11 ด้วยองค์ประกอบมีเทน เท่ากับ 49.65 % ทั้งนี้เมื่อลดระยะเวลาเก็บกักให้สั้นลงยิ่งทำให้ศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพยิ่งลดลง จนทำให้ระบบเกิดการล้มเหลวในที่สุดเมื่อระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน แสดงให้เห็นว่าระบบ MABR นั้นไม่มีความเหมาะสมที่จะนำมาใช้ในการหมักร่วมเศษอาหารและน้ำเสียชุมชน

นอกจากนี้ยังทำการศึกษการหมักร่วมแบบกึ่งต่อเนื่องด้วยระบบ CSTR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 วัน ผลการศึกษาพบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน เป็นสภาวะที่เหมาะสมที่สุดในการหมักร่วมภายใต้สภาวะพีเอชที่เหมาะสมมีค่าเท่ากับ 6.5 - 7.5 ว่า สภาพความเป็นด่างนั้นอยู่ในช่วงที่สอดคล้องกับค่าพีเอชของระบบหมัก คือ 2,000-3,000 mg/L CaCO_3 ปริมาณของกรดระเหยง่ายในทิศทางเดียวกับ ซึ่งอยู่ในช่วง 1,400 -2,300 mg/L CH_3COOH ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีสูงถึง 65 % มีค่าการผลิตก๊าซชีวภาพที่สภาวะคงที่ เท่ากับ 1,815.85 mL/วัน ที่อัตราส่วนมีเทน 60.63 % จากผลการศึกษาแสดงให้เห็นถึงศักยภาพของระบบ CSTR ในการหมักร่วมเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน 10:90 และระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน ไปทำการศึกษาในระดับปฏิบัติการแบบต่อเนื่อง

ท้ายสุดของการศึกษานั้นเป็นการประยุกต์ใช้เทคนิค PCR-DGGE มาทำการศึกษาโครงสร้างประชากรของจุลินทรีย์ด้วยเทคนิคจากการหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนและเศษอาหารที่ระยะเวลาเก็บเก็บต่าง ๆ ผลการศึกษา พบว่า (1) จุลินทรีย์กลุ่ม Uncultured *Prevotella* sp. และ Uncultured bacterium เป็นจุลินทรีย์กลุ่มหลักในการหมักร่วมของระบบ MABR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่และระยะเวลาเก็บเก็บ 30 ที่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงสุด (2) จุลินทรีย์กลุ่ม Uncultured bacterium และ *Bacteroides* sp เป็นจุลินทรีย์กลุ่มหลักของการหมักร่วมด้วยระบบ CSTR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่และระยะเวลาเก็บเก็บ 10 วัน ซึ่งเป็นระยะเวลาที่มีศักยภาพสูงสุด และ (3) จุลินทรีย์กลุ่ม Uncultured *Weissella* sp เป็นจุลินทรีย์กลุ่มหลักในการหมักร่วมของระบบ CSTR แบบต่อเนื่องที่สภาวะคงที่ในการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนและเศษอาหาร ซึ่งจุลินทรีย์หลักที่ตรวจพบในตะกอนนั้นสอดคล้องกับการทบทวนวรรณที่เกี่ยวข้องกับการผลิตก๊าซชีวภาพ

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มา ความสำคัญของโครงการ

กระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศได้ถูกนำมาใช้ในการบำบัดของเสียทางสิ่งแวดล้อมอย่างกว้างขวางในปัจจุบัน โดยกระบวนการดังกล่าวนี้มีความแตกต่างกับกระบวนการแบบใช้อากาศ อย่างเช่น ระบบการกรองชีวภาพ และ ระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง ซึ่งเป็นกระบวนการที่ใช้ระยะเวลาต่ำ (John and Roger, 1987) แต่กระบวนการแบบไร้อากาศมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ได้สูงกว่าด้วยต้นทุนที่ต่ำกว่ากระบวนการแบบใช้อากาศ โดยกระบวนการแบบไร้อากาศนี้มีความเหมาะสมในการบำบัดของเสียได้ในช่วงกว้างตั้งแต่ 1,000 ถึง 10,000 มิลลิกรัมของ COD ต่อลิตร (คณะพลังงานและวัสดุ, 2533) อีกทั้งกระบวนการแบบไร้อากาศยังสามารถผลิตก๊าซชีวภาพซึ่งเป็นพลังงานทางเลือกที่มีมูลค่า โดยก๊าซชีวภาพนั้นจะประกอบด้วยมีเทนเป็นองค์ประกอบหลักถึงร้อยละ 60 และให้พลังงานสูงถึง 5,000 กิโลแคลอรีต่อลูกบาศก์เมตร ซึ่งสามารถนำก๊าซชีวภาพที่ได้มาเปลี่ยน เป็นพลังงานที่ใช้ในการประกอบอาหาร การผลิตแสงสว่าง และการเดินเครื่องจักรดีเซลแทนที่การใช้ น้ำมันเตาในการต้มน้ำและการผลิตกระแสไฟฟ้า (คณะพลังงานและวัสดุ, 2533) ยิ่งไปกว่านั้นกระบวนการแบบไร้อากาศยังมีข้อดีในการนำกระบวนการดังกล่าวไปใช้ในการบำบัดของเสีย ได้แก่ ปริมาณสลัดจ์ที่น้อย ความต้องการสารอาหารต่ำ ความสามารถในการเริ่มเดินระบบได้อย่างรวดเร็วโดยไม่ต้องมีหัวเชื้อ ความสามารถในการเริ่มเดินระบบหรือหยุดระบบ เป็นต้น (Anderson et al., 1987) ดังนั้นกระบวนการแบบไร้อากาศจึงได้รับความสนใจอย่างกว้างขวางในการนำมาประยุกต์ใช้ในการบำบัดของเสียด้วยข้อดีทั้งทางด้านเศรษฐศาสตร์ การบำบัดของเสีย และการนำพลังงานมาใช้ประโยชน์

น้ำเสียชุมชนเป็นน้ำเสียชนิดหนึ่งที่กล่าวได้ว่ามีปริมาณความเข้มข้นของสารอินทรีย์น้อยแต่มีปริมาณสูงโดยเฉพาะอย่างยิ่งในบริเวณที่มีประชากรอาศัยอย่างหนาแน่น จึงเป็นน้ำเสียชนิดหนึ่งที่เป็นปัญหาสิ่งแวดล้อมที่สำคัญ โดยในปัจจุบันนั้นการบำบัดน้ำเสียชุมชนส่วนใหญ่จะเป็นการใช้ระบบบำบัดแบบใช้อากาศ ซึ่งมีความสิ้นเปลืองพลังงานไฟฟ้า อีกทั้งต้องใช้พื้นที่ในการบำบัดสูง ดังนั้นแนวทางในการเลือกใช้ระบบไร้อากาศในการบำบัดน้ำเสียชุมชนจึงมีความน่าสนใจอย่างยิ่ง ทั้งนี้ จากการศึกษาของ Manariotis and Grigoropoulos (2006) พบว่า น้ำเสียชุมชนสามารถนำมาใช้เป็นสารอาหารในการผลิตก๊าซชีวภาพได้

ทั้งนี้ในกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศนั้น เทคนิคการหมักร่วม (Co-digestion) ได้ถูกนำมาประยุกต์ใช้กับของเสียได้อย่างหลากหลายซึ่งเป็นข้อได้เปรียบที่สำคัญอย่างหนึ่งของเทคโนโลยีแบบไร้อากาศ และยังเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพอีกด้วย (Fernández et al., 2005) เทคนิคการหมักร่วมเป็นการนำของเสียที่มีปัญหาในการจัดการ เช่น ขยะอินทรีย์ เศษอาหาร หรือขยะของเสียที่เกิดจากอุตสาหกรรม และเศษพืชที่เหลือใช้ทางการเกษตรในบริเวณใกล้เคียงน้ำเสียชุมชนมาเป็นสารอินทรีย์ในการหมักร่วมให้เกิดประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพได้มากขึ้น ทั้งนี้สำหรับสภาวะที่เหมาะสมในการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนและของเสียชุมชนชนิดต่างๆ นั้นจะเป็นการเพิ่มศักยภาพในการผลิตพลังงานทางเลือกด้วยช่องทางในการกำจัดขยะชุมชน (Nayono et al., 2010) และความคุ้มค่าทางเศรษฐศาสตร์ (Ahrling et al., 1992)

จากการศึกษาข้อมูลงานวิจัยการหมักร่วมที่ผ่านมา พบว่า การหมักร่วมเป็นวิธีการที่มีผู้สนใจเป็นจำนวนมาก เนื่องจากการหมักร่วมนอกจากจะสามารถผลิตก๊าซชีวภาพเป็นพลังงานทดแทนได้มากขึ้นแล้วยังสามารถแก้ไขปัญหาด้านสิ่งแวดล้อมของสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยตัวเอง เช่น จากเก็บข้อมูลในสถานที่จริงโดย Elena et al. (2010) ซึ่งได้ทำการศึกษาในโรงงานที่ทำการหมักร่วมระหว่างมูลโค (Cow

Manure) กับพืช (Crop) พบว่า สามารถเพิ่มกำลังการผลิตไฟฟ้าได้ถึง 15 kw ต่อ 1ตัน/วัน และจากการศึกษาของ Hamed M. El-Mashad and Ruihong, Z. (2010) ได้ทำการศึกษ้อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพการหมักร่วมระหว่างมูลสัตว์ (Manure) กับของเสียจากอาหาร (food waste) พบว่า สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ถึง 87-90%

ดังนั้นคณะผู้วิจัยจึงมีสนใจที่ศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหาร โดยจะทำการศึกษถึงอัตราส่วนที่เหมาะสมของเศษอาหาร สภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยการหมักแบบกึ่งต่อเนื่อง ระบบที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพในระดับห้องปฏิบัติการ ศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพในระดับห้องปฏิบัติการแบบต่อเนื่อง ท้ายสุดยังเป็นการศึกษาและติดตามกลุ่มของจุลินทรีย์ในระบบที่มีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพของการหมักร่วมอีกด้วย

7. วัตถุประสงค์ของการศึกษา

7.1 เพื่อศึกษ้อัตราส่วนที่เหมาะสมของน้ำเสียชุมชนในการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารในระบบหมักแบบกะ

7.2 เพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนโดยการหมักร่วมกับเศษอาหารในระดับปฏิบัติการแบบกึ่งต่อเนื่อง

7.3 เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารในถังหมักไร้อากาศแบบดั้งเดิม (Conventional anaerobic digestion) และ ระบบ MABR (Modified Anaerobic Baffled Reaction)

7.4 เพื่อศึกษาศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารในระดับปฏิบัติการแบบต่อเนื่อง

7.5 เพื่อศึกษาและติดตามกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีศักยภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหาร

8. ขอบเขตของงานวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหาร โดยเริ่มต้นจะทำการศึกษถึงองค์ประกอบของน้ำเสียชุมชนและเศษอาหาร จากนั้นจึงทำการศึกษถึงอัตราส่วนที่เหมาะสมของเศษอาหารในการหมักร่วมกับน้ำเสียชุมชนในระบบแบบกะ แล้วจึงคัดเลือกอัตราส่วนที่เหมาะสมมาหมักร่วมกับน้ำเสียชุมชนเพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยการหมักร่วมในระดับปฏิบัติการแบบกึ่งต่อเนื่องด้วยระบบถังหมักไร้อากาศแบบดั้งเดิม (Conventional anaerobic digestion) และ ระบบ MABR (Modified Anaerobic Baffled Reaction) ซึ่งเป็นระบบที่มีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพสูง จากนั้นจึงวิเคราะห์ถึงระบบที่มีความเหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารในระดับห้องปฏิบัติการเพื่อนำสภาวะที่ได้ไปศึกษาถึงศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารด้วยการเดินระบบแบบต่อเนื่อง และท้ายสุดยังทำการศึกษาและติดตามถึงกลุ่มของจุลินทรีย์ในระบบที่มีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพของเทคนิคการหมักร่วมอีกด้วย

9. ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

จากการศึกษานี้จะได้แนวทางในการจัดการน้ำเสียชุมชนและเศษอาหาร โดยการนำของเอาเศษอาหารซึ่งเป็นของเสียชุมชนมาหมักร่วมกับน้ำเสียชุมชนเพื่อผลิตเป็นก๊าซชีวภาพ ซึ่งจะประกอบด้วยข้อมูลของอัตราส่วนของวัสดุหมักที่เหมาะสม สภาวะที่เหมาะสมในการดำเนินระบบแบบกึ่งต่อเนื่องและกลุ่มของจุลินทรีย์ที่มีความเหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหาร อีกทั้งการทดลองยังประยุกต์ใช้ระบบการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนในระบบแบบต่อเนื่องซึ่งเป็นการศึกษาที่สามารถนำไปใช้เป็นข้อมูลในการดำเนินงานจริงต่อไปและทราบถึงข้อจำกัดซึ่งจะนำไปสู่การพัฒนาเพื่อประยุกต์ใช้จริงได้อย่างเหมาะสม นอกจากนี้ยังผลิتمหาบัณฑิตทางด้านการจัดการสิ่งแวดล้อมที่มีความเชี่ยวชาญในงานด้านการผลิตก๊าซชีวภาพ

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 น้ำเสียชุมชน

น้ำเสียชุมชน (Domestic Wastewater) หมายถึง น้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมประจำวันของประชากรที่อาศัยอยู่ในชุมชน และกิจกรรมที่เป็นอาชีพ ได้แก่ น้ำเสียที่เกิดจากการประกอบอาหารและชำระล้างสิ่งสกปรกทั้งหลายภายในครัวเรือนและอาคารประเภทต่าง ๆ เป็นต้น (กรมควบคุมมลพิษ, 2545)

ปริมาณน้ำเสีย ที่ทิ้งปล่อยจากบ้านเรือน อาคาร จะมีค่าประมาณร้อยละ 80 ของปริมาณน้ำใช้หรืออาจประเมินได้จากจำนวนประชากรหรือพื้นที่ใช้สอยของอาคารแต่ละประเภท ดังแสดงในตารางที่ 2-1 และ 2-2

ตารางที่ 2-1 อัตราการเกิดน้ำเสียต่อคนต่อวัน

ภาค	อัตราการเกิดน้ำเสีย (ลิตร/คน-วัน)					
	2536	2540	2545	2550	2555	2560
กลาง	160-214	165-242	170-288	176-342	138-406	189-482
เหนือ	183	200	225	252	282	316
ตะวันออกเฉียงเหนือ	200-253	216-263	239-277	264-291	291-306	318-322
ใต้	171	185	204	226	249	275

ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ, 2545

ลักษณะน้ำเสีย (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) ที่เกิดจากบ้านพักอาศัยจะประกอบไปด้วยน้ำเสียจากกิจกรรมต่าง ๆ ในชีวิตประจำวันซึ่งมีองค์ประกอบต่าง ๆ ดังนี้ (ดังแสดงในตารางที่ 2-3)

1. สารอินทรีย์ ได้แก่ คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน เช่น เศษข้าว กว๋ยเตี๋ย น้ำแกง เศษใบตอง พืชผักชิ้นเนื้อ เป็นต้น ซึ่งสามารถย่อยสลายได้ โดยใช้จุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน ทำให้ระดับออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen) ลดลงเกิดสภาพเน่าเหม็นได้ปริมาณของสารอินทรีย์ในน้ำด้วยค่าบีโอดี (BOD) เมื่อค่าบีโอดีในน้ำสูง แสดงว่าสารอินทรีย์ปะปนอยู่มากและสภาพเน่าเหม็นจะเกิดขึ้นได้ง่าย

2. สารอนินทรีย์ ได้แก่ แร่ธาตุต่าง ๆ ที่อาจไม่เกิดน้ำเน่าเหม็นแต่อาจเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต ได้แก่ คลอไรด์ ซัลเฟต เป็นต้น

3. โลหะหนักและสารพิษ ได้แก่ แร่ธาตุต่าง ๆ ที่อาจไม่ทำให้เกิดน้ำเน่าเหม็น แต่อาจเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต เช่นปรอท โครเมียม ทองแดง ปกติจะอยู่ในน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมและสารเคมีที่ใช้ในการกำจัดศัตรูพืชที่ปนเปื้อนมากับน้ำทิ้งจากการเกษตร สำหรับในเขตชุมชนอาจมีสารมลพิษนี้มาจากอุตสาหกรรมในครัวเรือนบางประเภท เช่น ร้านชุบโลหะ อยู่ซ่อมรถ และน้ำเสียจากโรงพยาบาล เป็นต้น

4. น้ำมันและสารลอยน้ำต่าง ๆ เป็นอุปสรรคต่อการสังเคราะห์แสงและกีดขวางการกระจายของออกซิเจนจากอากาศลงสู่แหล่งน้ำ นอกจากนั้นยังทำให้เกิดสภาพที่ไม่น่าดู

5. ของแข็ง เมื่อจมตัวสู่ก้นลำน้ำ ทำให้เกิดสภาพไร้ออกซิเจนที่ท้องน้ำ ทำให้แหล่งน้ำตื้นเขิน มีความขุ่นสูง มีผลกระทบต่อ การดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ

6. สารทำให้เกิดฟองหรือสารซักล้าง ได้แก่ ผงซักฟอก สบู่ ฟองจะกีดกันการกระจายของออกซิเจนในอากาศสู่ น้ำและอาจเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ

7. จุลินทรีย์ น้ำเสียจากโรงฟองหนัง โรงฆ่าสัตว์ หรือ โรงงานอาหารกระป๋อง มีจุลินทรีย์จำนวนมาก จุลินทรีย์เหล่านี้ใช้ออกซิเจนในการดำรงชีวิตสามารถลดระดับของออกซิเจนละลายน้ำทำให้เกิดสภาพเน่าเหม็น นอกจากนี้จุลินทรีย์บางชนิดอาจเป็นเชื้อโรคที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพประชาชน เช่น จุลินทรีย์ในน้ำเสียจากโรงพยาบาล

8. ธาตุอาหาร ได้แก่ ไนโตรเจน และ ฟอสฟอรัสเมื่อมีปริมาณสูงจะทำให้เกิดการเจริญเติบโตและเพิ่มปริมาณอย่างรวดเร็วของสาหร่าย ซึ่งเป็นสาเหตุสำคัญทำให้ระดับออกซิเจนในน้ำลดลงอย่างมากในช่วงเวลา กลางคืน อีกทั้งทำให้เกิดวัชพืชน้ำ ซึ่งเป็นปัญหาแก่การสัญจรทางน้ำ

9. กลิ่น เกิดจากก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายของสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจนหรือ กลิ่นอื่น ๆ จากโรงงานอุตสาหกรรมต่าง ๆ เช่น โรงงานทำปลาป่น โรงฆ่าสัตว์ เป็นต้น

ตารางที่ 2-2 ปริมาณน้ำเสียและบีโอดีของน้ำเสียประเภทต่าง ๆ

ประเภทของอาคาร	หน่วย	ปริมาณน้ำเสีย ⁽¹⁾ ลิตร/วัน-หน่วย
อาคารชุด/บ้านพัก	ยูนิต	500
โรงแรม	ห้อง	1,000
หอพัก	ห้อง	80
สถานบริการ	ห้อง	400
หมู่บ้านจัดสรร	คน	180
โรงพยาบาล	เตียง	800
ภัตตาคาร	ตารางเมตร	25
ตลาด	ตารางเมตร	70
ห้างสรรพสินค้า	ตารางเมตร	5.0
สำนักงาน	ตารางเมตร	3.0

ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ, 2545

พารามิเตอร์ที่สำคัญในการตรวจวิเคราะห์ (กรมควบคุมมลพิษ, 2545)

1. พีเอช (pH) เป็นค่าที่บอกถึงความเป็นกรดด่างของน้ำเสีย โดยทั่วไปสิ่งมีชีวิตในน้ำหรือจุลินทรีย์ใน ถึงบำบัดจะดำรงชีพได้ดีในสภาวะที่เป็นกลาง คือ pH ประมาณ 6- 8

2. บีโอดี (Biochemical Oxygen Demand) เป็นค่าที่บอกถึงปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการย่อยสลาย สารอินทรีย์ ถ้าบีโอดีสูง แสดงว่าความต้องการออกซิเจนมาก นั่นคือมีความสกปรกหรือสารอินทรีย์ในน้ำมาก

3. ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand) คือ ค่าปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ด้วยวิธีการทางเคมี มักใช้เทียบหาค่าบีโอดีคร่าว ๆ ปกติ COD:BOD ของน้ำเสียชุมชนประมาณ 2-4 เท่า

4. ปริมาณของแข็ง (Solid) หมายถึงปริมาณสารต่าง ๆ ที่มีอยู่ในน้ำเสีย ทั้งในลักษณะที่ไม่ละลาย น้ำ (Dissolved Solid) ของแข็งบางชนิดมีน้ำหนักเบาและแขวนลอยอยู่ในน้ำ (Suspended Solids) บางชนิดหนักและจมตัวลงเบื้องล่าง (Settleable Solids) ของแข็งที่ไม่ละลายน้ำอาจสร้างปัญหาในการอุดตันเครื่อง เติมอากาศและถ้าปล่อยในปริมาณมากจะทำให้เกิดความสกปรกและตื่นขึ้นในลำน้ำธรรมชาติ ตลอดจนบ่ง แสงแดดที่ส่องลงสู่ท้องน้ำ

5. ไนโตรเจน (Nitrogen) เป็นธาตุจำเป็นในการสร้างเซลล์ของสิ่งมีชีวิต ไนโตรเจนเปลี่ยนสภาพเป็นแอมโมเนีย ถ้าหากในน้ำมีออกซิเจนที่เพียงพอจะถูกย่อยสลายไปเป็นไนไตรต์และไนเตรท ดังนั้น การปล่อยน้ำเสียที่มีสารประกอบไนโตรเจนสูงจึงทำให้ออกซิเจนที่มีอยู่ในน้ำลดน้อยลง

6. ไขมันและน้ำมัน (Fat, Oil and Grease) ส่วนใหญ่ ได้แก่ น้ำมันและไขมันจากพืชและสัตว์ที่ใช้ในการทำอาหาร สบู่จากการอาบน้ำ ฟอสฟอรัสจากการชำระล้าง สารเหล่านี้มีน้ำหนักเบาและลอยน้ำทำให้เกิดสภาพไม่นาดูและขวางกั้นการซึมของออกซิเจนจากอากาศสู่แหล่งน้ำ นอกจากนี้ยังมีค่าบีโอดีสูงเพราะเป็นสารอินทรีย์

2.2 การผลิตก๊าซชีวภาพ

การผลิตก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นจากกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศแบ่งตามปฏิกิริยาชีวเคมีได้เป็น 3 ขั้นตอน คือ กระบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) กระบวนการสร้างกรด (Acid Formation) และกระบวนการสร้างมีเทน (Methane Formation) ดังภาพที่ 2-1

ก) กระบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

กลุ่มของจุลินทรีย์ที่ไม่ต้องการออกซิเจนจะย่อยสลายสารประกอบอินทรีย์เชิงซ้อน (Complex Organic Compound) ซึ่งมีโมเลกุลขนาดใหญ่ เช่น โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน ให้เป็นสารประกอบอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็กลง สามารถละลายน้ำได้ เช่น กรดอะมิโน น้ำตาล กรดไขมัน ซึ่งเรียกปฏิกิริยานี้ว่า ไฮโดรไลซิส ซึ่งเกิดขึ้นภายนอกเซลล์ โดยในธรรมชาติจุลินทรีย์ไม่สามารถนำสารอินทรีย์แขวนลอยไปใช้ได้จนกว่าจะทำให้อยู่ในรูปสารละลายเสียก่อน โดยเอนไซม์หลายชนิดมีความจำเพาะเจาะจงกับชนิดของสารตั้งต้น และกระบวนการไฮโดรไลซิสนั้นเป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นช้าต้องอาศัยปัจจัยต่างๆ ได้แก่ พีเอช อายุตะกอน และค่าอัตราส่วนพื้นที่ผิวต่อปริมาตรของอนุภาค โดยที่อนุภาคใหญ่ๆ ที่มีค่าอัตราส่วนพื้นที่ผิวต่อปริมาตรของอนุภาคต่ำจะเกิดกระบวนการไฮโดรไลซิสได้ช้ากว่าอนุภาคที่เล็ก รวมถึงสารที่ละลายน้ำยาก เช่น แป้งหรือไขมัน กระบวนการไฮโดรไลซิสจะเป็นขั้นตอนจำกัดอัตราการเกิดปฏิกิริยาทั้งหมดของระบบ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของน้ำเสียนั้น ๆ ด้วย

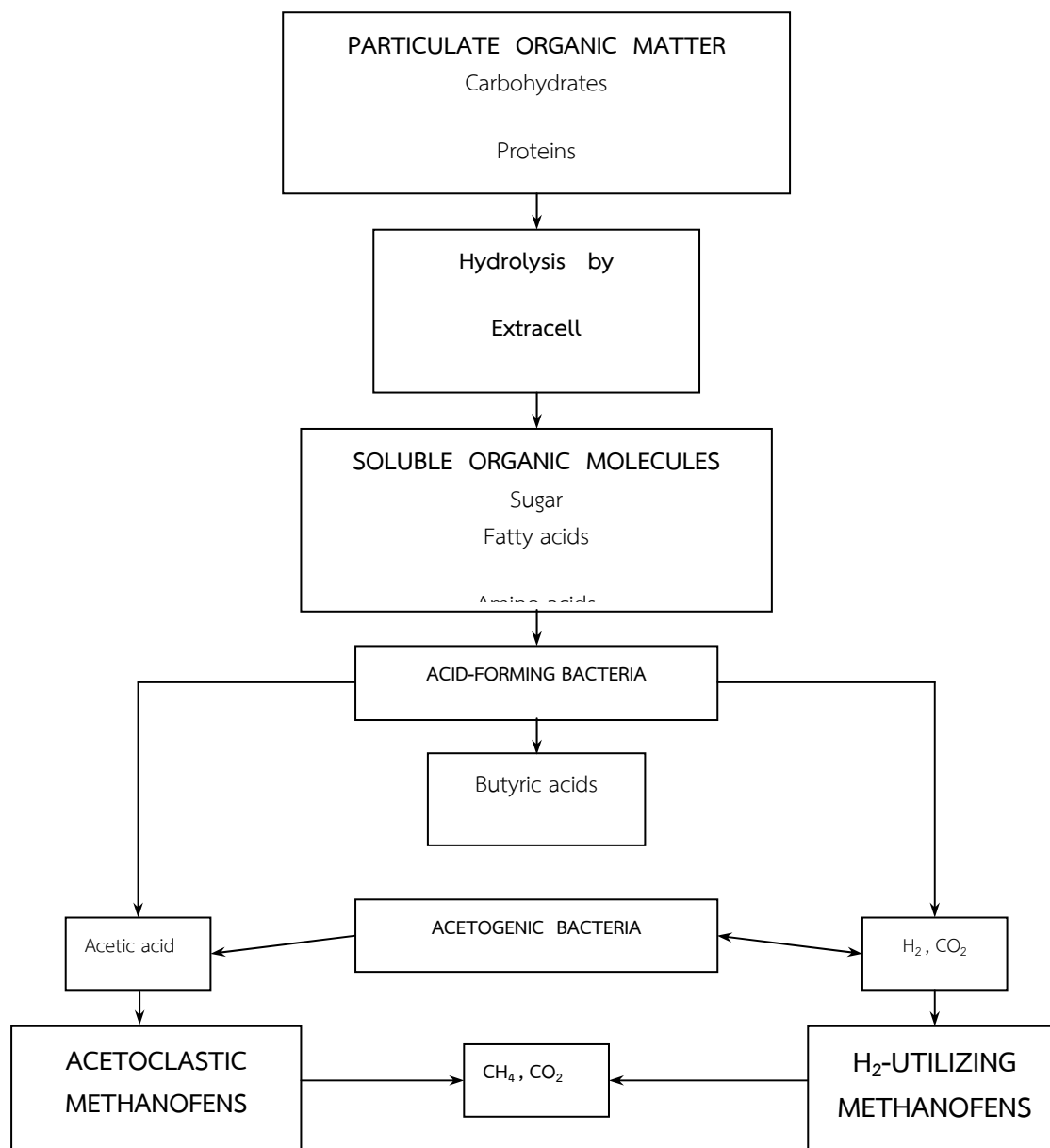
ข) กระบวนการสร้างกรด (Acid Formation)

สารประกอบอย่างง่ายที่ถูกสร้างขึ้นในขั้นตอนของกระบวนการไฮโดรไลซิสจะถูกใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานของจุลินทรีย์พวก Facultative และ Obligate Anaerobic โดยกระบวนการหมัก (Fermentation) ซึ่งจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่สร้างกรด (Acid Formers หรือ Non-Methanogenic Bacteria) จะเปลี่ยนน้ำตาล กรดอะมิโน และกรดไขมัน ให้เป็นกรดอินทรีย์ ซึ่งส่วนใหญ่เป็นกรดระเหยง่าย (Volatile Acids) ที่มีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 5 ตัว ได้แก่ กรดอะซิติก (Acetic Acid) กรดโพรไพโอนิก (Propionic Acid) และกรดบิวทีริก (Butyric Acid) ส่วนผลปฏิกิริยาที่อยู่ในรูปกรดไขมันมีอยู่หลายอย่าง ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับชนิดของจุลินทรีย์และตัวรับอิเล็กตรอน เช่น จุลินทรีย์ที่สร้างกรดบางชนิดสามารถใช้ไฮโดรเจนไอออนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ทำให้เกิดไฮโดรเจนโมเลกุลขึ้นมา แต่ผลปฏิกิริยาที่อยู่ในรูปกรดไขมันอื่นๆ เช่น แอลกอฮอล์ที่มีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 5 ตัว เป็นต้น ไม่เกิดขึ้นหรือเกิดขึ้นเพียงเล็กน้อย ถ้าหากไม่มีการสร้างไฮโดรเจนโมเลกุล จุลินทรีย์ที่สร้างกรดเหล่านี้ จะใช้สารประกอบอินทรีย์เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ทำให้เกิดปฏิกิริยาที่อยู่ในรูปกรดไขมันอื่นๆ เช่น เมทานอล (Methanol) อีทานอล (Ethanol) โพรพานอล (Propanal) บิวทานอล (Butanol) หรือกรดแลคติก (Lactic Acid) เป็นต้น

ตารางที่ 3 ลักษณะน้ำเสียชุมชน

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น			
	หน่วย	น้อย	ปานกลาง	มาก
1. ของแข็งทั้งหมด (Total Solids)	มก./ล.	350	720	1,200
- ของแข็งละลายน้ำ (Dissolved Solids)	มก./ล.	100	500	580
- ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids)	มก./ล.	100	220	350
2. ปริมาณตะกอนหนัก (Settleable Solids)	มก./ล.	5	10	20
3. ค่าบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand)	มก./ล.	110	220	400
4. ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand)	มก./ล.	250	500	1,000
5. ไนโตรเจนทั้งหมด (Total as N)	มก./ล.	20	40	85
- อินทรีย์ไนโตรเจน (Organic)	มก./ล.	8	15	35
- แอมโมเนีย (Free ammonia)	มก./ล.	12	25	50
- ไนเตรท (Nitrates)	มก./ล.	0	0	0
- ไนเตรท (Nitrate)	มก./ล.	0	0	0
6. ฟอสฟอรัส (Total as P)	มก./ล.	4	8	15
- สารอินทรีย์ (Organic)	มก./ล.	1	3	5
- สารอนินทรีย์ (Inorganic)	มก./ล.	3	5	10
7. คลอไรด์ (Chloride)	มก./ล.	30	50	100
8. ซัลเฟต (Sulfate)	มก./ล.	20	30	50
9. สภาพด่าง (Alkalinity as CaCO ₃)	มก./ล.	50	100	200
10. ไขมัน (Grease)	มก./ล.	50	100	150
11. โคลิฟอร์มแบคทีเรีย (Total Coliform)	MPN/ 100 ml	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹

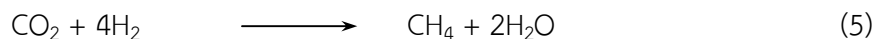
ที่มา: กรมควบคุมมลพิษ, 2545



รูปที่ 2-1 ขั้นตอนการทำงานของกระบวนการย่อยสลายในสภาพแบบไร้อากาศ
ที่มา : Malina and Pohland, 1992

(Methane Former Bacteria หรือ Methanogenic Bacteria) ซึ่งเจริญเติบโตอย่างช้าๆ ในน้ำเสีย จุลินทรีย์สร้างมีเทนสามารถแบ่งได้เป็น 2 ประเภท ดังนี้

1) Hydrogenotrophic Methanogenic หรือ Hydrogen-Utilizing Chemolithotrophs มีหน้าที่เปลี่ยนไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ ให้เป็นมีเทน ดังสมการที่ 5

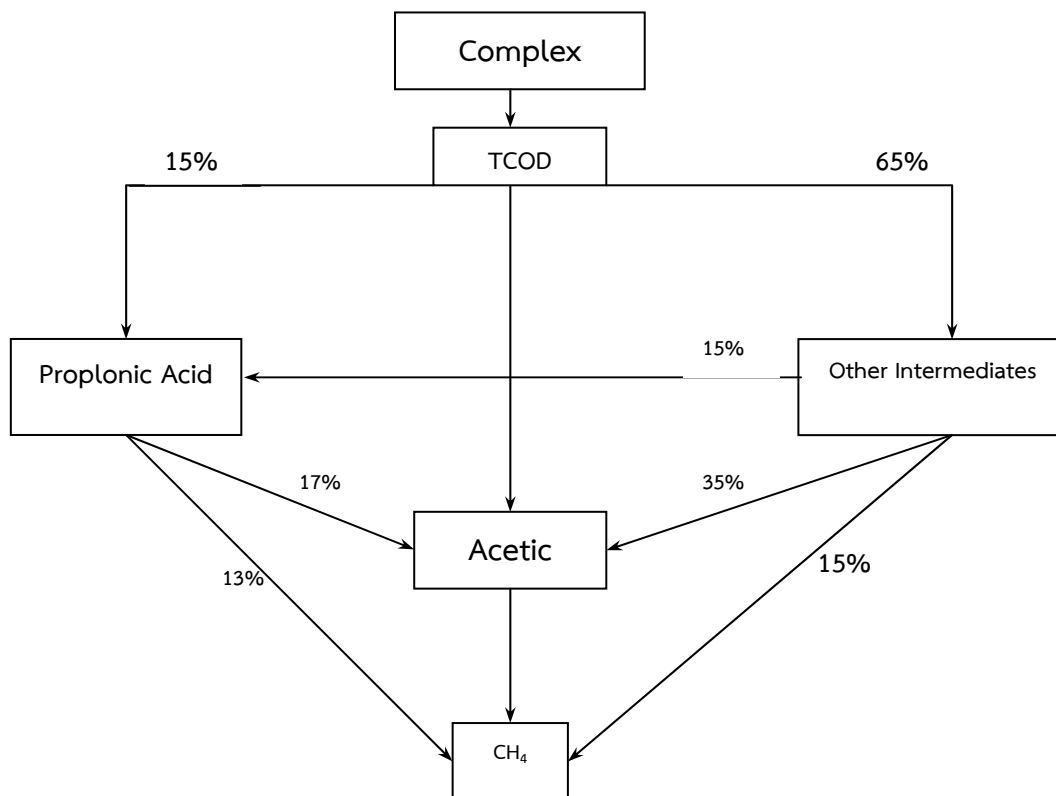


2) Acetotrophic Methanogens อาจเรียกว่า Acetoclastic Bacteria หรือ Acetate-Splitting Bacteria ทำหน้าที่เปลี่ยนกรดอะซิติกให้เป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ ดังสมการที่ 6



จุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนนั้นจะเจริญไม่พร้อมกัน จุลินทรีย์กลุ่มที่ทำการย่อยสลายกรดฟอร์มิกและแอลกอฮอล์นั้น เจริญได้เร็วกว่ากลุ่มอื่นๆ แต่กลุ่มที่สำคัญคือ จุลินทรีย์ที่ย่อยสลายกรดอะซิติกและกรดไพรูโวนิก กลุ่มนี้มีการเจริญอย่างช้าๆ ระบบบำบัดจะยังไม่สมบูรณ์ จนกว่าทุกกลุ่มของจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทน มีพร้อมอยู่ในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งเป็นผลให้เมื่อมีการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ (Start-up) ต้องใช้เวลานานจากการอยู่ร่วมกันของจุลินทรีย์สองชนิด คือ ชนิดที่ทำให้เกิดกรดและชนิดที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนในระบบบำบัดน้ำเสียจุลินทรีย์ทั้งสองชนิดจึงต้องมีหลายชนิด ในปริมาณที่ใกล้เคียงกัน ทั้งนี้เพื่อพึ่งพาอาศัยซึ่งกันและกัน เมื่อจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดกรดทำการย่อยสลายสารอินทรีย์เป็นกรดอินทรีย์ชนิดหนึ่งแล้วจุลินทรีย์กลุ่มที่สร้างมีเทนก็จะทำการย่อยสลายต่อไปเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

สำหรับก๊าซมีเทนที่จุลินทรีย์ผลิตได้ประมาณ 2 ใน 3 ส่วน ได้มาจากกรดอะซิติกที่แปรเปลี่ยนรูปโดย Acetotrophic Methanogens ส่วนที่เหลือเป็นผลมาจากกระบวนการรีดักชันก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์โดยไฮโดรเจน (Mackie and Bryant, 1981) ซึ่งสอดคล้องกับที่ McCarty (1964a) ได้ศึกษาและพบว่าก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ประมาณร้อยละ 72 ได้มาจากกรดอะซิติกและอีกร้อยละ 28 ได้มาจากกรดไพรูโวนิก และกรดระเหยง่ายอื่น ๆ ดังรูปที่ 2-2



รูปที่ 2-2 การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทนด้วยปฏิกิริยาชีวเคมีแบบไร้อากาศ
ที่มา : McCarty, 1964

2.3 เทคนิคการหมักร่วม

การย่อยสลายแบบไร้อากาศของน้ำเสียด้วยเทคนิคการหมักร่วมกับของเสียจากการเกษตรต่าง ๆ นั้น ถือได้ว่าเป็นการปรับปรุงกระบวนการในการผลิตก๊าซชีวภาพในสภาวะแบบไร้อากาศ (Angelidaki and Ellegaard, 2003; Bolzonella *et al.*, 2006; Gomez *et al.*, 2006; Romano and Zhang, 2008) โดยเทคนิคการหมักร่วมดังกล่าวนี้เป็นกระบวนการที่เพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตชีวภาพ (Callaghan *et al.*, 1999; Hartmann and Ahring, 2005) โดยมีเหตุผลมาจากการเพิ่มอัตราส่วนระหว่างคาร์บอนกับไนโตรเจน ให้มีความเหมาะสม โดยทั่วไปจุลินทรีย์จะดำเนินกิจกรรมได้ที่อัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจน เท่ากับ 25-30:1 แต่ในทางปฏิบัติแล้วค่าดังกล่าวจะน้อยกว่า เช่น ในสลัดจ์นั้นจะมีอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจนเพียงประมาณ 9:1 เท่านั้น (Kizilkaya and Bayrakli, 2005) และในมูลสัตว์จะมีอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจนอย่างกว้างขวาง ด้วยอัตราส่วนดังกล่าวของคาร์บอนต่อไนโตรเจนที่ไม่เป็นไปตามทฤษฎีจึงมีผลอย่างมากต่อประสิทธิภาพในการบำบัด ดังนั้นเทคนิคการหมักร่วมจึงได้ถูกนำมาใช้เพื่อแก้ไขปัญหาดังกล่าวด้วยการเพิ่มอัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจนให้ไม่น้อยกว่า 20 (Mata-Alvarez, 2002) โดยงานวิจัยที่สนับสนุนการใช้เทคนิคการหมักร่วมด้วยสภาวะแบบไร้อากาศมีดังต่อไปนี้

Callaghan *et al.* (2002) ศึกษาการใช้เทคนิคการหมักร่วมแบบไร้อากาศระหว่างมูลสัตว์กับของเสียประเภทผักและผลไม้ โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบ stirred tank reactor ขนาด 18 ลิตร ที่อุณหภูมิในการหมักเท่ากับ 35 °C ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน และ ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 3.19-5.01 kg VS m⁻³ d⁻¹ ผลจากการศึกษา พบว่า การเพิ่มปริมาณของเสียประเภทผักและผลไม้ จาก 20% ถึง 50% นั้นเป็นการปรับปรุง yield ในการผลิตมีเทน จาก 0.23 เป็น 0.45 และทำให้ของแข็งระเหยง่ายมีปริมาณลดลงอย่างคงที่อีกด้วย

Fernández *et al.* (2005) ศึกษาศักยภาพในการย่อยสลายแบบไร้อากาศที่อุณหภูมิ mesophilic (37 °C) เพื่อใช้ในการบำบัดไขมันและวัสดุหมักร่วมต่าง ๆ จากของเสียชุมชน โดยใช้ถังหมักระดับอุตสาหกรรม แล้วหมักแบบกึ่งกะ และระยะเวลาเก็บกักที่ 17 วัน จากผลการศึกษา พบว่า ไม่พบปริมาณของกรดไขมันพันธะยาวหรือกรดไขมันระเหยง่ายสะสมในการทดลองและมีประสิทธิภาพในการบำบัดมากกว่า 88 % อีกทั้งสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้คล้ายกับการหมักแบบไร้อากาศจากของเสียชุมชน ดังนั้นเทคนิคการหมักร่วมระหว่างของเสียจากชุมชนกับไขมันนั้นเป็นเทคโนโลยีที่เหมาะสมในการบำบัดของเสียและเป็นแหล่งผลิตพลังงานทางเลือกจากก๊าซชีวภาพที่สำคัญ

Dearman *et al.* (2006) ศึกษาเทคนิคการหมักร่วมแบบไร้อากาศระหว่างเศษอาหารและของแข็งชีวภาพด้วยระบบบำบัดแบบ sequential batch และแบบขั้นตอนเดียว โดยทดลองทั้งหมด 4 การทดลอง ผลจากการศึกษา พบว่า yield ของมีเทนในระบบขั้นตอนเดียวนั้นน้อยกว่าในระบบแบบ sequential batch โดย ความเข้มข้นกรดระเหยไขมันง่ายและพีเอชในน้ำออกมีความแตกต่างกันในระหว่างการทดลอง ซึ่งความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายและการผลิตมีเทนสูงสุดของถังแบบขั้นตอนเดียวนั้นน้อยกว่าแบบ sequential batch นอกจากนี้ยังพบว่า ชนิดของกลุ่มจุลินทรีย์ที่เด่น คือ Archaea และ Bacteria โดยการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค denaturing gradient gel electrophoresis ทั้งนี้พบว่าความแตกต่างกันในระหว่างการทดลองมีความสัมพันธ์กับความเข้มข้นของพีเอช กรดไขมันระเหยง่าย และอัตราการผลิตก๊าซมีเทน โดยอัตราการผลิตก๊าซมีเทนนั้นมีผลอย่างมีนัยสำคัญกับโครงสร้างของแบคทีเรียในกลุ่มจุลินทรีย์

Luste and Luostarinen (2010) ศึกษาเทคนิคการหมักร่วมแบบไร้อากาศระหว่างของเสียจากอุตสาหกรรมเนื้อสัตว์ โดยใช้ที่อุณหภูมิในการหมักเท่ากับ 35 °C ผลจากการศึกษา พบว่า yield ในการผลิตมีเทนมีปริมาณสูงสุดที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 วัน เท่ากับ (1) $400 \pm 30 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$ ที่อัตราส่วนของของเสียจากอุตสาหกรรมเนื้อสัตว์เท่ากับ 1:7 (2) $430 \pm 40 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$ ที่อัตราส่วนของของเสียจากอุตสาหกรรมเนื้อสัตว์เท่ากับ 1:7 และเพิ่มอุณหภูมิเป็น 70 °C เป็นเวลา 60 นาที และ (3) $410 \pm 30 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{t VS}$ ที่ อัตราส่วนของของเสียจากอุตสาหกรรมเนื้อสัตว์เท่ากับ 1:3 ทั้งนี้จากการทดลองแสดงให้เห็นว่าการเพิ่มอุณหภูมินั้นเป็นการปรับปรุงประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซมีเทนได้เทียบเท่ากับการเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์

Panichnumsin *et al.* (2010) ศึกษาศักยภาพในการผลิตก๊าซมีเทนด้วยเทคนิคการหมักร่วมระหว่างของเสียจากโรงงานมันสำปะหลังกับมูลสุกร โดยใช้การหมักแบบกึ่งกะด้วยระบบ stirred tank reactor ที่อุณหภูมิ 37 °C ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ $3.5 \text{ kg VS m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ และระยะเวลาเก็บกัก 5 วัน ผลจากการศึกษา พบว่า เทคนิคการหมักร่วมสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซมีเทนและยังสามารถลดของแข็งระเหยง่ายได้ดีกว่าแต่มีความสามารถในการเปลี่ยนแปลงของพีเอชได้ลดลง โดยเมื่อเปรียบเทียบกับ การย่อยสลายของมูลสุกรเพียงอย่างเดียว พบว่า yield ในการผลิตมีเทนสูงขึ้นถึง 41 % เมื่อเพิ่มปริมาณของเสียจากโรงงานมันสำปะหลังขึ้นประมาณ 60 % ทั้งนี้เนื่องจากการเพิ่มปริมาณของคาร์โบไฮเดรตที่ย่อยสลายได้ง่ายให้สูงขึ้นนั้นเป็นการเพิ่มปริมาณของมูลสุกรให้สูงขึ้นด้วยประสิทธิภาพในการผลิตมีเทนจึงสูงขึ้นตามไปด้วย

Zheng *et al.* (2010) ศึกษาเทคนิคการหมักร่วมระหว่างฟางข้าวโพดและคอมโพส โดยศึกษาสภาวะการหมักเดี่ยวแบบกะที่อุณหภูมิ 35 °C ภาระบรรทุกของแข็งเริ่มต้นจาก 1.5 ถึง 6.0 % และศึกษาสภาวะการหมักร่วมแบบกะที่อุณหภูมิ 35 °C และมีภาระบรรทุกของแข็งเริ่มต้นเท่ากับ 6.0 % ด้วยคอมโพสในช่วง 20 ถึง 80 % ของของแข็งแฉนวนลอย จากผลการทดลอง พบว่า yield ในการผลิตมีเทนสูงสุดในการหมักเดี่ยว

เท่ากับ 217.60 ± 13.87 mL/g TS_{added} ที่ภาระบรรทุกของแข็งเริ่มต้นเท่ากับ 6.0 % และ สภาวะความเป็นกรดถูกพบที่ภาระบรรทุกของแข็งเริ่มต้นเท่ากับ 6.0 % ด้วยค่าพีเอชเท่ากับ 5.10 ในวันที่ 4 โดยทั้งนี้เมื่อใช้สภาวะการหมักร่วมกันสามารถปรับปรุง yield ในการผลิตมีเทน ประมาณ 4.42–58.61% และยังเป็นการเพิ่มความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายและค่าพีเอชเมื่อเปรียบเทียบกับกรหมักเดี่ยวของฟางข้าวโพด โดย yield ในการผลิตก๊าซชีวภาพสูงสุดเท่ากับ 410.30 ± 11.01 mL/g TS_{added} และ yield ในการผลิตมีเทนสูงสุดในการหมักเดี่ยวเท่ากับ 259.35 ± 13.85 mL/g TS_{added}

Wang *et al.* (2010) ศึกษาผลของอัตราการป้อนและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่อโครงสร้างของจุลินทรีย์ในระหว่างการหมักร่วมระหว่างหญ้ากับมูลวัวด้วยระบบ stirred tank reactor แบบต่อเนื่อง ด้วยเทคนิค 16S rRNA gene-based fingerprints ในการระบุโครงสร้างของกลุ่มจุลินทรีย์ ผลจากการศึกษาพบว่า โครงสร้างของกลุ่มจุลินทรีย์จะมีความคงที่เมื่อมีการป้อนมูลวัวเพียงอย่างเดียวเข้าสู่ระบบและป้อน 20% ของหญ้าด้วยภาระบรรทุกสารอินทรีย์ $2 \text{ kg VS m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ เท่านั้น แต่เมื่อมีการป้อนภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นเป็น 40 % พบว่า โครงสร้างของกลุ่มจุลินทรีย์ในกลุ่มของแบคทีเรียมีการเปลี่ยนแปลงสูง ในขณะที่อาร์เคียนั้นจะมีการเปลี่ยนแปลงเล็กน้อย นอกจากนี้ในระหว่าง 2 ถึง $4 \text{ kg VS m}^{-3} \text{ day}^{-1}$ ของการป้อนภาระบรรทุกสารอินทรีย์นั้นโครงสร้างของแบคทีเรียจะมีความแตกต่างเล็กน้อยแต่อาร์เคียจะมีความแตกต่างเลย ทั้งนี้จากการวิเคราะห์ด้วยเทคนิค DGGE พบว่า phylum Bacteroidetes นั้นเป็นแบคทีเรียโพลัมหลักที่พบได้ในโครงสร้างแบคทีเรีย

Comino *et al.* (2010) ศึกษาผลของการเพิ่มอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์จาก 4.45 ถึง 7.78 g-VS/l-d ในถังปฏิกรณ์แบบขั้นตอนเดียวระดับอุตสาหกรรม โดยในการทดลองนี้ใช้เทคนิคการหมักร่วมระหว่างมูลวัวกับตะกอนซากพืชซากสัตว์และแบ่งการทดลองเป็นสามระยะตามอัตราการป้อนสารอินทรีย์ที่แตกต่างกัน จากผลการทดลอง พบว่า ประโยชน์ที่เกิดขึ้นจากสภาวะที่เหมาะสมของการหมักร่วมแสดงให้เห็นในระหว่างการป้อนตะกอนที่ 70 % ของของแข็งระเหยง่าย ซึ่ง yield ในการผลิตมีเทนที่ได้สูงกว่า 109 % ของการหมักในช่วงเริ่มต้น จากนั้นจึงเพิ่มการป้อนตะกอนขึ้นอีก 80 % แต่ทำให้ประสิทธิภาพในการผลิตมีเทนลดลงถึง 48 % จากผลจากการทดลองสามารถนำก๊าซชีวภาพที่ได้ไปคำนวณเทียบเป็นการผลิตกระแสได้ถึง 15 kwh per 1 t/d ท้ายสุดของการติดตาม yield ในการผลิตก๊าซชีวภาพนั้น เท่ากับ 237 และ 249 l-CH₄/kg-VS ในขั้นตอนที่ 1 และ 2 และ 61.6 l CH₄/kg-VS ในขั้นตอนที่ 3 ซึ่งเป็นช่วงที่มีการลดลงของประสิทธิภาพ ทั้งนี้จากผลของการทดลองนี้แสดงให้เห็นว่าระบบในการผลิตก๊าซชีวภาพจากวัสดุทางการเกษตรจะมีศักยภาพสูงด้วยการเพิ่มประสิทธิภาพและปรับปรุงเทคโนโลยี

บทที่ 3

วิธีการวิจัย

3.1 การศึกษาอัตราส่วนที่เหมาะสมของเศษอาหารในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชน

เป็นการทดลองเพื่อศึกษาศักยภาพในการผลิตก๊าซมีเทนของของเสียชุมชนเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบแบบไร้อากาศ โดนจะแสดงผลอยู่ในรูปของปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นทั้งหมดต่อกรัมชีโอดี หรือกรัมของ Total Solid (TS) ของเสียที่เติมเข้าไป โดยค่า BMP (Biochemical Methane Potential) ที่ได้เป็นการแสดงถึงศักยภาพในการผลิตมีเทนสูงสุดของของการหมักร่วมซึ่งการดำเนินการวิจัยมีรายละเอียดดังนี้

3.1.1 การศึกษาองค์ประกอบของน้ำเสียและเศษอาหาร

1. น้ำเสียชุมชนที่ใช้ตลอดการศึกษานี้ คือ น้ำเสียชุมชนจากเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากบ่อรวบรวมน้ำเสียของทางเทศบาล ด้วยวิธีแบบจ้วง (Grab Sampling) แล้วนำมาวิเคราะห์คุณลักษณะสมบัติทางกายภาพ เคมีและจุลชีววิทยาก่อนทำการทดลอง ได้แก่ ค่าพีเอช (pH), ค่าซีโอดีรวม (TCOD), ค่าซีโอดีกรอง (SCOD), บีโอดี (BOD₅), ทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen: TKN), แอมโมเนียไนโตรเจน (Ammonia nitrogen: NH₄⁺-N), ฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total phosphorus: TP), กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid: VFA), ความเป็นด่าง (Alkalinity) แบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟิกส์ (Heterothrophic bacteria) และปริมาณของแข็งในรูปต่างๆ เช่น ของแข็งทั้งหมด (Total Solid: TS) ของแข็งระเหยง่าย (Volatile solid: VS) ของแข็งแขวนลอย (Suspension Solid: SS) ของแข็งละลายน้ำ (TDS) โดยวิธีตาม Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21th Edition (APHA, AWWA and WEF, 2005) และ World Environment Center (2540) ดังตารางที่ 3-1 เพื่อนำมาใช้ในการคำนวณตามอัตราส่วนการหมักของการศึกษาในขั้นต่อไป

2. วัสดุหมักร่วม

วัสดุหมักร่วมในการศึกษานี้ ได้แก่ เศษอาหาร จากตลาดสดของเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ซึ่งเป็นของเสียที่เกิดขึ้นในชุมชน โดยนำมาเตรียมขึ้นต้นด้วยการตากแดดจนแห้ง และอบที่อุณหภูมิ 60 °C จนน้ำหนักคงที่แล้วจึงนำมาบดให้มีขนาดเล็กกว่า 1 มิลลิเมตร เก็บไว้ในถุงกระดาษ และนำไปใส่ในถุงพลาสติกที่มี Silica gel เพื่อดูดความชื้นภายในถุง เพื่อป้องกันไม่ให้เศษอาหารเกิดเชื้อรา และเก็บที่อุณหภูมิ 4°C จากนั้นจึงนำมาวิเคราะห์คุณลักษณะสมบัติพื้นฐานทางกายภาพและเคมี ได้แก่ ค่าพีเอช (pH), ค่าความชื้น (Moisture), ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (TN), ฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP), โพแทสเซียมทั้งหมด (TK) และอินทรีย์คาร์บอน (OC) ตามวิธีของ AOAC (1990) แสดงดังตารางที่ 3-2

ตารางที่ 3-1 วิธีการวิเคราะห์ น้ำเสียชุมชนจากเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

ลำดับ	Parameters	Method
1.	พีเอช (pH)	pH Meter
2.	ซีโอดีรวม (TCOD)	Close Reflux , Titration Method
3.	ซีโอดีกรอง (SCOD)	Filter/Close Reflux, Titration Method
4.	บีโอดี (BOD ₅)	5-Day BOD Test
5.	ทีเคเอ็น (TKN)	Macro-Kjeldahl Method
6.	แอมโมเนียไนโตรเจน (NH ₄ ⁺ -N)	Titrimetric Method
7.	ฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP)	Persulfate Digestion, Vanadomolybdophosphoric Acid
8.	ของแข็งทั้งหมด (TS)	Direct Titration Method*
9.	ของแข็งระเหยง่าย (VS)	Direct Titration Method*
10.	ของแข็งแขวนลอย (SS)	Gravimetric Method
11.	ของแข็งละลายน้ำ (TDS)	Gravimetric Method
12.	แบคทีเรียเฮโทโทรฟิกส์ (Heterotrophic bacteria)	Heterotrophic plate count
13.	ความเป็นด่าง (Alkalinity)	Gravimetric Method
14.	กรดไขมันระเหยง่าย (VFA)	Gravimetric Method

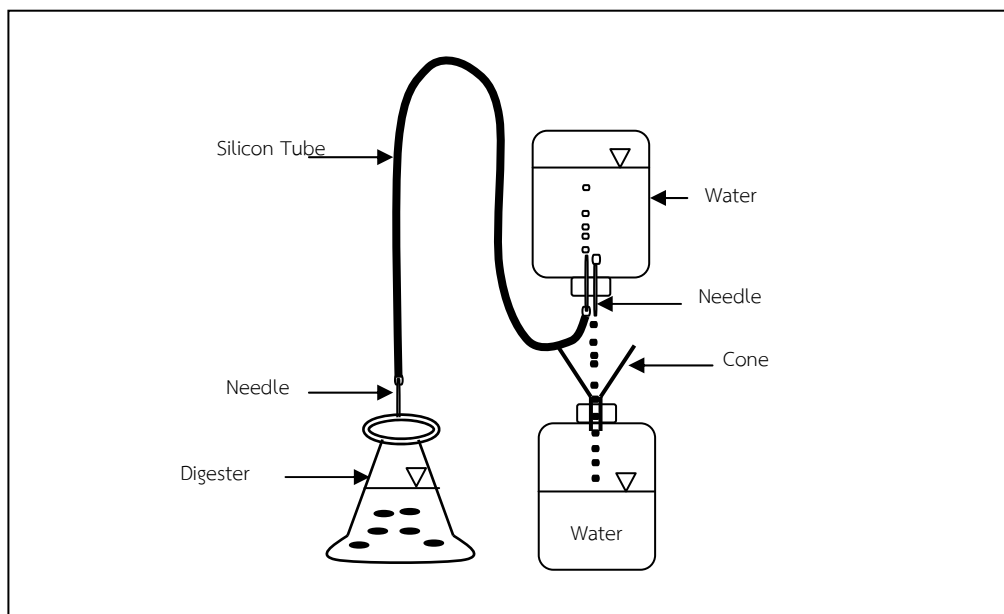
หมายเหตุ : ลำดับที่ 1-12 วิธี ตาม APHA, AWWA and WEF (2005) และ 13-14 วิธีตาม World Environment Center (2540)

ตารางที่ 3-2 วิธีการวิเคราะห์ลักษณะของวัสดุหมักรวม

ลำดับ	Parameters	Method
1.	พีเอช (pH)	pH Meter
2.	ความชื้น (Moisture)	Gravimetric Method
3.	ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (TN)	Macro - Kjeldahl Method
4.	อินทรีย์คาร์บอน (OC)	Wet oxidation-redox titration Method
5.	ฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP)	Acid digestion and Ascorbic acid
6.	โพแทสเซียมทั้งหมด (TK)	Atomic Absorption Spectrophotometry (AAS)

3. อุปกรณ์

การศึกษาศักยภาพการผลิตก๊าซมีเทน (Biochemical Methane Potential: BMP) ด้วยการหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารในสภาวะไร้อากาศ ได้ดำเนินการทดลองกับชุดเขย่าซึ่งดำเนินงานที่ความเร็วรอบ 100 รอบต่อนาที ดังภาพที่ 3-1 โดยต่อเชื่อมกับอุปกรณ์วัดก๊าซชีวภาพภายใต้การแทนที่น้ำ (Fluid displacement method) สามารถอ่านค่าได้จากสเกลกระบอกตวงตามระยะเวลาที่กำหนด ตลอดจนของเสียถูกหมักย่อยเสร็จสมบูรณ์



รูปที่ 3-1 แบบจำลองระบบหมักไร้อากาศที่ใช้ในการทดลอง

3.1.2 การศึกษาอัตราส่วนที่เหมาะสมของเศษอาหารในการผลิตก๊าซมีเทน

คำนวณอัตราส่วนของวัสดุหมักร่วม คือ เศษอาหาร กับ น้ำเสียชุมชน ในอัตราส่วนน้ำหนักแห้ง (กรัม) ต่อปริมาตรน้ำเสีย (มิลลิลิตร) ซึ่งแบ่งเป็น 2 กลุ่ม คือ ชุดทดลอง ดังนี้ 10:90, 25:75, 50:50 และ 70:30 และชุดควบคุม 0:100 % TS (Callaghana F.J, et.al. 2002.) รายละเอียดดังตารางที่ 3-3 ซึ่งเป็นการป้อนวัสดุหมักแบบกะหรือการเติมวัสดุหมักครั้งเดียว (batch) โดยทำการทดลอง 2 ขั้ว ในขนาดปริมาตร 1,000 มิลลิลิตร (working volume) ซึ่งมีปริมาตรการหมักเท่ากับ 800 มิลลิลิตร และเติมเชื้อตั้งต้นปริมาตร 100 มิลลิลิตร จากนั้นปรับปริมาตรการหมักด้วยน้ำกลั่นจนครบ 800 มิลลิลิตร และปรับพีเอชให้อยู่ในช่วง 7.0-7.2 แล้วทำการไล่ก๊าซออกซิเจนด้วยก๊าซไนโตรเจนบริสุทธิ์ 99.99% เป็นเวลา 3 นาทีก่อนปิดขวดทดลอง จากนั้นจึงนำไปต่อเข้ากับอุปกรณ์ชุดเขย่า และอุปกรณ์วัดก๊าซมีเทน ตามลำดับ จากนั้นก็เปิดชุดเขย่าให้ทำงานตลอด 24 ชั่วโมง และทำการวัดปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นทุกวัน จนสิ้นสุดการทดลอง คือ ไม่มีก๊าซชีวภาพเกิดขึ้น โดยหลังจากสิ้นสุดการทดลองทำการวัดค่าคุณลักษณะสมบัติทางกายภาพ เคมีและจุลชีววิทยาดังตารางที่ 4

ตารางที่ 3-3 สภาวะในการทดลองหาคักยภาพในการผลิตก๊าซมีเทน

ลำดับ	รายการ	อัตราส่วนน้ำหมักแห้ง (g) : ปริมาตร (mL)				
		10 : 90	25 : 75	50 : 50	70 : 30	0 : 100
1.	เศษอาหาร:น้ำเสียชุมชน	✓	✓	✓	✓	X
2.	ไม่มีวัสดุรวม:น้ำเสียชุมชน	X	X	X	X	✓

หมายเหตุ: ✓ มีการทดลอง และ X ไม่มีการทดลอง

3.2 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารในระดับปฏิบัติการแบบกึ่งต่อเนื่อง

ในการศึกษานี้จะเป็นเป็นการศึกษาในระดับปฏิบัติการ (Lab-scale) โดยการนำข้อมูลที่ได้จากการทดลองที่ 3.1 คือ การคัดเลือกอัตราส่วนที่เหมาะสมของเศษอาหารเพื่อนำมาใช้ดำเนินการทดลองในแบบจำลองระดับ Lab-scale โดยใช้ในการศึกษานี้ใช้ถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบดั้งเดิม และ ระบบ MABR ซึ่งทั้งสองระบบมีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพสูง โดยทำการศึกษาระยะเวลาการกักเก็บที่เหมาะสมที่สุดและเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์รวมทั้งอัตราการผลิตก๊าซมีเทนเพื่อสรุปถึงระบบที่มีศักยภาพสูงสุดในการผลิตก๊าซชีวภาพ

3.2.1 การเริ่มเดินระบบ

1. วัสดุหมักร่วมที่ใช้ในการทดลอง

เลือกอัตราส่วนของเศษอาหารที่เหมาะสมซึ่งมีประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทน (Methane yield, mL CH₄/mg VS_{removed}) สูงสุดจากการทดลองที่ 3.1 มาใช้ในการหมักที่ระยะเวลาการกักเก็บ 10, 20 และ 30 วันตามลำดับ โดยการเตรียมวัสดุหมักร่วมเช่นเดียวกับการทดลองที่ 3.1 และนำวัสดุหมักร่วมมาบดให้ละเอียดและทิ้งไว้ 1 คืน แล้วทำการวิเคราะห์หาคุณลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมีเบื้องต้น เพื่อนำผลที่ได้มาใช้ในการปรับอัตราส่วนการหมักย่อยร่วมกับน้ำเสียชุมชน ในพารามิเตอร์ตารางที่ 3-4

2. เชื้อเริ่มต้นและน้ำเสียชุมชน

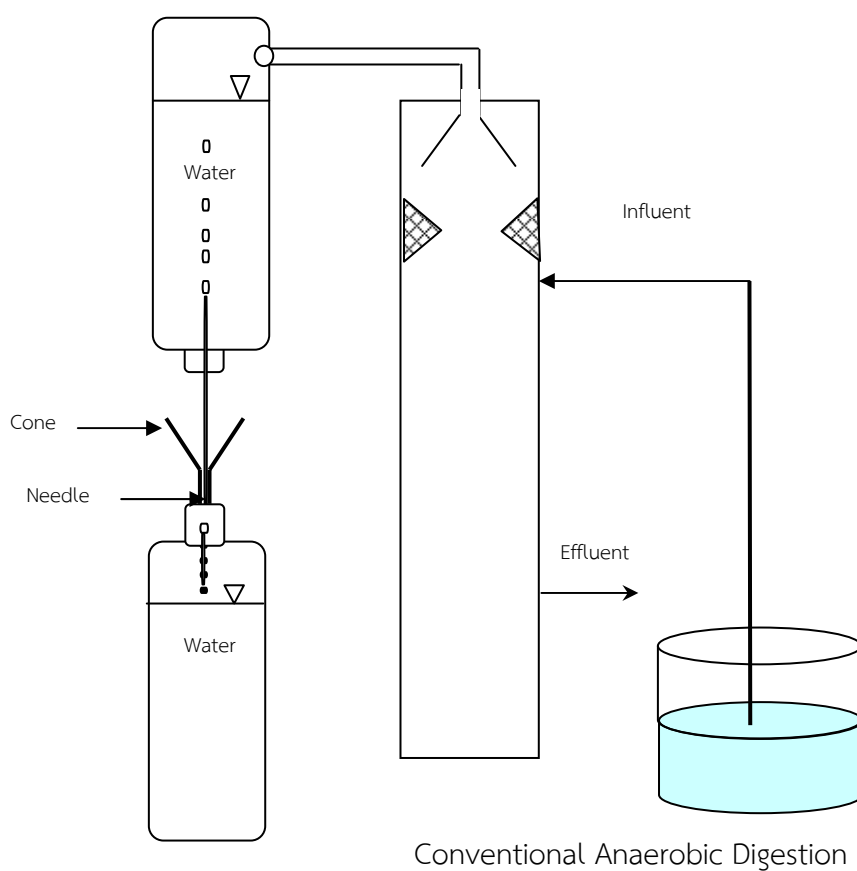
เชื้อเริ่มต้น (Seed) ในการเริ่มต้นระบบ (Start-Up) นำมาจากถังปฏิกรณ์ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) ของระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเลแห่งหนึ่งของบริษัทโชติวัฒน์ อุตสาหกรรมจำกัด อำเภอลำลูกเกด จังหวัดสงขลา โดยนำมาวิเคราะห์ค่า MLSS และ MLVSS และส่วนน้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลองในระดับ Lab-scale นำมาจากน้ำเสียชุมชนของเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ซึ่งนำมาวิเคราะห์หาคุณลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมีดังตารางที่ 3-4

3. ถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

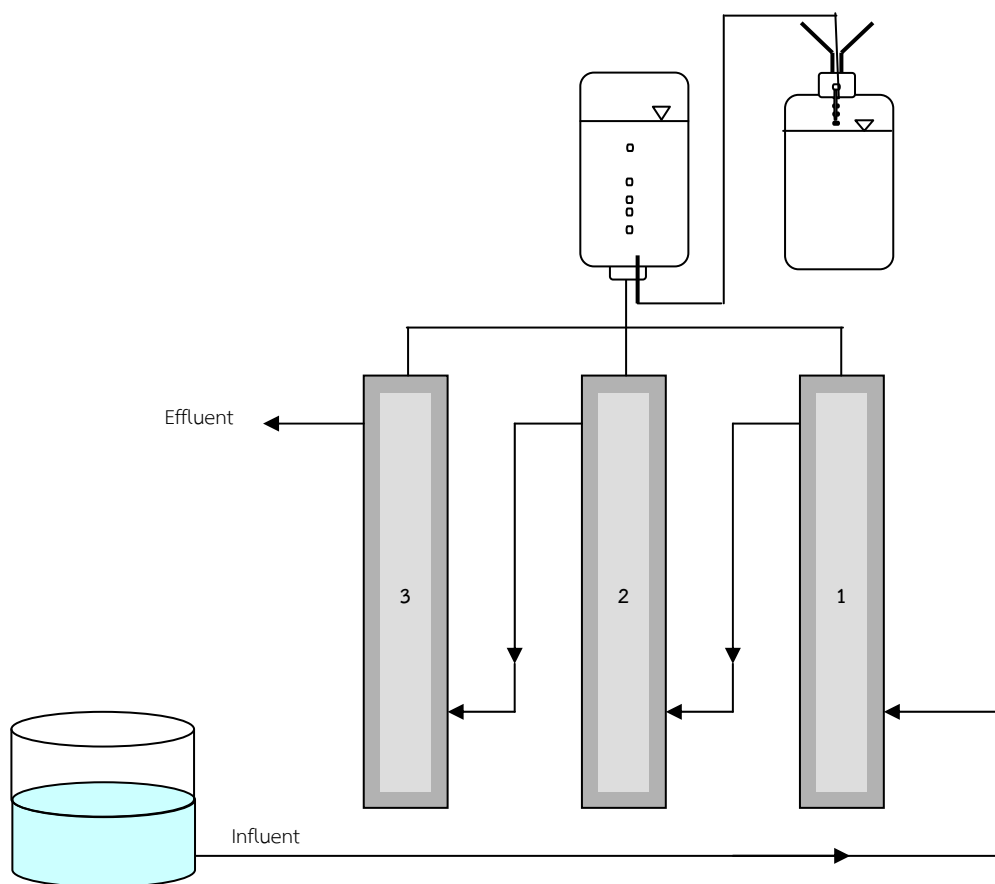
1) ถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบดั้งเดิมเป็นแบบจำลองในห้องปฏิบัติการ ขนาด 10 ลิตร ทำจาก PVC (ภาพที่ 4) โดยส่วนบนออกแบบให้มีกรวยสำหรับดักแยกก๊าซชีวภาพออกจากน้ำเสีย (Gas

separator) และติดตั้งอุปกรณ์วัดก๊าซชีวภาพโดยการแทนที่น้ำ ส่วนน้ำใสที่ผ่านการบำบัดจะไหลออกทางด้านข้าง

2) ถังปฏิกรณ์ MABR เป็นแบบจำลองในห้องปฏิบัติการที่มีลักษณะเป็นทรงกระบอก ทำจากแก้ว มีปริมาตรใช้งานรวมทั้งหมด 10 ลิตร (Working volume) (ภาพที่ 3-2) และส่วนบนของถังปฏิกรณ์แต่ละใบจะปิดฝาครอบสเตนเลสเพื่อกักเก็บก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบและรวบรวมก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นผ่านสายยางที่ต่อเข้ากับอุปกรณ์วัดก๊าซชีวภาพโดยการแทนที่น้ำ



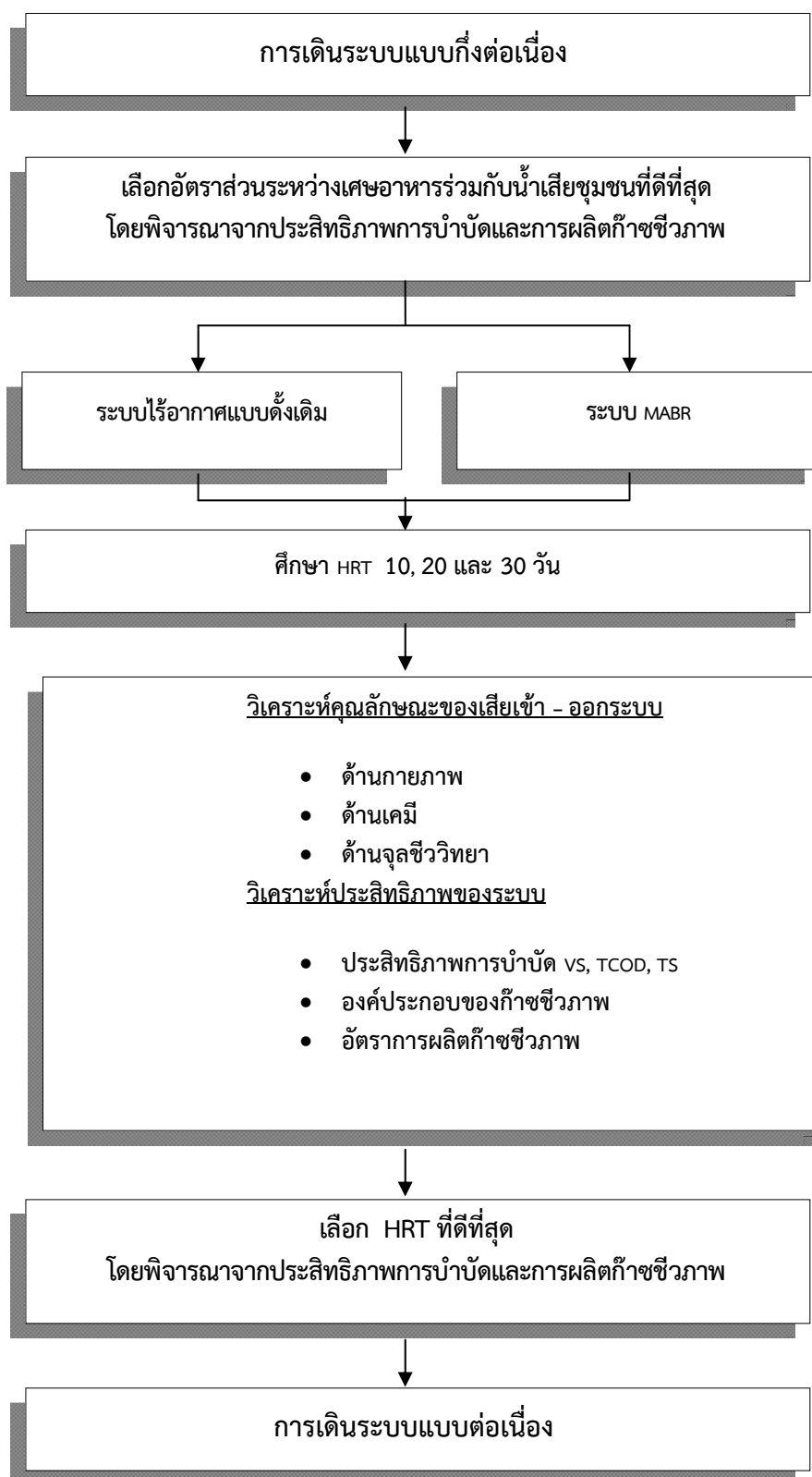
รูปที่ 3-2 แบบจำลองระบบไร้อากาศแบบดั้งเดิมในห้องปฏิบัติการ



รูปที่ 3-3 แบบจำลองระบบ MABR ในห้องปฏิบัติการ

3.2.2 วิธีการศึกษา

เป็นการศึกษาที่ใช้ระยะเวลาเก็บ 10, 20 และ 30 วัน (Lehtomaki, 2006) ของการศึกษาวัสตุหมักร่วม โดยเลือกอัตราส่วนผสมที่มีประสิทธิภาพการผลิตก๊าซมีเทนสูงที่สุดจากการทดลองที่ 3.1 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการหมักร่วมและปริมาณก๊าซชีวภาพที่ผลิตได้ เพื่อหาระยะเวลากักเก็บที่เหมาะสมต่อไป รายละเอียดวิธีการทดลองดังภาพที่ 3-4



รูปที่ 3-4 การศึกษาผลของระยะเวลาเก็บกัก (HRT) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด

4. การเดินระบบไร้อากาศแบบดั้งเดิม และ ระบบ MABR แบบกึ่งต่อเนื่อง

การเริ่มต้นระบบ (Start-up) จะทำการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ให้ปรับตัวกับสภาพของเสีย โดยการเติมเชื้อตั้งต้นจากโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งที่มีค่า MLSS ประมาณ 60 % ของถังปฏิกรณ์ (Tawfik, *et. al.*, 2008) ทั้งถังปฏิกรณ์ไร้อากาศแบบดั้งเดิม และถังปฏิกรณ์ MABR จากนั้นทิ้งไว้ประมาณ 7 วัน จึงทำการผสมอัตราส่วนของเศษอาหารต่อน้ำเสียชุมชนที่มีศักยภาพในการผลิตก๊าซมีเทนสูงที่สุดในการทดลองที่ 3.1 และในระหว่างเริ่มต้นระบบต้องวิเคราะห์ค่า VS ของน้ำเสียชุมชน และของเศษอาหารที่ใช้ทำการศึกษาก่อนทุกครั้ง เพื่อนำค่ามาคำนวณตามอัตราส่วนที่ต้องการศึกษา และทำการป้อนของเสียเข้าระบบเพียงครั้งเดียวในหนึ่งวัน จากนั้นทำการเก็บตัวอย่างของน้ำและก๊าซชีวภาพ โดยวิเคราะห์ตาม Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 2005) ดังตารางที่ 5 ซึ่งการทดลองจะควบคุมปริมาณน้ำเสียและอัตราส่วน % VS เข้าสู่ระบบที่ระยะเวลาเก็บ 5, 7 และ 10 วัน โดยทำการเดินระบบแบบกึ่งต่อเนื่อง คือ ทำการเติมสารอาหารเข้าและถ่ายสารอาหารออกทุกวัน วันละ 1 ครั้ง โดยทำการศึกษาจนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (Stable Condition) ซึ่งสังเกตคุณสมบัติของจุลินทรีย์ในระบบที่เปลี่ยนแปลงไป ร่วมกับการพิจารณาประสิทธิภาพการย่อยสลายสารอินทรีย์ และคุณสมบัติทางกายภาพทั่วไป

ตารางที่ 3-4 จุดเก็บตัวอย่างและความถี่ในการวิเคราะห์น้ำทิ้งจากระบบไร้อากาศแบบดั้งเดิมและ MABR

ลำดับ	พารามิเตอร์	จุดเก็บตัวอย่าง	ความถี่
1.	พีเอช (pH)	น้ำเข้า และน้ำออก	ทุกวัน
2.	ซีโอดีรวม (TCOD)	น้ำเข้า และน้ำออก	ทุก 3 วัน
3.	ความเป็นด่าง (Alkalinity)	น้ำเข้า และน้ำออก	ทุก 3 วัน
4.	กรดไขมันระเหยง่าย (VFA)	น้ำเข้า และน้ำออก	ทุก 3 วัน
5.	ทีเคเอ็น (TKN)	น้ำเข้า และน้ำออก	1 ครั้งในช่วงสภาวะคงที่แต่ละ HRT

5. การวัดปริมาณชีวภาพและวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ

ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะถูกวัดปริมาตรโดยการแทนที่น้ำ และทำการเก็บตัวอย่างนำไปวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซมีเทน (CH_4) และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และ ก๊าซไนโตรเจน (N_2) ในก๊าซชีวภาพ ด้วยเครื่อง Gas chromatography (GC) ที่ใช้ตัววัดสัญญาณ Thermal conductivity detector (TCD) คอลัมน์ที่ใช้คือ Shin Carbon ST 100/120 micropacked

3.3 การศึกษาศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารในสภาวะการเดินระบบแบบต่อเนื่อง

การศึกษานี้เป็นการขยายผลเพื่อสามารถนำไปเป็นข้อมูลในการพัฒนาในระดับอุตสาหกรรมต่อไปซึ่งเป็นการศึกษาโดยการนำข้อมูลที่ได้จากการทดลองที่ 3.2 คือ การศึกษาระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมที่สุดต่อประสิทธิภาพของการบำบัดและการผลิตก๊าซชีวภาพแบบกึ่งต่อเนื่องและเลือกใช้ถังปฏิกรณ์ชนิดที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และอัตราการผลิตก๊าซมีเทนสูงที่สุดเพียงชนิดเดียว

3.3.1 การเริ่มเดินระบบ

1. วัสดุหมักที่ใช้ในการทดลอง

เศษอาหารที่ใช้ในการทดลองนำมาจากตลาดสดของเทศบาลนครหาดใหญ่จังหวัดสงขลา โดยทำการบดละเอียด จากนั้นทิ้งไว้ 1 คืน และนำวัสดุหมักร่วมมาบดให้ละเอียดและทิ้งไว้ 1 คืน แล้วทำการวิเคราะห์หาคุณลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมีเบื้องต้น เพื่อนำผลที่ได้มาใช้ในการปรับอัตราส่วนการหมักร่วมกับน้ำเสียชุมชน ในพารามิเตอร์ตารางที่ 3-5

2. เชื้อเริ่มต้นและน้ำเสียชุมชน

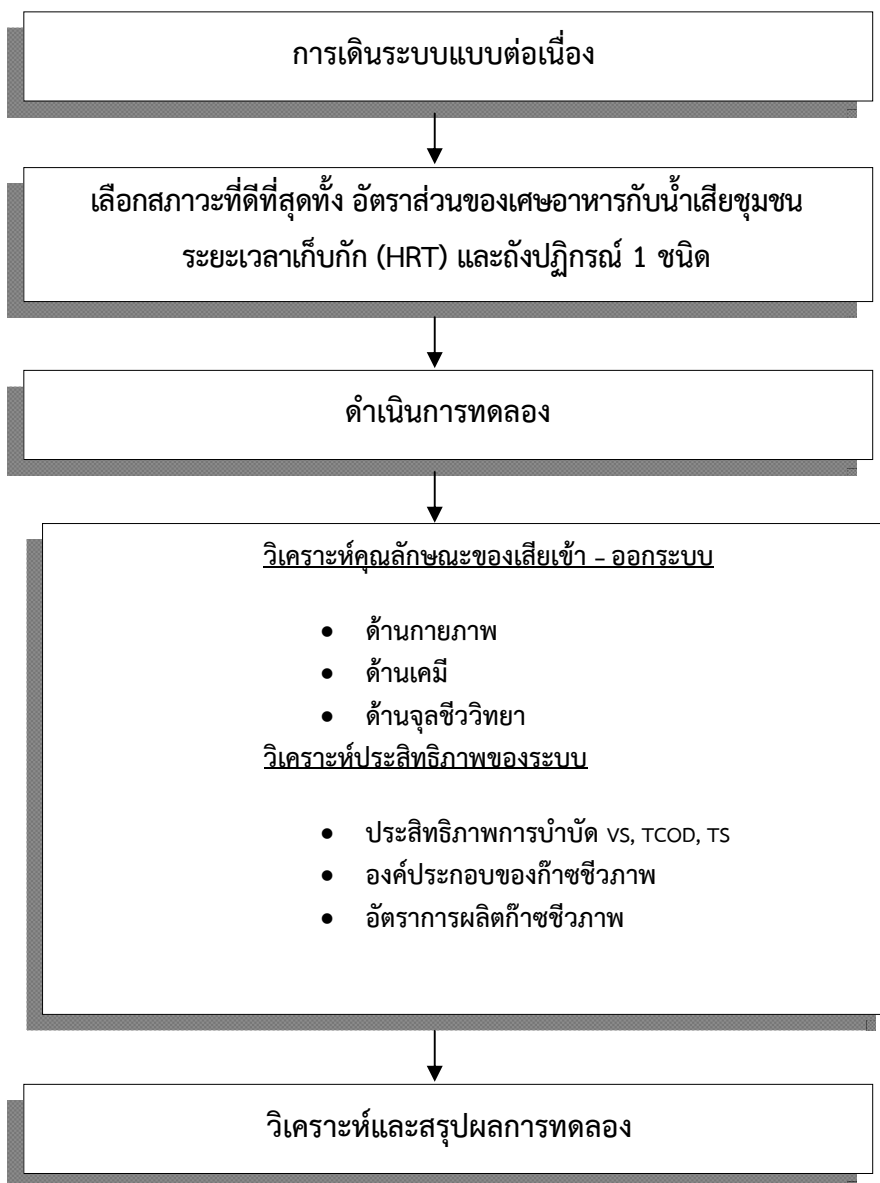
เชื้อเริ่มต้น (Seed) ในการเริ่มต้นระบบ (Start-Up) นำมาจากถังปฏิกรณ์ UASB ของระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งของบริษัทโซติวิวัฒน์อุตสาหกรรมจำกัด อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยนำมาวิเคราะห์ค่า MLSS และ MLVSS และส่วนน้ำเสียชุมชนที่ใช้ในการทดลองในระดับ Lab-scale นำมาจากน้ำเสียชุมชนของเทศบาลนครหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ซึ่งนำมาวิเคราะห์หาคุณลักษณะสมบัติทางกายภาพและเคมีดังตารางที่ 3-4

3. วิธีการศึกษา

หลังจากศึกษาระดับ Lab-scale โดยการเดินระบบแบบกึ่งต่อเนื่อง จึงได้ทำการกำหนดแผนการทดลองโดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบต่อเนื่องด้วยสภาวะที่เหมาะสมจากการทดลองแบบกึ่งต่อเนื่อง โดยมีรายละเอียดการทดลองดังภาพที่ 3-5

3.3.2 แผนการเดินระบบ

การเริ่มต้นระบบ (Start-up) จะทำการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ให้คุ้นเคยกับเศษอาหารและน้ำเสียชุมชน โดยการเติมเชื้อตั้งต้นจากถังปฏิกรณ์ UASB ของระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งของบริษัทโซติวิวัฒน์อุตสาหกรรมจำกัด อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ที่มีค่า MLSS ประมาณ 60 % ของถังปฏิกรณ์ จากนั้นทิ้งไว้ประมาณ 7 วัน จึงทำการเดินระบบโดยการป้อนของเสียที่มีอัตราส่วนของเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนที่ดีที่สุดจากการทดลองที่ 3.1 และ 3.2 ซึ่งหากต้องการอัตราส่วนที่คงจะต้องทำการตรวจวัดค่า VS ของน้ำเสียชุมชน และเศษอาหารที่ใช้ทำการศึกษาก่อน จากนั้นทำการป้อนของเสียเข้าสู่ปฏิกรณ์วันละ 1 ครั้ง และทำการเก็บตัวอย่างของน้ำและก๊าซ เพื่อวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพ เคมีและจุลชีววิทยาตาม Standard Methods (APHA, AWWA, WPCF, 2005) ดังตารางที่ 5 ซึ่งการทดลองจะควบคุมปริมาณน้ำเสียชุมชนต่อเศษอาหารให้คงที่ตลอดการทดลอง จนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (Stable Condition) ซึ่งสังเกตคุณสมบัติของจุลินทรีย์ในระบบที่เปลี่ยนแปลงไป ร่วมกับการพิจารณาประสิทธิภาพการย่อยสลายสารอินทรีย์ และคุณสมบัติทางกายภาพทั่วไป



รูปที่ 3-5 ขั้นตอนการทดลองการเดินระบบแบบต่อเนื่อง

ตารางที่ 5 จุดเก็บตัวอย่างและความถี่ในการวิเคราะห์น้ำทิ้งจากการทดลองเดินระบบแบบต่อเนื่อง

ลำดับ	พารามิเตอร์	จุดเก็บตัวอย่าง	ความถี่
1.	พีเอช (pH)	น้ำเข้า และน้ำออก	ทุกวัน
2.	ซีโอดีรวม (TCOD)	น้ำเข้า และน้ำออก	ทุก 3 วัน
3.	ความเป็นด่าง (Alkalinity)	น้ำเข้า และน้ำออก	ทุก 3 วัน
4.	กรดไขมันระเหยง่าย (VFA)	น้ำเข้า และน้ำออก	ทุก 3 วัน
5.	ทีเคเอ็น (TKN)	น้ำเข้า และน้ำออก	1 ครั้งในช่วงสภาวะคงที่แต่ละ HRT

3.4 การศึกษาและติดตามการเปลี่ยนแปลงกลุ่มจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แบบดั้งเดิมและ MABR ในการทดลองในการเดินระบบแบบ กึ่งต่อเนื่อง และ ต่อเนื่อง

การศึกษาและติดตามการเปลี่ยนแปลงของกลุ่มจุลินทรีย์ในการศึกษานี้ทำการศึกษาในระบบกึ่งต่อเนื่องและต่อเนื่องของถังปฏิกรณ์แบบดั้งเดิม และ MABR โดยทำการเก็บตัวอย่างที่ทุกสภาวะคงที่ของระยะเวลาเก็บกักต่าง ๆ เพื่อรายงานและติดตามถึงกลุ่มของจุลินทรีย์หลักที่มีผลต่อระบบโดยมีวิธีศึกษาและติดตามดังต่อไปนี้

3.4.1 การสกัดดีเอ็นเอ (DNA extraction)

สำหรับการวิเคราะห์ประชากรของจุลินทรีย์นั้นจะทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัดปริมาณ 5 มิลลิลิตรของในทุก ๆ สภาวะคงที่ของทุก ๆ ระยะเวลาเก็บกัก จากนั้นจึงนำไปเก็บรักษาไว้ที่อุณหภูมิ -80°C แล้วจึงจะทำการศึกษาโครงสร้างของ DNA ด้วยการสกัด DNA โดยหลังจากแยกมวลชีวภาพออกจากน้ำเสียด้วยวิธีการปั่นเหวี่ยง แล้วจึงสกัด DNA จากมวลชีวภาพด้วย FastPrep[®] Instrument and a Fast DNA[®] SPIN Kit for Soil (Qbiogene, Inc., CA, USA) ตามวิธีการในคู่มือ

3.4.2 การเพิ่มปริมาณของ DNA ด้วยเทคนิค PCR (Polymerase chain reaction amplification)

ยีนส์ 16S rRNA สำหรับ T-RFLP fingerprinting ถูกเพิ่มจำนวนโดยใช้ PCR primer sets 27f-6-carboxyfluorescein (FAM)/1492r (Sait et al., 2003) และ Ar109f/Ar912rt-FAM (Lueders and Friedrich, 2003) ซึ่งเป็นกลุ่มยีนส์ 16S rRNA ที่มีความจำเพาะกับแบคทีเรียและอาร์คี จากนั้น PCR ดำเนินปฏิกิริยาด้วยสารปริมาณ 100 ไมโครมิลลิกรัมที่ผสมกันของ 100 นาโนกรัมของ DNA template 1 x PCR buffer 200 μM ของแต่ละ deoxynucleoside triphosphate 2U ของ DyNAzymeTM II DNA polymerase (Finnzymes, Espoo, Finland) และ 0.5 μM ในแต่ละไพรเมอร์ โดยใช้สภาวะของ PRC คือ 94°C เป็นเวลา 3 นาที สำหรับอุณหภูมิเริ่มต้นของการ denaturation ตามด้วย 30 วัฏจักร ของ denaturation ที่ 94°C เป็นเวลา 3 วินาที และ extension ที่ 72°C เป็นเวลา 3 นาที ท้ายสุด extension ที่ 72°C เป็นเวลา 5 นาที

จากนั้นจึงนำยีนส์ 16S rRNA สำหรับการวิเคราะห์ Denaturing gradient gelelectrophoresis; DGGE มาเพิ่มจำนวนด้วย nested PCRs โดยใช้ไพรเมอร์ 27f/1492r และ

Ar109f/Ar912rt เพื่อการเริ่มต้นในการเพิ่มจำนวนด้วย PCR ซึ่งมีสภาวะของวัฏจักร คือ denaturation เริ่มต้นที่ 94°C เป็นเวลา 3 วินาที ตามด้วย 30 วัฏจักร ของ denaturation ที่ 94°C เป็นเวลา 3 วินาที ตามด้วย annealing ที่ 60°C เป็นเวลา 3 วินาที จากนั้นจึง extension ที่ 72°C เป็นเวลา 45 วินาที และท้ายสุดคือ extension ที่ 72°C เป็นเวลา 10 นาที ทั้งนี้ผลิตภัณฑ์ของ PCR ถูกทำให้บริสุทธิ์ขึ้นด้วย GFX™ PCR DNA และ Gel Band Purification kit (Amersham, NJ, USA) แล้วจึงใช้ templates เพิ่มจำนวนเป็นครั้งที่สอง โดยไพรเมอร์เป็นครั้งที่สองนั้น คือ universal forward primer 533f และ reverse primer 907rGC with a 40-base pair GC-clamp ติดกับ 5' terminus ซึ่งการเพิ่มจำนวน PCR ครั้งที่สองนั้นจะใช้ touchdown program ประกอบด้วย denaturation เริ่มต้น ที่ 94°C เป็นเวลา 3 วินาที ตามด้วย denaturation เริ่มต้น ที่ 94°C เป็นเวลา 30 วินาที จากนั้นจึง annealing ที่ 60°C เป็นเวลา 3 วินาที และ extension ที่ 72°C เป็นเวลา 45 วินาที โดยอุณหภูมิของ annealing จะถูกลดลง 0.5°C ต่อหน่วยรอบเมื่ออุณหภูมิสูงถึง 50°C จากนั้น 10 วัฏจักร ควบคุมสภาวะภายใต้สภาวะท้ายสุด extension คือ ที่ 72°C เป็น เวลา 10 นาที โดยในทุก ๆ ผลิตภัณฑ์ PCR จะมีการเติม 1 หรือ 1.5% ของ agarose gel electrophoresis และ ethidium bromide staining (BioRad, CA, USA)

3.4.3 การวิเคราะห์ T-RFLP

ในการวิเคราะห์ T-RFLP จะใช้การย่อย โดยจะทำให้ DNA ที่ได้มีความบริสุทธิ์ขึ้นด้วย GenElute™ PCR clean-up kit (Sigma) ซึ่งวิธีการดั่งคู่มือ และ ระบุ DNA ที่ได้ด้วย NanoDrop® ND-1000 spectrophotometer (NanoDrop Technologies, Inc., USA) จากนั้นจึงใช้ 100 ng ของ DNA บริสุทธิ์ ย่อยใน 10 μl ของปริมาณของปฏิกิริยากับ 10 U ของ MspI และ TaqI สำหรับแบคทีเรียและอาร์คีตามลำดับ ทั้งนี้การย่อยจะใช้เวลา 3 ชั่วโมง ที่ 37°C สำหรับ MspI และ 65°C สำหรับ TaqI จากนั้น Fluorescently labeled terminal restriction fragments (T-RFs) จะถูกแยกออกโดย ABI® Prism 3100 automated sequencer (Applied Biosystems, CA, USA) ด้วยมาตรฐานการใช้ภายนอก (GeneScan™ 1200 LIZ; Applied Biosystems, CA, USA) ทั้งนี้ T-RFLP electropherograms จะวิเคราะห์ด้วย GeneMapper® software version 3.1 (Applied Biosystems, CA, USA) ส่วนขนาดของ T-RF ระหว่าง 50 และ 1,200 bp ที่มี peak area มากกว่าหรือเท่ากับ 50 ในหน่วยของ fluorescence นั้นจะถูกวิเคราะห์โดยใช้ triplicate ในแต่ละ extraction ของ DNA นอกจากนี้ replicate profile ของปริมาณ DNA ทั้งหมดจะใช้ค่าเฉลี่ย ปริมาณ DNA ของ T-RFLP profiles ในการเปรียบเทียบกับข้อมูลที่ใช้ในการวิเคราะห์ โดยความแตกต่างของตัวอย่างจะใช้ขนาดของ peak ตามวิธีการของ Sait *et al.* (2003) ทั้งนี้ T-RF profiles นั้นจะ กลายเป็นมาตรฐานเมื่อมีค่า peak areas ของ total fluorescent units ตามคำแนะนำของ Dunbar *et al.* (2001) หลังจากการดำเนินงานตามมาตรฐานร้อยละของ threshold ได้นำไปใช้ในการกำจัดทั้งหมดของ T-RFs ซึ่งประมาณ 2% ของพื้นที่ทั้งหมดใน T-RFs และ T-RFLP profile โดยความสัมพันธ์นั้นจะถูกตรวจพบ โดยการคำนวณตามมาตรฐานพื้นฐานของ peak area ตามวิธีการของ Schwarz *et al.* (2007)

สำหรับการเปรียบเทียบ T-RFLP profiles ของแบคทีเรีย นั้น จะมีขอบเขตคือแสดง (1) หรือ absence (0) ของ T-RFs ในแต่ละตัวอย่าง โดย Sorensen–Dice similarity coefficient จะใช้เป็นวิธีการที่ คล้ายคลึงกับขอบเขตของ vectors และ matrix เพื่อเปรียบเทียบ (Jackson *et al.* 1989) นอกจากนี้ Agglomerative hierarchical clustering จะถูกแสดงด้วย วิธีการของ matrix ของ the Sorensen–Dice coefficients the Nearest Neighbor method และ dendrograms ซึ่งการวิเคราะห์ทั้งหมดใช้โปรแกรม SPSS for windows

3.4.4 DGGE

DGGE จะใช้ตามวิธีการของ Bodelier et al. (2005) ด้วย ระบบ INGENYphorU-2 x2 system (Ingeny, The Netherlands) โดยใช้ตัวอย่าง Aliquots 25 μ l ในแต่ละ GC-clamped amplicons ซึ่งจะใส่ใน 6% polyacrylamide gels กับ denaturing gradient ranging ระหว่าง 30 ถึง 60% ซึ่ง 100% denaturant ประกอบด้วย 7 M urea และ 40% formamide โดยเจลนั้นจะทำปฏิกิริยาที่ 100 V และ 60⁰C เป็นเวลา 20 ชั่วโมง จากนั้นตามด้วยเจลอีกครั้งชั่วโมงใน Sybr-GoldTM (Invitrogen, USA) nucleic acid stain (1:10000 เจือจางใน 19 TAE buffer) และถ่ายรูปด้วย Kodak 1D v.3.5.4 system (Kodak, USA)

3.4.5 การระบุลำดับของยีนส์ 16S rRNA และ เครือข่ายสายพันธุ์ของจุลินทรีย์

DGGE bands จะถูกระบุตาม bands ที่ปรากฏและ เป็น bands หลักของตัวอย่าง โดยการคัดเลือก bands นั้นจะต้องตัดให้สั้นแล้วแขวนลอยไว้ใน 20 μ l ของ milli-Q sterilized water เป็นเวลา 24 ชั่วโมง ที่ 4⁰C โดยการทำให้บริสุทธิ์ของ bands ที่ถูกคัดเลือกลักษณะนั้นจะทำให้เกิดความเชื่อมั่นด้วยการทำ DGGE ครั้งที่ 2 โดยการใช้ templates ในปฏิกิริยา PCR ซึ่งประกอบด้วยไพรเมอร์ 533f/907r จากนั้น PCR จะถูกทำให้บริสุทธิ์เพื่อการระบุสายพันธุ์ด้วย ผลิตภัณฑ์ Econuclease I-SAP enzyme (Fermentas) ซึ่งมีวิธีการใช้ตามคู่มือ จากนั้นจึงระบุสายพันธุ์ตาม ABI Prism[®] 3100 sequencer (Applied Biosystems, CA, USA) ด้วย ABI BigDye[®] terminator v3.1 cycle sequence kit (Applied Biosystems, CA, USA) ซึ่งจะมี ความจำเพาะ จากนั้นการระบุของแต่ละ nucleotide ในแต่ละ band นั้นจะถูกยืนยันผลด้วยการระบุ 2 – 3 parallel bands

ข้อมูลดิบจากการระบุลำดับ DNA จะถูกตรวจสอบด้วย DNAMAN software package (Lynnon Biosoft, USA) โดยการคำนวณ 372 bp ของ sequences ซึ่งจะนำเข้าสู่ MyRDP space ซึ่งเป็น maintained Ribosomal Databases Project II (Cole et al. 2007) แล้วจึงสืบค้น homology ของ sequences ที่มีในฐานข้อมูล RDP II (release 9.46 January 2007) ด้วย SeqMatch program ของ RDP II ท้ายสุด phylogenetic tree จะถูกสร้างขึ้นโดย neighbor-joining method (Saitou and Nei, 1987) ด้วย PHYLIP 3.65 software package และ the Jukes-Cantor distance model (Felsenstein, 1985)

บทที่ 4

ผลการศึกษาและการอภิปรายผล

4.1 การศึกษาคุณลักษณะของวัสดุหมัก

1. คุณลักษณะน้ำเสียของเทศบาลนครหาดใหญ่

จากการทำการเก็บน้ำเสียชุมชนของระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครหาดใหญ่ โดยเก็บน้ำเสียก่อนเข้าระบบบำบัด (ดังรูปที่ 4-1) จากนั้นจึงนำมาวิเคราะห์ตามพารามิเตอร์ที่กำหนดไว้ ซึ่งการวิเคราะห์คุณลักษณะน้ำเสียชุมชนของเทศบาลนครหาดใหญ่แสดงไว้ในตารางที่ 4-1 พบว่า ปริมาณความเข้มข้นของ COD มีค่าเท่ากับ 516 มิลลิกรัม/ลิตร ความเข้มข้นของ BOD₅ เท่ากับ 70.62 มิลลิกรัม/ลิตร ความเข้มข้นของไนโตรเจนเท่ากับ 39 มิลลิกรัม/ลิตร ความเข้มข้นของฟอสฟอรัส เท่ากับ 7.2 มิลลิกรัม/ลิตร และ แบคทีเรียเฮเทอโอโทรฟิกส์ 1.66×10^3 (MPN/100 mL) ทั้งนี้ในการศึกษาความเป็นไปได้ในการประยุกต์ใช้น้ำเสียชุมชนของเทศบาลนครหาดใหญ่เพื่อนำไปผลิตก๊าซชีวภาพนั้นทำได้จากการคำนวณอัตราส่วนของ COD:N:P โดยจากการคำนวณ พบว่า มีค่าเท่ากับ 71.6/5.4/1 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่ไม่เหมาะสมกับการผลิตก๊าซชีวภาพเนื่องจากอัตราส่วนที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพ COD:N:P มีค่าเท่ากับ 100/2.2/0.4 หรือแม้แต่นำมาคำนวณในรูปแบบของ BOD:N:P จะมีค่าเท่ากับ 9.8/5.4/1 ซึ่งยังคงสะท้อนให้เห็นว่าอัตราส่วนของน้ำเสียชุมชนนั้นไม่เหมาะสมต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ เนื่องจากอัตราส่วนที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพเท่ากับ มีค่าเท่ากับ 100/1.1/0.2 แต่เมื่อพิจารณาเฉพาะปริมาณของแอมโมเนียและฟอสฟอรัสนั้นมีศักยภาพที่สำคัญในการนำไปใช้ในการผลิตก๊าซชีวภาพ เพียงแต่ต้องปรับเพิ่มความเข้มข้นของปริมาณคาร์บอนในน้ำเสียนั้นเอง ทั้งนี้จากการวิเคราะห์อัตราส่วนดังกล่าวสะท้อนอีกว่าปริมาณของคาร์บอนที่นำมาเติมนั้นควรอยู่ในรูปของสารอินทรีย์เนื่องจากอัตราส่วนของ BOD₅ ที่มีปริมาณน้อยนั่นเอง ดังนั้นจากการศึกษาคุณลักษณะของน้ำเสียชุมชนจากเทศบาลนครหาดใหญ่นั้นจึงสรุปได้ว่าน้ำเสียชุมชนของเทศบาลนครหาดใหญ่มีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพหากใช้เทคนิคการหมักร่วมกับวัสดุอื่นที่มีองค์ประกอบหลักในรูปของสารอินทรีย์



รูปที่ 4-1 จุดเก็บตัวอย่างน้ำเสียชุมชน

ตารางที่ 4-1 คุณลักษณะสมบัติน้ำเสียชุมชน

Parameters	ปริมาณ (หน่วย)
พีเอช (pH)	6.87
ซีโอดีรวม (TCOD)	516 (mg/L)
ซีโอดีกรอง (SCOD)	98 (mg/L)
บีโอดี (BOD ₅)	70.62 (mg/L)
ทีเคเอ็น (TKN)	39 (mg/L)
แอมโมเนียไนโตรเจน (NH ₄ ⁺ -N)	0.51 (mg/L)
ฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP)	7.2 (mg/L)
ของแข็งทั้งหมด (TS)	324 (mg/L)
ของแข็งระเหยง่าย (VS)	267 (mg/L)
ของแข็งแขวนลอย (SS)	13 (mg/L)
ของแข็งละลายน้ำ (TDS)	311 (mg/L)
แบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟิกส์ (Heterothrophic bacteria)	1.66×10^3 (MPN/100mL)
ความเป็นด่าง (Alkalinity)	185.74 (mg/L)
กรดไขมันระเหยง่าย (VFA)	50 (mg/L)

2. การศึกษาองค์ประกอบของวัสดุหมักรวม

วัสดุหมักรวมในการศึกษานี้ ได้แก่ เศษอาหาร จากโรงอาหารกลางของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ จังหวัดสงขลา โดยนำมาเตรียมขั้นต้นด้วยการตากแดดจนแห้ง และอบที่อุณหภูมิ 60 °C จนน้ำหนักคงที่แล้วจึงนำมาบดให้มีขนาดเล็กกว่า 1 มิลลิเมตร เก็บไว้ในถุงกระดาษ และนำไปใส่ในถุงพลาสติกที่มี Silica gel เพื่อดูดความชื้นภายในถุง เพื่อป้องกันไม่ให้เศษอาหารเกิดเชื้อรา และเก็บที่อุณหภูมิ 4 °C จากนั้นจึงนำมาวิเคราะห์คุณลักษณะสมบัติพื้นฐานทางกายภาพและเคมี แสดงดังตารางที่ 4-2 พบว่า มีปริมาณความชื้น เท่ากับ 72.31 % w/w ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด เท่ากับ 2.72 % w/w ปริมาณฟอสฟอรัส เท่ากับ 0.78 % w/w และอินทรีย์คาร์บอน เท่ากับ 54.95 % w/w โดยจากการวิเคราะห์ดังกล่าวแสดงให้เห็นว่า องค์ประกอบส่วนใหญ่ของเศษอาหารในโรงอาหารของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์นั้นคืออินทรีย์คาร์บอน ซึ่งเป็นองค์ประกอบที่สำคัญในการไปใช้เป็นวัสดุหมักรวมของน้ำเสียชุมชนของเทศบาลนครหาดใหญ่ ดังนั้นจึงจะนำเศษอาหารจากแหล่งดังกล่าวไปใช้ในการหมักรวมเพื่อผลิตเป็นก๊าซชีวภาพในการศึกษาต่อไป

ตารางที่ 4-2 คุณลักษณะสมบัติเศษอาหารชุมชน

ลำดับ	Parameters	ปริมาณ (หน่วย)
1.	พีเอช (pH)	5.50
2.	ความชื้น (Moisture)	72.31 % w/w
3.	ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (TN)	2.72 % w/w
4.	ฟอสฟอรัสทั้งหมด (TP)	0.78 % w/w
5.	โพแทสเซียมทั้งหมด (TK)	0.04 % w/w
6.	อินทรีย์คาร์บอน (OC)	54.95 % w/w

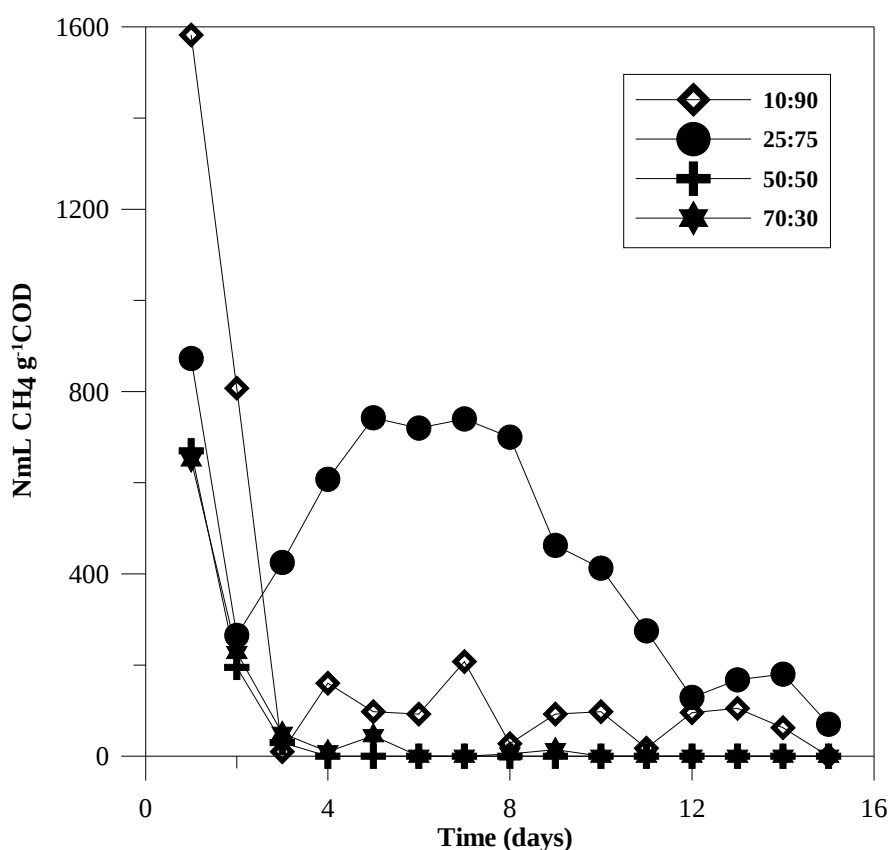
4.2 การศึกษาอัตราส่วนที่เหมาะสมของเศษอาหารในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชน

การศึกษาศักยภาพในการผลิตก๊าซมีเทนของของเสียชุมชนจะแสดงผลอยู่ในรูปของปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นทั้งหมดต่อกรัมซีโอดี หรือกรัมของ Total Solid (TS) ของเสียที่เติมเข้าไป โดยค่า BMP (Biochemical Methane Potential) ที่ได้เป็นการแสดงถึงศักยภาพในการผลิตมีเทนสูงสุดของของการหมักร่วม จากการศึกษาอัตราส่วนที่เหมาะสมโดยใช้การย่อยสลายในการทดลองแบบกะ พบว่า ปริมาณการผลิตก๊าซชีวภาพที่ทุกอัตราส่วน 10:90, 25:75, 50:50 และ 70:30 (% TS) ของการหมักร่วมระหว่างเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชนนั้นมีปริมาณที่ใกล้เคียงกันในช่วง 3 วันแรก ซึ่งหลังจากนั้นแล้ว พบว่า ที่อัตราส่วน 10:90 และ 25:75 ของการหมักร่วมระหว่างเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชนนั้นสามารถผลิตก๊าซชีวภาพต่อเนื่องจนถึงวันที่ 12 ของการทดลอง ซึ่งเป็นผลมาจากหลังจากสามวันนั้นที่อัตราส่วนที่เหมาะสมจะทำให้จุลินทรีย์มีการปรับตัวและสามารถที่ย่อยสลายสารอาหารดังกล่าวได้ จึงทำให้สามารถผลิตก๊าซชีวภาพอย่างต่อเนื่องจนถึงวันที่ 12 ของการศึกษา (Astals *et al.*, 2011) ทั้งนี้ที่อัตราส่วนของการหมักร่วมระหว่างเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน 10:90 นั้นสามารถผลิตก๊าซชีวภาพสูงสุดที่ $1,583 \text{ ml CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ COD}$ และที่อัตราส่วนของการหมักร่วมระหว่างเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน 70:30 นั้นผลิตก๊าซชีวภาพได้น้อยที่สุด นอกจากนี้ที่อัตราส่วนการหมักร่วมของเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชนที่ 50:50 และ 25:75 นั้นพบว่าปริมาณของก๊าซชีวภาพที่ลดลงตามระยะเวลาของการหมัก จนในที่สุดก็ไม่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ ดังนั้นจากการการศึกษอัตราส่วนที่เหมาะสมในการหมักร่วมระหว่างเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชนนั้นยังพบอีกว่า อัตราส่วนที่เหมาะสมของการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชนนั้น เท่ากับ 10:90 เนื่องมาจากมีการผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงสุด อีกทั้งเมื่อคำนวณอัตราส่วนของ C/N พบว่ามีค่าเท่ากับ 39.6 ซึ่งสอดคล้องจากการศึกษาของ Parkin and Owen (1986) และ Kayhanian and Hardy (1994) ที่พบว่า อัตราส่วนของ C/N ที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพนั้นมีค่าระหว่าง 20 ถึง 40

จากนั้นจึงทำการศึกษาค่า BMP (Biochemical Methane Potential) เพื่อประเมินความเป็นไปได้หรือศักยภาพของระบบรวมทั้งประสิทธิภาพของการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสีย โดยค่า BMP เป็นการทดลองหาศักยภาพในการผลิตก๊าซมีเทนของของเสียที่นำมาบำบัดด้วยระบบแบบไร้อากาศ ซึ่งแสดงในรูปของปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นทั้งหมดต่อกรัมซีโอดีของของเสียที่ถูกย่อยสลายไป โดยไม่คำนึงถึงเวลาที่ใช้ในการย่อยสลาย

การทดลอง BMP ทำได้โดยนำของเสียมาผสมกับตะกอนแอโรบิกแบคทีเรียในขวดแล้วใส่ก๊าซออกซิเจนออกให้หมดก่อนจึงปิดขวดให้สนิท จากนั้นทำการวัดปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นจนกว่าระบบจะเข้าสู่สภาวะคงตัว (steady state) คือ ไม่มีก๊าซเกิดเพิ่มขึ้น หากมีการวิเคราะห์สัดส่วนของก๊าซมีเทนในก๊าซชีวภาพก็จะทำให้คำนวณปริมาตรของก๊าซมีเทนในช่วงเวลาต่าง ๆ ที่วัดได้ดังสมการ

$$\text{BMP} = \frac{\text{ปริมาตรของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นทั้งหมด (มล.)}}{\text{กรัมของซีโอดีที่ย่อยสลายไป}}$$



รูปที่ 4-2 ปริมาณก๊าซชีวภาพของการหมักร่วมที่อัตราส่วนต่าง ๆ ของเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

ผลจากการวิเคราะห์ค่า BMP และประสิทธิภาพในการบำบัด COD หลังจากการหมัก แสดงดังตารางที่ 4-3 พบว่า เมื่อมีการเพิ่มปริมาณของเศษอาหารในอัตราส่วนที่มากขึ้น จะส่งผลต่อความเข้มข้นของ COD ในระบบนั้นมีค่าสูงขึ้นจึงทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด COD นั้นมีค่าลดลง และสอดคล้องกับค่า BMP ที่มีค่าลดลงตามประสิทธิภาพการบำบัด COD ดังนั้นจากผลการศึกษาในการหาอัตราส่วนที่เหมาะสมในการหมักร่วมระหว่างเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชนนั้น พบว่า อัตราส่วนของการหมักร่วมของเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชนที่ 10:90 นั้นเป็นอัตราส่วนที่มีการผลิตก๊าซชีวภาพสูงสุด ค่า BMP สูงสุด และมีประสิทธิภาพในการบำบัด COD สูงที่สุด ดังนั้นจึงเลือกที่อัตราส่วนดังกล่าวนำไปใช้ในการทดลองในลำดับถัดไป

ตารางที่ 4-3 ค่า Biochemical Methane Potential และ ประสิทธิภาพในการบำบัด COD ที่อัตราส่วนต่าง ๆ

Parameters	Food waste : Domestic wastewater			
	10:90	25:75	50:50	70:30
COD removal %	75.77	54.42	18.93	5.53
Biochemical methane production (ml CH ₄ /g COD)	61.72	41.64	9.93	6.68

4.3 การศึกษาสถานะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารในระดับปฏิบัติการแบบกึ่งต่อเนื่อง

การเริ่มต้นระบบ (Start-up) แบบกึ่งต่อเนื่องในการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารจะทำการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ให้ปรับตัวกับสภาพของเสีย โดยการเติมเชื้อตั้งต้นระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็งที่มีค่า MLSS ประมาณ 60 % ของถังปฏิกรณ์ MABR (Tawfik, *et. al.*, 2008) จากนั้นทิ้งไว้ประมาณ 7 วัน จึงทำการผสมอัตราส่วนของเศษอาหารต่อน้ำเสียชุมชนที่ 10:90 และในระหว่างเริ่มต้นระบบต้องวิเคราะห์ค่า VS ของน้ำเสียชุมชน และของเศษอาหารที่ใช้ทำการศึกษาก่อนทุกครั้ง เพื่อนำค่ามาคำนวณตามอัตราส่วนที่ต้องการศึกษา และทำการป้อนของเสียเข้าระบบเพียงครั้งเดียวในหนึ่งวัน จากนั้นทำการเก็บตัวอย่างของน้ำและก๊าซชีวภาพ ซึ่งการทดลองจะควบคุมปริมาณน้ำเสียและอัตราส่วน % VS เข้าสู่ระบบที่ระยะเวลาเก็บ 5, 7 และ 10 วัน โดยทำการเดินระบบแบบกึ่งต่อเนื่อง คือ ทำการเติมสารอาหารเข้าและถ่ายสารอาหารออกทุกวัน วันละ 1 ครั้ง โดยทำการศึกษาจนระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (Stable Condition) ซึ่งสังเกตคุณสมบัติของจุลินทรีย์ในระบบที่เปลี่ยนแปลงไป ร่วมกับการพิจารณาประสิทธิภาพการย่อยสลายสารอินทรีย์ และคุณสมบัติทางกายภาพทั่วไป

4.3.1 การผลิตก๊าซชีวภาพของระบบ MABR

การเริ่มต้นเดินระบบนั้นจะใช้จุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) ของระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งของบริษัทโซติวัฒน์อุตสาหกรรมจำกัด อำเภอลาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยในการทดลองเบื้องต้นโดยใช้หัวเชื้อจุลินทรีย์ 10 % พบว่า ในวันแรกของการเดินระบบนั้นสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงถึง $6.04 \text{ LCH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ COD}$ และ ค่า pH ของวัสดุหมักร่วมนั้นมีค่าไม่เปลี่ยนแปลงมากนัก ดังนั้นจากผลการทดลองดังกล่าวแสดงให้เห็นถึงศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพโดยการหมักร่วมของเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนจากการเปลี่ยนแหล่งของหัวเชื้อจุลินทรีย์ โดยทำการเดินระบบโดยไม่มีการเติมอาหารเป็นเวลาสองอาทิตย์ เพื่อให้หัวเชื้อจุลินทรีย์มีการปรับตัวให้เข้ากับการใช้สารอาหารที่มาจากวัสดุหมักร่วมของเศษอาหารและน้ำเสียชุมชน โดยจะเห็นได้ว่าจุลินทรีย์จากถังของระบบ UASB นั้นมีการปรับตัวไม่นานซึ่งสอดคล้องจากกับการศึกษาของ Branun *et al* (2010)

จากนั้นหลังจากสองสัปดาห์ของการเดินระบบ จึงมีการเติมวัสดุหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนและเศษอาหารที่อัตราส่วน 10:90 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่เหมาะสมจากการทดลองที่ 1 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 วัน โดยมีการเติมสารอาหารแบบ fed-batch และ ปรับพีเอชของวัสดุหมักร่วมเท่ากับ 7 ซึ่งเมื่อการผลิตก๊าซชีวภาพอยู่ในช่วง $\pm$ ไม่เกิน 10 % จะทำการเปลี่ยนระยะเวลาเก็บกัก โดยในการศึกษานี้จะทำการศึกษาที่ระยะเวลาเก็บกัก เท่ากับ 30 20 และ 10 วัน ตามลำดับ โดยผลการศึกษาแต่ละพารามิเตอร์นั้นมีดังต่อไปนี้

1. ค่าพีเอช

จากผลการศึกษาค่าพีเอชของระบบการหมักร่วมของระบบ MABR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 วัน (ดังรูปที่ 4-3) พบว่า ค่าพีเอชของระบบตลอดทั้งสามระยะเวลาเก็บกักนั้นมีค่าพีเอชอยู่ในช่วงระหว่าง 4 -5 ซึ่งเป็นค่าที่ไม่เหมาะสมกับการหมักแบบไร้อากาศเพื่อผลิตชีวภาพ ถึงแม้ว่าในระหว่างการหมักจะมีการเติมสารบัฟเฟอร์ลดในระบบแล้วก็ตามยังไม่สามารถช่วยให้ค่าพีเอชนั้นมีค่าสูงขึ้นมาได้ โดยค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อย่อยสลายไฮสลาเวไรอากาสนั้นมีค่าเท่ากับ 6.5 – 7.5 (Ascher and Kirsop, 1991) โดยเหตุผลของค่าพีเอชดังกล่าวนี้มาจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบ MABR นั้นเป็นระบบบำบัดที่ใช้การควบคุมระยะเวลาเก็บกักของระบบด้วยการใช้แผ่นกั้นระหว่างระบบ โดยเมื่อนำมาใช้กับการหมักร่วมที่เศษอาหารเป็นวัสดุหมักร่วมนั้นยังคง

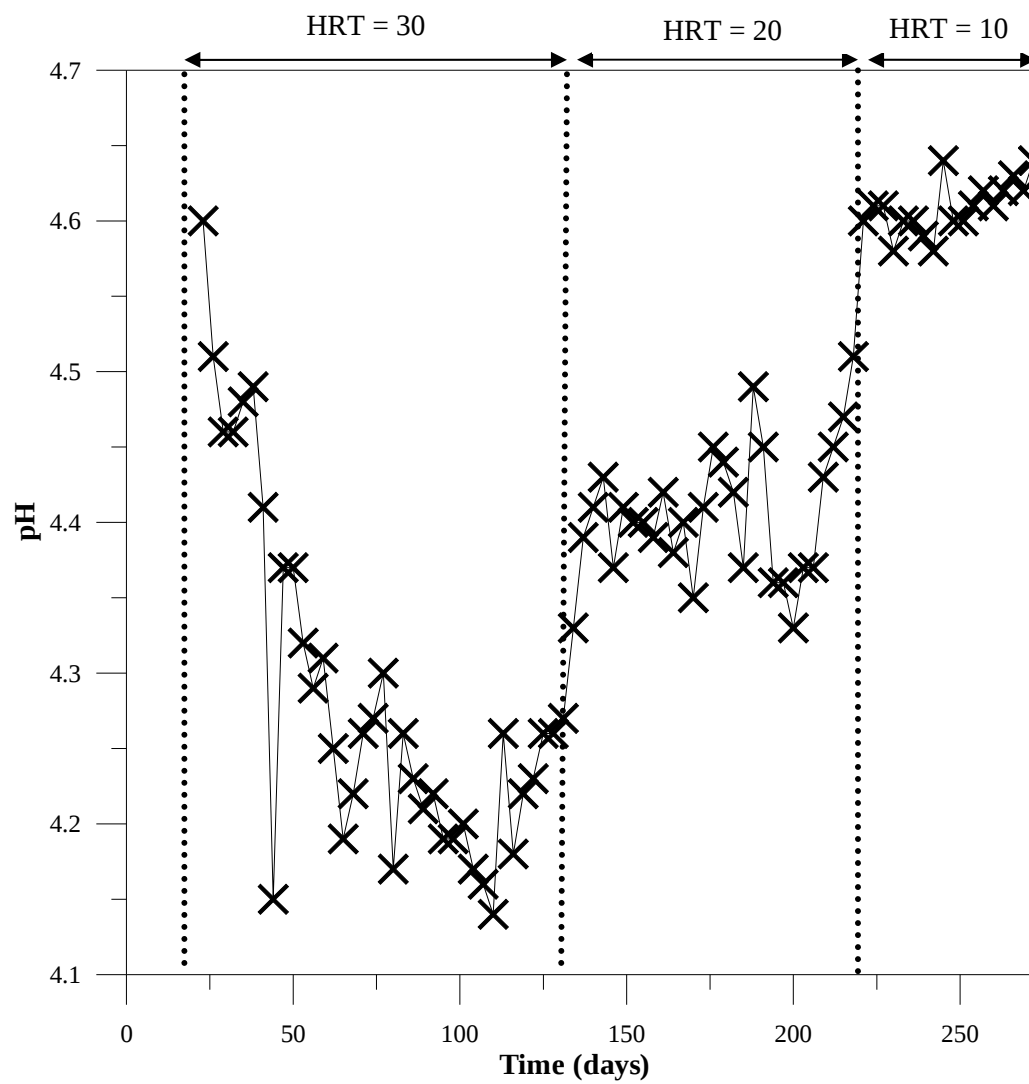
อยู่ในรูปของของแข็งแขวนลอยโดยเมื่อมีการเคลื่อนที่ในระบบนั้นทำให้ส่วนของแข็งตกตะกอนลงร่วมกับตะกอนจุลินทรีย์ทำให้ไม่เกิดการสัมผัสกันระหว่างจุลินทรีย์กับน้ำเสีย จนส่งผลให้ระบบไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์เท่าที่ควร สามารถเพียงทำได้แค่ผลิตสารอินทรีย์ระเหยง่าย โดยเมื่อพิจารณาการเพิ่มขึ้นของ HRT นั้นย่อมส่งผลทำให้ระบบยิ่งล้มเหลว จนในที่สุด ใน HRT ที่ 10 ไม่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ในที่สุด

2. สภาพต่าง

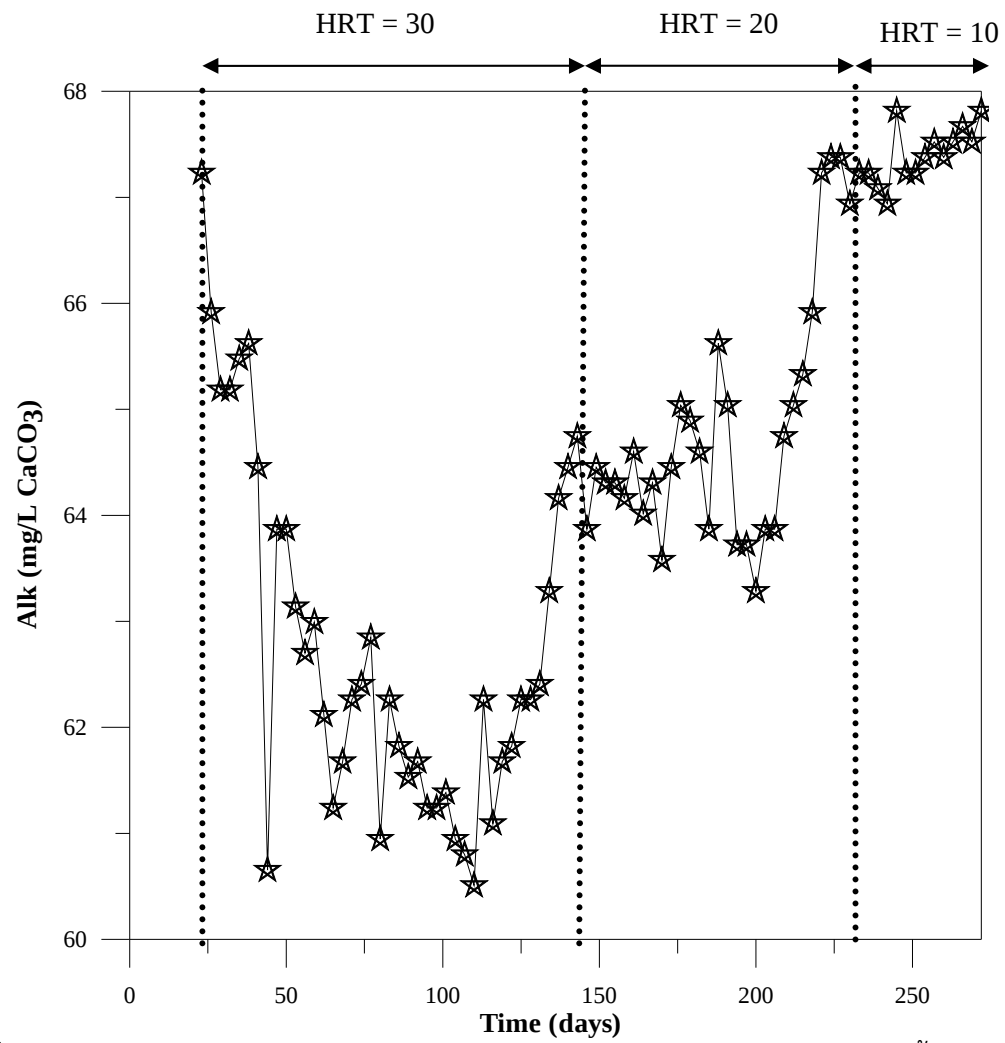
เมื่อพิจารณาสภาพต่างในน้ำทิ้งจากการหมักร่วมของระบบ MABR ที่ระยะเวลาเก็บกักต่าง ๆ ดังรูปที่ 4-4 จะเห็นได้ว่า สภาพความเป็นต่างนั้นอยู่ในช่วงแคบ ๆ ที่สอดคล้องกับค่าพีเอช คือ 60-70 mg/L CaCO_3 แต่เมื่อพิจารณาที่ระยะเวลาเก็บกักนั้น พบว่า เมื่อมีการลดระยะเวลาเก็บกักนั้นสภาพต่างนั้นสูงขึ้นเล็กน้อย เนื่องจากจากการเติมสารบัฟเฟอร์ลงในระบบ แต่ก็ไม่สูงขึ้นจนทำให้ค่าพีเอชนั้นมีค่าสูงขึ้น โดยเมื่อพิจารณาจากค่าเหมาะสมสำหรับระบบไร้อากาศ คือ อยู่ในช่วง 1,000 – 5,000 mg/L CaCO_3 (MetCalf & Eddy, 1982) และ ค่าอนุโลมให้สภาพต่างน้อยที่สุด คือ 100 mg/L CaCO_3 ซึ่งผลดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าระบบแบบ MABR นั้นเมื่อนำมาใช้ในการหมักร่วมนั้นไม่มีประสิทธิภาพที่จะทำให้สภาพต่างนั้นเหมาะสมต่อสภาพของการหมักทั้ง 3 ระยะเวลาเก็บกัก

3. กรดระเหยง่าย

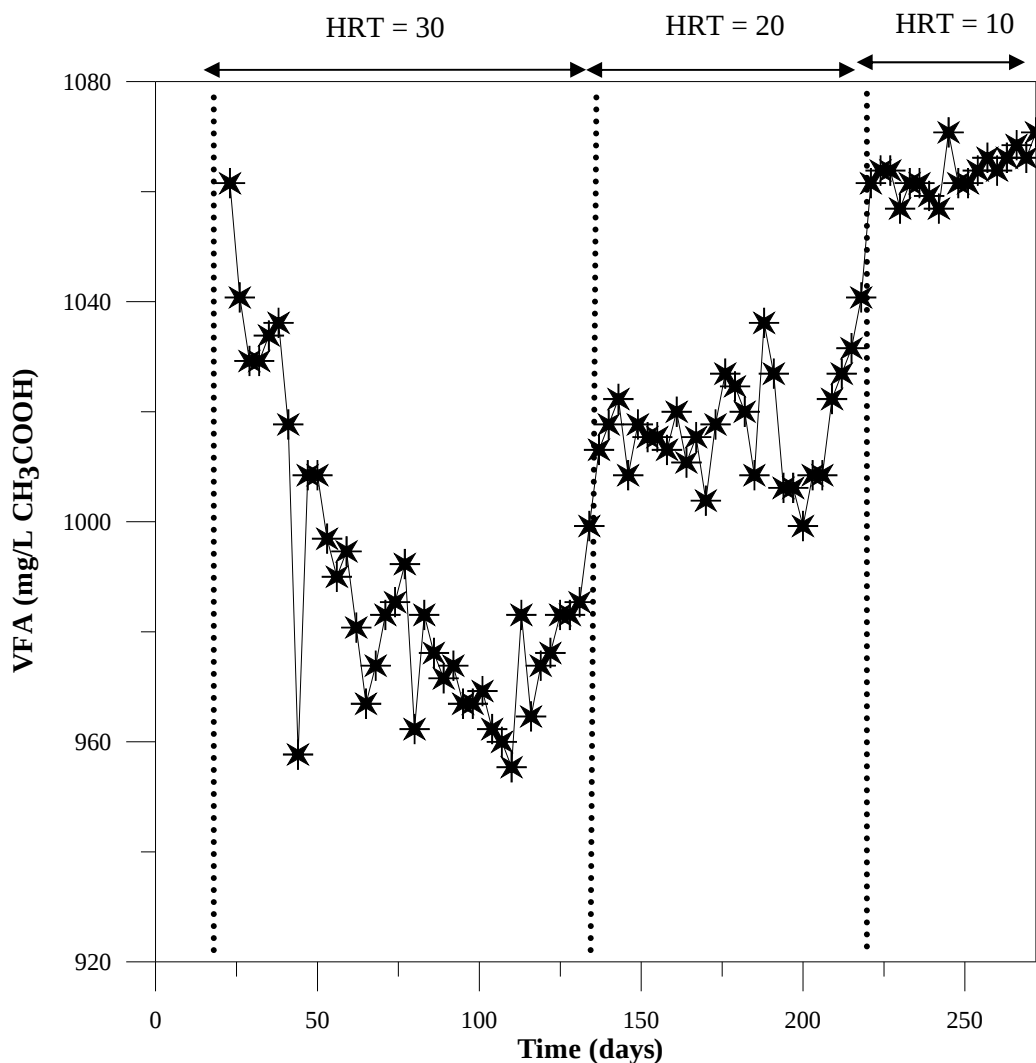
เมื่อจุลินทรีย์ในระบบผลิตก๊าซชีวภาพมีความสมดุลในการทำงานกันทำให้กรดระเหยง่ายและจุลินทรีย์สร้างมีเทนทำให้ระบบนั้นมีเสถียรภาพ แต่ถ้าหากระบบมีปริมาณกรดระเหยง่ายสะสมในระบบมากย่อมส่งผลต่อการผลิตมีเทนของจุลินทรีย์ในกลุ่มสร้างมีเทน ส่งผลต่อการทำให้ระบบเกิดการล้มเหลวได้ (Andrew, 1967 และ Forday and Grennfield, 1982) โดยจากผลการทดลองการหมักร่วมของเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนด้วยระบบ MABR ที่ระยะเวลาเก็บกักทั้ง 3 ดังแสดงในรูปที่ 4-5 พบว่า ปริมาณของกรดระเหยง่ายเป็นไปในทิศทางเดียวกับค่าพีเอชของน้ำทิ้งจากระบบ ซึ่งไม่มีความแตกต่างกันมากนัก และ อยู่ในช่วง 950 – 1,100 mg/L CH_3COOH ทั้งนี้เมื่อพิจารณาถึงปริมาณกรดระเหยง่ายที่เหมาะสมกับการหมักแบบไร้อากาศ เท่ากับ 2,000 mg/L CH_3COOH ดังนั้นจากผลการศึกษาก็แสดงให้เห็นถึงปริมาณของกรดระเหยง่ายที่สูงในระบบ และมีผลต่อการไม่ผลิตก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นที่ระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน



รูปที่ 4-3 ค่าพีเอชในระหว่างการหมักของระบบ MABR ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน



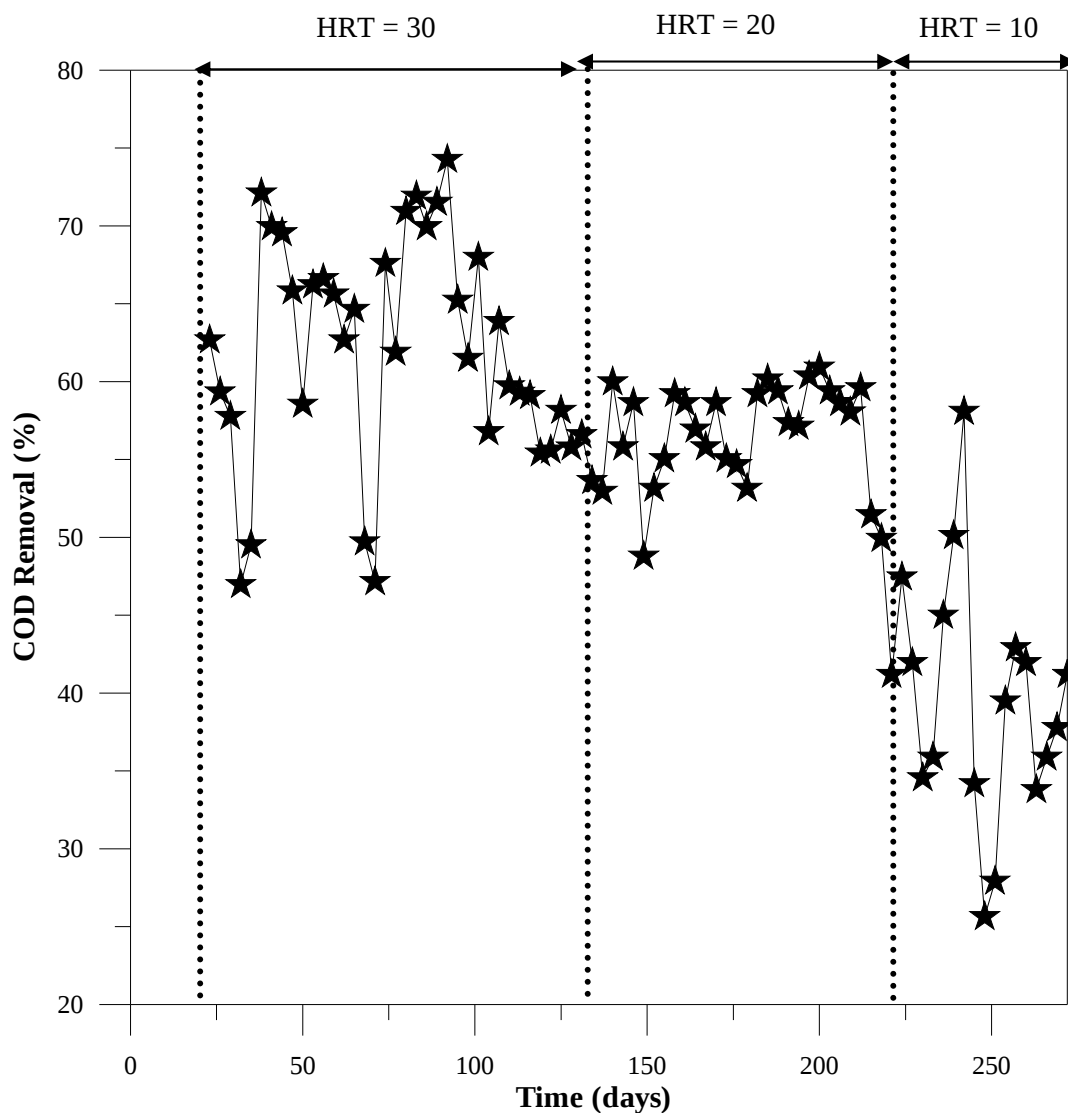
รูปที่ 4-4 สภาพต่างในระหว่างการหมักของระบบ MABR ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน



รูปที่ 4-5 กรดระเหยง่ายในระหว่างการหมักของระบบ MABR
ในการหมักรวมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

4. ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี

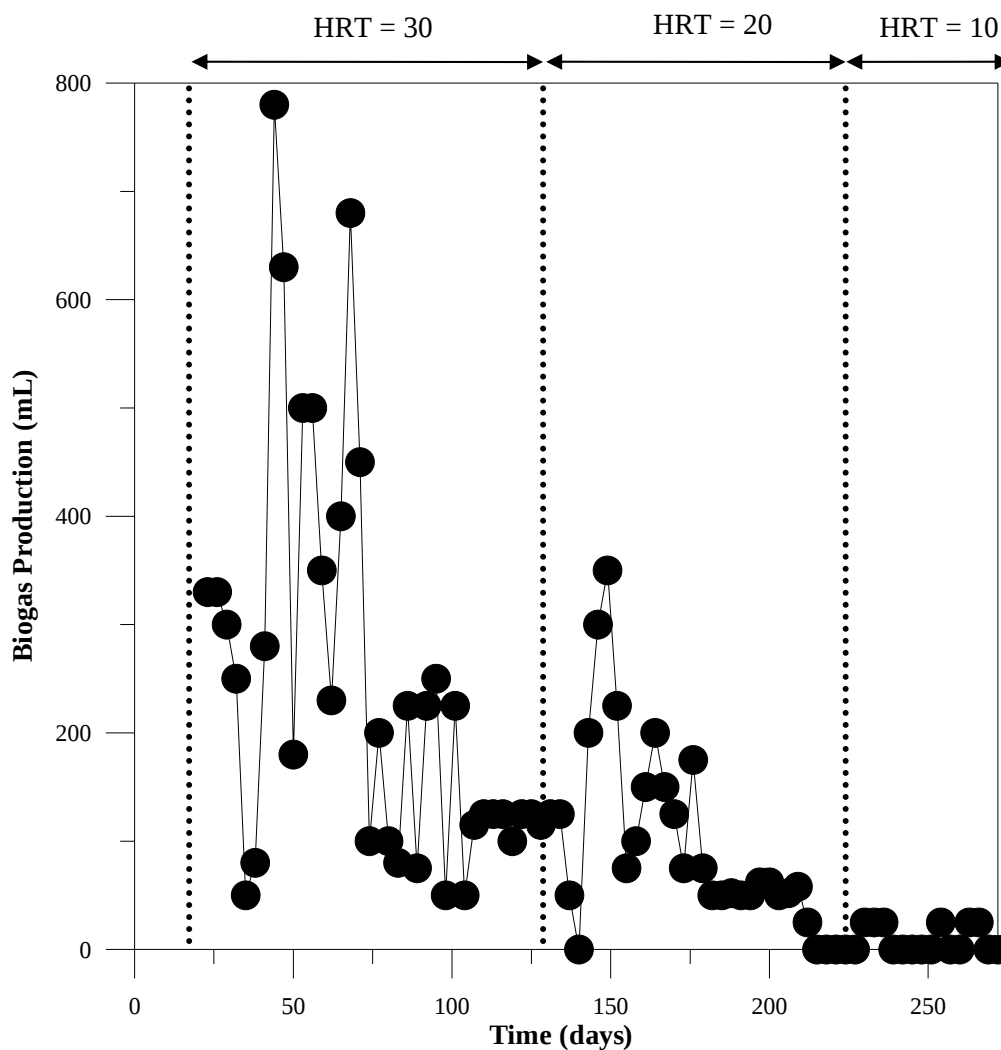
จากการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีด้วย วิธีการ (Total Chemical Oxygen Demand; TCOD) ในการหมักรวมด้วยระบบ MABR ที่ระยะเวลาเก็บกักต่าง ๆ ดังรูปที่ 4-6 พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี อยู่ในช่วง 25 – 75 % โดยที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 วัน นั้นมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงที่สุด คือ มากกว่า 40 % และค่าเฉลี่ยของประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีในการหมักรวมของระบบ MABR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 มีค่าเท่ากับ 61.88 ± 7.37 , 57.08 ± 2.95 และ 41.71 ± 8.87 % ตามลำดับ จากผลการศึกษาดังกล่าวแสดงให้เห็นว่ายิ่งมีการลดระยะเวลาเก็บกักนั้นยิ่งส่งผลโดยตรงต่อการผลิตก๊าซชีวภาพ โดยที่ระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน นั้นส่งผลให้มีการเพิ่มความเข้มข้นของการป้อนอาหารเข้าสู่ระบบจนทำให้ระบบเกิดการล้มเหลวและไม่ผลิตก๊าซชีวภาพในที่สุด ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดที่ต่ำจนเกือบจะไม่มี การบำบัดวัสดุหมักรวม



รูปที่ 4-6 ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีในระหว่างการหมักของระบบ MABR ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

5. การผลิตก๊าซชีวภาพ

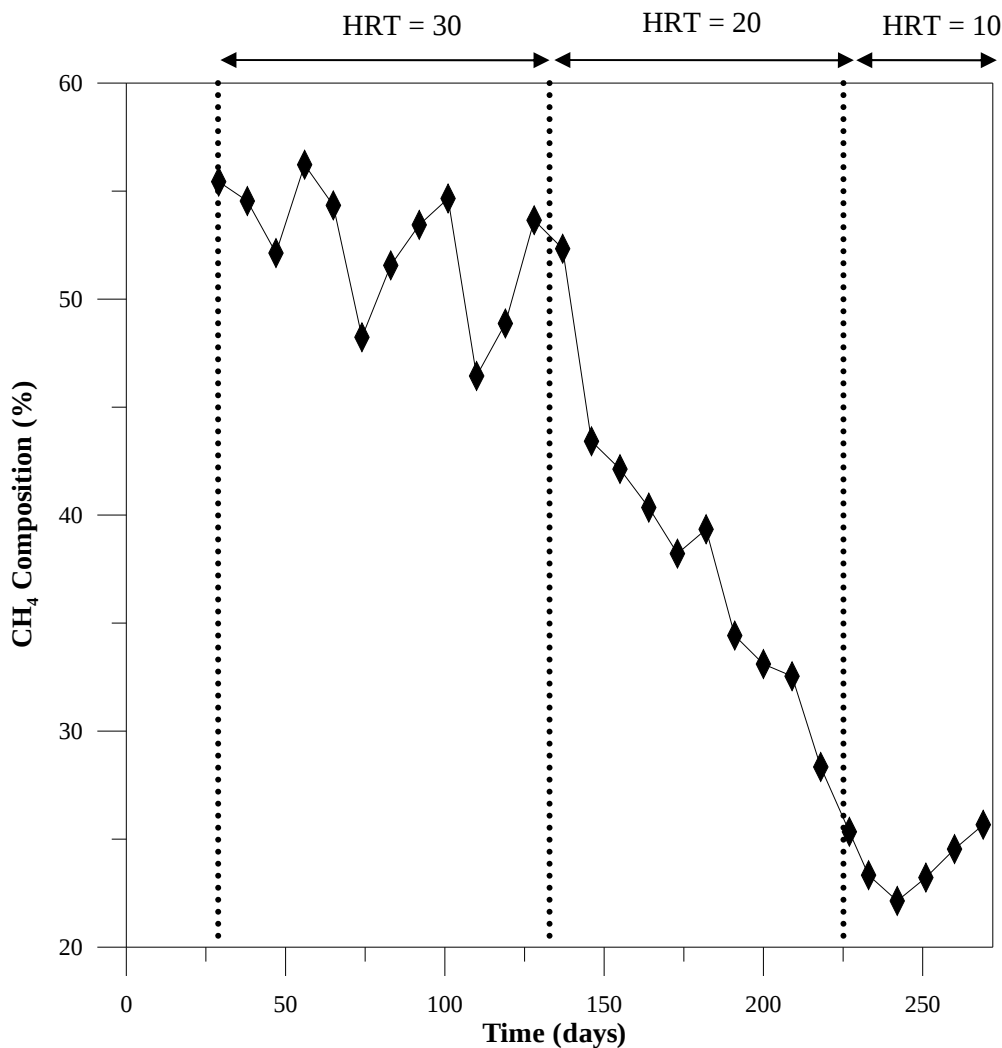
จากผลการศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักร่วม (ดังรูป 4-7) พบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 มีค่าการผลิตก๊าซชีวภาพที่สภาวะคงที่ เท่ากับ 121.11 ± 8.58 54.00 ± 5.20 และ 8.33 ± 12.15 mL/วัน ตามลำดับ ซึ่งเมื่อพิจารณาจากค่าการผลิตก๊าซชีวภาพนั้นแสดงให้เห็นว่าการผลิตก๊าซชีวภาพที่น้อยมาก โดยยิ่งเพิ่มระยะเวลาเก็บกักยิ่งทำให้ค่าการผลิตก๊าซชีวภาพนั้นมีค่าลดลงจนไม่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพในที่สุดที่ระยะเวลา 10 วัน จากผลการทดลองยิ่งแสดงความเชื่อมั่นของความไม่เหมาะสมของระบบ MABR ในการหมักร่วมเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพ



รูปที่ 4-7 การผลิตก๊าซชีวภาพในระหว่างการหมักของระบบ MABR
ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

6. การผลิตมีเทน

จากผลการศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักร่วม โดยเมื่อพิจารณาถึงปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ (ดังแสดงในรูป 4-8) พบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 มีปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพที่สภาวะคงที่ เท่ากับ 49.65 33.36 และ 24.48 % ตามลำดับ ซึ่งเมื่อพิจารณาจากค่าปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพนั้น จากการทดลองเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพด้วยการหมักร่วมของระบบ MABR นั้น มีปริมาณมีเทนในทุกๆ ระยะเวลาเก็บกักมีปริมาณน้อย และลดลงทุกระยะเวลาเก็บกัก จนในที่สุดมีปริมาณเพียง 24 % ที่ระยะเก็บกัก 10 วัน



รูปที่ 4-8 ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพในระหว่างการหมักของระบบ MABR
ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

4.3.2 การผลิตก๊าซชีวภาพของระบบ CSTR

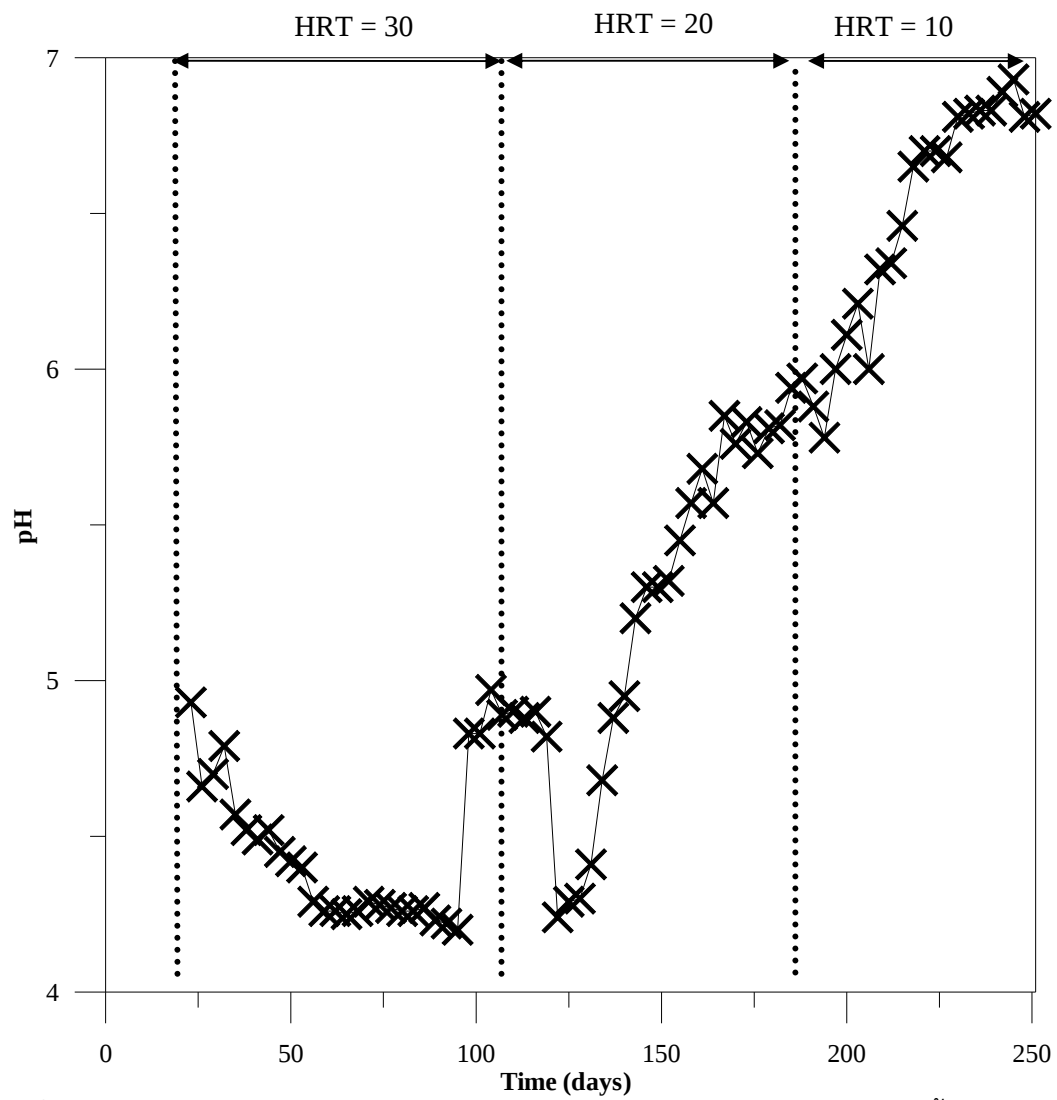
ในส่วนของการการเริ่มต้นเดินระบบ CSTR นั้น จะใช้หัวเชื้อจุลินทรีย์ 10 % จากระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารทะเลแช่แข็งของบริษัทโซติวัฒน์ กับขนาดของถังปฏิกรณ์ 15 ลิตร โดยมี working volume ขนาด 10 ลิตร และใช้อัตราส่วนระหว่างเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน 10:90 โดยทำการเดินระบบโดยไม่มีการเติมอาหารเป็นเวลาสองอาทิตย์ เพื่อให้หัวเชื้อจุลินทรีย์มีการปรับตัวให้เข้ากับการใช้สารอาหารที่มาจากวัสดุหมักร่วมของเศษอาหารและน้ำเสียชุมชน จากนั้นหลังจากสองสัปดาห์ของการเดินระบบ จึงมีการเติมวัสดุหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนและเศษอาหารที่อัตราส่วน 10:90 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 วัน โดยมีการเติมสารอาหารแบบ fed-batch และ ปรับพีเอชของวัสดุหมักร่วมเท่ากับ 7 ซึ่งเมื่อการผลิตก๊าซชีวภาพอยู่ในช่วง $\pm$ ไม่เกิน 10 % จะทำการเปลี่ยนระยะเวลาเก็บกัก โดยในการศึกษานี้จะทำการศึกษาที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 30 20 และ 10 วัน ตามลำดับ โดยผลการศึกษาแต่ละพารามิเตอร์นั้นมีดังต่อไปนี้

1. ค่าพีเอช

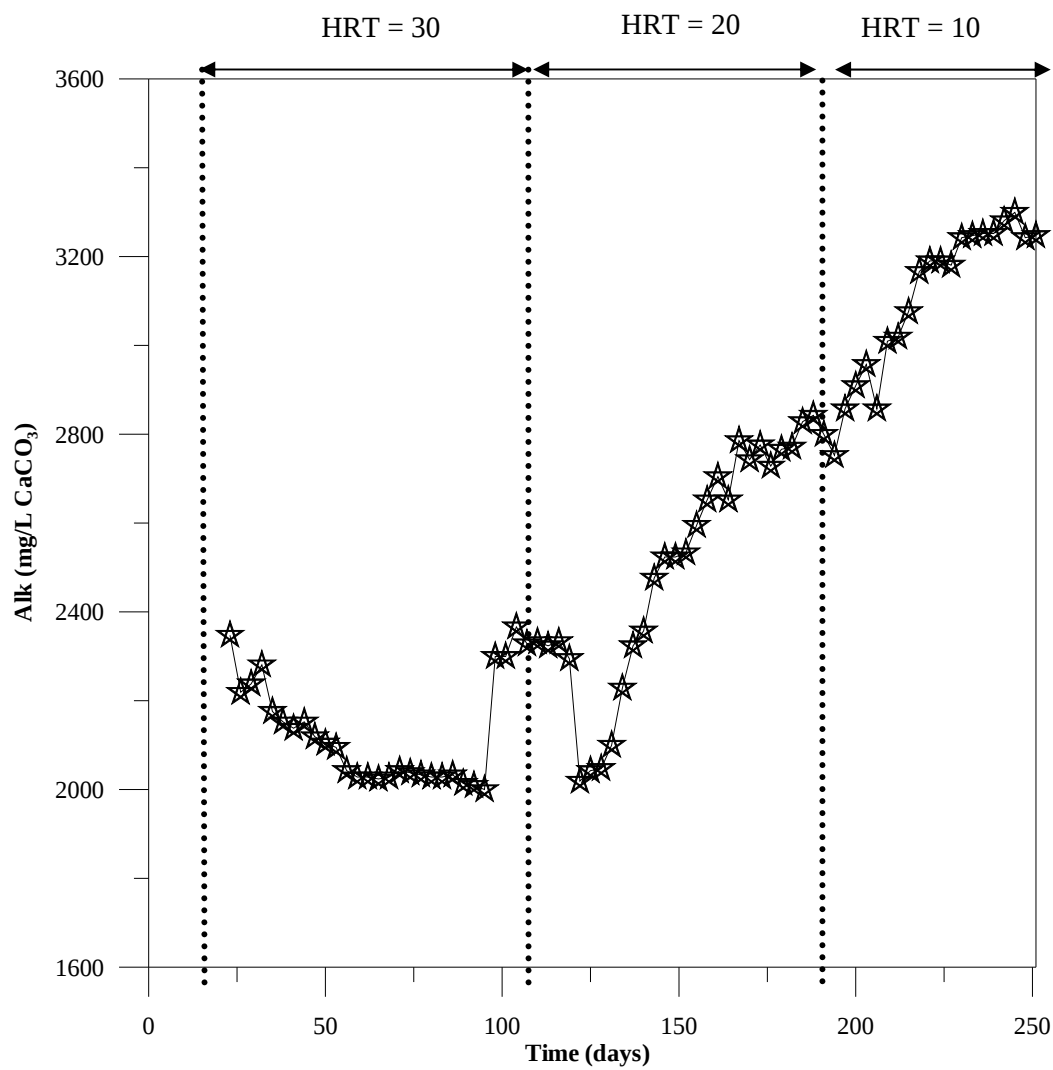
จากผลการศึกษาค่าพีเอชของระบบการหมักร่วมของระบบ CSTR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 วัน (ดังรูปที่ 4-9) พบว่า ค่าพีเอชของระบบเมื่อลดระยะเวลาเก็บกักของระบบทำให้ค่าพีเอชนั้นมีค่าใกล้เคียงสถานะที่เหมาะสมในการหมักมากที่สุดคือมีค่าเท่ากับ 6.5 – 7.5 (Ascher and Kirsop, 1991) ซึ่งที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 10 วัน ทั้งนี้ผลการศึกษาแสดงให้เห็นว่าที่ระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมนั้นสามารถสร้างความสามารถในการควบคุมอุณหภูมิในระบบการหมักแบบไร้อากาศซึ่งเป็นรักษาเสถียรภาพให้กับประสิทธิภาพของกระบวนการหมักร่วม โดยเฉพาะในการหมักร่วมกับเศษอาหารซึ่งเป็นสารอาหารที่มีค่าพีเอชต่ำ (Zhang and Li, 2015) นอกจากนี้ค่าช่วงพีเอชที่เหมาะสมกับระบบการหมักแบบไร้อากาศยังส่งผลให้ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ในส่วนของผลการศึกษาถัดไปแสดงให้เห็นประสิทธิภาพของใช้ระบบการหมักแบบ CSTR มาหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหาร

2. สภาพต่าง

จากรูปที่ 4-10 แสดงให้เห็นถึงสภาพต่างในน้ำทิ้งจากการหมักร่วมของระบบ CSTR ที่ระยะเวลาเก็บกักต่าง ๆ จะเห็นได้ว่า สภาพความเป็นด่างนั้นอยู่ในช่วงที่สอดคล้องกับค่าพีเอชของระบบหมัก คือ 2,000-3,000 mg/L CaCO_3 ซึ่งเมื่อพิจารณาที่ระยะเวลาเก็บกักต่าง ๆ นั้น พบว่า เมื่อมีการลดระยะเวลาเก็บกักของระบบ CSTR นั้นสภาพต่างนั้นมีค่าสูงขึ้นเรื่อย ๆ เนื่องมาจากมีการเติมสารบัฟเฟอร์ลงในระบบ แต่ก็ไม่สูงขึ้นจนทำให้ค่าพีเอชนั้นมีค่าสูงขึ้น ทั้งนี้จากการศึกษาของ Nghiem et al. (2014) พบว่า เมื่อสภาพความเป็นด่างในระบบหมักแบบไร้อากาศนั้นมีค่าสูงกว่า 2,000 mg/L CaCO_3 แสดงให้เห็นว่าระบบหมักนั้นมีประสิทธิภาพและสามารถทำให้ระบบหมักนั้นสามารถเข้าสู่สภาวะแบบคงที่ได้ จากผลการศึกษาดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าระบบการหมักไร้อากาศแบบ CSTR เมื่อนำมาหมักร่วมน้ำเสียกับเศษอาหารมีประสิทธิภาพที่ทำให้สภาพต่างนั้นเหมาะสมต่อสภาพของการหมัก โดยที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 10 วัน มีประสิทธิภาพสูงที่สุด



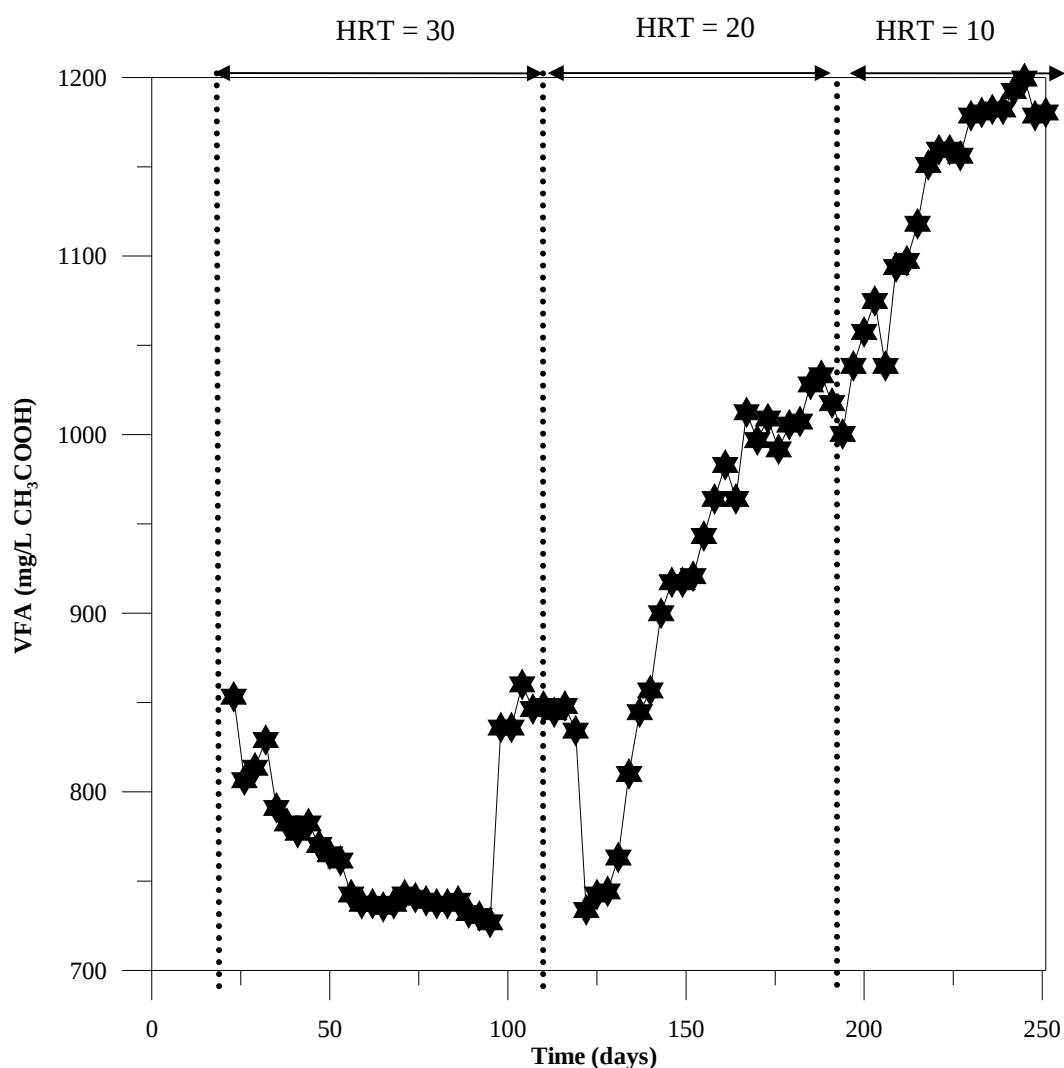
รูปที่ 4-9 ค่าพีเอชในระหว่างการหมักของระบบ CSTR ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน



รูปที่ 4-10 สภาพต่างในระหว่างการหมักของระบบ CSTR ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

3. กรดระเหยง่าย

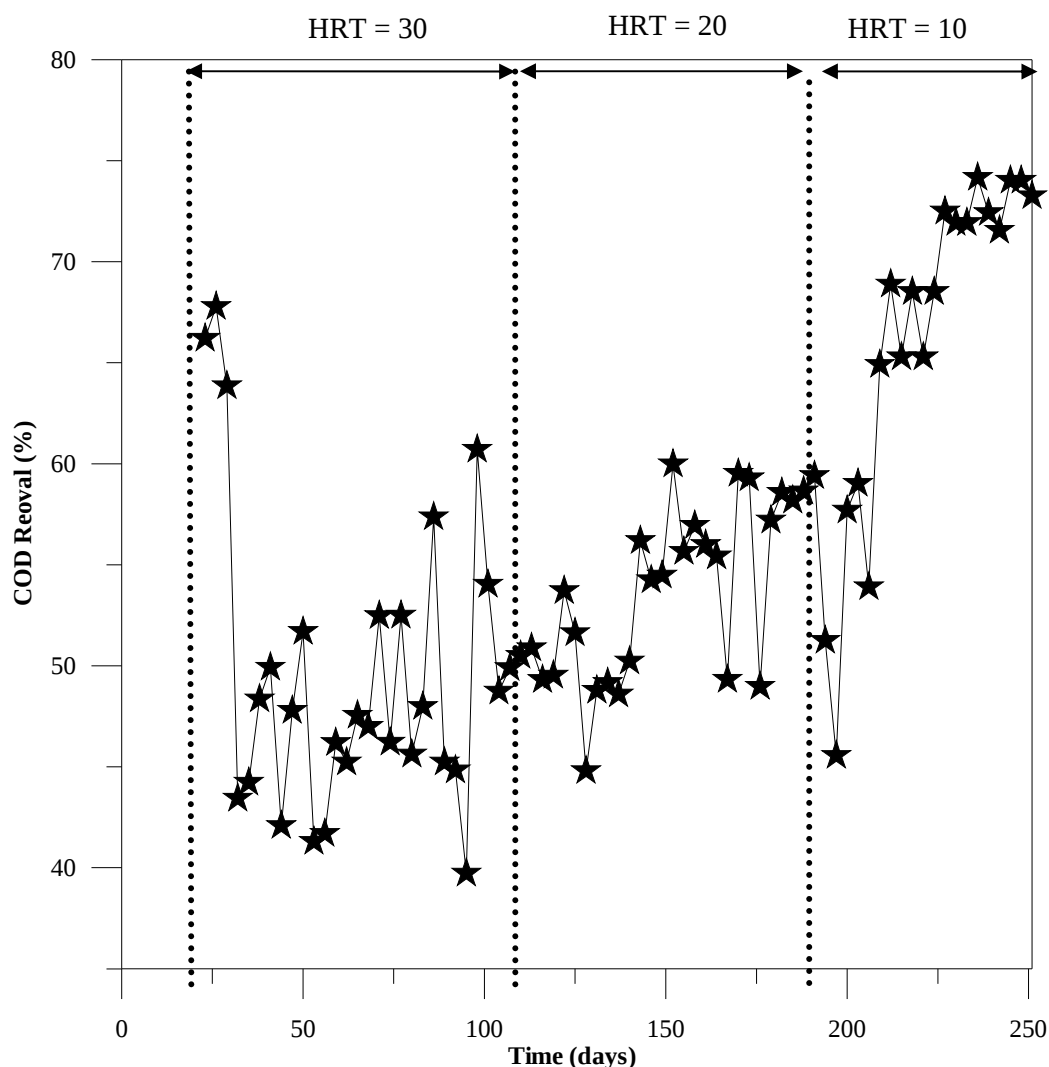
ผลการทดลองการหมักร่วมของเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนด้วยระบบ CSTR ที่ระยะเวลาเก็บกักทั้ง 3 ดังแสดงในรูปที่ 4-11 พบว่า ปริมาณของกรดระเหยง่ายเป็นไปในทิศทางเดียวกับค่าพีเอชของน้ำทิ้งจากระบบ ซึ่งอยู่ในช่วง 1,400 -2,300 mg/L CH_3COOH ทั้งนี้เมื่อพิจารณาถึงปริมาณกรดระเหยง่ายต่อสภาพความเป็นด่างของระบบ CSTR ที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 10 วัน ซึ่งเป็นระยะเวลาที่เหมาะสมต่อการหมักร่วม พบว่า มีค่าอัตราส่วนเท่ากับ 0.36 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่แนะนำกับการหมักแบบไร้อากาศที่ต้องไม่เกิน 0.4 Panpong et al (2014) จากผลการศึกษาดังกล่าวชี้ให้เห็นถึงระยะเวลาเก็บกักที่ 10 วัน เหมาะสมต่อการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนและเศษอาหารด้วยระบบ CSTR



รูปที่ 4-11 กรดระเหยง่ายในระหว่างการหมักของระบบ CSTR
ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

4. ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดี

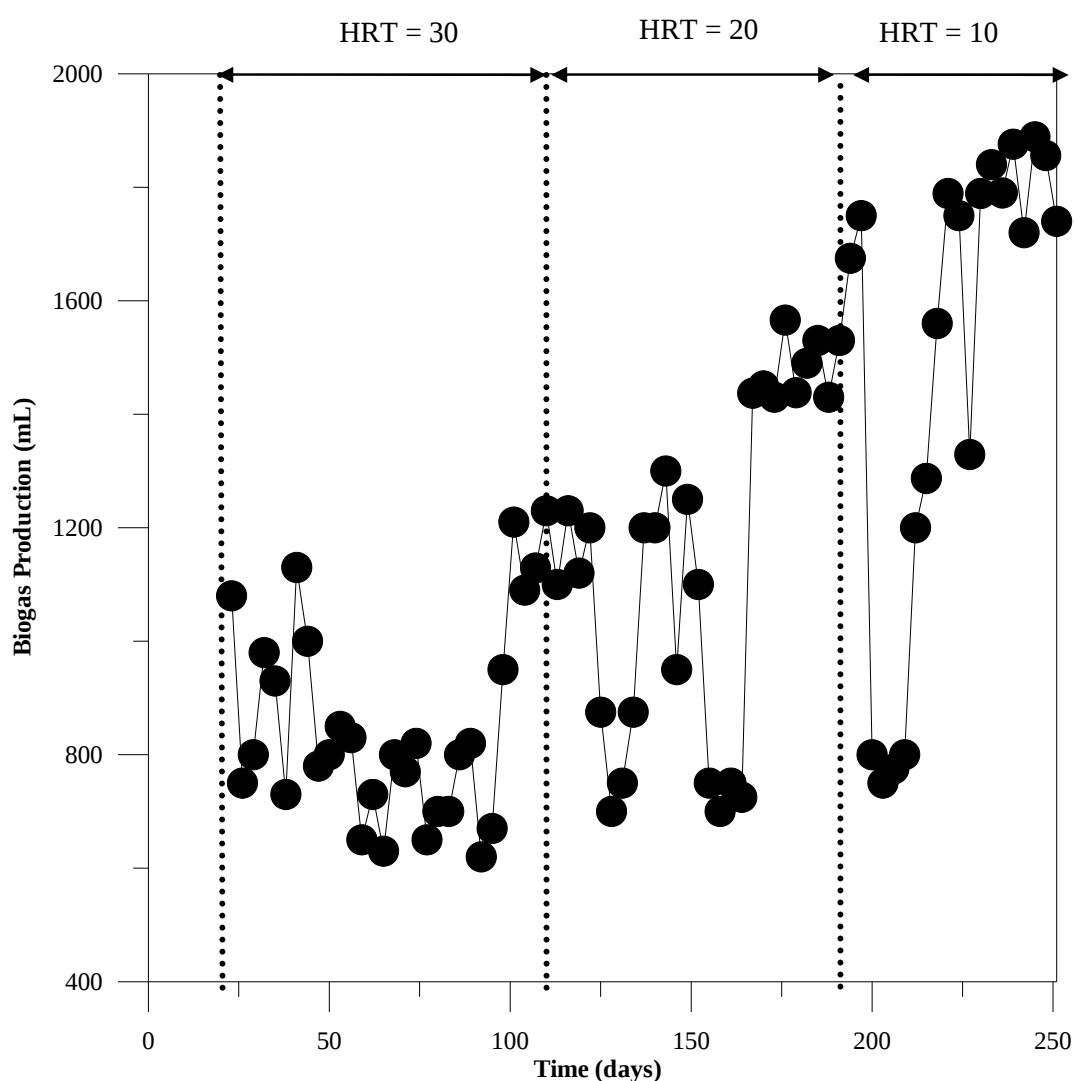
จากการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีด้วยในการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารด้วยระบบแบบ CSTR ที่ระยะเวลาเก็บกักต่าง ๆ ดังรูปที่ 4-12 พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดี อยู่ในช่วง 40 – 70 % โดยที่ระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน นั้นมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงที่สุด คือ มากกว่า 70 % และค่าเฉลี่ยของประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีในการหมักร่วมของระบบ CSTR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 วัน มีค่าเท่ากับ 49.69 ± 6.86 , 54.15 ± 4.36 และ 65.91 ± 8.46 % ตามลำดับ จากผลการศึกษาดังกล่าวแสดงให้เห็นว่ายิ่งมีการลดระยะเวลาเก็บกักส่งผลให้การผลิตก๊าซชีวภาพและประสิทธิภาพในการกำจัด COD นั้นสูงขึ้นตามไปด้วย ทั้งนี้เมื่อพิจารณาความสัมพันธ์ของพารามิเตอร์นั้น พบว่า เนื่องมาจากเมื่อเพิ่มระยะเวลาเก็บกักนั้นส่งผลให้พีเอชมีค่าสูงขึ้นซึ่งเป็นช่วงที่ค่าที่เหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มผลิตมีเทนที่สามารถใช้ VFA จากสารอาหารหมักร่วม (Montneas et al., 2014)



รูปที่ 4-12 ประสิทธิภาพในการกำจัด COD ในระหว่างการหมักของระบบ CSTR ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

5. การผลิตก๊าซชีวภาพ

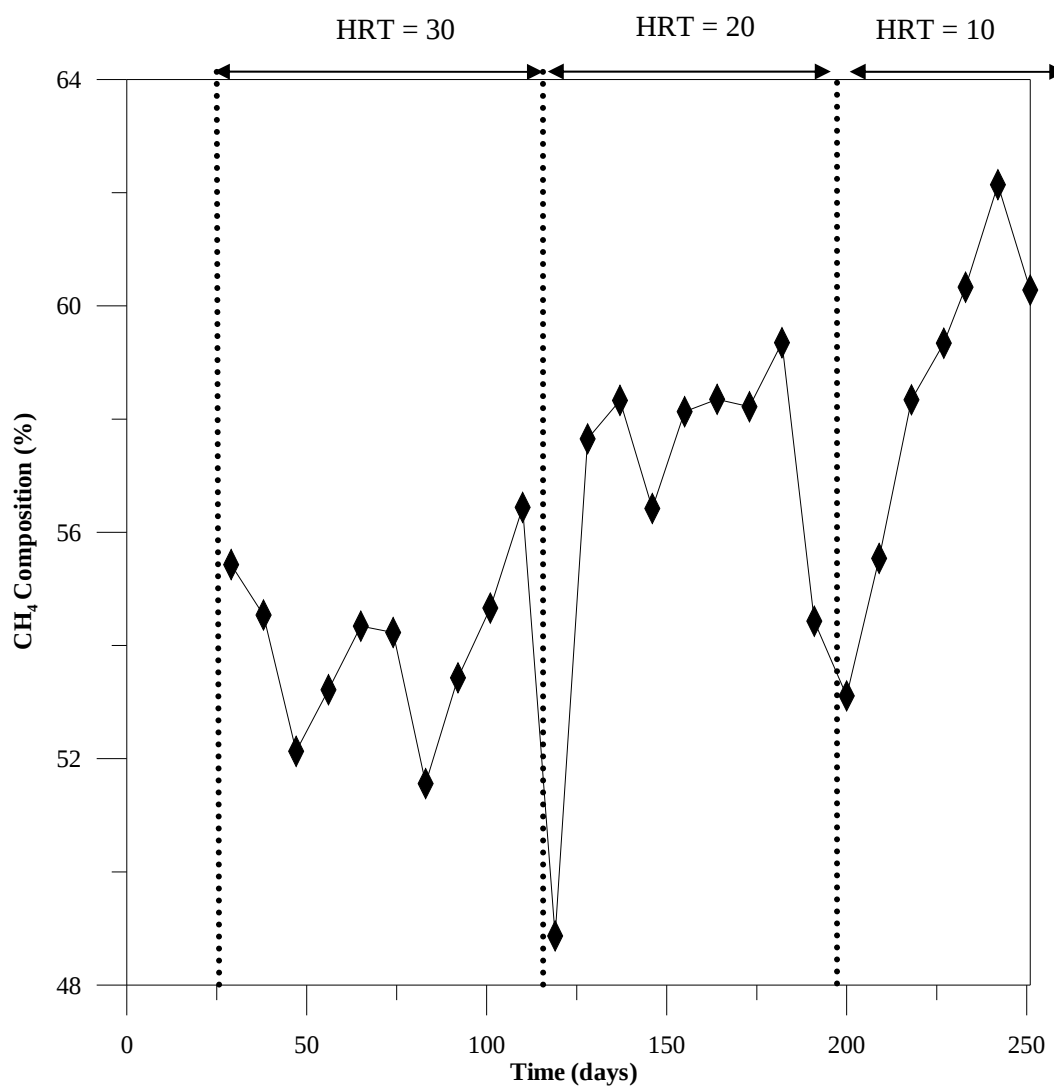
จากการผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหาร (ดังรูป 4-13) พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 มีค่าการผลิตก๊าซชีวภาพที่สภาวะคงที่ เท่ากับ $1,163 \pm 59.58$ $1,483 \pm 53.56$ และ $1,815.85 \pm 66.79$ mL/วัน ตามลำดับ ซึ่งเมื่อพิจารณาจากค่าการผลิตก๊าซชีวภาพนั้นแสดงให้เห็นว่ามีการผลิตก๊าซชีวภาพสูงขึ้นตามระยะเวลาเก็บกักที่ลดลง โดยที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 10 วันทำให้มีการผลิตก๊าซชีวภาพสูงขึ้นมากกว่า 1,189 mL/วัน ซึ่งถือได้ว่าเป็นปริมาณสูงสำหรับการหมักร่วม



รูปที่ 4-13 การผลิตก๊าซชีวภาพของระบบ CSTR ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

6. การผลิตมีเทน

จากผลการศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารด้วยระบบหมักแบบ CSTR เมื่อพิจารณาถึงปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ (ดังแสดงในรูป 4-13) พบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 มีปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพที่สภาวะคงที่ เท่ากับ 54.84 58.64 และ 60.63 % ตามลำดับ ซึ่งเมื่อพิจารณาจากค่าปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพนั้นจากการทดลองเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพด้วยการหมักร่วมของระบบ CSTR นั้น พบว่า มีปริมาณมีเทนในทุกระยะเวลาเก็บกักมีปริมาณสูงและเพิ่มขึ้นทุกระยะเวลาเก็บกัก จนในที่สุดมีปริมาณมากกว่า 60 % ที่ระยะเก็บกัก 10 วัน



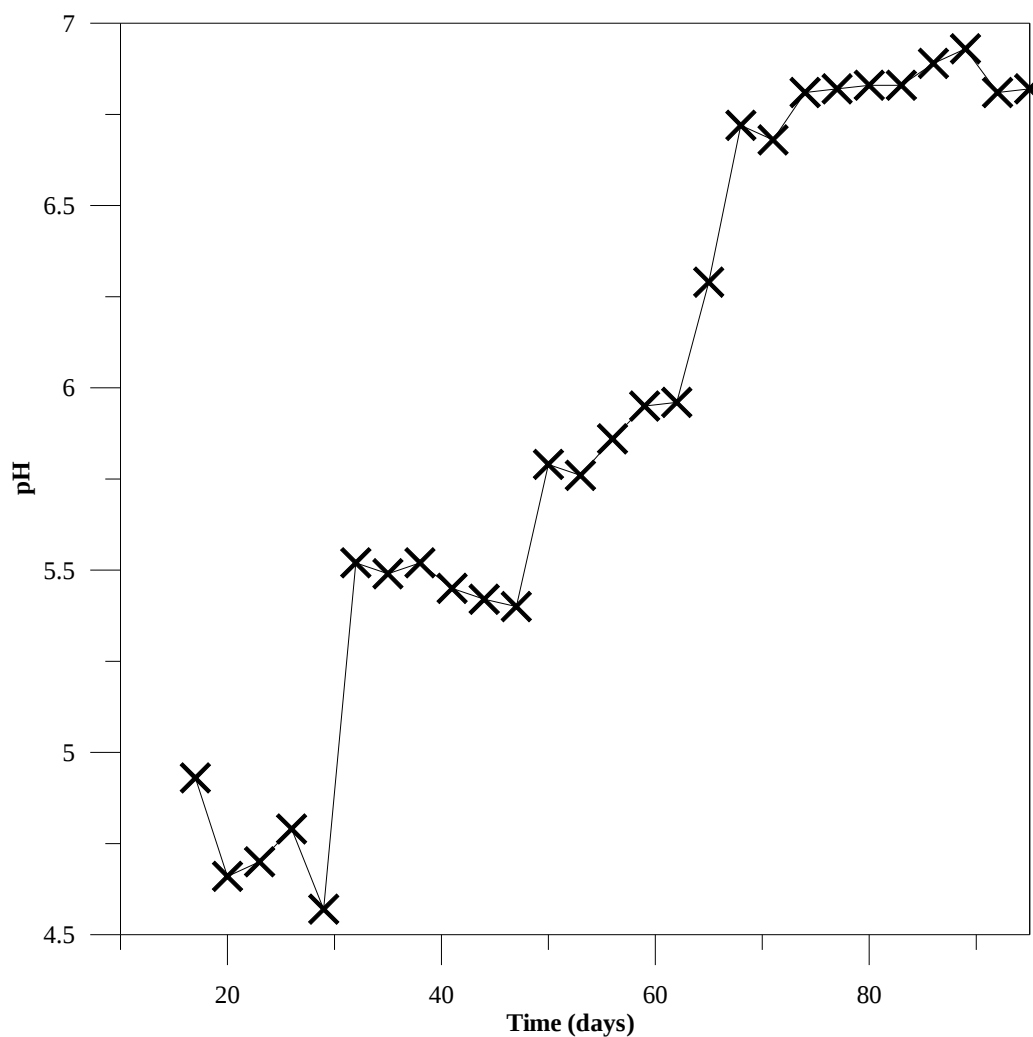
รูปที่ 4-13 ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพในระหว่างการหมักของระบบ CSTR
ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

4.4 การศึกษาสถานะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารในระดับปฏิบัติการแบบต่อเนื่อง

ในการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารแบบต่อเนื่องนั้น ได้ทำการคัดเลือกระบบบำบัดแบบ CSTR เนื่องจากระบบบำบัดแบบ MABR นั้นสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้น้อยกว่าและมีรูปแบบที่ไม่เหมาะสมต่อการหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหาร โดยการเริ่มต้นระบบ (Start-up) แบบต่อเนื่องด้วยการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ให้ปรับตัวกับสภาพของเสียเช่นเดียวกับระบบกึ่งต่อเนื่อง จากนั้นทิ้งไว้ประมาณ 7 วัน จึงทำการผสมอัตราส่วนของเศษอาหารต่อน้ำเสียชุมชนที่ 10:90 และในระหว่างเริ่มต้นระบบต้องวิเคราะห์ค่า VS ของน้ำเสียชุมชน และของเศษอาหารที่ใช้ทำการศึกษาก่อนทุกครั้ง เพื่อนำค่ามาคำนวณตามอัตราส่วนที่ต้องการศึกษา และทำการป้อนของเสียเข้าระบบเพียงครั้งเดียวในหนึ่งวัน จากนั้นทำการเก็บตัวอย่างของน้ำและก๊าซชีวภาพ ซึ่งการทดลองจะควบคุมปริมาณน้ำเสียและอัตราส่วน % VS เข้าสู่ระบบที่ระยะเวลาเก็บ 10 วัน โดยทำการเดินระบบแบบต่อเนื่อง คือ มีการเติมสารอาหารแบบต่อเนื่อง โดยมีวัสดุหมักร่วมเข้าและออกตลอดเวลา และ ปรับพีเอชของวัสดุหมักร่วมเท่ากับ 7 ซึ่งเมื่อการผลิตก๊าซชีวภาพอยู่ในช่วง $\pm$ ไม่เกิน 10 % ถือว่าเป็นสถานะคงที่ที่จะหยุดการเดินระบบ ซึ่งผลการศึกษาแต่ละพารามิเตอร์นั้นมีดังต่อไปนี้

1. ค่าพีเอช

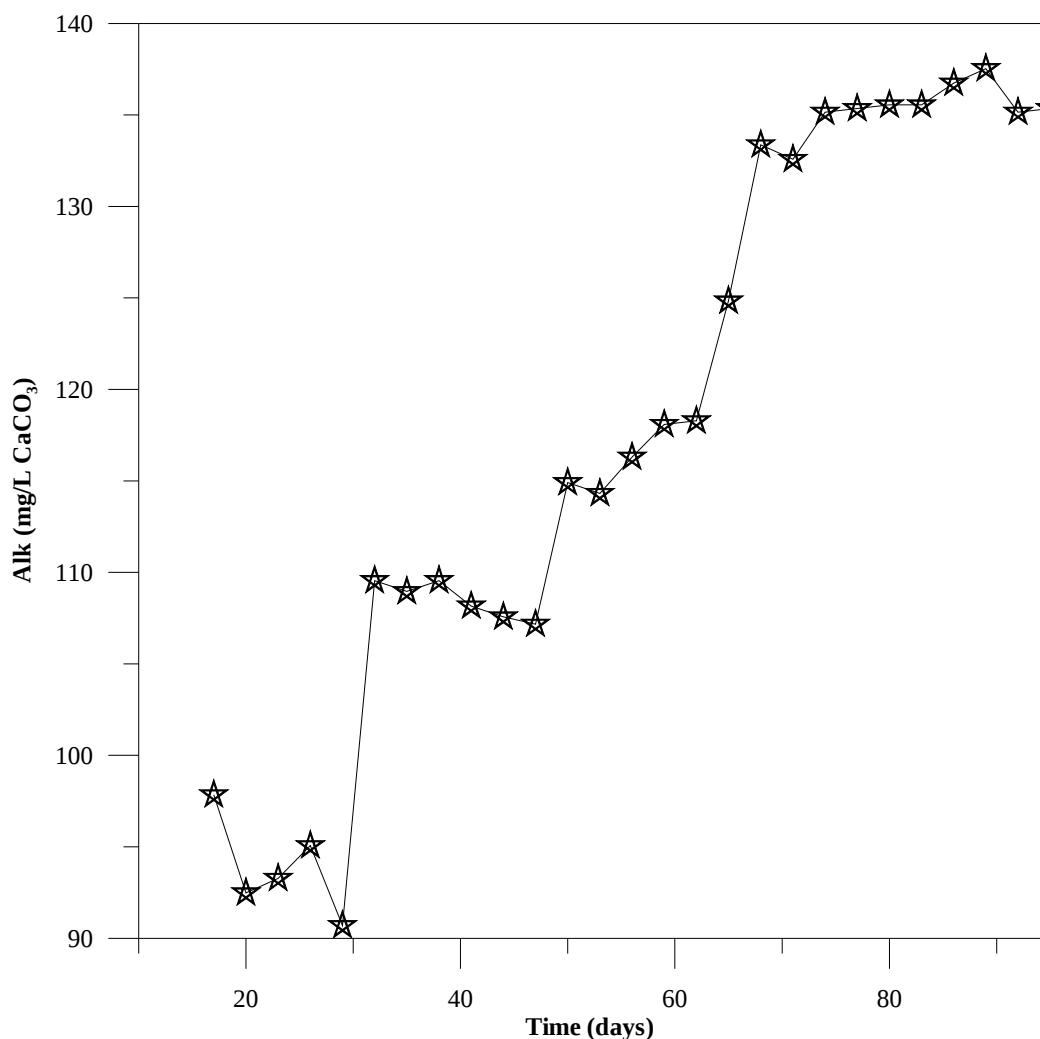
ค่าพีเอชของระบบการหมักร่วมของระบบ CSTR แบบต่อเนื่อง ที่ระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน (ดังรูปที่ 4-14) พบว่า ค่าพีเอชในต้นของการเริ่มเดินระบบนั้นมีค่าพีเอชเป็นกรด และเมื่อระบบเดินเข้าสู่วันที่ 25 นั้นค่าพีเอชของระบบจะมีค่าสูงขึ้นอย่างต่อเนื่องและเข้าใกล้ค่าที่เป็นกลาง ทั้งนี้ระบบ CSTR แบบต่อเนื่องของการหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารระบบเริ่มเข้าสู่สถานะคงที่ประมาณวันที่ 70 ซึ่งมีค่าพีเอชที่มีค่าใกล้เคียง 7 มากที่สุด ทั้งนี้สถานะที่เหมาะสมของค่าพีเอชของจุลินทรีย์ที่ผลิตกรดและผลิตมีเทนนั้นมีค่าที่แตกต่างกัน โดยสถานะที่เหมาะสมสำหรับการผลิตมีเทนนั้นเท่ากับ 7 แต่สถานะที่เหมาะสมกับการผลิตกรดนั้นอยู่ระหว่าง 5.5 ถึง 6 (Park and Li, 2012; Wang et al., 2012). ดังนั้นพีเอชของระบบหมักแบบถังเดียวจะควรจะต้องคงค่าพีเอชไว้ในช่วงที่เหมาะสมกับสภาพการผลิตมีเทน คือ อยู่ในช่วงที่ 6.8–8.0 เพื่อลดการเกิดการยับยั้งการทำงานของเชื้อจุลินทรีย์ (Pöschl et al., 2010) ซึ่งจากผลดังกล่าวชี้ให้เห็นว่าระบบการหมักแบบต่อเนื่อง CSTR ในการศึกษาเข้าสู่สถานะคงที่ภายใต้ค่าพีเอชที่เหมาะสม



รูปที่ 4-14 ค่าพีเอชในระหว่างการหมักของระบบ CSTR แบบต่อเนื่อง
ในการหมักกรวมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

2. สภาพต่าง

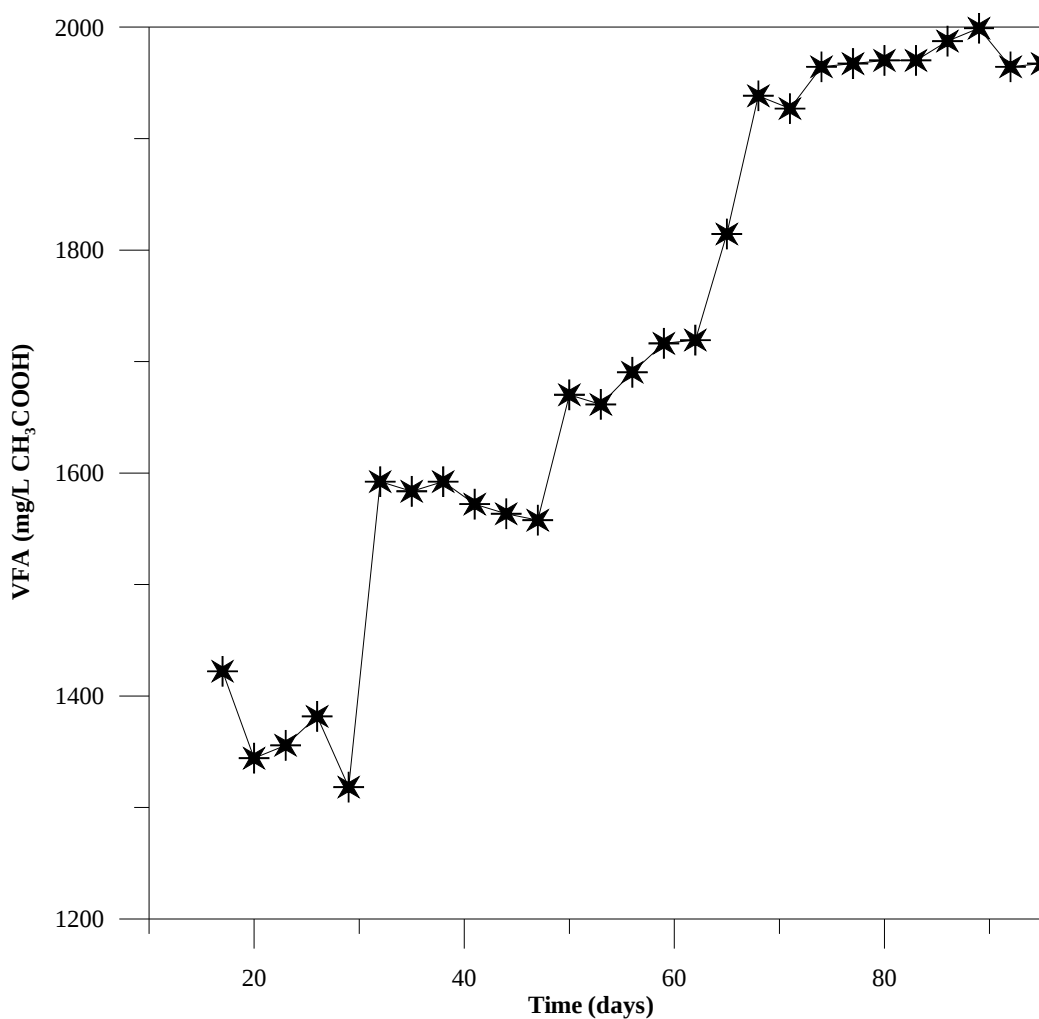
สภาพต่างในน้ำทิ้งจากการหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนและเศษอาหารของระบบ CSTR ในการเดินระบบแบบต่อเนื่องดังแสดงในรูปที่ 4-15 พบว่า ในช่วง 30 วันแรกในการเริ่มต้นของการเดินระบบสภาพความเป็นต่างมีค่าที่แปรผันในช่วงที่มีค่าต่ำ แต่หลังจากนั้นสภาพความเป็นต่างของระบบมีค่าเพิ่มสูงขึ้น แสดงให้เห็นว่าการทำงานของระบบนั้นแสดงให้เห็นการเกิดปฟเฟอร์ขึ้นระบบ ส่งผลให้ค่าพีเอชของระบบนั้นสูงขึ้นด้วย โดยในช่วงวันที่ 70 ของการเดินระบบนั้นชี้ให้เห็นถึงระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ ทำให้สภาวะความเป็นต่างมีความคงที่ในช่วง 130-135 mg/L CaCO_3 เป็นช่วงของผลที่แสดงให้ว่ากระบวนการหมักไม่แสดงให้เห็นถึงสภาพที่ถูกยับยั้งที่เกิดจากกระบวนการผลิตกรด (Owamah, HI and Izinyon, OC, 2015)



รูปที่ 4-15 สภาพต่างในระหว่างการหมักของระบบ CSTR แบบต่อเนื่อง
ในการหมักรวมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

3. กรดระเหยง่าย

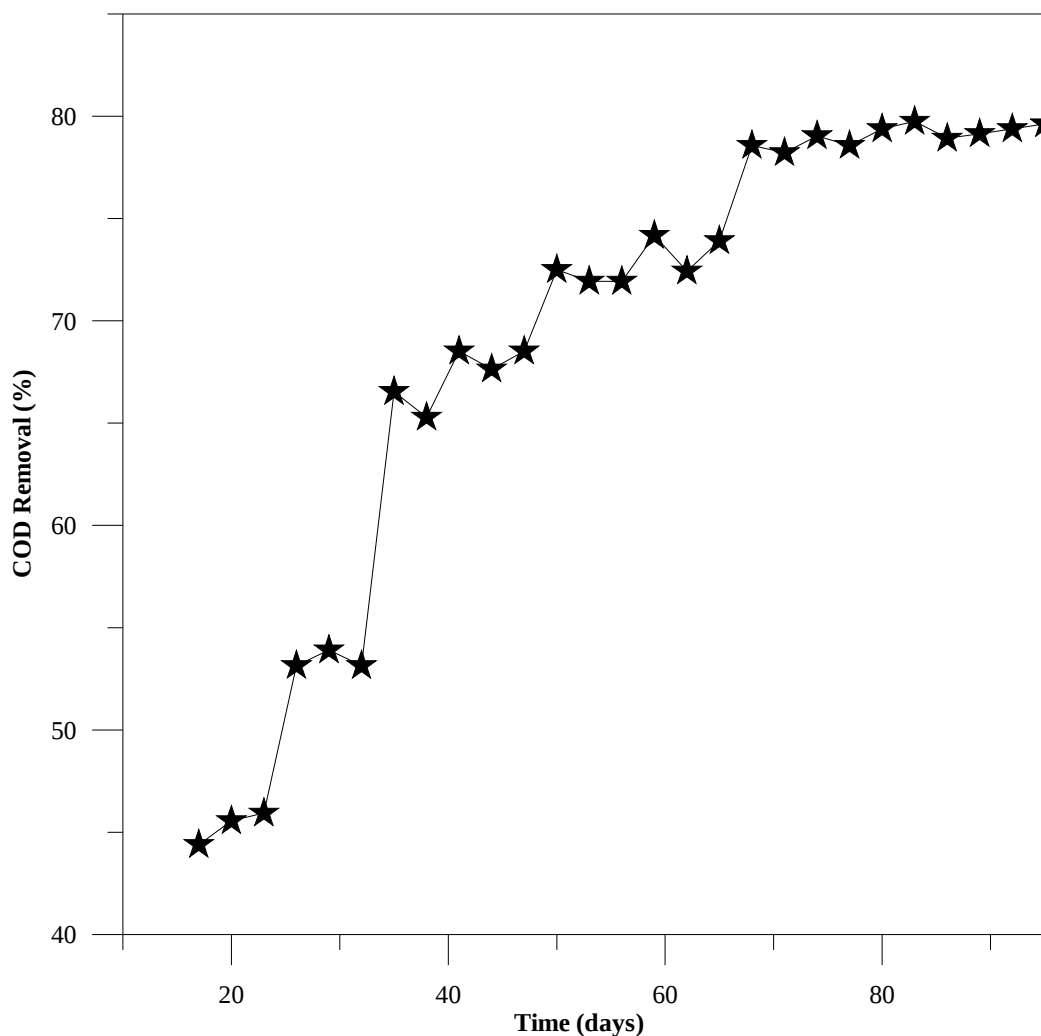
จากการหมักรวมของเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนด้วยระบบ CSTR แบบต่อเนื่อง ดังแสดงในรูปที่ 4-16 พบว่า ปริมาณของกรดระเหยง่ายในช่วงแรกของการเดินระบบนั้นมีค่าไม่สูงมากนัก แต่เมื่อระบบเข้าสู่วันที่ 70 ของการเดินระบบซึ่งเป็นช่วงที่มีสภาวะคงที่ ซึ่งอยู่ในช่วง 1,900 -2,000 mg/L CH₃COOH ทั้งนี้เมื่อพิจารณาค่าของค่า volatile fatty acids/alkalinity ratio นั้นจะไม่เป็นไปตามทฤษฎีในสภาวะคงที่ แต่จากการศึกษาของ Shen et al. (2013) นั้นรายงานว่า การหมักที่ใช้เศษอาหารหรือเศษผักนั้นจะมีความคงที่น้อยในการหมักเนื่องจากจะเกิดการสะสมกรดโบรโฟโนเนตมากกว่า 65 % ของกรดระเหยง่ายทั้งหมดโดยกรดดังกล่าวนี้ง่ายต่อการที่จุลินทรีย์กลุ่มผลิตมีเทนในไปใช้ อย่างไรก็ตามหากกรดอินทรีย์ระเหยง่ายมีความเข้มข้นมากกว่า 6000-8000 mg/L จะส่งผลต่อการผลิตมีเทน (Polprasert, 2007) ดังนั้นความเข้มข้นของกรดระเหยง่ายในการศึกษานี้ยังไม่เกิดการยับยั้งการผลิตมีเทนในระบบ



รูปที่ 4-16 กรดระเหยง่ายในระหว่างการหมักของระบบ CSTR แบบต่อเนื่อง
ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

4. ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดี

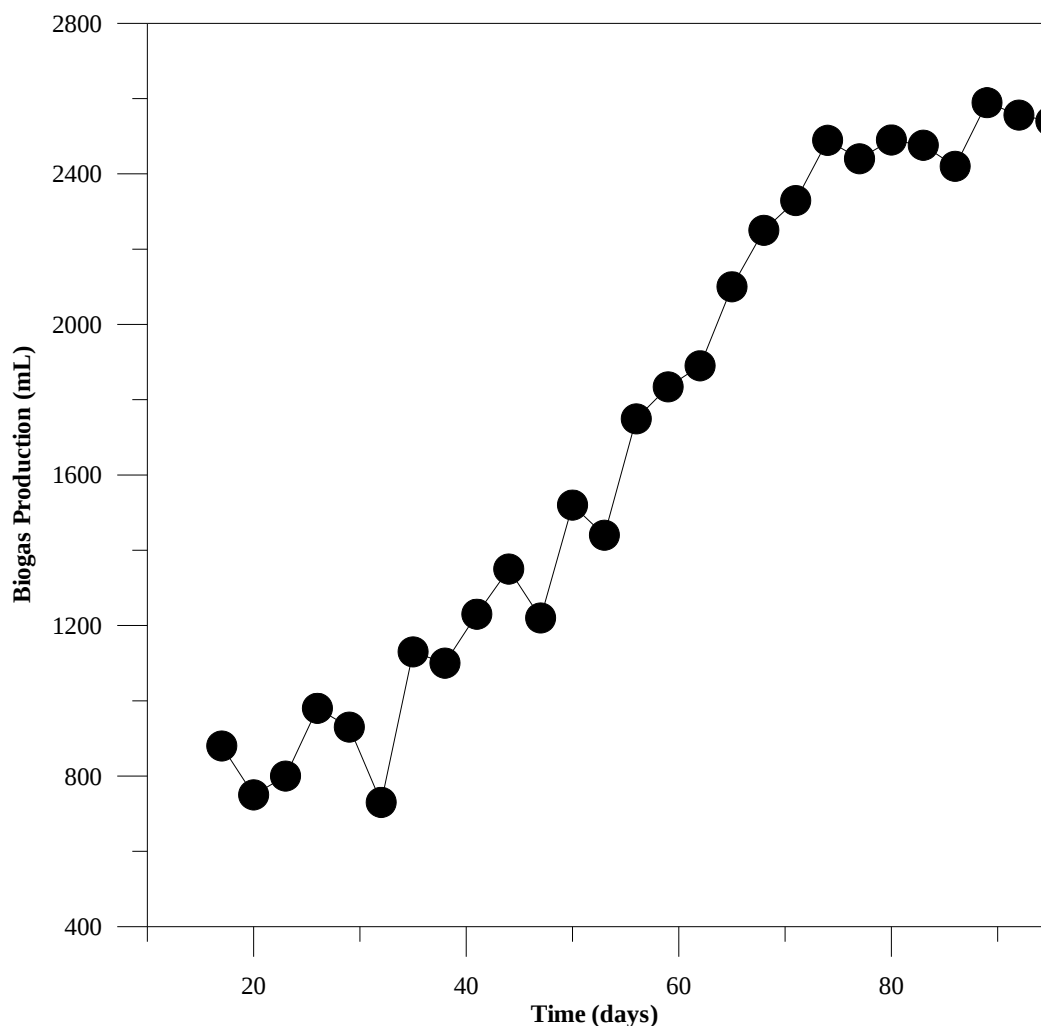
จากการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารด้วยระบบแบบ CSTR แบบต่อเนื่องที่ระยะเวลาเก็บกาก 10 วัน ดังรูปที่ 4-17 พบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดี อยู่ในช่วง 44 – 79 % และค่าเฉลี่ยของประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีในการหมักร่วมของระบบ CSTR แบบต่อเนื่อง มีค่าเท่ากับ 69.89 ± 11.68 จากผลการศึกษาดังกล่าวแสดงให้เห็นว่า เมื่อเดินระบบในตอนต้นนั้นจะมีการเปลี่ยนแปลงอย่างไม่คงที่ และเมื่อเข้าสู่สภาวะแบบในวันที่ 70 ของการเดินระบบนั้นประสิทธิภาพภาพในการกำจัด COD ค่อนข้างคงที่ทั้งนี้เนื่องมาจากในสภาวะที่เหมาะสมของการทำงานของระบบนั้นจุลินทรีย์จะสามารถใช้สารอาหารหมักร่วมในอัตราที่เหมาะสมส่งผลให้การผลิตมีเทนนั้นสูงขึ้นและสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัด COD ทำให้ค่า COD ที่เหลือนั้นน้อยลงได้ (Siddique et al, 2015)



รูปที่ 4-17 ประสิทธิภาพในการกำจัด COD ในระหว่างการหมักของระบบ CSTR แบบต่อเนื่อง ในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

5. การผลิตก๊าซชีวภาพ

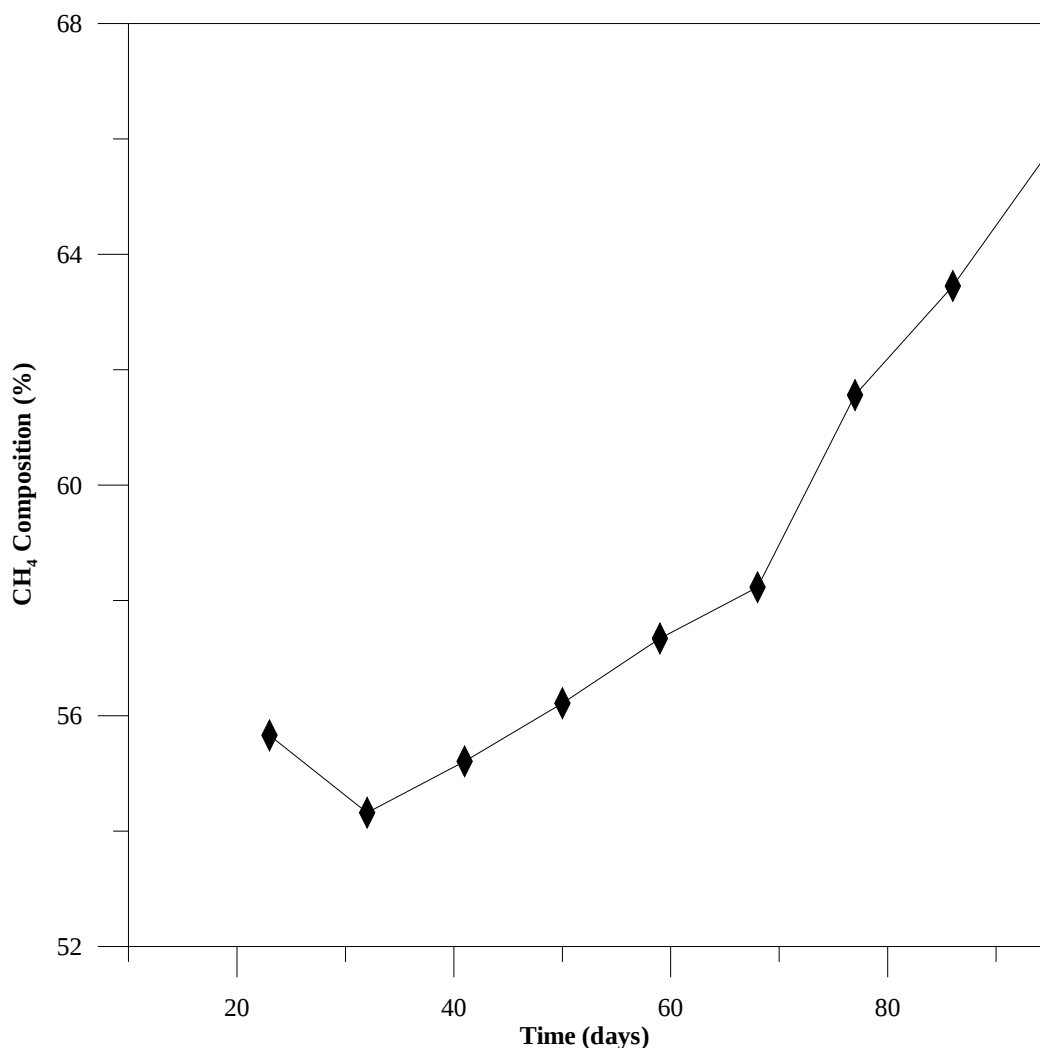
จากการผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารด้วยระบบ CSTR แบบต่อเนื่อง (ดังรูป 4-17) พบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 10 มีค่าการผลิตก๊าซชีวภาพที่สภาวะคงที่ เท่ากับ $1,711 \pm 66.73$ ซึ่งเมื่อพิจารณาจากค่าการผลิตก๊าซชีวภาพนั้นแสดงให้เห็นว่ามีการผลิตก๊าซชีวภาพสูงขึ้นตามระยะเวลาในการเดินระบบ โดยที่สภาวะแบบคงที่นั้นทำให้มีการผลิตก๊าซชีวภาพสูงขึ้นมากกว่า 1,967 mL/วัน ซึ่งเป็นปริมาณที่สูงในการผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักร่วม



รูปที่ 4-17 การผลิตก๊าซชีวภาพของระบบ CSTR แบบต่อเนื่องในการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

6. การผลิตมีเทน

จากการผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารด้วยระบบหมักแบบ CSTR แบบต่อเนื่องเมื่อพิจารณาถึงปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพ (ดังแสดงในรูป 4-18) พบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน มีปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพที่สภาวะคงที่ เท่ากับ 65.82 % ตามลำดับ ซึ่งเมื่อพิจารณาจากค่าปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพนั้นจากการทดลองเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพด้วยการหมักร่วมของระบบ CSTR นั้น พบว่า มีปริมาณมีเทนในทุกระยะเวลาเก็บกักก็มีปริมาณสูงและเพิ่มขึ้นทุกในการดำเนินระบบเนื่องมาจากที่สภาวะสมดุลของการเดินระบบแบบต่อเนื่องนั้นการหมักร่วมจะมีความสามารถในการรักษาเสถียรภาพค่าพีเอชที่สมดุลระหว่างการผลิตกรดและเอื้อต่อการผลิตมีเทนจึงส่งผลให้ค่ามีเทนมีค่าสูงขึ้นนั่นเอง (Siddique et al, 2015)



รูปที่ 4-18 ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพในระหว่างการหมักของระบบ CSTR แบบต่อเนื่อง ในการหมักรวมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน

4.5 การศึกษาและติดตามการเปลี่ยนแปลงกลุ่มจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แบบดั้งเดิมและMABRในการทดลองในการเดินระบบแบบ กึ่งต่อเนื่อง และ ต่อเนื่อง

การศึกษาในการทดลองนี้วัตถุประสงค์เพื่อศึกษาโครงสร้างประชากรของจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค PCR-DGGE จากการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนจากการหมักระหว่างน้ำเสียชุมชนและเศษอาหารที่ระยะเวลาเก็บต่าง ๆ เหมาะสมจากการเดินระบบแบบทั้งแบบกึ่งต่อเนื่องและต่อเนื่อง ซึ่งระยะเวลากักเก็บที่เหมาะสมโดยพิจารณาจากผลผลิตมีเทนที่สภาวะคงที่ ซึ่งโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ได้รับผลกระทบจากประเภทและความเข้มข้นของสารมลพิษรวมทั้งปัจจัยสิ่งแวดล้อมอื่น ๆ การเปลี่ยนแปลงในโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ยังแสดงถึงประสิทธิภาพของกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ ดังนั้นจึงได้ทำการศึกษาโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์โดยใช้เทคนิค PCR-DGGE รูปที่ 4-19 แสดง DGGE profile ของชิ้นส่วนยีนบริเวณ 16S rDNA โดยแถบดีเอ็นเอแต่ละช่องแทนชุดการทดลองดังนี้

ช่องที่ A คือ กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ MABR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่ และระยะเวลาเก็บกัก 30

ช่องที่ B คือ กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่ และระยะเวลาเก็บกัก 30

ช่องที่ C คือ กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่ และระยะเวลาเก็บกัก 20

ช่องที่ D คือ กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่ และระยะเวลาเก็บกัก 10

ช่องที่ E คือ กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบต่อเนื่องที่สภาวะคงที่

ช่องที่ F คือ กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของหัวเชื้อจุลินทรีย์

ซึ่งโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบแบบไม่ใช้อากาศแบ่งเป็น 2 กลุ่ม คือ Bacteria และ Archaea การย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่มีความเสถียรภาพดีจะต้องประกอบไปด้วยจุลินทรีย์ 4 กลุ่ม คือ Hydrolytic fermentative bacteria, Proton-reducing acetogenic bacteria, Hydrogenotrophic methanogens และ aceticlastic methanogens (Zinder *et al.*, 1984)

การวิเคราะห์ DGGE เพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงของโครงสร้างประชากรแบคทีเรียในชุดการทดลอง การหมักแบบไม่ใช้อากาศระหว่างน้ำเสียชุมชนและเศษอาหาร โดยใช้เกรเดียนต์ของความเข้มข้น denaturant คือ 40-70 % ซึ่งผลการวิเคราะห์ลำดับนิวคลีโอไทด์ที่ได้ เมื่อนำมา Blast ด้วย ribosomal database project (<http://rdp.cme.msu.edu>) ซึ่งผลการวิเคราะห์เป็นดังต่อไปนี้

2.6.1 กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ MABR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่และระยะเวลาเก็บกัก 30 (A) ซึ่งเป็นสภาวะเดียวของระบบ MABR ที่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้อย่างสม่ำเสมอ พบว่า Uncultured *Prevotella* sp. และ Uncultured bacterium ทั้งนี้จากการผลการศึกษาของ Tapia-Venegas *et al.* (2015) พบว่า สามารถตรวจพบกลุ่มเชื้อในจีนัส *Prevotella* ด้วยเทคนิค DGGE ในถัง CSTR ของระบบการผลิตไฮโดรเจนจากถังกลีเซอรอลโดยดำเนินการภายใต้สภาวะที่เป็นกรด ซึ่งสอดคล้องกับค่าพีเอชของถัง MABR ในการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารนั่นเอง นอกจากนี้ในส่วนของกลุ่มจุลินทรีย์ Uncultured bacterium ที่สามารถตรวจพบได้นั้นสอดคล้องกับการศึกษาของ Sun *et al.* (2013) ที่สามารถตรวจพบกลุ่มเชื้อดังกล่าวในถังหมักที่ผลิตก๊าซชีวภาพ

2.6.2 กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่ และระยะเวลาเก็บกัก 30 ซึ่งเป็นสภาวะที่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้น้อยที่สุด พบว่า Uncultured bacterium เป็นกลุ่มเชื้อหลักที่สามารถตรวจพบได้ด้วยเทคนิค DGGE ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Sun *et al.* (2013) ที่สามารถตรวจพบกลุ่มเชื้อดังกล่าวในถังหมักที่ผลิตก๊าซชีวภาพ

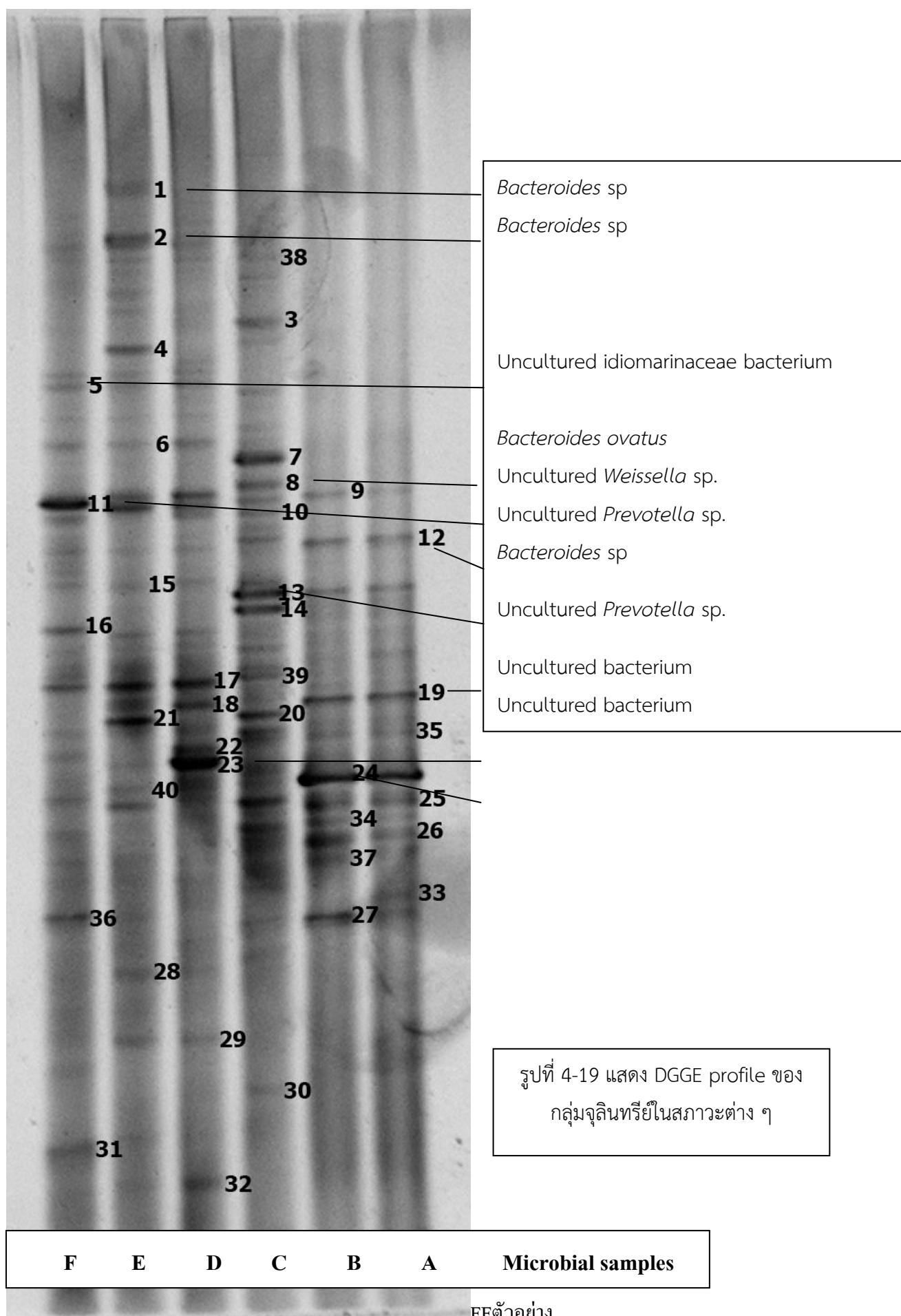
2.6.3 กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่และระยะเวลาเก็บกัก 20 วัน ซึ่งเป็นระยะที่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ในระดับปานกลาง พบว่า สามารถตรวจพบกลุ่มเชื้อ Uncultured bacterium ที่เป็นไปในทิศทางเดียวกับระบบการหมักร่วมด้วย CSTR ที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 30 วัน นอกจากนี้ยังตรวจพบกลุ่มเชื้อ *Bacteroides* sp ซึ่งแสดงให้เห็นถึงศักยภาพของระบบที่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 วัน โดยสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Weiß *et al.* (2010) ที่

สามารถตรวจพบกลุ่มจุลินทรีย์ *Bacteroides* sp เป็นกลุ่มจุลินทรีย์หลักในการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยเทคนิค strand conformation polymorphism

2.6.4 กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่และระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน ซึ่งเป็นระยะเวลาที่มีศักยภาพสูงสุดในการผลิตก๊าซชีวภาพในการหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหาร พบว่า Uncultured bacterium และ *Bacteroides* sp 2 ตัว ซึ่งเป็นจุลินทรีย์ที่สามารถตรวจพบได้ในระบบการหมักก๊าซชีวภาพ โดยผลจากการศึกษาดังกล่าวแสดงให้เห็นว่า ในสภาวะการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนและเศษอาหารที่เหมาะสมด้วยระบบการหมักแบบ CSTR กึ่งต่อเนื่องนั้นเกิดการทำงานร่วมกันของจุลินทรีย์สองกลุ่มที่สำคัญ และ *Bacteroides* sp ซึ่งสามารถตรวจเจอได้มากขึ้นแสดงให้เห็นว่าสามารถทำให้การผลิตก๊าซชีวภาพของระบบนั้นสูงขึ้นตามไปด้วย

2.6.5 กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบต่อเนื่องที่สภาวะคงที่ พบว่า ด้วยเทคนิค DGGE นั้นสามารถตรวจพบจุลินทรีย์กลุ่ม Uncultured *Weissella* sp. ในการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนและเศษอาหาร โดยจากการศึกษาของ Yoon et al (2013) ได้ตรวจพบจุลินทรีย์ดังกล่าวในปุ๋ยหมัก และยังไม่มียางานการตรวจพบในส่วนของระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ซึ่งแสดงให้เห็นถึงสภาวะที่เหมาะสมของการหมักร่วมดังกล่าวที่มีการหมักที่กึ่งกลางระหว่างของแข็งและของเหลว

2.6.6 กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของหัวเชื้อจุลินทรีย์ โดยใช้หัวเชื้อของโรงงานอาหารทะเลแช่แข็ง พบว่า กลุ่มจุลินทรีย์ Uncultured *idiomarinaceae* bacterium นั้นเป็นจุลินทรีย์หลักที่สามารถตรวจพบได้ ทั้งนี้กลุ่มจุลินทรีย์ดังกล่าวเป็นกลุ่มจุลินทรีย์ทนเค็ม ที่ชอบอาศัยในสภาวะที่มีความเค็มสูงจึงจะสามารถเจริญเติบโตได้ดี ซึ่งสอดคล้องกับคุณลักษณะน้ำเสียของโรงงานอาหารทะเล และนอกจากนี้จากผลการศึกษาดังกล่าวแสดงให้เห็นถึงการเปลี่ยนแปลงของกลุ่มจุลินทรีย์ที่จะเปลี่ยนแปลงตามสารอาหารที่ใช้ในการหมักและสภาวะในการหมักอีกด้วย (Farooqui et al., 2015)



บทที่ 5

สรุปผลการศึกษา

4.1 การศึกษาคุณลักษณะของวัสดุหมัก

คุณลักษณะน้ำเสียชุมชนของระบบบำบัดน้ำเสียเทศบาลนครหาดใหญ่ พบว่า มีอัตราอัตราส่วนของ COD:N:P โดยจากการคำนวณ พบว่า มีค่าเท่ากับ 71.6/5.4/1 ซึ่งเป็นอัตราส่วนที่ไม่เหมาะสมกับการผลิตก๊าซชีวภาพ โดยควรต้องปรับเพิ่มความเข้มข้นของปริมาณคาร์บอนในน้ำเสีย นอกจากนี้วัสดุหมักร่วมในการศึกษานี้ ได้แก่ เศษอาหาร จากโรงอาหารกลางของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ จังหวัดสงขลา เมื่อนำมาวิเคราะห์คุณลักษณะสมบัติพื้นฐานทางกายภาพและเคมี แสดงให้เห็นว่า องค์ประกอบส่วนใหญ่ของเศษอาหารในโรงอาหารของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์นั้นคืออินทรีย์คาร์บอน ซึ่งเป็นองค์ประกอบที่สำคัญในการไปใช้เป็นวัสดุหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนของเทศบาลนครหาดใหญ่ ดังนั้นจึงเศษอาหารจึงเป็นแหล่งสำคัญที่นำมาใช้ในการหมักร่วมเพื่อผลิตเป็นก๊าซชีวภาพกับน้ำเสียชุมชน

4.2 การศึกษาอัตราส่วนที่เหมาะสมของเศษอาหารในการผลิตก๊าซชีวภาพของน้ำเสียชุมชน

ศักยภาพในการผลิตมีเทนสูงสุดของการหมักร่วมโดยการย่อยสลายในการทดลองแบบกะ พบว่า ปริมาณการผลิตก๊าซชีวภาพที่ทุกอัตราส่วน 10:90, 25:75, 50:50 และ 70:30 (% TS) ของการหมักร่วมระหว่างเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน พบว่า ที่อัตราส่วนของการหมักร่วมระหว่างเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชน 10:90 นั้นสามารถผลิตก๊าซชีวภาพสูงสุดที่ $1,583 \text{ ml CH}_4 \text{ g}^{-1} \text{ COD}$ ด้วยอัตราส่วนของ C/N เท่ากับ 39.6 ซึ่งเป็นอัตราส่วนของ C/N ที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพ ดังนั้นจึงนำอัตราส่วนในการหมักร่วมเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน 10:90 ไปทำการศึกษาในระดับปฏิบัติการแบบกึ่งต่อเนื่อง

4.3 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารในระดับปฏิบัติการแบบกึ่งต่อเนื่อง

จากการเดินระบบหมักร่วมของเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน 10:90 ด้วยระบบ MABR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 วัน พบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 วัน เป็นสภาวะที่ดีที่สุดในการหมักร่วมด้วยค่าพีเอชอยู่ในช่วงระหว่าง 4 -5 สภาพความเป็นด่างนั้นอยู่ในช่วงแคบ ๆ ที่สอดคล้องกับค่าพีเอช คือ 60-70 mg/L CaCO_3 ปริมาณของกรดระเหยง่ายเป็นไปในทิศทางเดียวกับค่าพีเอช ซึ่งไม่มีความแตกต่างกันมากนัก และ อยู่ในช่วง 950 -1,100 $\text{mg/L CH}_3\text{COOH}$ ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอติมากกว่า 61 % และมีค่าการผลิตก๊าซชีวภาพที่สภาวะคงที่ เท่ากับ 121.11 ด้วยองค์ประกอบมีเทน เท่ากับ 49.65 % ทั้งนี้เมื่อลดระยะเวลาเก็บกักให้สั้นลงยิ่งทำให้ศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพยิ่งลดลง จนทำให้ระบบเกิดการล้มเหลวในที่สุดเมื่อระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน แสดงให้เห็นว่าระบบ MABR นั้นไม่มีความเหมาะสมที่จะนำมาใช้ในการหมักร่วมเศษอาหารและน้ำเสียชุมชน

ในส่วนของการหมักร่วมเศษอาหารกับน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน 10:90 ด้วยระบบ CSTR ที่ระยะเวลาเก็บกัก 30 20 และ 10 วัน พบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน เป็นสภาวะที่เหมาะสมที่สุดในการหมักร่วมภายใต้สภาวะพีเอชที่เหมาะสมมีค่าเท่ากับ 6.5 – 7.5 ว่า สภาพความเป็นด่างนั้นอยู่ในช่วงที่สอดคล้องกับค่าพีเอชของระบบหมัก คือ 2,000-3,000 mg/L CaCO_3 ปริมาณของกรดระเหยง่ายในทิศทางเดียวกับ ซึ่งอยู่ในช่วง 1,400 -2,300 $\text{mg/L CH}_3\text{COOH}$ ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอติสูงถึง 65 % มีค่าการผลิตก๊าซชีวภาพที่สภาวะคงที่ เท่ากับ 1,815.85 mL/วัน ที่อัตราส่วนมีเทน 60.63 % จากผลการศึกษา

แสดงให้เห็นถึงศักยภาพของระบบ CSTR ในการหมักร่วมเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน 10:90 และระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน ไปทำการศึกษาในระดับปฏิบัติการแบบต่อเนื่อง

4.4 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนด้วยการหมักร่วมกับเศษอาหารในระดับปฏิบัติการแบบต่อเนื่อง

ในการการศึกษากการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหารแบบต่อเนื่อง ด้วยอัตราส่วนของเศษอาหารต่อน้ำเสียชุมชนที่ 10:90 ระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน ซึ่งเมื่อการผลิตก๊าซชีวภาพอยู่ในช่วง $\pm$ ไม่เกิน 10 % ถือว่าเป็นสภาวะคงที่จะหยุดการเดินระบบ ซึ่งผลการศึกษา พบว่า ที่สภาวะคงที่ค่าพีเอชของระบบมีค่าใกล้เคียง 7 สภาวะความเป็นด่างมีความคงที่ในช่วง 130-135 mg/L CaCO_3 กรดไขมันระเหยง่ายในช่วง 1,900 - 2,000 mg/L CH_3COOH ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดี มีค่าเท่ากับ 69.89 % ผลิตก๊าซชีวภาพสูงขึ้นมากกว่า 1,967 mL/วัน ปริมาณมีเทนในก๊าซชีวภาพที่ เท่ากับ 65.82 %

4.5 การศึกษาและติดตามการเปลี่ยนแปลงกลุ่มจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แบบดั้งเดิมและMABR ในการทดลองในการเดินระบบแบบ กึ่งต่อเนื่อง และ ต่อเนื่อง

โครงสร้างประชากรของจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค PCR-DGGE จากการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนจากการหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนและเศษอาหารที่ระยะเวลาเก็บกักต่าง ๆ เหมาะสมจากการเดินระบบแบบทั้งแบบกึ่งต่อเนื่องและต่อเนื่อง ซึ่งระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสม พบว่า (1) กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ MABR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่และระยะเวลาเก็บกัก 30 ที่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงสุด พบ Uncultured *Prevotella* sp. และ Uncultured bacterium เป็นจุลินทรีย์กลุ่มหลัก (2) กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบกึ่งต่อเนื่องที่สภาวะคงที่และระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน ซึ่งเป็นระยะเวลาที่มีศักยภาพสูงสุดในการผลิตก๊าซชีวภาพในการหมักร่วมระหว่างน้ำเสียชุมชนกับเศษอาหาร พบ Uncultured bacterium และ *Bacteroides* sp 2 ตัว เป็นจุลินทรีย์กลุ่มหลัก และ (3) กลุ่มโครงสร้างประชากรจุลินทรีย์ของระบบ CSTR แบบต่อเนื่องที่สภาวะคงที่ พบ จุลินทรีย์กลุ่ม Uncultured *Weissella* sp. ในการผลิตก๊าซชีวภาพด้วยการหมักร่วมของน้ำเสียชุมชนและเศษอาหาร ซึ่งจุลินทรีย์หลักที่ตรวจพบในตะกอนนั้นสอดคล้องกับการทบทวนวรรณที่เกี่ยวข้องกับการผลิตก๊าซชีวภาพ

ข้อเสนอแนะจากผลการศึกษาสำหรับงานวิจัยในอนาคต

1. ควรมีเพิ่มขนาดการศึกษาในระดับ Pilot scale เพื่อให้สามารถประยุกต์ใช้การหมักร่วมระหว่างเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนในระดับอุตสาหกรรมได้
2. ควรมีการประยุกต์ใช้เทคนิคทางโมเลกุลแบบอื่นมาใช้ในการศึกษาตะกอนจุลินทรีย์เพื่อให้สามารถอธิบายกระบวนการที่เกิดขึ้นในการหมักร่วมของเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนได้
3. ควรมีการศึกษาทางจลนพลศาสตร์หรือสมการทางคณิตศาสตร์เพื่อนำมาใช้ในการทำนายศักยภาพในการหมักร่วมของเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนเพื่อเป็นการลดระยะเวลาในการนำไปใช้
4. ควรมีการศึกษาถึงผลของอุณหภูมิในการหมักร่วมของเศษอาหารและน้ำเสียชุมชนและความเป็นไปได้ทางเศรษฐศาสตร์เพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพ
5. ควรมีการศึกษาเพิ่มเติมถึงองค์ประกอบและการกำจัดตะกอนที่เกิดขึ้นจากการหมักร่วมของเศษอาหารและน้ำเสียชุมชน

เอกสารอ้างอิง

- กรมควบคุมมลพิษ. 2545. น้ำเสียชุมชนและระบบบำบัดน้ำเสีย. กรุงเทพฯ: โรงพิมพ์ครุสภาลาดพร้าว
- คณะพลังงานและวัสดุ คณะวิศวกรรมศาสตร์ 2533. รายงานฉบับสมบูรณ์ เรื่อง การบำบัดและผลิตพลังงานจากน้ำทิ้งโรงงานมันสำปะหลังในถังปฏิกรณ์แบบตรึงเซลล์. กรุงเทพฯ: สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- APHA, AWWA and WEF. 2005. Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater. 21 th ed. Maryland : American Public Health Association.
- Ahring, B.K., Angelidaki, I. and Johansen, K., 1992. Anaerobic treatment of manure together with industrial waste. Water Sci. Technol. 25(7): 311–318.
- AOAC. 1990. Official Method of Analysis of the Association of Official Analysis Chemists. 15 th ed. U.S.A.: AOAC, Inc.
- Anderson, G.K., Dpmmelly, T. and McKeown, K.J. 1987. Identification and control of inhibition in the Anaerobic treatment of industrial wastewater. Process. Biochem. 26: 28-32.
- Angelidaki, I. and Ellegaard, L. 2003. Co-digestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants – status and future trends. Appl. Biochem. Biotechnol. 109: 95–105.
- Ascher DB. And Krissop BH. 1991. The microbiology and control digestion. In A.W. ed. Anaerobic Digestion: A Waste Treatment Technology. Elsevier Applied Science Publisher London, 49-91.
- Astals, S., Ariso, M., Galí, A. and Mata-Alvarez, J. 2011. Co-digestion of pig manure and glycerine: Experimental and modelling study. Journal of Environmental Management, 92:1091-1096
- Bodelier, P.L., Meima-Franke, M., Zwart, G. and Laanbroek, H.J. 2005. New DGGE strategies for the analyses of methanotrophic microbial communities using different combinations of existing 16S rRNA-based primers. FEMS. Microbiol. Ecol. 52:163-174.
- Bolzonella, D., Battistoni, P., Susini, C. and Cecchi, F. 2006. Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy). Water Sci. Technol. 53: 203–211.
- Braun, R., Drosch, B., Bochmann, G., Wei, S., Kirchmayr, R. 2010. Recent Developments in Bio-Energy Recovery Through Fermentation. In: H. Insam, I. Franke-Whittle, M. Goberna (Editors), Microbes at Work, From Waste to Resources. Springer-Verlag, Berlin, 35–58.
- Callaghan, F.J., Wase, D.A.J., Thayanithy, K. and Forster, C.F. 1999. Co-digestion of waste organic solids: batch studies. Bioresour. Technol. 67, 117–122

- Callaghana, F.J., Wasea, D.A.J., Thayanithya, K., Forsterb, C.F. 2002. "Continuous co-digestion of cattle slurry with fruit and vegetable wastes and chicken manure". *Biomass and Bioenergy*. 27 (2002) 71–77.
- Chen, G., Zheng, Z., Yang, S., Fang, C., Zoua, X. and Luo, Y. 2010. Experimental co-digestion of corn stalk and vermicompost to improve biogas production. *Waste Manage.* (in press)
- Cole, J.R., Chai, B., Farris, R.J., Wang, Q., Kulam-Syed-Mohideen, A.S., McGarrell, D.M., Bandela, A.M., Cardenas, E., Garrity, G.M. and Tiedje, J.M. 2007. The ribosomal database project (RDP-II): introducing myRDP space and quality controlled public data. *Nucleic. Acids. Res.* 35:169–172.
- Comino, E., Rosso, M. and Riggio, V. 2010. Investigation of increasing organic loading rate in the co-digestion of energy crops and cow manure mix. *Bioresour. Technol.* 101: 3013–3019.
- Dearman, B., Marschner, P. and Bentham, R.H. 2005. Methane production and microbial community Structure in single-stage batch and sequential batch systems anaerobically co-digesting food waste and biosolids. *Appl Microbiol Biotechnol.* 69: 589–596.
- Dunbar, J., Ticknor, L.O. and Kuske, C.R. 2001. Phylogenetic specificity and reproducibility and new method for analysis of terminal restriction fragment profiles of 16S rRNA genes from bacterial communities. *Appl. Environ. Microbiol.* 67:190–197.
- Elena C., Maurizio R. and Vincenzo., R. 2010. "Investigation of increasing organic loading rate the co-digestion of energy crops and cow manure mix". *Bioreurce Technology*. 101: 3013–3019.
- Farooqui SM, Wright MH, and. Greene AC. 2015. *Alidiomarina minuta* sp. nov., a haloalkaliphilic bacterium that forms ultra-small cells under non-optimal conditions. *Antonie van Leeuwenhoek*. DOI 10.1007/s10482-015-0611-3.
- Fernández, A., Sánchez, S. and Font, X. 2005. Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of Municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. *Biochem. Eng. J.* 26: 22–28.
- Felsenstein, J. 1985. Confidence limits on phylogenies: an approach using the bootstrap. *Evolution*. 39:783–791.
- Gomez, X., Cuetos, M.J., Cara, J., Moran, A. and Garcia, A.I. 2006. Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes – conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renewable Energy*. 31: 2017–2024.
- Hartmann, H. and Ahring, B.K. 2005. Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure. *Water Res.* 39, 1543–1552.

- Hamed M. El-Mashad and Ruihong, Z. 2010. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. *Bioresource Technology*. 101: 4021–4028
- Jackson, D.A., Somers, K.M. and Harvey, H.H. 1989. Similarity coefficients: measure of co-occurrence and association of simple measures of occurrence. *Am. Nat.* 133:436–453.
- John, M.S. and Roger, S.H. 1987. *Biotechnology of waste treatment and exploitation*. England: Ellis Horwood; 1987.
- Kayhanian, M. and Hardy, S. 1994. The impact of four design parameters on the performance of high-solids anaerobic digestion of municipal solid waste for fuel gas production. *Environmental Technology*, 15: 557-567.
- Kizilkaya, R. and Bayrakli, B. 2005. Effects of N-enriched sewage sludge on soil enzyme activities. *Applied Soil Ecology*. 30:192–202.
- Lueders, T. and Friedrich, M.W. 2003. Evaluation of PCR amplification bias by terminal restriction fragment length polymorphism analysis of small-subunit rRNA and mcrA genes by using defined template mixtures of methanogenic pure cultures and soil DNA extracts. *Appl. Environ. Microbiol.* 69:320–326.
- Luste, S. and Luostarinen, S. 2010. Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge –Effect of hygienization and organic loading rate. *Bioresour. Technol.* 101: 2657–2664.
- Malina, J.F. and Pohland, F.G. 1992. “Design of anaerobic process for the treatment of industrial and municipal wastes”, *Water Quality Management Library*. 7 : 131.
- Manariotis, I.D. and Grigoropoulos, S.G. 2006. *Water. Environ. Res.* 233–242.
- Mata-Alvarez, J. 2002. *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal SolidWastes*. IWA publishing
- McCarty, P. L. 1964. “Anaerobic Waste Treatment Fundamental”, *Journal Public Works*. 9: 95 ; 10 : 107-112 ; 123-126 ; 12 : 95-99.
- McCarty, P. L. 1964a. “Anaerobic Waste Treatment Fundardemental, Part I, Chemistry and Microbiology”, *Journal Public Works*. 95 : 107.
- McCarty, P. L. 1964b. “Anaerobic Waste Treatment Fundamental, Part II, Chemistry and Microbiology”, *Journal Public Works*. 95 : 107-112.
- MetCalf & Eddy, Inc. 1982. “Wastewater Engineering Treatment, Disposal, Reuse” McGraw-Hill, Inc. New York.
- MetCalf & Eddy, Inc. 2003. “Wastewater Engineering Treatment and Reuse” McGraw-Hill, Inc. New York.
- Montaes S, Perez M and Solera R. 2014. Anaerobic mesophilic co-digestion of sewage sludge and sugar beet pulp lixiviation in batch reactors: Effect of pH control. *Chemical Engineering Journal*. 255: 492–499.

- Nghiem LD., Nguyen TT., Manassa P, Fitzgerald SK., Dawson M, Vierboom S. 2014. Co-digestion of sewage sludge and crude glycerol for on-demand biogas production. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 95: 160-166.
- Nayono, S.E, Gallert, C. and Winter, J. 2010. Co-digestion of press water and food waste in a biowaste Digester for improvement of biogas production. *Bioresour. Technol.* (in press)
- Owamaha H.I. and Izinyon O.C. 2015. The effect of organic loading rates (OLRs) on the performances of food wastes and maize husks anaerobic co-digestion in continuous mode. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*. 11:71–76.
- Polprasert, C., 2007. *Organic Waste Recycling Technology and Management*, third ed. IWA Publishing, London, UK. ISBN: 184339121X.
- Panichnumsin, P., Nopharatana, A., Ahring, B. and Chaiprasert, P. 2010. Production of methane by co-digestion of cassava pulp with various concentrations of pig manure. *Bioresour. Technol.* (in press)
- Panponga K, Srisuwana G, O-Thong S, Kongjand P. 2014. Anaerobic Co-digestion of Canned Seafood Wastewater with Glycerol Waste for Enhanced Biogas Production. *Energy Procedia*. 52: 328 – 336
- Park, S., Li, Y. 2012. Evaluation of methane production and macronutrient degradation in the anaerobic co-digestion of algae biomass residue and lipid waste. *Bioresour. Technol.* 111, 42–48.
- Parkin, G.F. and Owen, W.F. 1986. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludge. *Journal Environmental Engineering*, 112: 867-920.
- Pöschl, M., Ward, S., Owende, P., 2010. Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways. *Appl. Energy* 87 (11), 3305–3321.
- Rajeshwari, K.V., Balkrishnan, M., Kunum, L., Kansal, A. and Kishore, V.V.N. 2000. “State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment”. *Renew&Sustain Energy Review*. 4: 135-156.
- Romano, R.T. and Zhang, R.H. 2008. Co-digestion of onion juice and wastewater sludge using an anaerobic mixed biofilm reactor. *Bioresour. Technol.* 99, 631–637.
- Sait, L., Galic, M., Strugnell, R.A. and Janssen, P.H. 2003. Secretory antibodies do not affect the composition of the bacterial microbiota in the terminal ileum of 10-week-old mice. *Appl. Environ. Microbiol.* 69:2100–2109.
- Saitou, N. and Nei, M. 1987. The neighbor-joining method: a new method for reconstructing phylogenetic trees. *Mol. Biol. Evol.* 4:406–425.
- Schwarz, J.I., Eckert, W. and Conrad, R. 2007. Community structure of Archaea and Bacteria in a profundal lake sediment Lake Kinneret (Israel). *Syst. Appl. Microbiol.* 30:239–254.

- Shen F, Yuan H, Pang Y, Chen S, Zhu B, Zou D. 2013. Performances of anaerobic co-digestion of fruit & vegetable waste (FWV) and food waste (FW): singlephase vs. two-phase. *Bioresour Technol.* 144: 80-5.
- Siddique NI, Munaim MSA, Wahid ZA. 2015. Role of biogas recirculation in enhancing petrochemical wastewater treatment efficiency of continuous stirred tank reactor. *Journal of Cleaner Production.* 91: 229-234.
- Sun L, Müller B and Schnürer A. 2013. Biogas production from wheat straw: community structure of cellulose-degrading bacteria. *Energy, Sustainability and Society.* 3:15.
- Tapia-Venegas E, Cabrol L., Brandhoff B., Hamelin J., Trably E, Steyer JP and Ruiz-Filippi G. 2015. Adaptation of acidogenic sludge to increasing glycerol concentrations for biohydrogen production. *Appl Microbiol Biotechnol.* 99: 8295–8308.
- Tawfik, A. Sobhey, M. and Badawy, M. 2008. Treatment of a combined dairy and domestic wastewater in an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor followed by activated sludge (AS system). *Desalination.* 227: 167–177
- Yoon M, Choi JL, Yamashita M. 2013. Effect of gamma irradiation on hyperthermal composting microorganisms for feasible application in space. *Advances in Space Research.* 51: 1800–1807.
- Tolvanen, K., Lehtoma, A., Puhakka. J. and Rintala, J. 2010. Microbial community structure in anaerobic co-digestion of grass silage and cow manure in a laboratory continuously stirred tank reactor. *Biodegradation.* 21:135–146.
- Wang, F., Hidaka, T., Tsuno, H., Tsubota, J., 2012. Co-digestion of polylactide and kitchen garbage in hyperthermophilic and thermophilic continuous anaerobic process. *Bioresour. Technol.* 112, 67–74.
- Weiß S, Tauber M., Somitsch W., Meincke R., Müller H. ., Guebitz , G.M.B,. 2010. Enhancement of biogas production by addition of hemicellulolytic bacteria immobilised on activated zeolite. *Water Research.* 44: 1970 – 1980.
- Zinder, S. 1994. Syntrophic acetate oxidation and “Reversible Acetogenesis”. New York London, Chapman & Hall.

Output จากโครงการวิจัยที่ได้รับทุนจาก สกว.

1. ผลงานตีพิมพ์ในวารสารวิชาการนานาชาติ

- **Cheerawit R**, Thunwadee TS, Duangporn K, Tanawat R and Wichuda K. 2012. Biogas Production from Co-digestion of Domestic Wastewater and Food Waste. Health and The Environment Journal. 3(2): 1-9.

- **Cheerawit R**, Thunwadee TS, Duangporn K, Tanawat R, Wichuda K. and Onsanaha W. 2016. Biogas Production by Co-digestion of Municipal Wastewater and Food Waste under Semi-continuous Anaerobic Reactor. Deslination. (Submitted).

2. การนำผลงานวิจัยไปใช้ประโยชน์

- เชิงวิชาการ

1. ผลิ ต ม ห า บั ญ ฑิต หลั ก สู ต ร วิ ท ย า ศ า ส ต ร ม ห า บั ญ ฑิต สา ข า ก า ร จั ด ก า ร สິ ง แว ด ลั อ ม มหาวิตยาลั ย ส ง ข ลานครินทร จ ำ นวน 1 คน และได ้ รับ ทุน ส นั บ ส นุน โ ค ร ง ก า ร วิ จ ย บั ญ ฑิต คื ก ษ า จา ก ส ำ น ก ง า น น โ ย บายและแผนพลั งงาน

2. ความร่ว ม มื อ ทา ง วิ ช า ก า ร กั บ ต ำ ง ป ระ เ ท ศ ไ ท ย ได ้ รับ ทุน ส นั บ ส นุน ก า ร วิ จ ย Research Fellowship ในหวั ฐ ี “Microbial community structure in anaerobic co-digestion of domestic wastewater and food waste in the laboratory continuously stirred tank and modified anaerobic baffled reactors” เพื่ อ เ ดิ น ทา ง ไป ท ำ วิ จ ย ร่ว ม กั บ Dr. rer. nat. Michael Klocke ณ Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim e.V. (ATB) เมื อ ง Potsdam ป ระ เ ท ศ เ ย อ ร ม นี ้ เ ป น เ ว ล า 2 เ ตี อ น กายไ ้ การ ส นั บ ส นุน จา ก Germany Academic Exchange Service (DADD)

ภาคผนวก

บทความที่ได้รับการตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติ
Health and The Environment Journal

Biogas Production from Co-digestion of Domestic Wastewater and Food Waste

Cheerawit R^{a*}, Thunwadee TS^b, Duangporn K^c, Tanawat R^d and Wichuda K^e

^aASEAN Institute for Health Development, Mahidol University, Salaya, Phutthamonthon, Nakhonpathom, 73710 Thailand

^bFaculty of Environmental Management, Prince of Songkla University, Hat Yai, 90112 Thailand.

^cDepartment of Microbiology, Faculty of Science, Prince of Songkla University, Hat Yai, Songkhla, Thailand

^dDepartment of Biological and Environmental Science, Faculty of Science, Thaksin University, Phatthalung Campus, Phatthalung 93110, Thailand

^eFaculty of Health and Sport Science, Thaksin University, Phatthalung Campus, Phatthalung 93110, Thailand

*Corresponding author: adcheerawit@mahidol.ac.th, cheerawit@hotmail.com

Published 1 July 2012

ABSTRACT: This research was to investigate the potential of biogas production from the co-digestion of domestic wastewater and food waste. Batch experiments were carried out under various substrate ratios of domestic wastewater and food waste at 10:90, 25:75, 50:50 and 70:30 at room temperature. The results revealed that the highest biochemical methane production (BMP) and chemical oxygen demand (COD) removal efficiency were 61.72 ml CH₄ g⁻¹ COD and 75.77 %, respectively, at the ratio of 10:90 for domestic wastewater and food waste. These primary results indicated the significance of co-digestion of domestic wastewater with food waste for biodegradation and biogas production.

Keywords: Anaerobic treatment, co-digestion, biogas, domestic wastewater, food waste.

Introduction

Demographic growth, urbanization, higher living standards and technological advances have led to an unprecedented increase in the demand for water, not only for domestic but also for agricultural and industrial use (Agrafioti and Diamadopoulos, 2012). In many places of the world, fresh water supply is not sufficient to meet the growth in demand; therefore alternative water sources must be explored. High water consumption also means that there will be an increase in the volume of wastewater generated (Meneses *et al.*, 2010; Quadir *et al.*, 2010).

Domestic wastewater, in particular generated in decentralized areas experiencing population fluctuations, such

as during high tourist season or seasonally operating activities, could be treated anaerobically as a pre-treatment step to conventional aeration methods (Manariotis and Grigoropoulos, 2008). Untreated wastewater generally contains high levels of organic materials with numerous pathogenic microorganisms, trace heavy metals, nutrients and toxic compounds. Therefore, the ultimate goal of domestic wastewater treatment is to protect the environment that has impact on protection of the environment with public health and socio-economic matters (Al-Sarawy *et al.*, 2001).

Since demand for energy is expected to increase by more than 50% by 2025, there is an ongoing search to develop sustainable, affordable, environmentally

friendly energy from renewable sources (Deublein and Steinhauser, 2008; Khanal, 2008). Biofuels derived from plant-based feedstock are renewable and serve as an environmentally clean energy source which could significantly decrease fossil fuel consumption (Ersahin *et al.*, 2011). Among biofuels, biogas from biological treatment plants has been considered as one of the most important renewable energy sources.

Several researches (Melidis *et al.*, 2009; Gao *et al.*, 2011) recommended that anaerobic treatment of domestic wastewater is considerably feasible. However, domestic wastewater treatment with anaerobic process suffered from poor treatment efficiency and post-treatment was therefore essential (Melidis *et al.*, 2009) especially for poorly biodegradable wastes that cannot be digested alone due to their characteristics such as low solubility or unbalanced carbon to nitrogen (C/N) ratio (Ponsá *et al.*, 2011). Nevertheless, when mixed with other complementary wastes, these degradation resistant materials become suitable for anaerobic “co-digestion” (Alatríste-Mondragón *et al.*, 2006). Hence, the co-digestion can improve the treatment efficiency of domestic wastewater using anaerobic process.

Co-digestion has been defined as the anaerobic treatment of a mixture of at least two different substrates with the aim of improving the efficiency of the anaerobic digestion process (Álvarez *et al.*, 2010). Several literature reported about the co-digestion processes, such as co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste and agricultural residues (Kübler *et al.*, 2000), organic wastes and sewage sludge (Neves *et al.*, 2009; Zhang *et al.*, 2008) or more specific wastes (Bouallagui *et al.*, 2009; Buendía *et al.*, 2009). However, our literature search shows that there is no report on anaerobic co-digestion for domestic wastewater.

Food waste is a highly desirable substrate for anaerobic digestion because of its biodegradability and high nutrient contents. A typical food waste contains 7–31 wt.% of total solid, and the biochemical methane potential (BMP) of the food waste is estimated to be about 0.44–0.48 m³ CH₄/kg of the added volatile solid (VS_{added}) (Heo *et al.*, 2003; Han and Shin, 2004; Zhang *et al.*, 2007). Anaerobic digestion of the food waste attracts strong interest, and many novel anaerobic digestion systems have been developed and applied to treat the food waste.

Several studies (Romano and Zhang, 2008; Creamer *et al.*, 2010; Wu *et al.*, 2010) showed that the sensitivity of the anaerobic digestion process to the environmental changes may be improved by combining several waste streams. These practices suggest that anaerobic co-digestion of the food waste and the domestic wastewater could potentially solve the operational problems and low economic feasibility found in anaerobic digestion of food waste or domestic wastewater alone. Therefore, the aim of this study was to investigate the potential of anaerobic co-digestion for biogas production between the domestic wastewater and food waste in a batch experiment according to at various ratios of co-substrates and to evaluate its process performance.

Materials and Method

Co-substrates and inoculums

Domestic wastewater used in this study was obtained from storage ponds of Hatyai municipal treatment system in Songkhla province, Thailand. Food wastes were collected from a cafeteria center in Hatyai campus of Prince of Songkla University, Songkhla, Thailand. The anaerobic sludge used in this study as inoculums were taken from an anaerobic digester treating the food waste for a cafeteria center of Hatyai

campus of Prince of Songkla University, Songkhla, Thailand. The substrates and inoculums were individually homogenized and subsequently stored at 4 °C until use.

Batch experiment procedure

The biogas production potentials of co-digestion between the domestic wastewater and food wastes used in this

study were determined in anaerobic batch digesters (**FIGURE 1**). Duplicate laboratory batch reactors were set up in sealed glass vessels with an effective volume of 1: 1. To initiate the biogas potential measurement of co-digestion of the domestic wastewater and food waste, 10 % (v/v) of inoculums were added to sealed anaerobic digesters.

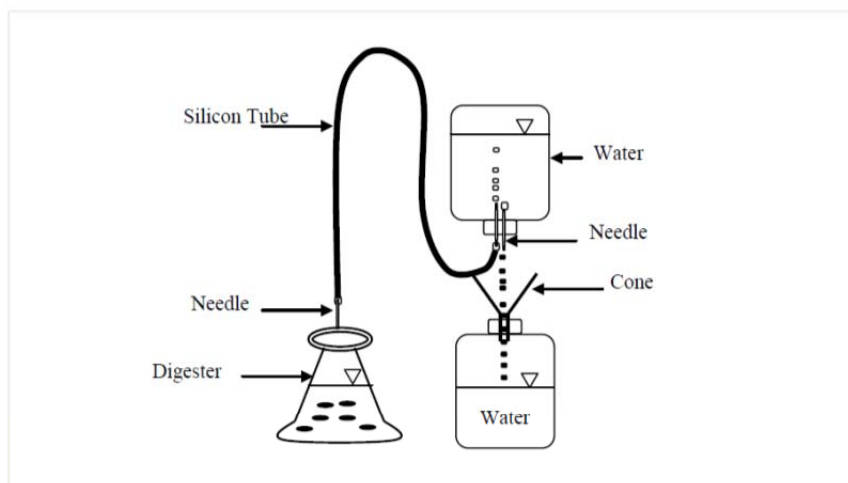


FIGURE 1: Schematic diagram of the digester.

The ratios of co-substrates between the domestic wastewater and food waste were at 10:90, 25:75, 50:50 and 70:30 (% TS) respectively to determine the optimum ratio of biogas production. After filling, all digesters were closed with a rubber cap and the atmospheric oxygen in the gas phase was purged with N₂. During the experiments, all digesters were operated at room temperature (27–32°C) and were shaken once a day. Biogas production was monitored periodically until gas production became negligible. An outlet in the stopper was used for collecting biogas in gas tight glass jars and the daily biogas production was recorded through the measurement of water displacement (Zhu *et al.*, 2011).

Analytical analysis

The samples were taken from each digester before and after the experiments. Analysis of the chemical oxygen demand (COD), biological oxygen demand (BOD), total nitrogen (TN), ammonia nitrogen (NH₄-N), total phosphorus (TP), total solid (TS), volatile solid (VS), suspended solid (SS), total dissolved solid (TDS) and volatile fatty acids (VFA) were performed according to the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

Results and Discussion

As detailed above, some substrates have limitations and appear to be low-efficient when they are degraded anaerobically (Astals *et al.*, 2011). The main constraint of the domestic wastewater was the imbalance of its nutrient content - low carbon to nitrogen ratio which decreased the microorganism activity. In this study, food wastes were used to avoid interferences from the minority compounds, and to analyse the viability of the co-digestion between substrates.

Waste characterization

To evaluate the potential of food waste as a co-substrate for the anaerobic digestion of domestic wastewater, the characteristics of food waste and domestic wastewater were analyzed and compared to those reported in the literature. The results of the feedstock characterisation are summarised in **TABLES 1** and **2**. As shown in **TABLE 1**, the majority (54%) of food waste composition was carbon. This finding was almost similar to literature reports (Han and Shin, 2004; Zhang *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2011).

TABLE 1: The characteristics of the food waste as compared to the literature reports.

Parameters	Han and Shin (2004)	Zhang <i>et al.</i> (2007)	Zhang <i>et al.</i> (2011)	This study
pH	-	-	6.50	5.50
Moisture (% w/w)	-	-	-	72.31
Nitrogen, N (% of TS)	3.5	3.16	3.54	2.72
Phosphorus, P (% of TS)	-	-	-	0.78
Potassium, K (% of TS)	-	-	-	0.04
Carbon, C (% of TS)	51.4	46.78	46.67	54.95
C:N ratio	14.7	14.6	13.2	20.24

In addition, the results of nitrogen composition in food waste well were in accordance to the literature reports (Han and Shin, 2004; Zhang *et al.*, 2007; Zhang *et al.*, 2011). The C/N ratio of food waste in this study was 20.24, which was higher than previous studies (**TABLE 1**). The C/N ratio suggested that the food waste was at the optimal range (15.5–25.0) (Wu *et al.*, 2010). The food waste used in this study contained significant concentrations of nitrogen. However, most of nitrogen in food waste existed as the organic nitrogen like proteins (Zhang *et al.*, 2011), which may be affected by the biodegradation of microorganism in seed sludge.

TABLE 2 shows the characteristics of the domestic wastewater as compared to literature reports. Domestic wastewater in this study had high COD concentration (516 mg/L) compared to the literature reports (Bodkhe, 2009; Ismail *et al.*, 2012). The nitrogen composition in the domestic wastewater was similar to Bodkhe's (2009) findings. Our study found that the ratio of C/N was not suitable for biogas production because of low COD concentration. Therefore, the co-digestion is an alternative way for enhancing biogas production from domestic waste water.

TABLE 2: The characteristics of the domestic wastewater as compared to the literature reports

Parameters	Bodkhe (2009)	Ismail <i>et al.</i> (2012)	Current study
pH	7.5–8.2	7.44	6.87
COD (mg/l)	350–450	360	516
BOD ₅ (mg/l)	200–300	140	70.62
TKN (mg/l)	30–45	-	39
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	-	27.3	0.51
TP (mg/l)	5–6	4	7.20
TS (mg/l)	-	-	324
VS (mg/l)	-	-	267
SS (mg/l)	300–450	-	13
TDS (mg/l)	-	-	311
Alkalinity(mg/l)	230–300	-	185.74
VFA (mg/l)	-	-	50

Batch test experiments

The ultimate biogas production of the co-substrates was determined through biodegradability batch tests. **FIGURE 2** below showed that the biogas production value of co-digestion according to various ratio compositions of co-substrates i.e. 10:90, 25:75, 50:50 and 70:30 (% TS). The biogas production of each ratio was similar during the first three days. After this first period, the co-substrates of 10:90 and 25:75 continued generating methane for the following 12 days suggesting the adaption of the microorganisms (Astals *et al.*, 2011).

The co-substrates of 10:90 produced the highest biogas production with 1,583 ml CH₄ g⁻¹ COD. In contrast, the co-substrates of 70:30 had the lowest biogas production. As reported by many studies

(Parkin and Owen, 1986; Kayhanian and Hardy, 1994), the optimum C/N ratio fell between 20 and 40. The co-substrates of 10:90 had a C/N ratio of 39.6, which was within the optimum range. This could be the reason why the highest biogas production from those co-substrates was obtained.

TABLE 3 showed the final biochemical methane production (BMP) of the biodegradability batch tests and the COD removal of each tested sample. As can be seen, the co-substrates of 10:90 presented the highest COD removal percentages and BMP value than other ratios. In addition, this result shows that the co-digestion of domestic wastewater and food wastes had a high trend of the biogas production. Therefore, the co-digestion of the domestic wastewater with food waste should be enhanced for biogas production.

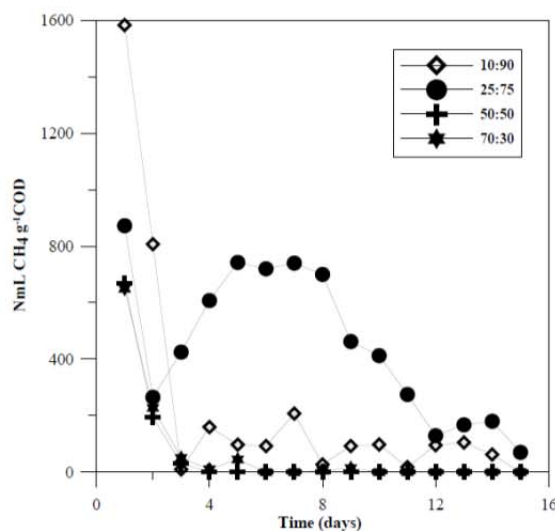


FIGURE 2: Cumulative biogas production for domestic wastewater and each mixture

TABLE 3: Ultimate biogas production and matter removal of each duplicated samples tested.

Parameters	Food waste : Domestic wastewater			
	10:90	25:75	50:50	70:30
COD removal %	75.77	54.42	18.93	5.53
Biochemical methane production (ml CH ₄ /g COD)	61.72	41.64	9.93	6.68

Conclusion

Our results show that co-digestion of domestic wastewater with food wastes was very promising for the production of renewable energy in the form of methane gas. The biochemical methane production (BMP) and chemical oxygen demand (COD) removal efficiency were 61.72 ml CH₄ g⁻¹ COD and 75.77 %, respectively. Moreover, the addition of food waste to the anaerobic digestion of domestic wastewater showed an increasing trend of the biogas production. The laboratory batch study revealed that the use of food wastes as co-substrate in the anaerobic digestion of domestic wastewater also has

other advantages: i.e. the improvement of the balance of the C: N ratio and efficient process stability.

Acknowledgement

This research was supported by Thailand Research Fund, Commission of Education, Thailand and Mahidol University (contract reference number MRG5480139). We thanked Mr. Weerawat Ounsaneha for his contribution.

References

1. Agraftioti, E. and Diamadopoulos, E. (2012). A strategic plan for reuse of treated municipal wastewater for crop irrigation on the Island of Crete. *Agricultural Water Management*, 105: 57–64.
2. Al-Sarawym A, El-Sherbiny, F and Mels, R. (2001). Coagulation and flocculation of domestic sewage with organic polyelectrolyte. *Alex Engineer Journal*, 40(5):777–82.
3. Alatrste-Mondragón, F., Samer, P., Cox, H., Ahring, B. and Iranpour, R. (2006). Anaerobic codigestion of municipal, farm, and industrial organic wastes: A survey of recent literature. *Water Environment Research*, 78: 607–636.
4. Álvarez, J.A., Otero, L. and Lema, J.M. (2010). A methodology for optimising feed composition for anaerobic co-digestion of agro-industrial wastes. *Bioresource Technology*, 101: 1153–1158.
5. American Public Health Association (APHA) (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21sted. American Public Health Association (APHA), Washington, DC.
6. Astals, S., Ariso, M., Gali, A. and Mata-Alvarez, J. (2011). Co-digestion of pig manure and glycerine: Experimental and modelling study. *Journal of Environmental Management*, 92:1091–1096.
7. Bodkhe, S.Y. (2009). A modified anaerobic baffled reactor for municipal wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 90: 2488–2493.
8. Bouallagui, H., Lahdheb, H., Ben Romdan, E., Rachdi, B. and Hamdi, M. (2009). Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. *Journal of Environmental Management*, 90:1844–1849.
9. Buendía, I. M., Fernández, F. J., Villaseñor, J. and Rodríguez, L. (2009). Feasibility of anaerobic co-digestion as a treatment option of meat industry wastes. *Bioresource Technology*, 100:1903–1909.
10. Creamer, K.S., Chen, Y., Williams, C.M. and Cheng, J.J. (2010). Stable thermophilic anaerobic digestion of dissolved air flotation (DAF) sludge by co-digestion with swine manure. *Bioresource Technology*, 101: 3020–3024.
11. Deublein, D. and Steinhauser, A. (2008). Biogas from waste and renewable resources: An introduction. Wiley-VCH, Weinheim, Germany.
12. Ersahin, M.V., Gomec, C.V., Dereli, R.K., Arikan, O. and Ozturk, I. (2011). Biomethane production as an alternative: Bioenergy source from codigesters treating municipal sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Journal of Biomedicine and Biotechnology*, 8:1–8.
13. Gao D-W., An, R., Tao, Y., Li, J., Li, X-X and Ren N-Q. (2011). Simultaneous methane production and wastewater reuse by a membrane-based process: Evaluation with raw domestic wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 186: 383–389.
14. Han, S.-K. and Shin, H.-S. (2004). Biohydrogen production by anaerobic fermentation of food waste.

International Journal of Hydrogen Energy, 29: 569–577.

15. Heo, N., Park, S., Lee, J., Kang, H. and Park, D. (2003). Single-stage anaerobic codigestion for mixture wastes of simulated Korean food waste and waste activated sludge. *Applied Biochemical and Biotechnology*, 107: 567–579.
16. Ismail, M.I., Fawzy, A.S., Abdel-Monem, N.M., Mahmoud, M.H. and El-Halwany, M.A. (2012). Combined coagulation flocculation pre-treatment unit for municipal wastewater. *Journal of Advanced Research*, 1-6.
17. Kayhanian, M. and Hardy, S. (1994). The impact of four design parameters on the performance of high-solids anaerobic digestion of municipal solid waste for fuel gas production. *Environmental Technology*, 15: 557-567.
18. Khanal, S.K. (2008). Bioenergy generation from residues of biofuel industries. *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and Applications*. Wiley-Blackwell, Oxford, UK; John Wiley & Sons, New York, NY, USA, 161–188.
19. Kübler, H., Hoppenheidt, K., Hirsch, P., Kottmair, A., Nimmrichter, R. and Nordsieck, H. (2000). Full-scale co-digestion of organic waste. *Water Science and Technology*, 41: 195-202.
20. Manariotis, I.D. and Grigoropoulos, S.G. (2008). *Bioresource Technology*, 99(9): 3579–3589.
21. Meneses, M., Pasqualino, J.C. and Castells, F. (2010). Environmental assessment of urban wastewater reuse: treatment alternatives and application. *Chemosphere*, 81: 266–272.
22. Melidisa, P., Vaiopouloub, E., Athanasouliaa, E. and Aivasidis, A. (2009). Anaerobic treatment of domestic wastewater using an anaerobic fixed-bed loop reactor. *Desalination*, 248: 716–722.
23. Neves, L., Oliveira, R. and Alves, M.M. (2009). Co-digestion of cow manure, food waste and intermittent input of fat. *Bioresource Technology*, 100: 1957-1962.
24. Parkin, G.F. and Owen, W.F. (1986). Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludge. *Journal Environmental Engineering*, 112: 867-920.
25. Ponsá, S., Gea, T. and Sánchez, A. (2011). Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with several pure organic co-substrates. *Biosystems Engineering*, 108: 352-360.
26. Quadir, M., Wichelns, D., Raschid-Sally, L., McCornick, P.G., Drechsel, P., Bahri, A. and Minhas, P.S. (2010). The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management*, 97: 561–568.
27. Romano, R. and Zhang, R. (2008). Co-digestion of onion juice and wastewater sludge using an anaerobic mixed biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 99: 631–637.
28. Wu, X., Yao, W., Zhu, J. and Miller, C. (2010). Biogas and CH₄ productivity by co-digesting swine manure with three crop residues as an external carbon source. *Bioresource Technology*, 101: 4042–4047.

29. Zhang, R., El-Mashad, H.M., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C. and Gamble, P. (2007). Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 98: 929–935.
30. Zhang, P., Zeng, G., Zhang, G., Li, Y., Zhang, B. and Fan, M. (2008). Anaerobic co-digestion of biosolids and organic fraction of municipal solid waste by sequencing batch process. *Fuel Processing Technology*, 89: 485-489.
31. Zhang, L., Woo Lee, Y. and Jahng, D. (2011). Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. *Bioresource Technology*, 102: 5048-5059.
32. Zhu, Z., Hsueh, M.K. and He, Q. (2011). Enhancing biomethanation of municipal waste sludge with grease trap waste as a co-substrate. *Renewable Energy*, 36: 1802-1807.