

การหมักร่วมของขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนโดยใช้ถังหมักไร้อากาศ
แบบสองขั้นตอนสำหรับผลิตก๊าซชีวภาพ



นางสาว อรวรรณ วัฒนยมนาพร

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิทยาศาสตรสิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา)

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2553

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Co-digestion of Food Waste and Sewage Sludge by Two-stage Anaerobic Digester
for Biogas Production

Miss Orawan Wattanayommanaporn



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Science Program in Environmental Science
(Interdisciplinary Program)
Graduate School
Chulalongkorn University
Academic Year 2010
Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์

การหมักร่วมของขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสีย
ชุมชน โดยใช้ถังหมักไร้อากาศแบบสองชั้นตอนล่างสำหรับ
ผลิตก๊าซชีวภาพ

โดย

นางสาว อรวรรณ วัฒนยมนาพร


สาขาวิชา

วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม


อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก


รองศาสตราจารย์ ดร. ขวลิต รัตนธรรมสกุล


บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วน
หนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาโทบัณฑิต


..... คนบดีบัณฑิตวิทยาลัย
(รองศาสตราจารย์ ดร. พรพจน์ เปี่ยมสมบุญรณ์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์


..... ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร. สมใจ เพ็งปรีชา)


..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(รองศาสตราจารย์ ดร. ขวลิต รัตนธรรมสกุล)


..... กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร. ธราพงษ์ วิฑิตสานต์)


..... กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร. อรทัย ขวาลภาฤทธิ์)


..... กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
(ดร. เขาวน นกอยู่)

อรรถวรรณ วัฒนยมนาพร : การหมักร่วมของขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน โดยใช้ถังหมักไร้อากาศแบบสองขั้นตอนสำหรับผลิตก๊าซชีวภาพ. (Co-digestion of Food Waste and Sewage Sludge by Two-stage Anaerobic Digester for Biogas Production) อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก : รศ. ดร. ขวลิต รัตนธรรมสกุล, 149 หน้า.

การหมักร่วมของขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน โดยใช้ถังหมักไร้อากาศแบบสองขั้นตอนสำหรับผลิตก๊าซชีวภาพ ประกอบด้วยถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 2 ขั้นตอน คือ การทดลองเพื่อศึกษาผลของอัตราส่วนของขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนในระดับห้องปฏิบัติการ และการศึกษาผลของระยะเวลาการกักทางจุลศาสตร์ในระดับภาคสนาม

ผลการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ ที่อัตราส่วน 1:1 3:1 5:1 7:1 และขยะเศษอาหารเพียงอย่างเดียว พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมีค่าอยู่ระหว่าง 87.99-90.37 เปอร์เซ็นต์ ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดมีค่าอยู่ระหว่าง 68.87-74.83 เปอร์เซ็นต์ ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมดมีค่าอยู่ระหว่าง 70.09-77.89 เปอร์เซ็นต์ ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยมีค่าอยู่ระหว่าง 71.27-81.96 เปอร์เซ็นต์ โดยที่อัตราส่วน 7:1 มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงที่สุดเท่ากับ 90.37 เปอร์เซ็นต์ ปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดเท่ากับ 1,504 มิลลิลิตรต่อวัน โดยมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทน 60.4 เปอร์เซ็นต์ ส่วนผลการทดลองในระดับภาคสนามโดยใช้อัตราส่วนของขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 7:1 ที่ระยะเวลาการกักทางจุลศาสตร์ 24 19 และ 16 วัน พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมีค่าอยู่ระหว่าง 85.42-88.67 เปอร์เซ็นต์ ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดมีค่าอยู่ระหว่าง 68.03-73.11 เปอร์เซ็นต์ ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมดมีค่าอยู่ระหว่าง 71.03-73.68 เปอร์เซ็นต์ ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยมีค่าอยู่ระหว่าง 69.52-71.94 เปอร์เซ็นต์ โดยที่ระยะเวลาการกักทางจุลศาสตร์ 24 วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีสูงที่สุดเท่ากับ 88.67 เปอร์เซ็นต์ ปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดเท่ากับ 1,029.17 ลิตรต่อวัน โดยมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทน 64.3 เปอร์เซ็นต์ ส่วนที่ระยะเวลาการกักทางจุลศาสตร์ 16 วัน มีประสิทธิภาพกำจัดซีโอดี 87.40 เปอร์เซ็นต์ แต่มีปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดสูงสุดเท่ากับ 1,704.59 ลิตรต่อวัน โดยมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทน 48.4 เปอร์เซ็นต์

สาขาวิชา.....วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม..... ลายมือชื่อนิสิต..... อรรถวรรณ วัฒนยมนาพร.....
ปีการศึกษา..... 2553..... ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก.....

5187321320 : MAJOR ENVIRONMENTAL SCIENCE

KEYWORDS : Biogas / Co-digestion / Food Waste / Sewage Sludge / Two-stage

ORAWAN WATTANAYOMMANAPORN : CO-DIGESTION OF FOOD WASTE AND SEWAGE SLUDGE BY TWO-STAGE ANAEROBIC DIGESTER FOR BIOGAS PRODUCTION. ADVISOR : ASSOC. PROF. CHAVALIT RATANATAMSKUL, Ph.D., 149 pp.

Co-digestion of Food Waste and Sewage Sludge by Two-stage Anaerobic Digester for Biogas Production. Two-stage system are acid phase reactor and methane phase reactor. This research has been studied ratios of food waste with wastewater sludge (FW/WS) in laboratory scale prior to starting at hydraulic retention time (HRT) our pilot-scale system.

The results FW/WS ratios of 1:1 3:1 5:1 7:1 and food waste only in lab scale showed that efficiency of chemical oxygen demand (COD) removal was in the range of 87.99-90.37 percents, total solids (TS) removal was in the range of 68.87-74.83 percents, total volatile solids (TVS) removal was in the range of 70.09-77.89 percents and suspended solids (SS) removal was in the range of 71.27-81.96 percents. At FW/WS ratio 7:1 gave highest efficiency of COD removal was 90.16 percents. Total gas production was 1,504 ml/d and percentage of methane content was 60.4 percents. Pilot-scale system, When decreasing hydraulic retention time (HRT) of 24 19 and 16 days. The results show that efficiency of COD removal was in the range of 85.42-88.67 percents, TS removal was in the range of 68.03-73.11 percents, TVS removal was in the range of 71.03-73.68 percents and SS removal was in the range of 69.52-71.94 percents. At HRT 24 days gave highest efficiency of COD removal was 88.67 percents. Total gas production was 1,029.17 l/d and percentage of methane content was 64.3 percents. AT HRT of 16 days efficiency of COD removal was 87.40 percents. But gave the highest of total gas production 1,704.59 l/d. and percentage of methane content was 48.4 percents.

Field of Study : Environmental Science..... Student's Signature ORAWAN W.
Academic Year : 2010..... Advisor's Signature Chavalit Ratanatamskul

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้เป็นอย่างดี ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ รองศาสตราจารย์ ดร. ชวลิต รัตนธรรมสกุล อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ซึ่งกรุณาให้คำปรึกษา แนะนำถึงแนวทางแก้ปัญหาต่างๆ ตลอดจนแนวคิดในการทำวิทยานิพนธ์ ซึ่งเป็นประโยชน์ต่อผู้วิจัยและการวิจัยในครั้งนี้เป็นอย่างยิ่ง ทำให้ผู้วิจัยสามารถดำเนินการวิจัยจนประสบความสำเร็จด้วยดี

ขอขอบพระคุณคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ในครั้งนี้ ได้แก่ รองศาสตราจารย์ ดร. สมใจ เพ็งปรีชา (ประธานกรรมการ) ดร. ธราพงษ์ วิทิตสานต์ (กรรมการ) รองศาสตราจารย์ ดร. อรทัย ชวาลภาฤทธิ์ (กรรมการ) และรองศาสตราจารย์ ดร. เซาว์น นกอยู่ (กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย) ที่ได้ให้คำแนะนำในการปรับปรุงและแก้ไขให้วิทยานิพนธ์เล่มนี้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบคุณ สหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม และบัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้เงินทุนสำหรับการทำวิจัยเพื่อทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้

สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ บิดา-มารดา และครอบครัวที่ได้อบรมเลี้ยงดูและให้การสนับสนุนเกี่ยวกับการเรียนในทุกๆ ด้าน ท่านเหล่านี้เป็นกำลังใจที่สำคัญที่สุดสำหรับผู้วิจัยเสมอมา จนถึงวันที่ประสบความสำเร็จทางการศึกษา จึงขอมอบความดีต่างๆ ที่เกิดขึ้นให้ท่านเหล่านี้ ด้วยความรักและเคารพตลอดไป

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	ฌ
สารบัญภาพ.....	ฎ
บทที่	
1 บทนำ.....	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	3
1.3 ขอบเขตการวิจัย.....	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	4
2 ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	5
2.1 ลักษณะขยะเศษอาหาร.....	5
2.2 ลักษณะกากตะกอนน้ำเสียชุมชน.....	5
2.3 หลักการพื้นฐานของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน (Anaerobic Process).....	6
2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน.....	19
2.5 การย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (two-stage anaerobic digestion).....	27
2.6 ก๊าซชีวภาพ.....	29
2.7 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	32
3 อุปกรณ์ เครื่องมือ และวิธีการทดลอง.....	38
3.1 ขยะเศษอาหาร.....	38
3.2 กากตะกอนน้ำเสียชุมชน.....	38
3.3 เชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้นที่ใช้ในการเดินระบบ.....	38

บทที่		
3.4	เครื่องมือที่ใช้ในการทดลอง.....	38
3.5	อุปกรณ์และสารเคมีสำหรับการวิเคราะห์ผลการทดลองในห้องปฏิบัติการ.....	45
3.6	วิธีดำเนินการวิจัย.....	46
3.7	การประเมินประสิทธิภาพของระบบ.....	51
4	ผลการทดลองและวิจารณ์.....	52
4.1	ผลการทดลองตอนที่ 1 การศึกษาเพื่อหาอัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะ เศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เหมาะสม ในระดับห้องปฏิบัติการ.....	53
4.2	ผลการทดลองตอนที่ 2 การศึกษาเพื่อหาอัตราภาวะบรรจุทุกสารอินทรีย์ของ ขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เหมาะสม ในระดับภาคสนาม.....	100
5	สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ.....	130
	รายการอ้างอิง.....	132
	ภาคผนวก.....	139
	ภาคผนวก ก.....	140
	ภาคผนวก ข.....	147
	ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์.....	149

สารบัญตาราง

ตารางที่		หน้า
2.1	จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องในการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน.....	11
2.2	แบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทน.....	16
2.3	ค่าสัมประสิทธิ์สำหรับการเพิ่มขึ้นของเซลล์แบคทีเรียการย่อยสลายตัวของแบคทีเรียในช่วงเอนโดจีนัส สำหรับแบคทีเรียในถังหมักแบบไม่ใช้อากาศ.....	18
2.4	ความเข้มข้นกระตุ้นและยับยั้งของไอออนประจุบวกของโลหะเบา.....	23
2.5	ระดับความเป็นพิษของโลหะหนักในการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน.....	25
2.6	คุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของก๊าซมีเทน.....	30
3.1	พารามิเตอร์ ความถี่ และวิธีการวิเคราะห์ตัวแปรตาม.....	48
4.1	คุณสมบัติของสารละลายเศษอาหารและกากตะกอนน้ำเสีย.....	53
4.2	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณซีโอดีกับ FW/WS ของถังหมักก๊าซ.	77
4.3	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งทั้งหมดกับ FW/WS ของถังหมักก๊าซ.....	79
4.4	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดกับ FW/WS ของถังหมักก๊าซ.....	83
4.5	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งแขวนลอยกับ FW/WS ของถังหมักก๊าซ.....	85
4.6	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับ FW/WS ของถังหมักก๊าซ.....	88
4.7	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของ FW/WS กับ ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น.....	91
4.8	อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบที่อัตราส่วนต่างๆ.....	96
4.9	อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดที่อัตราส่วนต่างๆ	98
4.10	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ COD กับ HRT ของถังหมักก๊าซ.....	109
4.11	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งทั้งหมด กับ HRT ของถังหมักก๊าซ.....	112

ตารางที่	หน้า
4.12 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด กับ HRT ของถังหมักก๊าซ.....	115
4.13 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งแขวนลอย กับ HRT ของถังหมักก๊าซ.....	117
4.14 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับ HRT ของถังหมักก๊าซ.....	120
4.15 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของ HRT กับ ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น.....	122
4.16 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบที่อัตราส่วนต่างๆ.....	126
4.17 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดที่อัตราส่วนต่างๆ	128

สารบัญภาพ

ภาพที่		หน้า
2.1	กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน.....	7
2.2	จุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ในแต่ละขั้นตอนของการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน.....	10
3.1	ระบบถังหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (two-stage anaerobic digestion) ในระดับห้องปฏิบัติการ.....	39
3.2	แผนภาพของระบบถังหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ในระดับห้องปฏิบัติการ.....	39
3.3	ระบบถังหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (two-stage anaerobic digestion) ในระดับภาคสนาม (ด้านหน้า).....	41
3.4	ระบบถังหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (two-stage anaerobic digestion) ในระดับภาคสนาม (ด้านหลัง).....	39
3.5	แผนภาพของระบบถังหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ในระดับภาคสนาม.....	42
3.6	ถังเตรียมเศษอาหารและเครื่องสูบลม.....	43
3.7	แผนการดำเนินการทดลอง	47
4.1	ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 1:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	54
4.2	ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 3:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	55
4.3	ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 5:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	55
4.4	ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	56
4.5	ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียวที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	56
4.6	ปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 1:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	58

ภาพที่	หน้า
4.35 ปริมาณความเป็นต่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว ที่เข้าระบบ และในถังหมักก๊าซ.....	75
4.36 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ COD กับ อัตราส่วนของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน (FW/WS).....	77
4.37 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ COD กับ OLR ของถังหมักก๊าซ...	78
4.38 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ COD กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	78
4.39 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TS กับ อัตราส่วนของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน (FW/WS).....	80
4.40 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	81
4.41 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ TS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	81
4.42 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TVS กับ อัตราส่วนของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน (FW/WS).....	83
4.43 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TVS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ....	84
4.44 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ TVS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	84
4.45 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ SS กับ อัตราส่วนของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน (FW/WS).....	86
4.46 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ SS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ....	87
4.47 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ SS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	87
4.48 สัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับ อัตราส่วนของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน (FW/WS).....	89
4.49 ค่าเฉลี่ยสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับ OLR ของถังหมักก๊าซ..	90
4.50 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่1.....	92
4.51 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่ 1 กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	92

ภาพที่	หน้า	
4.52	ก๊าซมีเทน (%CH ₄) และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO ₂) ที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่ 1.....	93
4.53	ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	101
4.54	ปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	102
4.55	ปริมาณ TS ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	103
4.56	ปริมาณ TVS ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	105
4.57	ปริมาณ SS ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	106
4.58	ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ.....	107
4.59	ปริมาณความเป็นต่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ	108
4.60	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ COD กับ HRT ของถังหมักก๊าซ.....	110
4.61	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ COD กับ OLR ของถังหมักก๊าซ...	110
4.62	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ COD กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	111
4.63	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TS กับ HRT ของถังหมักก๊าซ.....	113
4.64	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	113
4.65	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ TS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	114
4.66	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TVS กับ HRT ของถังหมักก๊าซ....	115
4.67	ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TVS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	116

ภาพที่	หน้า
4.68 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ TVS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	116
4.69 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ SS กับ HRT ของถังหมักก๊าซ.....	118
4.70 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ SS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	118
4.71 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ SS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	119
4.72 สัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับ HRT ของถังหมัก.....	120
4.73 ค่าเฉลี่ยสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับ OLR ของถังหมักก๊าซ..	121
4.74 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่ 2.....	122
4.75 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่ 2 กับ OLR ของถังหมักก๊าซ.....	123
4.76 ก๊าซมีเทน (%CH ₄) และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO ₂) ที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่ 2.....	124

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

การเพิ่มจำนวนของประชากร และการเจริญเติบโตทางสังคมและเศรษฐกิจอย่างรวดเร็ว ในประเทศพัฒนาและประเทศกำลังพัฒนา รวมถึงประเทศไทยด้วยนั้นก่อให้เกิดปัญหามลพิษในด้านต่างๆ ไม่ว่าจะเป็นมลพิษทางน้ำ อากาศ และขยะของเสีย โดยปัญหามลพิษที่สำคัญประการหนึ่งคือปัญหาขยะของเสียที่มีแนวโน้มเพิ่มปริมาณมากขึ้นทุกวัน ปัญหาที่ตามมาคือการจัดการกับขยะของเสียนี้ วิธีการกำจัดขยะของเสียที่นิยมใช้กันคือการเทกองกลางแจ้ง การฝังกลบ การเผา และการหมักเป็นปุ๋ยหรือวัสดุปรับปรุงดิน (กรมพัฒนาและส่งเสริมพลังงาน, 2541) ซึ่งวิธีการดังกล่าวประสบกับปัญหาที่แตกต่างกัน เช่น การเทกองกลางแจ้งบนพื้นให้เกิดการย่อยสลายตามธรรมชาตินั้นทำให้เกิดกลิ่นเหม็น เป็นแหล่งสะสมของเชื้อโรค รวมทั้งก่อให้เกิดความรำคาญต่อประชาชนที่พักอาศัยอยู่บริเวณใกล้เคียง ส่วนการฝังกลบต้องใช้พื้นที่ในการฝังกลบมากเกิดการปนเปื้อนของน้ำชะขยะลงสู่แหล่งน้ำใต้ดินและอาจถูกต่อต้านจากประชาชนในพื้นที่นั้นได้ ส่วนการเผาโดยใช้เตาเผาต้องเสียค่าใช้จ่ายสูงไม่ว่าจะเป็นค่าก่อสร้างและค่ารักษาดูแลซ่อมบำรุง นอกจากนั้นยังก่อให้เกิดมลพิษทางอากาศที่มาจากการเผาไหม้ที่ไม่สมบูรณ์อีกด้วย และการหมักเป็นปุ๋ยหรือวัสดุปรับปรุงดินที่เรียกว่า compost นั้นปรากฏว่าผลผลิตที่ได้อยู่ในอัตราที่ต่ำไม่ค่อยคุ้มทุนและไม่ค่อยเป็นที่นิยมนัก

นอกจากปัญหาที่เกิดขึ้นจากขยะของเสียแล้ว ขยะเศษอาหาร ซึ่งเป็นขยะที่เกิดจากการประกอบอาหารและเหลือจากการรับประทานตามอาคารบ้านเรือนต่างๆ ไป โรงอาหาร โรงแรม ร้านอาหารและสถานประกอบการต่างๆ การกำจัดขยะเศษอาหารในปัจจุบันมักจะทิ้งร่วมกับขยะชุมชนหรือนำไปเลี้ยงสัตว์ แต่ข้อเสียของการนำขยะเศษอาหารไปเลี้ยงสัตว์นั้น อาจทำให้เกิดอันตรายแก่สัตว์เลี้ยงและผู้บริโภคสัตว์เลี้ยงนั้นได้ ถ้าในเศษอาหารมีเชื้อโรคปะปนอยู่ จากรายงานของสำนักวิชาความสะอาดกรุงเทพมหานคร 2541 (สำนักงานวิชาความสะอาด, 2541, ปริมาณขยะมูลฝอยในกรุงเทพมหานคร, สำนักวิชาความสะอาดกรุงเทพมหานคร, หน้า 40-41.) พบว่าขยะของเสียที่กรุงเทพมหานครเก็บรวบรวมได้ประกอบด้วยเศษอาหารมากที่สุดถึงร้อยละ 44.28 ที่เหลือเป็นพลาสติก กระดาษ ใบไม้ แก้ว โลหะ หนัง ยางและอื่นๆ ซึ่งจากองค์ประกอบดังกล่าว ชี้ให้เห็นว่าขยะเศษอาหารที่เหลือจากการประกอบและรับประทานส่วนใหญ่ถูกทิ้งร่วมกับขยะชุมชนทำให้เกิดการเน่าเหม็นและเป็นแหล่งเพาะพันธุ์เชื้อโรค หากแต่ละแหล่งที่เกิดขยะเศษ

อาหารสามารถแยกแยะและนำไปใช้ประโยชน์อย่างอื่นได้จะทำให้ขยะชุมชนลดน้อยลง ส่งผลให้ปัญหาการจัดการและปัญหาอื่นๆ ที่เกิดจากขยะลดน้อยลงตามไปด้วย ขยะเศษอาหารในประเทศไทยส่วนใหญ่ประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่สามารถถูกย่อยสลายได้ จึงมีความเป็นไปได้ที่แต่ละแหล่ง จะทำการคัดแยกเศษอาหารไปกำจัดด้วยวิธีการหมักแบบไร้อากาศเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพใช้เป็นพลังงานทดแทน นอกเหนือจากวิธีการกำจัดขยะที่มีการดำเนินการอยู่ในปัจจุบัน

กากตะกอนน้ำเสียจัดเป็นขยะของเสียอย่างหนึ่งที่เกิดขึ้นจากกระบวนการบำบัดน้ำเสีย ระบบบำบัดน้ำเสียไม่ว่าจะเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบใดก็ตามจะมีกากตะกอนน้ำเสียเฉลี่ยประมาณ 60 กรัมตะกอนแห้งต่อคนต่อวัน โดยกากตะกอนน้ำเสียเหล่านี้จะเป็นตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งมีองค์ประกอบต่างๆ อันเป็นที่น่ารังเกียจและเป็นอันตรายได้ ถ้าปล่อยทิ้งไว้โดยไม่ถูกวิธีจะก่อให้เกิดเป็นปัญหามลพิษต่อสิ่งแวดล้อมและสุขภาพอนามัยของประชาชน ฉะนั้นจึงต้องมีการกำจัดกากตะกอนน้ำเสียอย่างถูกวิธี (กองจัดการคุณภาพน้ำ, 2540) ปัญหาในการกำจัดกากตะกอนน้ำเสียในปัจจุบันพบว่าสถานที่ทิ้งตะกอนไม่เพียงพอโดยเฉพาะในฤดูฝน และในอนาคตเมื่อรับน้ำเสียเข้าระบบมากขึ้น ปริมาณตะกอนย่อมมีมากขึ้นด้วย ในเมื่อสถานที่รองรับตะกอนน้ำทิ้งมีอยู่อย่างจำกัดจะทำให้การกำจัดกากตะกอนเป็นปัญหาที่ต้องคิดและวางแผนการจัดการอย่างเหมาะสม ทางเลือกหนึ่งที่น่าจะให้ความสำคัญสูงสุดคือ การเอาสมบัติที่เป็นประโยชน์ของตะกอนน้ำเสียมาเป็นพื้นฐานของการตัดสินใจ

ในปัจจุบันปัญหาด้านพลังงานมีบทบาทมากขึ้นเรื่อยๆ เนื่องจากความต้องการใช้พลังงานในกระบวนการผลิต การขนส่ง และการดำเนินธุรกิจต่างๆ รวมทั้งการดำรงชีวิตในปัจจุบันมีแนวโน้มความต้องการพลังงานปริมาณสูงขึ้นเรื่อยๆ ขณะที่พลังงานจากฟอสซิลมีอยู่อย่างจำกัด และมีแนวโน้มที่จะหมดไปในอนาคต จึงมีการหาแหล่งพลังงานเพิ่มเติมหรือหาพลังงานจากแหล่งอื่นที่สามารถทดแทนพลังงานที่จะหมดไป เช่น พลังงานจากแสงอาทิตย์ พลังงานจากลม พลังงานจากน้ำ และพลังงานจากชีวมวล เป็นต้น ซึ่งที่ผ่านมาได้มีการศึกษาเพื่อนำพลังงานทดแทนดังกล่าวมาใช้กันตลอดเวลา วิธีหนึ่งที่น่าสนใจและมีการศึกษากันมากคือการนำเอาขยะของเสียมาผลิตก๊าซชีวภาพโดยกระบวนการหมักแบบไร้อากาศ ถึงแม้ว่าในปัจจุบันจะมีการศึกษาและเป็นที่ยอมรับกันโดยทั่วไป แต่สิ่งสำคัญที่ควรคำนึงถึงคือชนิดและส่วนประกอบของสารอินทรีย์ที่ใช้เป็นวัตถุดิบตั้งต้นซึ่งมีลักษณะแตกต่างกัน สารอินทรีย์แต่ละชนิดจะมีศักยภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพที่แตกต่างกัน เพื่อให้ประสิทธิภาพของการผลิตก๊าซชีวภาพสูงที่สุด จึงได้มีการศึกษาถึงระบบและสภาวะที่ใช้ในการผลิตก๊าซชีวภาพสำหรับสารอินทรีย์แต่ละชนิดและจากแต่ละแหล่งที่แตกต่างกัน

ดังนั้นในการศึกษาค้นคว้าครั้งนี้จึงมีความสนใจในการนำขยะเศษอาหารและกากตะกอนน้ำเสีย

ชุมชนมาทำการหมักร่วมกันโดยใช้ถังหมักไร้อากาศแบบสองชั้นตอน เนื่องจากขยะเศษอาหาร โดยทั่วไปมักประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่สามารถถูกย่อยสลายได้ง่าย ซึ่งการหมักในระบบชั้นตอนเดียวอาจทำให้ระบบไม่สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ถ้ามีการควบคุมระบบไม่ดีจากการสะสมของกรดอินทรีย์สูงทำให้ระบบล้มเหลวได้ง่าย การเลือกใช้ระบบสองชั้นตอนหรือระบบที่มีการแยก ระหว่างถังผลิตกรดอินทรีย์กับถังผลิตก๊าซมีเทนน่าจะมีความเหมาะสมกว่า ในการศึกษาครั้งนี้จึง ทำการศึกษาขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนซึ่งเป็นขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำ จากอาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยในชั้นตอนแรกของงานวิจัยเป็นการศึกษา ในระดับห้องปฏิบัติการเพื่อหาค่าอัตราส่วนที่เหมาะสมระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารและ ปริมาณกากตะกอนน้ำเสียชุมชน และภายหลังจากได้อัตราส่วนที่เหมาะสมแล้ว จะนำอัตราส่วน ดังกล่าวมาประกอบเพื่อทำการทดลองในชั้นตอนต่อไป คือการหาค่าอัตราภาระของแข็งสูงสุดที่ เข้าสู่ระบบและระบบสามารถรองรับได้ หรือการหาค่าอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เหมาะสม สำหรับระบบในระดับภาคสนาม เพื่อให้ระบบผลิตก๊าซชีวภาพในปริมาณมากที่สุด

1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1. เพื่อศึกษาอัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารและปริมาณกากตะกอนน้ำเสีย ชุมชนที่เหมาะสมที่จะทำให้เกิดก๊าซชีวภาพในปริมาณมากที่สุด
2. เพื่อศึกษาระยะเวลากักพักทางศาสตร์ของเสียของระบบถังหมักไร้อากาศแบบสอง ชั้นตอน ที่จะทำให้เกิดก๊าซชีวภาพในปริมาณมากที่สุด
3. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของการหมักร่วมของขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสีย ชุมชนโดยใช้ถังหมักไร้อากาศแบบสองชั้นตอน จากการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ เกี่ยวข้องกับการผลิตก๊าซชีวภาพ ได้แก่ ค่าความเป็นกรดต่าง (pH) Chemical oxygen demand (COD) ปริมาณของแข็งทั้งหมด (total solids, TS) ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด (total volatile solids, TVS) ปริมาณของแข็งแขวนลอย (suspended solids, SS) ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหย (volatile fatty acid, VFA) ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมด (total alkalinity, TAlk)

1.3 ขอบเขตของการวิจัย

งานวิจัยในครั้งนี้เป็นการศึกษาการหมักร่วมของขยะเศษอาหารเหลือทิ้งจากโรงอาหารกับ กากตะกอนน้ำเสีย โดยกระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองชั้นตอน ซึ่งมี ขอบเขตการวิจัยดังนี้

1. งานวิจัยนี้ทำการทดลองโดยใช้เศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนจากอาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ผ่านกระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (two-stage anaerobic digestion) ในระดับห้องปฏิบัติการและระดับภาคสนาม
2. ใช้หัวเชื้อซึ่งเป็นตะกอนจุลินทรีย์ เก็บจากถังปฏิกรณ์กวนผสมบวม โรงเรียนอาหารหอพัก นิสิต จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
3. ในระดับห้องปฏิบัติการ ทำการศึกษาหาอัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะอาหารและปริมาณกากตะกอนน้ำเสียที่เหมาะสมในการหมักเพื่อให้ได้ปริมาณก๊าซชีวภาพมากที่สุด
4. ในระดับภาคสนาม นำอัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะอาหารและปริมาณกากตะกอนน้ำเสียที่เหมาะสมจากการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ (ข้อ 3) มาทำการศึกษาระยะเวลากักพักทางศาสตร์ของเสียของระบบถังหมักไร้อากาศแบบสองขั้นตอนที่จะทำให้เกิดก๊าซชีวภาพในปริมาณมากที่สุด
5. ศึกษาการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ต่างๆ ในระบบถังหมักไร้อากาศแบบสองขั้นตอน ได้แก่ ค่าความเป็นกรดต่าง (pH) Chemical oxygen demand (COD) ปริมาณของแข็งทั้งหมด (total solids, TS) ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด (total volatile solids, TVS) ปริมาณของแข็งแขวนลอย (suspended solids, SS) ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหย (volatile fatty acid, VFA) ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมด (total alkalinity, TAlk)

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ทราบอัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารและปริมาณกากตะกอนที่มีผลต่อปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพ
2. ทราบระยะเวลาพักทางศาสตร์ที่เหมาะสมที่มีผลต่อปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพ
3. ทราบการเปลี่ยนแปลงของพารามิเตอร์ต่างๆ ที่เกี่ยวข้องมีผลต่อการผลิตก๊าซชีวภาพจากขยะเศษอาหารภายในระบบถังหมัก
4. มีระบบการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอนในการกำจัดขยะเศษอาหารมีประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพดี

บทที่ 2

ทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 ลักษณะขยะเศษอาหาร

ขยะเศษอาหาร (food waste) หมายถึงของเสียเหลือทิ้งที่ได้จากการรับประทานอาหาร และการประกอบอาหารซึ่งมาจากครัวเรือน โรงอาหาร ร้านอาหาร ตลาด และโรงงานอุตสาหกรรม อาหารประกอบไปด้วย ข้าว เนื้อสัตว์ น้ำมัน พืชผัก ผลไม้ เป็นต้น ของเสียเศษอาหารเหล่านี้เกิดการย่อยสลายได้ง่าย มีการบูดเน่า และก่อให้เกิดกลิ่นเหม็น เนื่องจากมีของแข็งระเหย (volatile solid) ที่มีปริมาณสูงประมาณ 85-95 เปอร์เซ็นต์ และมีปริมาณความชื้น (moisture) ประมาณ 75-85 เปอร์เซ็นต์ กล่าวคือมีสารอินทรีย์ที่จุลินทรีย์สามารถใช้เป็นแหล่งอาหารได้ วิธีการกำจัดของเสียเศษอาหารส่วนใหญ่มักจะนำไปฝังกลบรวมกับขยะของเสียอื่น เช่น เศษกระดาษ เศษแก้ว พลาสติก ไม้ โลหะ เป็นต้น มีการทิ้งและเก็บรวมกันไม่ได้มีการคัดแยกออกมาก่อนก่อให้เกิดปัญหาต่างๆ ตามมามากมาย เช่น เกิดกลิ่นเหม็นรบกวนมนุษย์ เป็นแหล่งเพาะพันธุ์แมลงและเชื้อโรค มีการปลดปล่อยก๊าซต่างๆ สู่อากาศและน้ำทำให้เกิดปรากฏการณ์เรือนกระจก ปนเปื้อนลงสู่แหล่งน้ำใต้ดิน และต้องใช้พื้นที่ในการฝังกลบมาก (Shin *et al.*, 2001)

2.2 ลักษณะกากตะกอนน้ำเสียชุมชน

การกำจัดน้ำทิ้งโดยทั่วไปมักมีกากตะกอน (sludge) เกิดขึ้นด้วยเสมอ กากตะกอนที่เกิดขึ้นแบ่งออกเป็น 2 ประเภท คือ กากตะกอนที่เป็นสารอนินทรีย์ เช่น กากตะกอนที่เกิดจากการกำจัดน้ำทิ้งของโรงงานชุบโลหะ และกากตะกอนที่เป็นสารอินทรีย์ ได้แก่ ตะกอนที่เกิดจากการกำจัดน้ำทิ้งด้วยทางชีววิทยา เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง AS (Activated Sludge) กากตะกอนเหล่านี้มีสิ่งสกปรกเจือปนอยู่มากจึงต้องนำไปกำจัดด้วยวิธีการต่างๆ ระบบกำจัดกากตะกอนเป็นส่วนสำคัญส่วนหนึ่งของระบบบำบัดน้ำทิ้ง (เสริมพล รัตสุข และ ไชยยุทธ์ กลิ่นสุคนธ์, 2524)

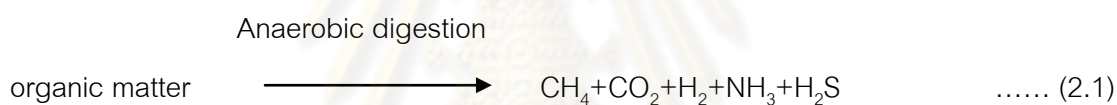
กากตะกอนน้ำเสียที่นำมาใช้ในการทำการวิจัยมาจากอาคารมหิตลาธิเบศรซึ่งใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) ซึ่งเป็นระบบบำบัดน้ำเสียด้วยจุลินทรีย์ และเป็นวิธีที่เลียนแบบธรรมชาติ ต้องการให้แบคทีเรียใช้ออกซิเจนสันดาปอาหารซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่เป็นต้นเหตุของความสกปรกในน้ำเสีย ลักษณะกากตะกอนน้ำเสียที่ได้จากระบบนี้มีสีน้ำตาลเข้ม

ข้อดีของการหมักกากตะกอนน้ำเสีย คือ การหมักจะช่วยในการทำลายเชื้อโรคที่มีผลต่อสุขภาพอนามัยต่อคน นอกจากนี้ยังช่วยลดกลิ่น และทำให้กากตะกอนของสารอินทรีย์มีความเสถียรมากขึ้น

2.3 หลักการพื้นฐานของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน (Anaerobic Process)

2.3.1 กระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน

กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน (Anaerobic Process) เป็นกระบวนการย่อยสลายทางชีววิทยาที่ใช้แบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนหลายกลุ่มทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างโมเลกุลใหญ่และซับซ้อนอันได้แก่ คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน ผลพลอยได้จากกระบวนการย่อยสลายแบบนี้คือ ก๊าซชีวภาพ (Biogas) ดังสมการ (2.1)

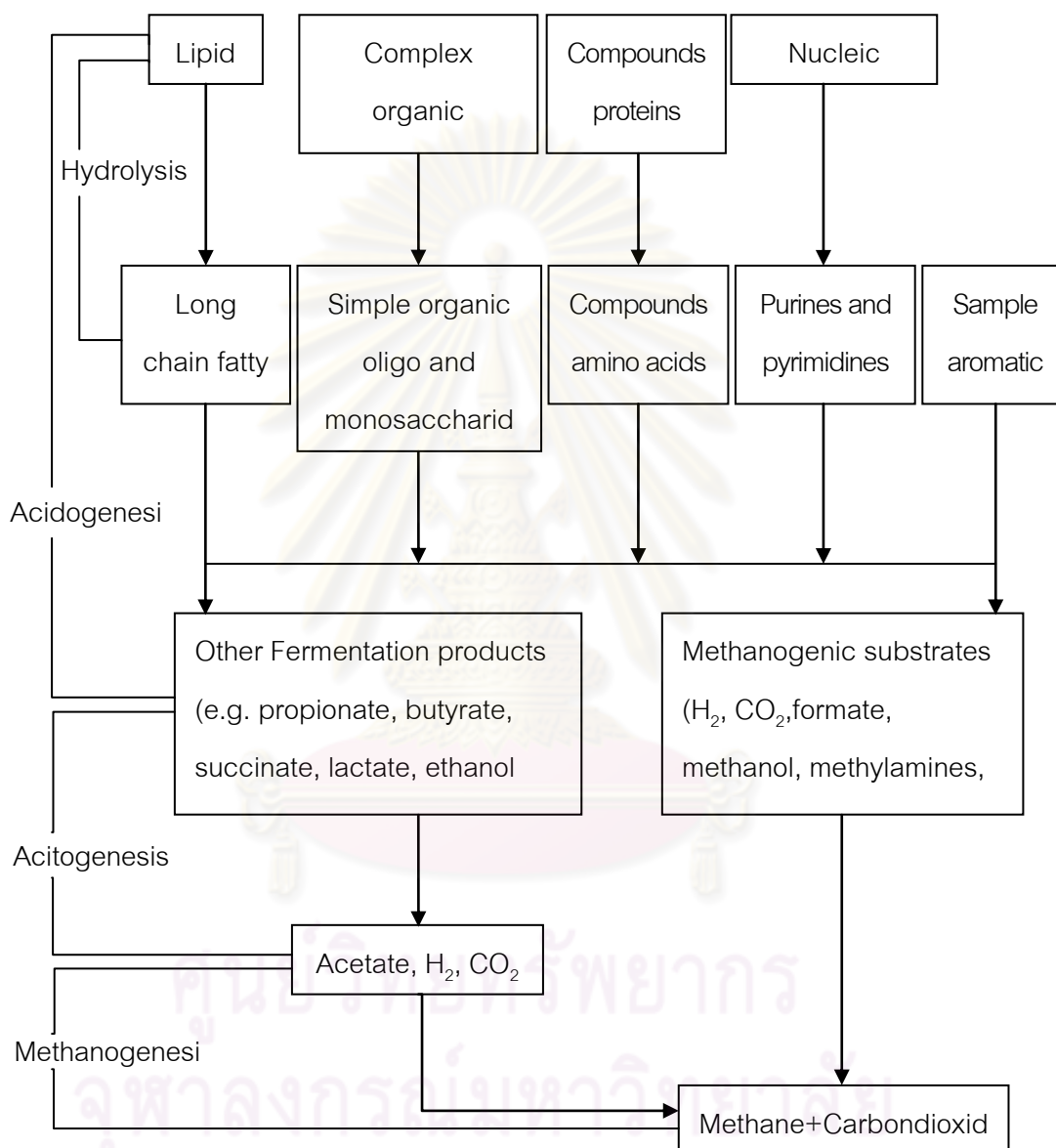


ขั้นตอนของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนสามารถแบ่งได้เป็น 3 ขั้นตอน (Ghaly and Ben-Hassan, 1989; Polprasert, 1996; Held *et al.*, 2002) คือ ขั้นตอนที่ 1: Hydrolysis ขั้นตอนที่ 2: Acidogenesis และ Acetogenesis ขั้นตอนที่ 3: Methanogenesis แสดงดังภาพที่ 2.1

2.3.1.1 การย่อยสลายสารอินทรีย์ (hydrolysis)

ขั้นตอนนี้อาจเรียกอีกอย่างหนึ่งว่ากระบวนการแตกสลายโพลีเมอร์สารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนและมีขนาดโมเลกุลใหญ่ (polymer) ทั้งที่สามารถละลายน้ำและไม่ละลายน้ำ เช่น โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน ถูกทำ ให้ละลายน้ำโดยปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสซึ่งใช้เอนไซม์ที่ขับออกมาสู่ภายนอกเซลล์ (extracellular enzyme) ของแบคทีเรียจำพวก hydrolytic bacteria เช่น proteolytic enzyme, cellulolytic enzyme และ lipolytic enzyme เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาได้สารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างไม่ซับซ้อนเป็นโมเลกุลเดี่ยว (monomer) ที่ละลายน้ำได้ เช่น กลูโคส กรดอะมิโน กรดไขมัน และกลีเซอรอล สำหรับความเร็วของกระบวนการย่อยสลายในขั้นตอนนี้ขึ้นอยู่กับเอนไซม์ที่ถูกปล่อยออกมาจากแบคทีเรีย ซึ่งเอนไซม์จะเลือกชนิดของปฏิกิริยา

ของสารที่เข้าทำปฏิกิริยารวมถึงการทำงานของเอนไซม์ยังขึ้นอยู่กับปัจจัยอื่น เช่น ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ความเข้มข้นของเอนไซม์ อุณหภูมิและการสัมผัสระหว่างเอนไซม์กับสารอินทรีย์ เป็นต้น



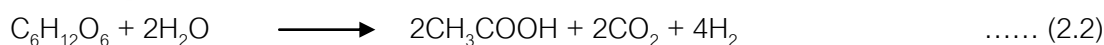
ภาพที่ 2.1 กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน

ที่มา: ดัดแปลงจาก Holland *et al.* (1987) และ wheatley (1997)

2.3.1.2 การหมักกรดอินทรีย์ระเหยและการเปลี่ยนกรดอินทรีย์ระเหยเป็นกรดอะซิติก(acidogenesis and acetogenesis)

ในขั้นตอนนี้สารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเดี่ยวในขั้นตอนแรกจะถูกแบคทีเรียพวกสร้างกรด (acidogenic bacteria) ดูดซึมผ่านเยื่อหุ้มเซลล์เข้าสู่เซลล์ และใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานโดยกระบวนการหมัก (fermentation) ผลของปฏิกิริยาจะได้กรดอินทรีย์ระเหยที่มีคาร์บอนไม่เกิน 5 อะตอม เช่น กรดอะซิติก (acetic acid) กรดฟอร์มิก (formic acid) กรดบิวทิริก (butyric acid) กรดโพรพิโอนิก (propionic acid) กรดไอโซบิวทิริก (isobutyric acid) กรดวาเลอริก (valeric acid) กรดไอโซวาเลอริก (isovaleric acid) เป็นต้น (Banerjee *et al.*, 1998) นอกจากนี้ ยังได้แอลกอฮอล์ ก๊าซไฮโดรเจน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์อีกด้วย โดยกรดที่เกิดขึ้นทั้งหมดมีปริมาณสัดส่วนของกรดอะซิติกสูงสุด แบคทีเรียสร้างกรดมีอัตราการเจริญเติบโตสูงและทนทานต่อสภาพแวดล้อมได้ดีเป็นผลสืบเนื่องมาจากการอยู่ร่วมกันของแบคทีเรียหลายสปีชีส์ (Species) กรณีที่กลุ่มของแบคทีเรียสร้างกรดมีการสร้างกรดมากเกินไปจะก่อให้เกิดปัญหากับระบบผลิตก๊าซชีวภาพโดยรวมเนื่องจากแบคทีเรียสร้างมีเทนจะถูกยับยั้งการทำงาน เนื่องจากกรดที่มากเกินไปทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลงและส่งผลกระทบต่อการทำงานของกลุ่มแบคทีเรียสร้างก๊าซมีเทนได้ สำหรับแบคทีเรียในขั้นตอนการสร้างกรด (Acidogenesis) คือแบคทีเรียในกลุ่มของ Fermentative Bacteria หรือ Acidogens ซึ่งเป็นแบคทีเรียที่สามารถทำให้เกิดปฏิกิริยา Hydrolysis ได้อีกด้วย การกำหนดชนิดของผลผลิตในขั้นตอนนี้ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของสารตั้งต้นจากขั้นตอนที่ 1 และความดันย่อยของก๊าซไฮโดรเจน (Hydrogen Partial Pressure) เช่น ในการย่อยสลายของกลูโคสในสภาวะที่ความดันย่อยของก๊าซไฮโดรเจนมีค่าต่ำ (Low Hydrogen Partial Pressure) ผลที่ได้ คือ กรดอะซิติก ไฮโดรเจน และคาร์บอนไดออกไซด์ แต่ถ้าในสภาวะที่มีความดันย่อยของก๊าซไฮโดรเจนมีค่าสูง (High Hydrogen Partial Pressure) ผลผลิตที่ได้จะอยู่ในรูปของกรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน ดังตัวอย่างปฏิกิริยาแสดงดังสมการ (2.2) และ (2.3)

สภาวะ Low Hydrogen Partial Pressure



สภาวะ High Hydrogen Partial Pressure



จากนั้นกรดอินทรีย์ระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม จะถูกเปลี่ยนโดย acetogenic bacteria ให้กลายเป็นอะซิเตท (acetate) ฟอร์มเมท (formate) ก๊าซไฮโดรเจน

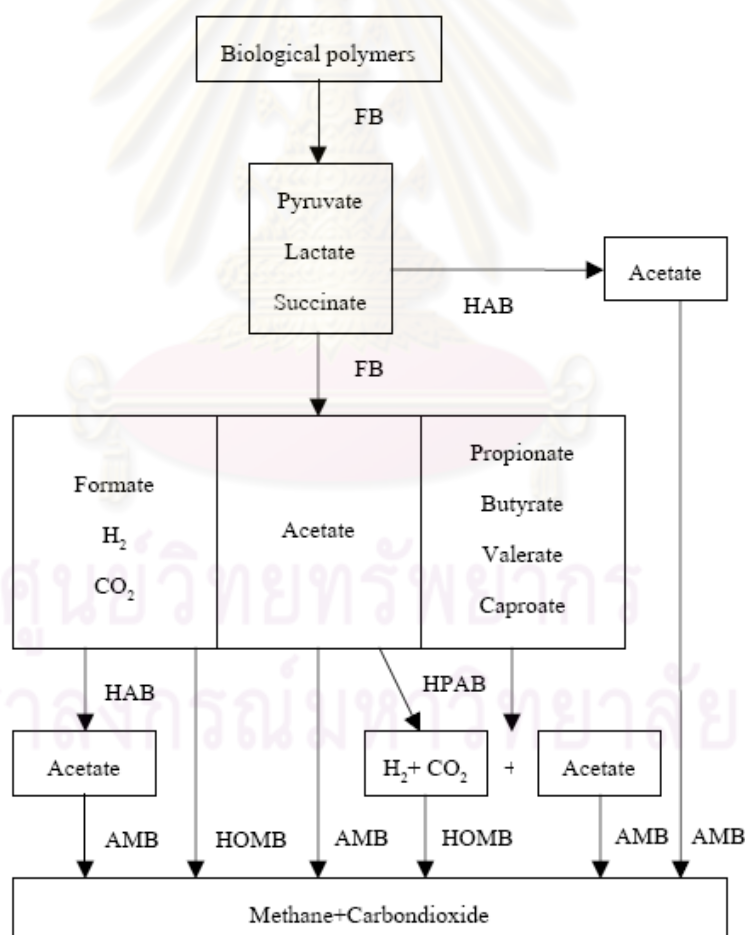
และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งเป็นสารประกอบสำคัญในการสร้างก๊าซมีเทน ขั้นตอนนี้ถือว่าเป็นขั้นตอนที่สำคัญในการหลีกเลี่ยงการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหย และไฮโดรเจนในปริมาณที่สูงพอที่จะยับยั้งกระบวนการสร้างก๊าซมีเทนได้ ดังนั้นในกรณีที่เกิดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acid) ที่สร้างขึ้นยังอยู่ในรูปของกรดอินทรีย์ที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม แบคทีเรียสร้างมีเทนไม่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ การสะสมของกรดอินทรีย์ในระบบเพื่อให้ระบบอยู่ในสภาพที่เหมาะสมต่อการดำรงชีพของแบคทีเรียจำเป็นต้องทำการย่อยสลายกรดอินทรีย์เหล่านั้นให้มีอะตอมของคาร์บอนที่ลดลง เพื่อให้ปฏิกิริยาดำเนินต่อไปได้ แบคทีเรียกลุ่มหนึ่งที่สามารถย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนอะตอมมากกว่า 2 อะตอมให้เป็นกรดอะซิติกได้ ได้แก่ แบคทีเรียที่สร้างไฮโดรเจน (Hydrogen Producing Acetogenic Bacteria) ผลผลิตที่ได้ประกอบไปด้วย กรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน

2.3.1.3 การสร้างก๊าซมีเทน (methanogenesis)

ในขั้นตอนนี้เรียกว่ากระบวนการ Methanogenesis โดยที่กรดอินทรีย์โมเลกุลเล็ก ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และก๊าซไฮโดรเจน (H_2) ที่เกิดจากขั้นตอนการสร้างกรดจะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โดยแบคทีเรียชนิดสร้างก๊าซมีเทน (Methane Forming Bacteria) การเกิดก๊าซมีเทนเกิดได้ 2 แบบ แบบแรกคือเกิดจากการเปลี่ยนกรดอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทนซึ่งก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นจากขั้นตอนนี้มีปริมาณเป็นร้อยละ 70 ของก๊าซมีเทนที่สามารถเกิดขึ้นได้ในระบบ (Polprasert, 1996) และอีกส่วนหนึ่งจะเกิดจากการรีดิวซ์ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซไฮโดรเจนให้กลับกลายเป็นก๊าซมีเทน แบคทีเรียสร้างก๊าซมีเทนเจริญเติบโตได้ช้าและสภาพแวดล้อมมีผลต่อการเจริญเติบโตค่อนข้างมาก ทำให้ช่วงพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียในกลุ่มนี้แคบ สามารถเจริญเติบโตได้ดีในช่วงพีเอชประมาณ 6.5-7.5 และแบคทีเรียในกลุ่มที่มีอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะ (Specific Growth Rate) หรือการเพิ่มขึ้นของจำนวนเซลล์ใหม่ต่ำต้องการสารอาหารที่มีโครงสร้างไม่ซับซ้อน ดังนั้นการเติบโตของแบคทีเรียสร้างมีเทนจึงขึ้นอยู่กับการทำงานของแบคทีเรียสร้างกรดโดยแบคทีเรียทุกกลุ่มที่อยู่ภายในระบบต้องทำงานอย่างสัมพันธ์กัน กลุ่มของแบคทีเรียที่อยู่ร่วมกันในระบบการหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน พบว่า กลุ่มของแบคทีเรียสร้างมีเทนจะเป็นกลุ่มแบคทีเรียหลักในการควบคุมความเร็วในการเกิดปฏิกิริยาทั้งหมดในระบบ เนื่องจากแบคทีเรียในกลุ่มนี้มีอัตราการเติบโตช้าที่สุดและมีข้อจำกัดทางด้านสภาพแวดล้อมมากกว่าแบคทีเรียในกลุ่มอื่นๆ

2.3.2 จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน

ในแต่ละขั้นตอนของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน จะเกี่ยวข้องกับจุลินทรีย์หลายชนิดที่ทำงานแตกต่างกัน (Garcia, J.L., 1982; Marty, B., 1984; Griffin *et al.*, 1998; Lee *et al.*, 2001; Sterling *et al.*, 2001) แสดงดังภาพที่ 2.2 และตารางที่ 2.1 เพราะขยะของเสียที่เป็นสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นสารประกอบที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ แบคทีเรียพวกที่สร้างก๊าซมีเทน (methanogenic bacteria) ไม่สามารถใช้สารอินทรีย์ที่ซับซ้อนเหล่านี้เพื่อผลิตก๊าซมีเทนได้ จึงต้องมีแบคทีเรียพวกที่ไม่สร้างก๊าซมีเทน (non methanogenic bacteria) มาย่อยสลายสารอินทรีย์เหล่านี้ให้กลายเป็นสารที่แบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทนนำไปใช้ได้เสียก่อน



FB : fermentative bacteria, HAB : homoacetogenic bacteria, HPAB : hydrogen producing acetogenic bacteria, AMB : acetoclastic methanogenic bacteria, HOMB : hydrogen oxidizing methanogenic bacteria

ภาพที่ 2.2 จุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ในแต่ละขั้นตอนของการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน

ที่มา: Garcia (1982)

ตารางที่ 2.1 จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องในการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน

Microorganisms		Substrate degraded	Fermentation products
1. Hydrolysis and acidogenesis			
<u>Aerobes</u>	<i>Pseudomonas</i>	nutritionally highly	lactate
	<i>Micrococcus</i>	versatile starch	lactate
<u>Facultative</u>	<i>Bacillus</i>	starch, maltose	lactate
<u>Anaerobes</u>	<i>Streptococcus</i>	maltose	lactate
	<i>Lactobacillus</i>	numerous sugars	acetate
	<i>Escherichia</i>	numerous sugars	acetate
	<i>Clostridium</i>	cellulose	acetate
<u>Anaerobes</u>	<i>Ruminococcus</i>	cellulose, cellobiose	acetate, succinate
	<i>Bacteroides</i>	starch	ethanol, hydrogen
	<i>Butyrivibrio</i>	cellulose	formate
	<i>Megasphaera</i>	lactate, glucose	branched VFA hydrogen
	<i>Selenomonas</i>	other sugars	acetate, propionate
	<i>Desulfovibrio</i>	lactate, malate	lactate, hydrogen
	<i>Bifidobacterium</i>	proteins	acetate
	<i>Propionibacterium</i>	amino acids	propionate
	<i>Peptostreptococcus</i>	amino acids	propionate
	<i>Anaerovibrio</i>	proteins	VFA
2. Acetogenesis			
<u>hydrogen</u>	<i>Desulfovibrio</i>	amino acids	acetate
<u>producing</u>	<i>Selenomonas</i>	lactate, malate	acetate
<u>acetogenic</u>	<i>Ruminococcus</i>	lactate	acetate
	<i>Clostridium</i>	Malate	acetate
	<i>Syntrophobacter wolinii</i>	Proteins	Acetate
	<i>Syntrophomonas wolfii</i>	lactate, malate	Acetate

ตารางที่ 2.1 (ต่อ)

Microorganisms	Substrate degraded	Fermentation products
<u>Homoacetogenic bacteria</u> <i>Clostridium aceticum</i>	CO ₂ + H ₂	acetate
<i>C. formicoaceticum</i>	CO ₂ + H ₂	acetate
<i>C. thermoautotrophicum</i>	CO ₂ + H ₂	acetate
<i>Acetobacterium woodii</i>	CO ₂ + H ₂	acetate
<i>Acetogenium kivui</i>	CO ₂ + H ₂	acetate

ที่มา : Marty (1984)

จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องสามารถแบ่งออกเป็น 2 กลุ่มใหญ่ๆ คือ

2.3.2.1 non methanogenic bacteria

เป็นกลุ่มของแบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับขั้นตอน hydrolysis, acidogenesis และ acetogenesis แบคทีเรียพวกนี้สามารถเจริญเติบโตได้ดีในช่วง pH 4.0-6.5 มีทั้งพวกที่สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนเท่านั้น (obligate anaerobic bacteria) และพวกที่ดำรงชีวิตอยู่ได้ทั้งในสภาวะที่มีและไม่มีออกซิเจน (facultative anaerobic bacteria) ทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงที่สภาวะแวดล้อมต่างๆ ได้ดี มีอัตราการเจริญเติบโตสูง สามารถเพิ่มจำนวนเป็น 2 เท่า ได้ภายในเวลา 24 ชั่วโมง แบคทีเรียในกลุ่มนี้ได้แก่ fermentative bacteria และ acetogenic bacteria

1) fermentative bacteria

ทำหน้าที่ในขั้นตอน hydrolysis และ acidogenesis แบคทีเรียกลุ่มนี้จะผลิตเอนไซม์แล้วปล่อยออกมานอกเซลล์เพื่อย่อยสลายสารที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ เช่น เซลลูโลส เฮมิเซลลูโลส แป้ง ไขมัน และโปรตีน ให้เป็นสารโมเลกุลเดี่ยวหรือสารที่มีขนาดโมเลกุลเล็กลงที่แบคทีเรียสามารถนำไปในเซลล์ได้ เช่น น้ำตาล กรดไขมัน กรดอะมิโน สารต่างๆ เหล่านี้จะผ่านเข้าไปในเซลล์และถูกเปลี่ยนไปเป็นกรดอินทรีย์ระเหย เช่น อะซิเตท บิวทิเรท โพรพิโอเนท แลคเตท เอทานอล ก๊าซไฮโดรเจน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ดังสมการ (2.4)

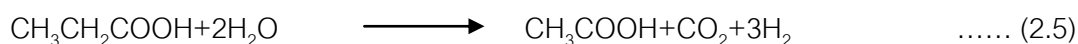
carbohydrate		sugar		organic acids
lipid	→	fatty acids	→	alcohols
protein		amino acids		CO ₂ /H ₂ (2.4)

การที่จะได้สารตัวใดเป็นผลผลิตนั้นขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของสารตั้งต้น (substrate) และความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจน (hydrogen partial pressure) ในสภาวะที่มีความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนต่ำ (low hydrogen partial pressure) แบคทีเรียจะผลิตสารพวกอะซิเตท ก๊าซไฮโดรเจน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ออกมา แต่ในสภาวะที่มีความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนสูง (high hydrogen partial pressure) แบคทีเรียจะผลิตสารพวกโฟรฟีโอเนท แลคเตท บิวทิเรท และเอทานอล

ตัวอย่างแบคทีเรียในกลุ่มนี้ได้แก่ แบคทีเรียใน Family Streptococcaceae, Bacillaceae, Enterobacillaceae และ Lactobacillaceae และแบคทีเรียในสกุล *Bacteroides*, *Clostridium*, *Butyrivibrio*, *Eubacterium* และ *Lactobacillus* (Novaes, 1986) แบคทีเรียเหล่านี้มีอยู่ประมาณ 10⁸-10⁹ เซลล์ต่อมิลลิลิตร ในสภาวะที่อุณหภูมิสูง (thermophilic temperature) แบคทีเรียกลุ่มนี้สามารถเจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิช่วงกว้างคือ 55-70 องศาเซลเซียส (Ahring *et al.*, 2001)

2) acetogenic bacteria

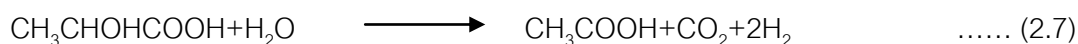
acetogenic bacteria หรือ acetogen ทำหน้าที่ในขั้นตอน acetogenesis แบ่งออกได้เป็น 2 กลุ่มย่อย คือ *hydrogen producing acetogenic bacteria* เป็นแบคทีเรียที่สามารถย่อยสลายกรดอินทรีย์ระเหยที่มีคาร์บอนหลายอะตอม (คาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม) และเอทานอล ให้เป็นอะซิเตท ก๊าซไฮโดรเจน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (Macleod *et al.*, 1990) และยังมีหน้าที่ที่สำคัญในฐานะเป็นตัวเชื่อมระหว่างแบคทีเรียที่สร้างกรดและแบคทีเรียที่สร้างก๊าซมีเทน พบว่าก๊าซไฮโดรเจนที่สร้างขึ้นนั้นมีบทบาทสำคัญในการควบคุมปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในระบบ โดยถ้ามีก๊าซไฮโดรเจนเกิดขึ้นในปริมาณมากจะทำให้ไฮโดรเจนไอออน (H⁺) เพิ่มมากขึ้น pH ในระบบเป็นกรดจนกระทั่งไปมีผลยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียพวกนี้ แต่ถ้าในระบบมีพวก methanogenic bacteria อยู่ด้วย ก๊าซไฮโดรเจนจะถูกใช้รีดิวซ์ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ให้กลายเป็นก๊าซมีเทนในขั้นตอนการสร้างก๊าซมีเทน จึงทำให้ในระบบมีปริมาณก๊าซไฮโดรเจนไม่สูงมากจนถึงระดับที่เป็นพิษได้ ตัวอย่างของปฏิกิริยาการเกิดอะซิเตท ดังสมการ (2.5) – (2.8)



(propionate)



(butyrate)



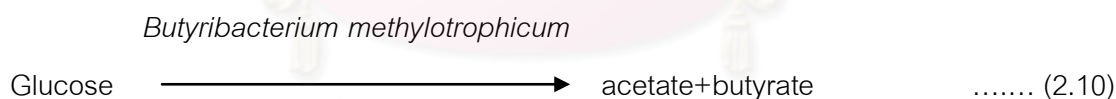
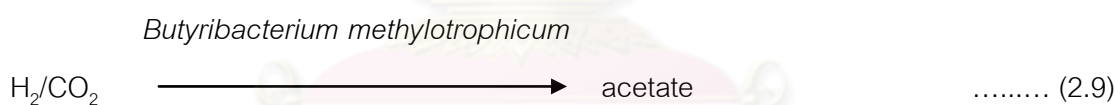
(lactate)



(ethanol)

ตัวอย่างแบคทีเรียในกลุ่มนี้ได้แก่ *Desulfovibrio*, *Selenomonas*, *Syntrophomonas* และ *Ruminococcus* แบคทีเรียเหล่านี้มีอยู่ประมาณ 106 เซลล์ต่อมิลลิลิตร

homoacetogenic bacteria เป็นแบคทีเรียที่สามารถใช้สารประกอบที่มีคาร์บอน 1 อะตอม เช่น ฟอร์เมท ก๊าซไฮโดรเจน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ได้ออกมาเป็นอะซิเตท แต่ถ้าใช้สารประกอบที่มีคาร์บอนหลายอะตอม เช่น น้ำตาลกลูโคส แลคเตท และไพรูเวท จะได้ออกมาทั้งอะซิเตทและบิวทิเรท ดังสมการ (2.9) และ (2.10)

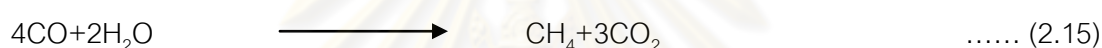
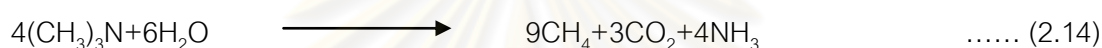
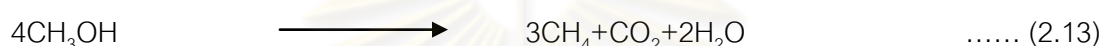
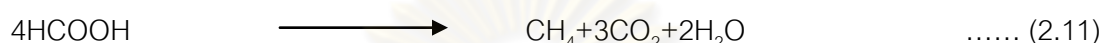


ตัวอย่างแบคทีเรียในกลุ่มนี้ได้แก่ *Butyribacterium*, *ethylotrophicum*, *Clostridium*, *thermoaceticum*, *Acetobacterium woodii*, *A. carbinolium*, *Acetoanaerobicum naterae* และ *Eubacterium limosum* แบคทีเรียเหล่านี้มีอยู่ประมาณ 105 เซลล์ต่อมิลลิลิตร

2.3.2.2 methanogenic bacteria

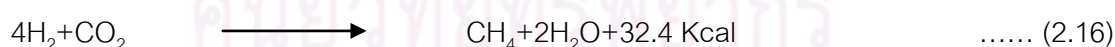
methanogenic bacteria หรือ methanogen เป็นกลุ่มของแบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับขั้นตอน methanogenesis แบคทีเรียกลุ่มนี้จัดเป็นพวกที่ไม่ต้องการออกซิเจนอย่างแท้จริง (strictly anaerobic bacteria) เนื่องจากออกซิเจนจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียนี้ สามารถเจริญได้ดีใน pH ที่เป็นกลางประมาณ 6.8-7.2 อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มนี้จะช้ากว่าแบคทีเรียกลุ่มอื่นในขั้นตอนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ในการแบ่งเซลล์เพิ่มจำนวน

เป็น 2 เท่าต้องใช้เวลา 3-5 วัน มีความทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาวะแวดล้อมได้น้อยกว่า เช่น ไม่อาจทนต่อออกซิเจนแม้มีปริมาณเพียงเล็กน้อย หรือไม่อาจเจริญเติบโตได้ดีเมื่ออยู่ภายนอก ช่วง pH ที่เหมาะสม เป็นต้น และมีข้อจำกัดคือสามารถใช้สารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างไม่ซับซ้อนเพียงไม่กี่ชนิด เช่น อะซิเตท และสารประกอบที่มีคาร์บอน 1 อะตอมเท่านั้น เช่น ก๊าซไฮโดรเจน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ฟอर्मเมท เมทานอล และเมทิลลามีน ดังสมการ (2.11)–(2.15)

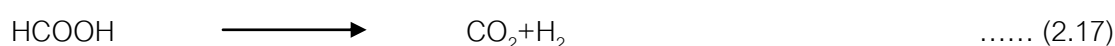


สามารถแบ่ง methanogenic bacteria ออกเป็น 2 กลุ่มย่อย ได้แก่ CO_2 reducing methanogenic bacteria (H_2 oxidizing methanogenic bacteria) และ acetoclastic methanogenic bacteria โดยอาศัยหลักการใช้สารอาหารที่แตกต่างกัน (ทรงพล, 2544;)

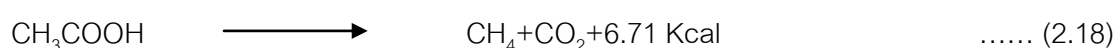
1) CO_2 reducing methanogenic bacteria หรือ H_2 oxidizing methanogenic bacteria เป็นแบคทีเรียที่สร้างก๊าซมีเทนจากก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ กล่าวคือ ได้คาร์บอนมาจากก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และได้พลังงานจำนวนมากมาจากก๊าซไฮโดรเจน ดังสมการ (2.16) โดยพบว่ามากกว่า 20 เปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนในระบบเกิดขึ้นโดยแบคทีเรียในกลุ่มนี้



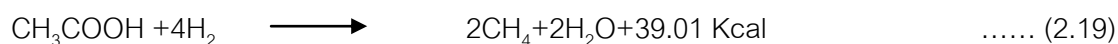
สำหรับสารอินทรีย์ที่เรียกนี้สามารถใช้ฟอर्मเมทได้เพียงอย่างเดียว ทั้งนี้เนื่องมาจากว่าฟอर्मเมทสามารถเปลี่ยนเป็นก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้ง่าย ดังสมการ (2.17)



2) acetoclastic methanogenic bacteria เป็นแบคทีเรียที่สร้างก๊าซมีเทนจากหมู่เมทิลในโมเลกุลอะซิเตท ดังสมการ (2.18) โดยพบว่าก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นมากกว่า 70 เปอร์เซ็นต์ มาจากการใช้อะซิเตทของแบคทีเรียนี้ (Zinder and Anguish, 1992)



ปฏิกิริยาด้านบนนี้ให้พลังงานไม่เพียงพอในการดำรงชีวิตของเซลล์ (พิสูจน์ตามทฤษฎีทางเทอร์โมไดนามิก) การเปลี่ยนอะซิเตทให้เป็นก๊าซมีเทนอาจเกิดขึ้นได้ด้วยปฏิกิริยาที่มีก๊าซไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงาน ดังสมการ (2.19)



ในปฏิกิริยานี้อะซิเตทเป็นสารตัวสุดท้ายในการรับอิเล็กตรอนจากก๊าซไฮโดรเจน พลังงานที่ได้สูงกว่าและเพียงพอสำหรับการดำรงชีวิตของเซลล์

ตัวอย่างแบคทีเรียในกลุ่มนี้ได้แก่ แบคทีเรียในสกุล *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter*, *Methanococcus*, *Methanospirillum*, *Methanothrix* และ *Methanomicrobiu* (William *et al.*, 1987; Koga *et al.*, 1993; Griffin *et al.*, 1998; Casserly and Erijman, 2003) แสดงดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 แบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทน

Methanogens	Morphology	Substrates
<u>Family Methanobacteriaceae</u>		
<i>Methanobacterium formicicum</i>	rod	H ₂ , formate
<i>M. bryantii</i>	rod	H ₂
<i>M. thermoautotrophicum</i>	rod	H ₂
<i>M. wolfei</i>	rod	H ₂
<i>M. thermoaggrerans</i>	rod	H ₂
<i>M. thermoalcaliphilum</i>	rod	H ₂
<i>Methanobrevibacter ruminantium</i>		
<i>M. smithii</i>	rod	H ₂
<i>M. arboriphilus</i>	rod	H ₂
<i>Methanosphaera stadimaniae</i>	rod	H ₂ , formate
<u>Family Methanococcaceae</u>		
<i>Methanothermus fervidus</i>	rod	H ₂

ตารางที่ 2.2 (ต่อ)

Methanogens	Morphology	Substrates
<i>Methanococcus vannielii</i>	coccus	H ₂ , formate
<i>M. voltae</i>	coccus	H ₂ , formate
<i>M. marlipaludis</i>	coccus	H ₂ , formate
<i>M. deltae</i>	coccus	H ₂ , formate
<i>M. thermolithotrophicus</i>	coccus	H ₂ , formate
<i>M. junnaschi</i>	coccus	H ₂
<i>Methanosarcina barkeri</i>	coccus	H ₂ , methanol, methylamines, acetate
<i>M. mazei</i>	packets	H ₂ , methanol, methylamines, acetate
<i>M. thermophila</i>	coccus	H ₂ , methanol, methylamines, acetate
<i>M. acetivorans</i>	coccus	H ₂ , methanol, methylamines, acetate
<i>Methanococcoides methylutens</i>	coccus	methanol, methylamines
<i>Methanobolus lindarius</i>	coccus	methanol, methylamines
<i>Methanococcus halophilus</i>	coccus	methanol, methylamines
<i>Halomethanococcus mahi</i>	coccus	methanol, methylamines
<i>Methanotherix soehngenii</i>	coccus	acetate
<i>Methanotherix sp.</i>	rod	H ₂ , acetate

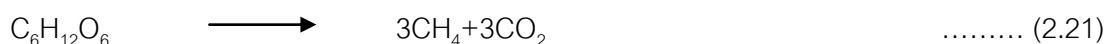
ที่มา: William *et al.* (1987)

2.3.3 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

ในขณะที่เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนจะเกิดก๊าซมีเทน และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นหลักและมีก๊าซแอมโมเนีย ไฮโดรเจน และก๊าซอื่นๆ อีกเล็กน้อย นอกจากนั้นสารบางส่วนยังใช้สำหรับการสร้างเซลล์ขึ้นใหม่ของแบคทีเรีย แสดงดังสมการ (2.20)

สารอินทรีย์ที่ใช้สร้างมีเทน = สารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ - สารอินทรีย์ที่ใช้สร้างเซลล์(2.20)

ยกตัวอย่างเช่น ถ้าให้กลูโคสแทนสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้จะได้สมการแสดงความสัมพันธ์ของสารในการสร้างก๊าซมีเทนเป็นดังสมการ (2.21)



จากสมการกลูโคส 180 กรัม ซึ่งเทียบเท่ากับซีไอดี 192 กรัมสามารถสร้างเป็นก๊าซมีเทนได้ 48 กรัม ที่สภาวะอุณหภูมิและความดันมาตรฐาน (STP) ก๊าซมีเทนที่ได้จะมีปริมาตรเท่ากับ 67.2 ลิตร เนื่องจากสารอินทรีย์ที่ถูกนำมาใช้ในการสร้างมีเทนมีค่าเท่ากับปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายลงด้วยสารอินทรีย์ที่ถูกใช้ในการสร้างเซลล์ใหม่ โดยปริมาณเซลล์ใหม่ที่ถูกสร้างขึ้นจากการย่อยสลายสารอินทรีย์สามารถคำนวณได้ แสดงดังสมการ (2.22)

$$P_x = QES_0 \frac{Y}{1 + k_d \theta_c} \times \frac{1}{1,000} \quad \dots(2.22)$$

โดยที่	P_x	=	ปริมาณเซลล์ที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ (กก./วัน)
	Q	=	อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ (ม ³ /วัน)
	Y	=	สัมประสิทธิ์การเพิ่มขึ้นของเซลล์แบคทีเรีย (กก./กก. VSS)
	E	=	ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ (%)
	S_0	=	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์เริ่มต้น (มก./ล.)
	θ_c	=	อายุตะกอน (วัน)
	k_d	=	อัตราการย่อยสลายตัวของแบคทีเรียในช่วงเอนโวจีเนส (วัน ⁻¹)

โดยค่าสัมประสิทธิ์การเพิ่มขึ้นของเซลล์แบคทีเรียและอัตราการย่อยสลายตัวของแบคทีเรียในช่วงเอนโวจีเนสมีค่าแตกต่างกันขึ้นอยู่กับชนิดของสารอินทรีย์ ว่าเป็นสารประกอบพวกไขมัน คาร์โบไฮเดรตหรือโปรตีน แสดงดังตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ค่าสัมประสิทธิ์สำหรับการเพิ่มขึ้นของเซลล์แบคทีเรียการย่อยสลายตัวของแบคทีเรียในช่วงเอนโวจีเนส สำหรับแบคทีเรียในถังหมักแบบไม่ใช้อากาศ (Metcalf and Eddy, 2004)

สารอินทรีย์	ค่าสัมประสิทธิ์	ช่วงค่า	ทั่วไป
กรดไขมัน	Y	0.040-0.070	0.050
	Kd	0.030-0.050	0.040
คาร์โบไฮเดรต	Y	0.020-0.040	0.030
	Kd	0.025-0.035	0.024
โปรตีน	Y	0.050-0.090	0.075
	Kd	0.010-0.020	0.014

ที่มา: Metcalf and Eddy (2004)

2.4 ปัจจัยที่มีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน

เนื่องจากในระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ประกอบด้วย จุลินทรีย์ 2 กลุ่ม ที่เกี่ยวข้องกันได้แก่ แบคทีเรียพวกที่ไม่สร้างก๊าซมีเทนและแบคทีเรียพวกที่สร้าง ก๊าซมีเทน ดังนั้นจึงจำเป็นต้องรักษาสภาวะแวดล้อมให้มีสภาพที่เหมาะสมที่จะทำให้จุลินทรีย์ เหล่านี้อยู่ด้วยกันได้เป็นอย่างดี ในการที่จะควบคุมระบบให้ทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพจะต้อง ทำให้จุลินทรีย์นี้อยู่ในสภาวะสมดุลกัน ซึ่งขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการคือ ปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อม และปัจจัยทางด้านการเดินระบบ (Price and Cheremisinoff, 1981; Grady *et al.*, 1999)

2.4.1 ปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อม (environmental factor)

2.4.1.1 พีเอช

pH เป็นปัจจัยที่สำคัญของระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะ ไร้ออกซิเจนที่ต้องรักษาให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมประมาณ 6.6-7.5 (Archer and Kirsop, 1991) ถ้า pH มีค่าสูงหรือต่ำกว่านี้ประสิทธิภาพของระบบจะลดลง และถ้า pH มีค่าต่ำกว่า 6.2 ประสิทธิภาพของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว เพราะที่สภาวะนี้จะเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียพวก ที่สร้างก๊าซมีเทน เนื่องจากแบคทีเรียเหล่านี้ใช้กรดอินทรีย์ระเหยไม่ทัน ทำให้ปริมาณกรดอินทรีย์ ระเหยถูกสะสมเพิ่มมากขึ้น pH จึงลดต่ำลงอย่างรวดเร็ว ถ้า pH ลดต่ำลงถึง 4.5-5.0 จะทำให้ methanogenic bacteria หยุดการเจริญเติบโต ซึ่งสามารถป้องกันได้โดยการเติมสารเคมีพวกต่าง ต่างๆ ลงไป เช่น ปูนขาว (CaO) โซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO₃) โซดาไฟ (NaOH) และโซเดียม คาร์บอเนต (Na₂CO₃) เป็นต้น หรืออาจจะลดปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบลง ในการใช้ต่างแก หรือคาร์บอเนตปรับสภาพจะทำให้คาร์บอนไดออกไซด์ที่ละลายน้ำเกิดสมดุลชั่วคราว เนื่องจาก คาร์บอนไดออกไซด์ในบรรยากาศถูกดึงเข้าไปทดแทนคาร์บอนไดออกไซด์ในน้ำ เพื่อสร้างต่างไป คาร์บอเนตทำให้ pH เพิ่มขึ้น แต่เมื่อแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มาแทนที่ จะทำ ให้จุดสมดุลเคลื่อนไปจนกระทั่งคาร์บอนไดออกไซด์ที่ละลายน้ำสมดุลกับคาร์บอนไดออกไซด์ใน บรรยากาศ

สิ่งที่ใช้บ่งชี้สภาวะภายในถังหมักไร้ออกซิเจนได้อย่างหนึ่งคือค่า pH แต่มี ปัญหาเนื่องจากเป็นค่าที่เปลี่ยนแปลงช้า ในขณะที่กรดอินทรีย์ระเหยเพิ่มมากขึ้นแต่ค่า pH กลับ เปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อยเท่านั้น เนื่องมาจากผลของบัฟเฟอร์ของความเป็นต่างภายในระบบ ดังนั้นการใช้ค่า pH สำหรับการแก้ไขสภาวะภายในระบบอาจจะไม่ทันการ เมื่อเปรียบเทียบกับ

ความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยที่เกิดขึ้น แต่อย่างไรก็ตามค่า pH ก็ยังเป็นสิ่งสำคัญในการควบคุมระบบอยู่ดีเพราะสามารถหาค่าได้ง่ายและรวดเร็ว

2.4.1.2 กรดอินทรีย์ระเหย (volatile fatty acid, VFA)

กรดอินทรีย์ระเหยเกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ของแบคทีเรียพวกสร้างกรด ซึ่งจะถูแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทนนำไปใช้เป็นสารอาหารและแหล่งพลังงาน ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยจะมีส่วนสำคัญต่อค่า pH ของระบบ คือ เมื่อมีปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยสูงขึ้น pH จะต่ำลง ระดับของกรดอะซิติกที่มีค่าเกิน 800 มิลลิกรัมต่อลิตร หรืออัตราส่วนของกรดไพรูวิกต่อกรดอะซิติกเกิน 1.4 จะทำให้ระบบเกิดการล้นเหลวได้ (Marchaim and Krause, 1993)

Pullammanappallil *et al.* (2001) รายงานว่าอัตราของการเปลี่ยนกรดไพรูวิกไปเป็นกรดอะซิติกจะเป็นตัวบ่งชี้ถึงความสมดุลของระบบโดยที่ถ้ามีกรดไพรูวิกเหลืออยู่ในถังเป็นปริมาณมาก อัตราการเกิดก๊าซก็จะลดลงทำให้ระบบล้นเหลวได้

2.4.1.3 สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity)

ความเป็นด่างในระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของไบคาร์บอเนตที่เกิดมาจากการทำปฏิกิริยากันระหว่างแอมโมเนียกับคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำให้อยู่ในรูปของแอมโมเนียมไบคาร์บอเนต ความเป็นด่างนี้จะเป็นบัฟเฟอร์ที่ดีให้แก่ระบบที่จะควบคุม pH ให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการเจริญของจุลินทรีย์ เมื่อความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยภายในระบบเพิ่มสูงขึ้น ความเป็นด่างไบคาร์บอเนตก็จะถูกทำลายไป การทำลายความสามารถในการเป็นบัฟเฟอร์นี้ เป็นสาเหตุทำให้ pH ลดลง

2.4.1.4 อุณหภูมิ

การย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนมีอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ 2 ช่วง คือ อุณหภูมิระหว่าง 30-40 องศาเซลเซียส (mesophilic temperature) จุลินทรีย์ที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า mesophilic bacteria และอุณหภูมิระหว่าง 50-60 องศาเซลเซียส (thermophilic temperature) จุลินทรีย์ที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า thermophilic bacteria (Kim *et al.*, 2002) ในช่วง thermophilic temperature อัตราเร็วของปฏิกิริยาและประสิทธิภาพของระบบจะมากกว่าในช่วง mesophilic temperature (Ahn and Forster, 2002) ทำให้สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้มากที่ระยะเวลาในการย่อยสลายสารอินทรีย์สั้นลงและลดปริมาตรถังหมักลง (Pagilla

et al., 2000; Zupancic and Ros, 2003) แต่ระบบการหมักที่อุณหภูมิสูงมีข้อเสียคือ thermophilic bacteria ทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิได้ไม่ดีเท่า mesophilic bacteria การควบคุมระบบจึงมีความเสี่ยงสูงต่อการล้มเหลวของระบบ และยังสิ้นเปลืองพลังงานในการควบคุมอุณหภูมิของระบบอีกด้วย ซึ่งเมื่อคำนึงถึงจุดนี้แล้วระบบการหมักที่อุณหภูมิต่ำน่าจะเหมาะสมกับประเทศไทยมากกว่า เพราะสภาพอากาศของประเทศไทยมีอุณหภูมิอยู่ในช่วงนี้

Masse and Masse (2001) รายงานว่าอุณหภูมิที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงฆ่าสัตว์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนคือ 20 25 และ 30 องศาเซลเซียส สามารถกำจัด COD ไปเป็นมีเทนได้เท่ากับ 84.2 88.7 และ 90.8 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าการกำจัด COD ไปเป็นมีเทนจะเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิเพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากที่อุณหภูมิสูงนั้น จุลินทรีย์ที่สร้างก๊าซมีเทนจะมีกิจกรรมสูงด้วย

2.4.1.5 สารอาหาร (nutrient)

สารอาหารแบ่งออกเป็น 2 ชนิด คือ สารอาหารหลัก (macronutrient) ได้แก่ คาร์บอน (C) ไนโตรเจน (N) ฟอสฟอรัส (P) กำมะถัน (S) และสารอาหารรอง (micronutrient) ได้แก่ แคลเซียม (Ca) แมกนีเซียม (Mg) สังกะสี (Zn) แมงกานีส (Mn) ทองแดง (Cu) โคบอลต์ (Co) เหล็ก (Fe) นิกเกิล (Ni) ปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ต้องการในการย่อยสลาย สารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนอย่างน้อยที่สุดต้องมีอัตราส่วน BOD : N : P เท่ากับ 100 : 1.1 : 0.2 โดยใช้คาร์บอนสังเคราะห์พลังงาน ไนโตรเจนสังเคราะห์โปรตีน และฟอสฟอรัสสังเคราะห์กรดนิวคลีอิก ในการควบคุมสภาวะให้เหมาะสมจึงต้องใส่สารอาหารให้เพียงพอแก่ความต้องการเพราะของเสียที่เข้าสู่ระบบนั้นมีคุณสมบัติที่แตกต่างกันออกไป เช่น ขยะของเสียเศษอาหาร ผักผลไม้ มีสารอาหารเหล่านี้ในปริมาณที่เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์แล้วแต่ของเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมบางอย่างไม่มี จึงจำเป็นต้องเติมสารอาหารเหล่านี้เพิ่ม นอกจากนี้สารอาหารรองนั้นจุลินทรีย์มีความต้องการน้อยมาก และในธรรมชาติก็มีเพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์อยู่แล้ว

Mousa and Forster (1998) รายงานว่าได้มีการเติม growth factors คือ สารประกอบอินทรีย์อย่างง่าย (simple organic compounds) เช่น กลูโคส (glucose) และไกลซีน (glycine) ที่มีความเข้มข้นน้อยกว่า 10 มิลลิกรัมต่อลิตรลงไปเพื่อยับยั้งกรดกาลิก (gallic acid) ซึ่งเป็นสารประกอบที่เกิดขึ้นบางครั้งในกระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ที่มีผลในการยับยั้งการผลิตก๊าซชีวภาพ ทำให้สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้

2.4.1.6 คุณลักษณะสารอาหาร (substrate characteristic)

องค์ประกอบของสารอาหารจะเป็นตัวกำหนดลักษณะของระบบภายใน ถังหมัก โดยจะทำหน้าที่เป็นตัวคัดเลือกจุลินทรีย์ที่จะใช้สารประกอบต่างๆ ซึ่งของเสียที่จะนำมา ย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนมักประกอบด้วยองค์ประกอบต่างๆ เหล่านี้เป็นหลัก ได้แก่ ไขมัน กรดไขมัน คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และกลุ่มของสารประกอบไนโตรเจนจากเซลล์ของสิ่งมีชีวิต โดยสารอาหารจำพวกคาร์โบไฮเดรตจะให้อัตราการย่อยสลายที่เร็วกว่าโปรตีนและไขมัน

ในเซลล์แบคทีเรียทุกชนิดจะประกอบไปด้วยธาตุที่สำคัญคือ คาร์บอน ไฮโดรเจน ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส ออกซิเจน และซัลเฟอร์ โดยแบคทีเรียที่ไม่ใช้อากาศต้องการปริมาณ ไนโตรเจนต่อน้ำหนักเซลล์เท่ากับ 9.4 (Cell Weight/N = 9.4) ในขณะที่แบคทีเรียชนิดไม่ใช้ออกซิเจนจะสร้างเซลล์เพิ่มขึ้นเป็นจำนวนมากได้เมื่อมีอัตราส่วนของธาตุไนโตรเจนต่อคาร์บอน (N/C) ในสารอาหารประมาณ 0.0620 และยังต้องการธาตุฟอสฟอรัสเท่ากับ 1 ใน 7 ของปริมาณ ธาตุไนโตรเจนที่ประกอบในเซลล์ น้ำทิ้งจึงควรมีสารอาหารที่เพียงพอแก่การเจริญเติบโตของ แบคทีเรีย โดยทั่วไปความต้องการธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจะอยู่ในอัตราส่วน 11 ต่อ 2 ถ้า ปริมาณแบคทีเรียที่เกิดขึ้นมีประมาณ 0.1 กก. ต่อ 1 กก. BOD ที่ถูกย่อยสลายอัตราส่วน BOD : N : P จะเท่ากับ 100 : 1.1 : 0.2 ซึ่งต่ำกว่าอัตราส่วนที่ใช้ในการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนอิสระซึ่งมีค่า เท่ากับ 100 : 5 : 1 ในน้ำเสียที่มีสารอาหารต่ำแต่มีสารอินทรีย์หรือซีโอดีสูง เช่น น้ำเสียจาก โรงงานน้ำอัดลมจึงสามารถที่จะใช้ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศได้โดยไม่ต้องมีการเติม สารอาหารเพิ่มเติม

2.4.1.7 สารพิษ (toxic substance)

ผลของสารพิษมีตั้งแต่พิษโดยตรง (Toxic) ลงไปถึงแค่เพียงยับยั้ง (Inhibited) การทำงานของแบคทีเรียโดยเฉพาะอย่างยิ่งผลของสารพิษที่มีต่อแบคทีเรียที่สร้าง มีเทน เนื่องจากแบคทีเรียสร้างมีเทนจะมีความไวต่อสิ่งที่มารบกวน ความรุนแรงของพิษหรือการ ยับยั้งจะเป็นสัดส่วนโดยตรงกับความเข้มข้นของสารนั้นๆ บางกรณีสารเหล่านั้นสามารถกระตุ้น การทำงานของแบคทีเรียให้มีประสิทธิภาพมากขึ้นได้หากมีความเข้มข้นที่พอเหมาะ สารที่เป็นพิษ หรือสารที่สามารถยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียในระบบ ได้แก่

1) ไอออนประจุบวกของโลหะเบา (light metal cation)

ไอออนประจุบวกของโลหะเบา ได้แก่ โซเดียม (Na^+) โพแทสเซียม (K^+) แคลเซียม (Ca^{2+}) และแมกนีเซียม (Mg^{2+}) ซึ่งเกิดขึ้นมาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ หรือ การเติมสารเคมีเพื่อปรับ pH ในระบบจะมีผลเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ซึ่งความเป็นพิษของมันเป็น

ปฏิกิริยาที่ซับซ้อนและขึ้นอยู่กับปริมาณของไอออนประจุบวกของโลหะเบาด้วยว่ามีปริมาณมากน้อยเท่าใดแสดงดังตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ความเข้มข้นกระตุ้นและยับยั้งของไอออนประจุบวกของโลหะเบา

ไอออนประจุบวก	ความเข้มข้น (mg/l)		
	กระตุ้น	เริ่มยับยั้ง	ยับยั้งอย่างรุนแรง
โซเดียม	100-200	3,500-5,500	8,000
โพแทสเซียม	200-400	2,500-4,500	12,000
แคลเซียม	100-200	2,500-4,500	8,000
แมกนีเซียม	75-150	1,000-1,500	3,000

ที่มา: นันทพงษ์ (2552)

ความเป็นพิษของไอออนประจุบวกของโลหะเบาแต่ละชนิดรุนแรงไม่เท่ากัน ไอออนประจุบวกของโลหะเบาที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 1 จะมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์น้อยกว่า ไอออนประจุบวกของโลหะเบาที่มีวาเลนซ์เท่ากับ 2 ซึ่งพิษของ Ca^{2+} และ Mg^{2+} จะมากกว่าพิษของ Na^+ และ K^+ ถึง 10 เท่า ดังนั้นพิษของไอออนประจุบวกของโลหะเบาจะเพิ่มขึ้นเมื่อมีวาเลนซ์สูงขึ้น ความเป็นพิษของไอออนประจุบวกของโลหะเบา นั้นสามารถลดลงได้ถ้ามีไอออนประจุบวกของโลหะเบาอีกชนิดหนึ่งอยู่ด้วยโดยจะทำให้ความเป็นพิษของไอออนประจุบวกของโลหะเบาชนิดแรกลดลง ซึ่งปรากฏการณ์นี้เรียกว่า antagonism แต่ในทางตรงกันข้ามไอออนประจุบวกของโลหะเบาบางชนิดจะไปเพิ่มพิษของไอออนประจุบวกของโลหะเบาอีกชนิดหนึ่งเมื่อมีอยู่ร่วมกัน และเรียกปรากฏการณ์นี้ว่า synergism

2) โลหะหนัก (heavy metal)

โลหะหนัก ได้แก่ เหล็ก ดีบุก ตะกั่ว สังกะสี ทองแดง แคดเมียม โคบอลต์ โครเมียม นิกเกิล เป็นต้น ซึ่งไอออนของโลหะหนักเหล่านี้เป็นพิษต่อจุลินทรีย์และพิษของโลหะหนักขึ้นอยู่กับว่าเกลือของโลหะหนักนั้นจะละลายน้ำได้มากน้อยเพียงใดและพิษของโลหะหนักจะมากหรือน้อยเพียงใดขึ้นกับปริมาณความเข้มข้นของไฮโดรเจนซัลไฟด์ที่มีอยู่ในของเสีย นั้น เพราะไฮโดรเจนซัลไฟด์จะรวมตัวกับโลหะหนักเกิดเป็นเกลือซัลไฟด์ซึ่งไม่ละลายน้ำและตกตะกอน ถ้าของเสียมีปริมาณซัลไฟด์ไม่เพียงพอที่จะทำให้เกิดการตกตะกอนได้ต้องเติมเกลือซัลไฟด์หรือเกลือ

ซัลเฟตลงไป เกือบทั้งสองชนิดจะถูกรีดิวซ์ไปเป็นซัลไฟด์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ทำให้สามารถลดพิษของโลหะหนักลงได้ แสดงระดับความเป็นพิษของโลหะหนักดังตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 ระดับความเป็นพิษของโลหะหนักในการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน

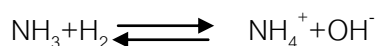
โลหะหนัก	ความเข้มข้น (mg/l)		
	ยับยั้ง	เป็นพิษ	หยุดทำงาน
Cr (III)	130	260	<200
Cr (VI)	110	420	<180
Cu	40	70	<50
Ni	10	30	>30
Cd	-	>20	>10
Pb	340	>340	>250
Zn	400	600	<1,700

ที่มา: Hayes and Theis (1978)

3) ก๊าซบางชนิด

(1) แอมโมเนีย (ammonia)

เป็นสารที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ประกอบด้วยไนโตรเจนภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน เช่น โปรตีน เป็นแอมโมเนียไนโตรเจนซึ่งอาจอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไฮดรอกไซด์ (NH_4^+) หรือก๊าซแอมโมเนีย (NH_3) โดยทั้งสองตัวนี้จะเปลี่ยนไปเปลี่ยนมาขึ้นขึ้นอยู่กับ pH ดังสมการ



ถ้า pH ต่ำกว่า 7.2 จะมี NH_4^+ มากกว่า แต่ถ้า pH สูงกว่า 7.2 จะมี NH_3 มากกว่า ซึ่งจะยับยั้งการทำงานและมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์มากกว่า NH_4^+ แอมโมเนียเมื่ออยู่ในรูปของ NH_3 จะเป็นพิษก็ต่อเมื่อมีความเข้มข้นประมาณ 100 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ในรูปของ NH_4^+ จะเป็นพิษเมื่อมีความเข้มข้นสูงเท่ากับ 7,000-9,000 มิลลิกรัมต่อลิตร

Sung and Liu (2003) รายงานว่าแอมโมเนียในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจนความเข้มข้น 4.92 และ 5.77 กรัมต่อลิตร มีผลทำให้การผลิตก๊าซมีเทนลดลงเท่ากับ 39 และ 64 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ แต่ถ้ามีการปรับสภาพแบคทีเรียพวก acetoclastic methanogen ด้วยแอมโมเนียไนโตรเจนความเข้มข้นสูง จะทำให้สามารถทนต่อปริมาณของแอมโมเนียไนโตรเจนที่เพิ่มขึ้นและช่วง pH ที่กว้างขึ้น ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนที่สามารถยับยั้งได้ 100 เปอร์เซ็นต์ เกิดในช่วง 8-13 กรัมต่อลิตรขึ้นอยู่กับสภาพและระบบ pH

(2) ซัลไฟด์ (sulfide)

เกิดขึ้นในระบบไร้ออกซิเจนจากซัลเฟต (sulfate) ที่มีอยู่ในน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบหรือเกิดจากการย่อยสลายของสารอินทรีย์ที่มีซัลเฟอร์ เช่น โปรตีน ซึ่งซัลไฟด์ที่ละลายน้ำและมีความเข้มข้นสูงกว่า 200 มิลลิกรัมต่อลิตรเท่านี้ที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ โโลหะหนักทำปฏิกิริยากับซัลไฟด์สร้างผลึกที่ไม่ละลายน้ำขึ้น การเติมโลหะบางชนิด เช่น เหล็ก สามารถลดความเป็นพิษของซัลไฟด์ละลายได้ ซัลไฟด์จะถูกแยกออกมาอยู่ในรูปของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ดังนั้นความเข้มข้นของซัลไฟด์ละลายขึ้นอยู่กับ pH ของของเหลวและส่วนประกอบของก๊าซ

4) กรดอินทรีย์ระเหย

กรดอินทรีย์ระเหยมีผลต่อจุลินทรีย์ในระบบเนื่องจากปริมาณของกรดอินทรีย์ระเหยนั้นมีผลต่อ pH ถ้ามีกรดอินทรีย์ระเหยสะสมอยู่ในระบบในปริมาณมากจะทำให้ pH ในระบบลดลงเกิดความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ แต่ถ้าในระบบมีบัฟเฟอร์ที่ดีแล้วเหตุการณ์นี้ก็จะไม่เกิดขึ้น การแก้พิษของกรดอินทรีย์ระเหยทำได้โดยลดอัตราการป้อนสารอินทรีย์ เติมสารปรับสภาพ และเพิ่มระยะเวลาในการเก็บกัก

2.4.2 ปัจจัยทางด้านการเดินระบบ (operational factor)

2.4.2.1 อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ (organic loading rate, OLR)

อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์เป็นปัจจัยอย่างหนึ่งที่จะมีผลต่อประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายในระบบและเป็นตัวแปรสำคัญที่ใช้ในการออกแบบระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้ภาวะไร้ออกซิเจนอีกด้วย เนื่องจากการเปลี่ยนสารอินทรีย์ในระบบให้กลายเป็นก๊าซมีเทนต้องมีความเข้มข้นของแบคทีเรียในปริมาณพอเหมาะกับการป้อนสารอินทรีย์ จึงจะทำให้แบคทีเรียมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ หากมีการป้อนสารอินทรีย์เข้าระบบมากเกินไปจะทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลง เนื่องจากแบคทีเรีย

บางส่วนถูกทำลายไปเพราะสภาพที่ไม่สมดุล ในทางตรงกันข้ามหากมีการบ่อนสารอินทรีย์เข้าระบบน้อยเกินไปทำให้การใช้ถังหมักไม่เต็มประสิทธิภาพ ไม่คุ้มค่าในการลงทุน และยังส่งผลให้แบคทีเรียในระบบปรับตัวเข้ากับสภาพสารอินทรีย์ที่มีปริมาณต่ำ ผลที่ตามมาคือระบบอาจล้มเหลวได้เช่นกัน อย่างไรก็ตามค่าของอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์จะแตกต่างกันไปตามธรรมชาติและชนิดของของเสีย จึงจำเป็นต้องปรับค่าอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในการเดินระบบให้เหมาะสมกับของเสียที่ใช้ด้วย สำหรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่จะใช้เป็นเกณฑ์ในการออกแบบระบบสามารถหาได้จากการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการหรือจากระบบจริงที่มีผู้เดินระบบสำเร็จมาแล้ว การปรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ให้มีค่าแตกต่างกัน ทำได้โดยเปลี่ยนอัตราการไหลของของเสียที่ไหลผ่านหรือเปลี่ยนค่าความเข้มข้นของของแข็งหรือความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ใส่เข้าไปซึ่งการเปลี่ยนอัตราการบ่อนสารอินทรีย์จะมีผลต่อระยะเวลาเก็บกักด้วย

2.4.2.2 ระยะเวลาเก็บกักทางชลศาสตร์ (hydraulic retention time, HRT)

เวลาเก็บกักทางชลศาสตร์หรือเวลาเก็บกักเป็นปัจจัยหนึ่งที่ใช้ในการควบคุมประสิทธิภาพของระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน อัตราเร็วของการย่อยสลายจะเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาเก็บกักสารอินทรีย์จนถึงค่าสูงสุดค่าหนึ่ง ต่อจากนั้นจะลดลงจนกระทั่งถึงขั้นหนึ่งที่จุลินทรีย์ถูกล้างออกจากระบบ (wash out) ในอัตราที่เร็วกว่าจุลินทรีย์จะเพิ่มจำนวนขึ้น (Yilmazer and Yenigun, 1999) ซึ่งเป็นสาเหตุที่ทำให้ระบบล้มเหลวได้สามารถแก้ไขการที่จุลินทรีย์ถูกล้างออกจากระบบได้โดยการเพิ่มระยะเวลาเก็บกักให้นานขึ้น (Wen *et al.*, 1999) นอกจากนี้ระยะเวลาเก็บกักจะเป็นปัจจัยหลักในการออกแบบระบบการหมัก กล่าวคือระยะเวลาเก็บกักเป็นระยะเวลาที่ของเสียอยู่ในถังหมัก สามารถหาได้โดยการหารปริมาตรถังหมักด้วยปริมาตรของเสียที่เติมลงในถังหมักต่อหน่วยเวลา ระยะเวลาที่จุลินทรีย์อยู่ในระบบ (solid retention time, SRT) หมายถึงมวลของของแข็งภายในระบบหารด้วยมวลของของแข็งที่ปล่อยออกจากระบบต่อวัน ในถังหมักแบบธรรมดาที่ไม่มีการหมุนเวียนตะกอน ระยะเวลาที่จุลินทรีย์อยู่ในระบบจะเท่ากับระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (SRT=HRT) แต่ในถังหมักที่มีการหมุนเวียนตะกอน ระยะเวลาที่จุลินทรีย์อยู่ในระบบมากกว่าระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (SRT>HRT)

$$HRT = SRT = \text{volume/flow rate} = V/Q$$

การควบคุมเวลาเก็บกักที่เหมาะสมจะช่วยให้แบคทีเรียที่อยู่ในระบบมีปริมาณคงที่หรือมีปริมาณเพิ่มขึ้น ระยะเวลาเก็บกักเป็นค่าที่ขึ้นอยู่กับปัจจัยสภาพแวดล้อมภายในระบบและลักษณะของของเสียที่บ่อนเข้าสู่ระบบ รวมไปถึงชนิดของแบคทีเรียในระบบเป็นสำคัญ

2.4.2.3 การกวน (mixing)

การกวนเป็นสิ่งสำคัญในระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนมีจุดประสงค์เพื่อให้สารอินทรีย์อยู่ในสภาพแขวนลอยให้จุลินทรีย์มีโอกาสสัมผัสกับสารอาหารและมีการกระจายตัวไปทั่วถึงในถังหมักเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบและป้องกันการเกิดการสะสมของสารอินทรีย์ตามจุดต่างๆ ของถังหมักและเพื่อรักษาระดับของอุณหภูมิภายในถังหมักให้มีระดับเดียวกันทั้งถัง เป็นการกระจายสารพิษ เช่น โลหะหนัก และกรดอะซิติกให้กระจายไปทั่วทั้งถังหมัก ทั้งนี้เพื่อเป็นการลดการสะสมของสารพิษ ณ จุดใดจุดหนึ่งของถังหมักซึ่งจะมีผลต่อการยับยั้งกิจกรรมของแบคทีเรียที่รุนแรงขึ้น (นันทพงศ์, 2552) เพื่อป้องกันมิให้เกิดการแยกชั้นของตะกอนลอยพวกไขมันและน้ำมันตรงบริเวณผิวหน้าของถังหมักทำให้เกิดเป็นฝ้าไขทำให้ของเหลวภายในถังหมักมีสภาพเป็นเนื้อเดียวกันและเป็นการส่งเสริมให้ก๊าซแยกตัวออกจากชั้นตะกอนบริเวณก้นถังหมักได้ง่ายขึ้น วิธีการกวนในระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนอาจจะใช้ใบพัดกวนของเสียอย่างช้าๆ หรือใช้วิธีให้น้ำตะกอนไหลเวียนในถังหมักหรืออาจใช้วิธีให้ก๊าซจากระบบไหลขึ้นสู่ด้านบนของถังหมักเพื่อดันเอาตะกอนและของเสียให้ไหลไปทั่วถังหมัก หมุนเวียนตะกอนด้วยปั๊ม แต่ละวิธีจะมีข้อดีข้อเสียแตกต่างกัน การที่จะเลือกวิธีการใดต้องคำนึงถึงปัจจัยในหลายๆ ด้านประกอบกัน การกวนเป็นสิ่งจำเป็นมากสำหรับระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนขนาดใหญ่ ทั้งนี้เพื่อเป็นการรักษาระดับของแข็งระเหยภายในถังหมักให้มีปริมาณสม่ำเสมอทั่วทั้งถังหมักและเพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงสุด

2.5 การย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (two-stage anaerobic digestion)

2.5.1 ระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน

สภาพแวดล้อมที่เหมาะสม (optimum condition) กับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียพวกสร้างกรด และแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทนมีความแตกต่างกัน เช่น แบคทีเรียพวกสร้างกรดเจริญได้ดีที่ pH ต่ำและระยะเวลาเก็บกักน้อยซึ่งจะไปยับยั้งการเจริญของแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทนทำให้อุณหภูมิทั้งสองกลุ่มทำงานได้ไม่เต็มที่ ประสิทธิภาพของระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบขั้นตอนเดียวต่ำจึงได้มีการพัฒนาระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอนขึ้น โดยวิธีการแยกกลุ่มจุลินทรีย์ทั้งสอง

นอกจากกันและจัดให้มีสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในแต่ละกลุ่ม เพื่อให้จุลินทรีย์ในแต่ละกลุ่มนั้นสามารถที่จะทำงานได้อย่างเต็มที่ เป็นการเพิ่มประสิทธิภาพให้กับระบบ ทำให้ระบบสามารถทำงานได้ดียิ่งขึ้น (Ince, 1998) วิธีการที่ใช้ในการแยกกลุ่มจุลินทรีย์มีหลายวิธี เช่น การแยกด้วยเมมเบรน (membrane separation) การควบคุมจลศาสตร์ (kinetic control) และการควบคุม pH (pH control) แต่วิธีที่นิยมใช้คือการควบคุมจลศาสตร์รวมกับการควบคุม pH

ระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน ประกอบด้วยถังปฏิกริยาสองถังแยกจากกันโดยเรียงต่อกันแบบอนุกรม ถังหนึ่งสำหรับการสร้างกรด ขณะที่อีกถังหนึ่งสำหรับการสร้างก๊าซมีเทน โดยที่สภาพแวดล้อมในถังใบแรกจะมีสภาพที่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียพวกสร้างกรด ขณะที่ถังใบที่สองซึ่งรับผลผลิตมาจากถังใบแรก ออกแบบให้เกิดสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมสำหรับแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทน

กรดอินทรีย์ระเหยเป็นผลผลิตหลักของขั้นตอนแรก ดังนั้นการควบคุม pH ในขั้นตอนที่สองเป็นสิ่งจำเป็น เมื่อความสามารถของบัฟเฟอร์เกินขีดจำกัด การควบคุมในถังหมักก๊าซมีเทนอาจทำได้โดยการทำให้สารอินทรีย์ที่จะเข้าถังหมักเป็นกลางโดยการปรับ pH หรือให้มีการเวียนกลับของส่วนเกินที่ออกจากขั้นตอนที่สอง

2.5.2 ข้อดีและข้อเสียของระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (Komatsu *et al.*, 1991; Alexiou *et al.*, 1994; Patel and Madamwar, 2001)

- ข้อดีของระบบการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน ได้แก่
- สามารถที่จะดำรงสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมที่สุด (optimum condition) สำหรับจุลินทรีย์แต่ละกลุ่มในถังหมักได้
 - สามารถลดขนาดของถังหมักได้ ทำให้ประหยัดค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและการควบคุม
 - แบคทีเรียพวกสร้างกรดสามารถเจริญเติบโตได้อย่างเต็มที่โดยไม่มีผลไปรบกวนแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทน
 - มีอัตราการทำให้ของแข็งคงสภาพ (solids stabilization) สูง และอัตราของผลผลิตก๊าซชีวภาพขั้นสุดท้ายมีเปอร์เซ็นต์ก๊าซมีเทนสูง

- สารพิษที่มีผลต่อแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซ เช่น แอมโมเนีย กรดไขมันสายยาว และซัลไฟด์ จะถูกกำจัดในขั้นตอนแรกโดยแบคทีเรียพวกสร้างกรด
- ประสิทธิภาพการลดลงของของแข็งแขวนลอยสูง
- เหมาะสำหรับการติดตั้งร่วมกับระบบบำบัดที่มีอยู่แล้ว โดยมีค่าใช้จ่ายในการลงทุนต่ำ
- ลดปัญหาการสูญเสียแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซลง ซึ่งปัญหานี้มีผลมาจากการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็วของแบคทีเรียพวกสร้างกรด

ข้อเสียของระบบการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน ได้แก่

- ค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างและควบคุมระบบสูง
- ต้องมีการควบคุมโดยผู้ชำนาญการ
- ต้องมีอุปกรณ์เพิ่มขึ้นเพื่อใช้สำหรับติดตาม ตรวจสอบ และควบคุมระบบ

2.6 ก๊าซชีวภาพ

ก๊าซชีวภาพ หมายถึง ก๊าซที่ได้มาจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างๆ ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนโดยมีจุลินทรีย์หลายชนิดทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ ก๊าซชีวภาพเป็นก๊าซผสมระหว่างก๊าซมีเทน (CH_4) และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) เป็นส่วนใหญ่ นอกจากนี้ยังอาจจะมีก๊าซไนโตรเจน ก๊าซไฮโดรเจน และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ปนอยู่บ้างเล็กน้อย แต่ก๊าซชีวภาพที่เกิดจากกระบวนการหมักจะมีปริมาณที่แตกต่างกันขึ้นอยู่กับวัตถุดิบที่ใช้และสภาวะของกระบวนการหมักด้วย

2.6.1 องค์ประกอบและคุณสมบัติของก๊าซชีวภาพ

โดยทั่วไปแล้วองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพมีดังนี้ (Polprasert, 1996) คือ ก๊าซมีเทน (CH_4) 50-75 เปอร์เซ็นต์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) 36-39 เปอร์เซ็นต์ ก๊าซไนโตรเจน (N_2) 0-8 เปอร์เซ็นต์ ก๊าซไฮโดรเจน (H_2) 0-1 เปอร์เซ็นต์ และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) 0-1 เปอร์เซ็นต์

โดยที่ก๊าซชีวภาพที่สามารถนำมาใช้เป็นพลังงานเชื้อเพลิงได้นั้นจะต้องมีก๊าซมีเทนเป็นองค์ประกอบไม่น้อยกว่า 50 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งคุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของก๊าซมีเทนแสดงดังตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 คุณสมบัติทางกายภาพและเคมีของก๊าซมีเทน

Chemical formula	CH ₄
Molecular weight	16.042
Boiling point at 14.696 psia (760 mm)	-258.68 °F (-161.49°C)
Freezing point at 14.696 psia (760 mm)	-296.46 °F (-182.48 °F)
Critical pressure	673.1 psia (47.363 kg/cm ²)
Critical temperature	-116.5 oF (-82.5 °C)
Specific gravity	
Liquid (at -263.2°F(-164 °C))	0.415
Gas (at 77°F (25 °C) and 14.696 psia (760 mm)	0.000658
Specific volume at 60 °F (15.5 °C) and 14.696 psia (760 mm)	23.61 ft ³ /lb (1.471 l/gm)
Calorific value 60 °F (15.5 °C) and 14.696 psia (760 mm)	1,012 Btu/ ft ³ (38,130.71 kJ/m ³)
Air required for combustion ft ³ / ft ³	9.53
Flammability limits	5 to 15 percent by volume
Octane rating	130
Ignition temperature	1,202 oF (650 °C)
Combustion equation	CH ₄ +2O ₂ → CO ₂ +2H ₂ O
O ₂ /CH ₄ for complete combustion	3.98 by weight
O ₂ /CH ₄ for complete combustion	2.00 by volume
CO ₂ /CH ₄ from complete combustion	2.74 by weight
CO ₂ /CH ₄ from complete combustion	1.00 by volume

ที่มา: Polprasert and Thanh (1982)

2.6.2 การใช้ประโยชน์จากก๊าซชีวภาพ

2.6.2.1 ประโยชน์ทางด้านพลังงาน

ก๊าซชีวภาพสามารถนำมาใช้แทนพลังงานในรูปแบบต่างๆ ได้จากการเปรียบเทียบกับเชื้อเพลิงชนิดอื่นๆ ได้ผลดังนี้

ก๊าซชีวภาพ 1 ลูกบาศก์เมตร ที่ประกอบด้วยมีเทน 60% จะมีค่าความร้อนประมาณ 5,000-5,500 กิโลแคลอรี

เทียบเท่าน้ำมันดีเซล	0.60	ลิตร
เทียบเท่าน้ำมันเบนซิน	0.67	ลิตร
เทียบเท่าน้ำมันเตา	0.81	ลิตร
เทียบเทาก๊าซหุงต้ม (LPG)	0.46	กิโลกรัม
เทียบเท่าพลังงานไฟฟ้า	1.20	กิโลวัตต์-ชั่วโมง
เทียบเท่าน้ำมันเบนซิน	0.67	ลิตร
เทียบเท่าไม้ฟืน	1.50	กิโลกรัม

ดังนั้น ก๊าซชีวภาพจึงสามารถนำมาใช้ประโยชน์ได้หลายประการ คือ ใช้หุงต้มอาหาร จุดตะเกียงให้แสงสว่าง ใช้กับเครื่องทำน้ำอุ่น เดินเครื่องยนต์เพื่อผลิตกระแสไฟฟ้า เป็นต้น นอกจากนี้ก๊าซชีวภาพสามารถนำมาใช้ประโยชน์ในภาคขนส่งได้ โดยนำมาใช้ทดแทนน้ำมันเชื้อเพลิงที่ใช้กับเครื่องยนต์หรือใช้เป็นระบบสองเชื้อเพลิง ติดตั้งระบบเก็บก๊าซชีวภาพเพิ่มเติม แต่ทั้งนี้จะต้องมีระบบการอัดก๊าซชีวภาพใส่ในถังความดันสูงเพื่อให้ใช้งานได้นาน ซึ่งในปัจจุบันนี้ยังไม่มีความคุ้มทุนที่จะทำ

2.6.2.2 ประโยชน์ทางการเกษตร

กากตะกอนที่ได้จากการหมักก๊าซชีวภาพสามารถนำไปใช้เป็นปุ๋ยได้ดีกว่าปุ๋ยพืชสด(ปุ๋ยคอก) ทั้งนี้เนื่องจากในขณะที่มีการหมักนั้นจะมีการเปลี่ยนแปลงสารประกอบไนโตรเจนให้กลายเป็นแอมโมเนียที่พืชสามารถนำไปใช้ได้ง่ายกว่า และยังมีคุณสมบัติที่ดีกว่าปุ๋ยเคมีในการใช้ปรับปรุงดินเพื่อการเกษตรให้มีสภาพดีขึ้นด้วย หรือนำไปใช้เป็นวัสดุปรับปรุงดินที่มีคุณภาพ

2.6.2.3 ประโยชน์ทางด้านสิ่งแวดล้อม

ลดปัญหาของกลิ่นและก๊าซพิษ ไม่ก่อให้เกิดกลิ่นเหม็นรบกวน ลดปัญหาการเกิดโรค ไม่เป็นแหล่งเพาะพันธุ์ หรือแพร่พันธุ์เชื้อโรค และสัตว์น้ำโรค ลดการปล่อยก๊าซมีเทนสู่บรรยากาศ ซึ่งเป็นก๊าซที่ก่อให้เกิดภาวะเรือนกระจก ลดปัญหาเรื่องคุณภาพในแหล่งน้ำธรรมชาติ ไม่เป็นต้นเหตุทำให้แหล่งน้ำสาธารณะเน่าเสีย

2.7 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

อาริยา วิรัชวรกุล (2546) ศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหารโดยกระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน เติบโตด้วยสารละลายเศษอาหารที่มีค่าของแข็งทั้งหมดประมาณ 4 เปอร์เซ็นต์ (น้ำหนักต่อปริมาตร) ที่ระยะเวลาที่เก็บเท่ากับ 35 30 25 และ 20 วัน พบว่าค่า pH ของสารละลายเศษอาหารและถังหมักกรดต่ำอยู่ในช่วง 4.00-5.89 และ 3.63-3.99 ตามลำดับ ส่วนถังหมักก๊าซมีค่าสูงกว่าอยู่ในช่วง 6.82-7.39 ซึ่งเป็น pH ที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทน สภาวะที่เหมาะสมในการทำงานของระบบการย่อยสลายเศษอาหารภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน คือที่ HRT 30 วัน คิดเป็น OLR 6.39 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 38.43 ลิตรต่อวัน โดยมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทน 60.61 เปอร์เซ็นต์ และมีประสิทธิภาพการกำจัด COD ของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยทั้งหมด และของแข็งแขวนลอย เท่ากับ 87.03 79.75 83.35 และ 76.83 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

Cho *et al.* (1995) ศึกษาการพัฒนาระบบการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนของเศษอาหารในประเทศเกาหลีที่มีของแข็งทั้งหมด 20 เปอร์เซ็นต์ จากระบบขั้นตอนเดียว ซึ่งมีปัญหา คือเกิดการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหยขึ้นในถังหมักทำให้ไปยับยั้งการสร้างก๊าซมีเทน โดยใช้ระบบแบบสองขั้นตอนที่มีถังหมักก๊าซขนาด 1 ลิตร และ 8 ลิตร พบว่าระบบสองขั้นตอนสามารถแก้ปัญหานี้ได้ เพราะกรดอินทรีย์ระเหยที่เกิดขึ้นในถังหมักกรดจะถูกย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ในถังหมักก๊าซ โดยที่สามารถลดปริมาณของแข็งทั้งหมดลงได้ 87-90 เปอร์เซ็นต์ ประมาณ 90 เปอร์เซ็นต์ของของแข็งระเหยจะเปลี่ยนไปเป็นก๊าซชีวภาพและมี methane yield เท่ากับ 405-415 มล./กรัม VS

Mtz.-Vituria *et al.* (1995) ศึกษาการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอนที่สภาวะ mesophilic (35 องศาเซลเซียส) ของผักผลไม้ โดยมีอัตราภาวะบรรทุกลดอินทรีย์ 3-12.5 กก. VS/ลบ.ม. วัน พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 18 วัน สามารถกำจัดของแข็ง

ระเหยได้ 72 เปอร์เซ็นต์ แต่ที่ระยะเวลาเก็บกัก 4-5 วัน สามารถกำจัดของแข็งระเหยได้ 27 เปอร์เซ็นต์

Ghaly (1996) ศึกษาการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนของ acid cheese whey และ dairy manure แบบสองขั้นตอนที่มีการควบคุม pH ในถังหมักก๊าซเปรียบเทียบกับขั้นตอนเดียวที่ไม่มีการควบคุม pH พบว่าการควบคุม pH โดยที่ acid cheese whey มี pH 5.9-6.0 และ dairy manure มี pH 6.9-7.0 สามารถเพิ่ม biogas production rate และ methane yield และลดค่า COD และความเข้มข้นของของแข็งได้

Raynal *et al.* (1998) ศึกษากระบวนการย่อยสลายของเสียที่เป็นของแข็งจากโรงงานอุตสาหกรรม คือ เปลือกมันฝรั่ง ผักสลัด ถั่วเขียวผสมกับแครอท และกากแอปเปิล ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน โดยระบบประกอบด้วยถังหมักกรดแบบ liquefaction reactor และถังหมักก๊าซแบบ central methane fixed-film reactor ที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส พบว่ามี hydrolysis yield สูงถึง 80 เปอร์เซ็นต์ ในถังหมักกรดและของเหลวที่เหลือออกจากถังหมักกรดจะถูกย่อยสลายในถังหมักก๊าซประมาณ 80 เปอร์เซ็นต์ ทำให้ได้ผลลัพธ์สุดท้ายมีการกำจัดสารอินทรีย์ไปได้ถึง 87 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพการย่อยสลายสูงในระบบนี้

Schober *et al.* (1999) ศึกษาการย่อยสลายของเสียจากเทศบาลภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนในถังหมักแบบ continuous stirrer tank reactor (CSTR) ที่สภาวะของ mesophilic (37 องศาเซลเซียส) และ thermophilic (55 องศาเซลเซียส) พบว่าอัตราภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ 6.0 กรัม VS/ลิตร.วัน และระยะเวลาเก็บกัก 11 วัน สามารถกำจัดของแข็งระเหยได้ 72 เปอร์เซ็นต์ และมี gas yield 800 ลิตร/กก. VS ที่สภาวะ mesophilic และสามารถกำจัดของแข็งระเหยได้ 80 เปอร์เซ็นต์ และมี gas yield 830 ลิตร/กก. VS ที่สภาวะ thermophilic แสดงให้เห็นว่าการย่อยสลายแบบสองขั้นตอนมีประสิทธิภาพสูงกว่าการย่อยสลายแบบขั้นตอนเดียว โดยที่สามารถรับอัตราภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูง ที่ระยะเวลาเก็บกักต่ำ การย่อยสลายเกิดขึ้นเร็ว

Dinsdale *et al.* (2000) ศึกษาการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอนของตะกอน activated sludge 10 เปอร์เซ็นต์ของแข็งทั้งหมด ผสมกับเศษผักผลไม้ 25 เปอร์เซ็นต์ของแข็งระเหย โดยใช้ถังหมักกรดแบบ CSTR และถังหมักก๊าซแบบ inclined tubular digester ดำเนินระบบที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส มีอัตราการป้อนสารอินทรีย์ 5.7 กก. VS/ลบ.ม. วัน มีระยะเวลาเก็บกัก 13 วัน (ถังหมักกรด 3 วัน และถังหมักก๊าซ 10 วัน) พบว่ามี biogas methane content 68 เปอร์เซ็นต์ และในถังหมักก๊าซมี bicarbonate alkalinity มากกว่า 4,000 มก. $\text{CaCO}_3/$

ลิตร แต่มีกรดอินทรีย์ระเหยสูงเท่ากับ 1,300 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อเพิ่มระยะเวลาเก็บกักเป็น 17 วัน (อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ 4.3 กก. VS/ลบ.ม. วัน) มีกรดอินทรีย์ระเหยลดเหลือ 300 มิลลิกรัมต่อลิตร และลดของแข็งระเหยลงเหลือ 44 เปอร์เซ็นต์

R.M. Dinsdale *et al.* (2000) ศึกษาการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอนของตะกอน activated sludge 10 เปอร์เซ็นต์ของแข็งทั้งหมด ผสมกับเศษผักผลไม้ 25 เปอร์เซ็นต์ของแข็งระเหย โดยใช้ถังหมักกรดแบบ CSTR และถังหมักก๊าซแบบ inclined tubular digester ดำเนินระบบที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส มีอัตราการป้อนสารอินทรีย์ 5.7 กก. VS/ลบ.ม. วัน มีระยะเวลาเก็บกัก 13 วัน (ถังหมักกรด 3 วัน และถังหมักก๊าซ 10 วัน) พบว่ามี biogas methane content 68 เปอร์เซ็นต์ เมื่อเพิ่มระยะเวลาเก็บกักเป็น 17 วัน (อัตราการป้อนสารอินทรีย์ 4.3 กก. VS/ลบ.ม. วัน) มีกรดอินทรีย์ระเหยลดเหลือ 300 มิลลิกรัมต่อลิตรและลดของแข็งระเหยลดเหลือ 44 เปอร์เซ็นต์

Anjan และ Kalia-Shiv (2001) ศึกษาผลของการผสมของเหลวสำหรับช่วยย่อยสลายต่ออัตราการผลิตก๊าซชีวภาพจากของเสียจำพวกมูลสัตว์ในถังหมักไร้ออกซิเจน โดยทำการทดลองหมักมูลสัตว์ 40 กิโลกรัม เปรียบเทียบการย่อยสลายใน 2 ถัง คือ ถังหมักที่มีมูลสัตว์เพียงอย่างเดียว และถังหมักที่มีมูลสัตว์ถูกผสมด้วยของเหลวช่วยย่อยสลาย ผลการทดลองพบว่า ถังที่มีมูลสัตว์อย่างเดียวสามารถผลิตแก๊สชีวภาพได้ 821 ลิตร และถังที่มีการผสมของเหลวเพื่อช่วยย่อยสลายสามารถผลิตแก๊สชีวภาพได้ 1,457 ลิตร โดยการผสมของเหลวสำหรับช่วยย่อยสลายนั้นไม่เพียงแต่ช่วยเพิ่มอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพเท่านั้น แต่สามารถช่วยในการกำจัดของแข็งระเหยได้อีกด้วย โดยพบว่าสำหรับถังที่มีการผสมของเหลวสำหรับช่วยย่อยสลายนั้นสามารถกำจัดของแข็งระเหยสูง 36.1 เปอร์เซ็นต์ ในขณะที่ถังที่ไม่มีการผสมสามารถกำจัดของแข็งระเหยได้เพียง 23.93 เปอร์เซ็นต์

Blonskaja *et al.* (2002) ศึกษาการย่อยสลาย distillery waste ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอนที่สภาวะ mesophilic ระบบประกอบด้วยถังหมักแบบ AF และ upflow anaerobic sludge blanket (UASB) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 10-19 วัน และอัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ 2.5-5.1 กก.COD/ลบ.ม. วัน ในถังแรก และระยะเวลาเก็บกัก 20-39 วัน และอัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ 0.6-2.5 กก. COD/ลบ.ม. วัน ในถังที่สอง พบว่าสามารถกำจัด COD ได้เท่ากับ 54 และ 93 เปอร์เซ็นต์ในถังแรกและถังที่สอง ตามลำดับ ถังหมักกรดเปลี่ยน COD เป็นกรดอินทรีย์ระเหย 20.5 เปอร์เซ็นต์ มี pH ในถังหมักก๊าซอยู่ในช่วง 7.2-7.8

Kim, Ahn และ Speece (2002) ศึกษาเปรียบเทียบเสถียรภาพและประสิทธิภาพของการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนที่อุณหภูมิปานกลาง 35 องศาเซลเซียส และอุณหภูมิสูง 55 องศาเซลเซียส โดยทดลองเปรียบเทียบในถัง 4 ชนิดคือ ถังปฏิกรณ์กวนต่อเนื่องเติมน้ำเสียแบบกะ ถังปฏิกรณ์กวนต่อเนื่องเติมน้ำเสียแบบต่อเนื่อง ถังปฏิกรณ์กวนต่อเนื่องแบบ 2 ขั้นตอน และถังปฏิกรณ์ที่ไม่มีกวน โดยเพิ่มอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เรื่อยๆ และสังเกตจุดที่ระบบล้มเหลวคือมีฟิเอชต่ำกว่า 5 ผลการทดลองพบว่า ถังปฏิกรณ์ที่ระบบล้มเหลวเป็นลำดับแรก คือ ถังปฏิกรณ์ย่อยที่อุณหภูมิสูงเติมน้ำเสียแบบกะ ถังปฏิกรณ์ที่ไม่มีกวนมีอุณหภูมิปานกลาง และถังปฏิกรณ์ต่อเนื่องแบบ 2 ขั้นตอนที่อุณหภูมิสูงสามารถรองรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ 7.4 กรัมของของแข็งระเหยต่อลิตรต่อวัน รองลงมาคือถังปฏิกรณ์ที่มีอุณหภูมิปานกลางแบบกวนต่อเนื่องเติมน้ำเสียแบบกะและแบบ 2 ขั้นตอน สามารถรองรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ 10.1 กรัมของของแข็งระเหยต่อลิตรต่อวัน ถังปฏิกรณ์ที่สามารถรองรับค่าอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงสุดคือ ถังปฏิกรณ์กวนต่อเนื่องที่เติมน้ำเสียแบบต่อเนื่องทั้งอุณหภูมิปานกลางและอุณหภูมิสูง และถังปฏิกรณ์ที่ไม่มีกวนอุณหภูมิปานกลางสามารถรองรับได้ 20.3 กรัมของของแข็งระเหยต่อลิตรต่อวัน ส่วนถังที่มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยได้สูงสุดคือถังปฏิกรณ์กวนต่อเนื่องแบบ 2 ขั้นตอนอุณหภูมิสูง และถังปฏิกรณ์ที่ไม่มีกวนอุณหภูมิสูงสามารถกำจัดได้ 77 ± 2 และ 77 ± 1 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

Sosnowski et al. (2003) ศึกษาผลของการผลิตก๊าซมีเทนของตะกอนของเสียและขยะเทศบาลที่ได้คัดแยก ที่สภาวะ thermophilic และ mesophilic แบ่งการทดลองออกเป็น 5 การทดลอง คือ 1. ใช้ primary sludge และตะกอน activated sludge ที่สภาวะ thermophilic ในถังหมักขนาด 40 ลิตร 2. ใช้ตะกอนของเสีย (75 เปอร์เซ็นต์) ผสมกับขยะเทศบาลที่ได้คัดแยก (25 เปอร์เซ็นต์) ในถังหมักแบบการทดลองแรก การทดลองที่ 3 4 และ 5 ใช้ระบบสองขั้นตอน ซึ่งประกอบด้วยถังหมักกรดแบบ CSTR ที่สภาวะ thermophilic (56 องศาเซลเซียส) และถังหมักก๊าซที่สภาวะ mesophilic (36 องศาเซลเซียส) โดย 3. ใช้ขยะเทศบาลที่ได้คัดแยกเป็น substrate เพียงอย่างเดียว 4. ใช้ตะกอนของเสียจากบ่อบำบัดน้ำเสียเทศบาล 5. ใช้ตะกอนของเสียและขยะเทศบาลที่ได้คัดแยกผสมกัน พบว่าปริมาณก๊าซมีเทนมีมากกว่า 60 เปอร์เซ็นต์ในทุกการทดลอง และ biogas productivity มีค่าอยู่ระหว่าง 0.4 และ 0.6 ลิตร/กรัม VSS add ซึ่งขึ้นอยู่กับ substrate ที่ใช้และถังหมักด้วย

Hashimoto, Roman และ Hruska (2004) ศึกษาถึงผลของระยะเวลาในการกวนผสมและสภาวะความเป็นสภาวะภายในถังปฏิกรณ์ต่ออัตราการผลิตก๊าซมีเทนโดยการหมักแบบไร้ออกซิเจน

ออกซิเจนจากของเสียจากการปศุสัตว์ ผลการทดลองพบว่า การกวนผสมในถังหมักอย่างต่อเนื่องสามารถผลิตก๊าซมีเทนได้สูงกว่าการกวนเพียงวันละ 2 ชม อย่างมีนัยสำคัญ โดยพบว่าทั้งที่ระยะเวลาพักทางชีวศาสตร์ 4 วันและ 6 วัน การกวนแบบต่อเนื่องจะมีอัตราการผลิตก๊าซมีเทนได้สูงกว่าการกวนเพียงครั้งคราวคิดเป็น 8-11 เปอร์เซ็นต์

Pornsiri Chaisri และคณะ (2007) ศึกษาผลของอัตราการป้อนสารอินทรีย์ต่อการสร้างกรดไขมันระเหยและการผลิตแก๊สมีเทนจากการบำบัดน้ำทิ้งจากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มแบบไร้ออกซิเจนในถังปฏิกรณ์ยูเอเอสบี (UASB) และยูเอฟเอเอฟ (UFAF) โดยใช้ถัง UASB เป็นถังผลิตกรดไขมันระเหย และใช้ถัง UFAF เป็นถังผลิตมีเทนสำหรับสร้างก๊าซมีเทน โดยเพิ่มอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์จาก 2.50 ถึง 17.5 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน สำหรับถัง UASB และจาก 1.10 ถึง 10.00 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน สำหรับถัง UFAF ซึ่งสอดคล้องกับระยะเวลาที่ใช้ในการเก็บกักของเสียอยู่ในช่วง จาก 20.0 ถึง 2.86 วัน สำหรับถัง UASB และจาก 13.5 ถึง 1.50 วัน สำหรับถัง UFAF ตามลำดับ ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพของการกำจัดซีโอดีสำหรับถังปฏิกรณ์ทั้งสองมากกว่า 80.0% กรดไขมันระเหยจะถูกผลิตเพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มอัตราการป้อนสารอินทรีย์ ปริมาณของกรดไขมันระเหยทั้งหมดและกรดอะซิติกในถัง UASB เท่ากับ 5.50 และ 4.90 กรัมต่อลิตรตามลำดับ ซึ่งได้รับที่อัตราการป้อนสารอินทรีย์เท่ากับ 17.5 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน โดยระยะเวลาในการเก็บกักเท่ากับ 2.86 วัน ขณะที่ผลการทดลองในถังปฏิกรณ์ UFAF พบว่า การผลิตก๊าซมีเทนและก๊าซชีวภาพจะเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราการป้อนสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น จนกระทั่งถึง 7.50 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน โดยให้ผลการผลิตมีเทนสูงสุด 0.342 ลิตรมีเทนต่อกรัมซีโอดีที่ถูกใช้ไป และเมื่ออัตราการป้อนสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นถึง 10.0 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวันการผลิตก๊าซมีเทนและก๊าซชีวภาพจะลดลงอย่างมีนัยสำคัญ ดังนั้นอัตราการป้อนสารอินทรีย์ที่เหมาะสมสำหรับถัง UASB และถัง UFAF อยู่ที่ประมาณ 15.5 และ 7.5 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน ตามลำดับ

YongJin Park *et al.* (2007) ทำการศึกษาเปรียบเทียบถังหมักแบบไร้อากาศระหว่างชั้นตอนเดียวและสองชั้นตอนสำหรับการจัดการมูลฝอยที่เกิดจากครัวเรือน โดยใช้ถังหมักในระดับห้องปฏิบัติการ มีการป้อนมูลฝอยเศษอาหาร สำหรับถังหมักทั้งแบบชั้นตอนเดียวและสองชั้นตอนให้อัตราการผลิตก๊าซมีเทนสูงสุด 90% คิดเป็นอัตราการป้อนสารอินทรีย์เท่ากับ 15 กรัม COD/ลิตร.วัน ความเข้มข้นของ propionate ของถังหมักชั้นตอนเดียวจะขึ้นๆ ลง อยู่ที่ 2 กรัม COD สูงกว่าในถังหมักสองชั้นตอน การป้อนมูลฝอยจากครัวเรือนสามารถย่อยสลายอย่างมีประสิทธิภาพในถังหมักชั้นตอนเดียวและสองชั้นตอน อัตราการป้อนสารอินทรีย์น้อยกว่า 20 กรัม COD/ลิตร.วัน ถังหมักแบบสองชั้นตอนมีความเสถียรของระบบมากกว่าและบำรุงรักษาได้ง่ายกว่า

Chaoui และ Richard (2008) ศึกษาผลของความถี่ในการกวนผสมต่อปริมาณก๊าซมีเทน ในกระบวนการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน โดยทดลองกวนของเหลวเป็น 1, 2 และ 3 ครั้งต่อวัน ในถึงปฏิกรณ์กวนสมบูรณ์ วัดปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นจากการทดลอง ผลการทดลองพบว่า การกวนที่เพิ่มขึ้นส่งผลให้การผลิตก๊าซมีเทนเกิดได้น้อยลง โดยการกวนที่มากเกินไปส่งผลให้กลุ่มของแบคทีเรียเสียหาย และทำให้การย่อยสลายของแบคทีเรียเกิดเป็นก๊าซไฮโดรเจนได้มากขึ้น

Boubaker Fezzani และ Ridha Ben Cheikh (2010) ศึกษาการหมักร่วมภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอนของของเสียจากน้ำเสียผสมกับของแข็งที่ได้จากการแปรรูปมะกอก (OMW และ OMSW) โดยใช้ถังแบบ semi-continuous digesters ซึ่งมีระยะเวลาเก็บกัก 14 และ 24 วัน อัตราการปล่อยสารอินทรีย์ 5.54 - 14 กรัม COD/ลิตร.วันในขั้นแรก (ถังหมักกรด) และมีระยะเวลาเก็บกัก 18 24 และ 36 วัน อัตราการปล่อยสารอินทรีย์ 2.28 - 9.17 กรัม COD/ลิตร.วันในขั้นที่สอง (ถังหมักก๊าซ) พบว่าระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมในถังหมักกรดคือ 24 วัน และ 36 วัน ในถังหมักก๊าซ มี methane productivity สูงสุด 40.17 ± 0.9 ลิตร/ลิตร OMW fed โดยระบบนี้สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ 74-82 เปอร์เซ็นต์

Sami Luste และ Sari Luostarinen (2010) ศึกษาการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนของการผสมของเสียจากอุตสาหกรรมเนื้อกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน โดยมีถังหมัก 3 ถัง เติมน้ำที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส มีอัตราส่วนของเสียจากอุตสาหกรรมเนื้อกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนถึง 1 และ 2 1:7 ปริมาตร/ปริมาตร โดยถังที่ 2 มีการป้อนสารอาหารที่อุณหภูมิ 70 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 60 นาที ก่อนนำเข้าสู่ระบบ ส่วนถังที่ 3 มีอัตราส่วน 1:3 ปริมาตร/ปริมาตร ระยะเวลาเก็บกัก 25 20 และ 14 วัน มีการปล่อยสารอินทรีย์ 1.8-4.0 กก. VS/ลบ.ม. วัน พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 วันมี methane สูงสุด 63 ± 1 และ 65 ± 1 เปอร์เซ็นต์ โดยที่สามารถรับอัตราการปล่อยสารอินทรีย์ได้สูง ที่ระยะเวลาเก็บกักต่ำ การย่อยสลายเกิดขึ้นเร็ว

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 3

อุปกรณ์ เครื่องมือ และวิธีการทดลอง

3.1 ขยะเศษอาหาร

ขยะเศษอาหารจากโรงอาหารอาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย นำมาบดละเอียดด้วยเครื่องปั่นแล้วบรรจุในถุงพลาสติกเก็บไว้ที่อุณหภูมิแช่แข็งประมาณ -4 องศาเซลเซียส เพื่อป้องกันปฏิกิริยาทางชีวเคมีที่จะเกิดขึ้น ใช้ในการเตรียมเป็นสารละลายเศษอาหารในการทดลองระดับห้องปฏิบัติการ สำหรับระดับภาคสนามใช้ขยะเศษอาหารจากโรงอาหารอาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย มาบดละเอียดและใช้ในแต่ละวัน (ไม่ผ่านการแช่แข็ง)

3.2 กากตะกอนน้ำเสียชุมชน

กากตะกอนน้ำเสียชุมชนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศ อาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

3.3 เชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้นที่ใช้ในการเดินระบบ

เชื้อจุลินทรีย์เริ่มต้นที่ใช้สำหรับการเดินระบบสำหรับการทดลองครั้งนี้ ใช้เชื้อจุลินทรีย์จากระบบการย่อยสลายขยะเศษอาหารภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบขั้นตอนเดียว โรงอาหารหอพักนิสิต จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งหัวเชื้อมีความคุ้นเคยกับขยะเศษอาหารเป็นอย่างดี

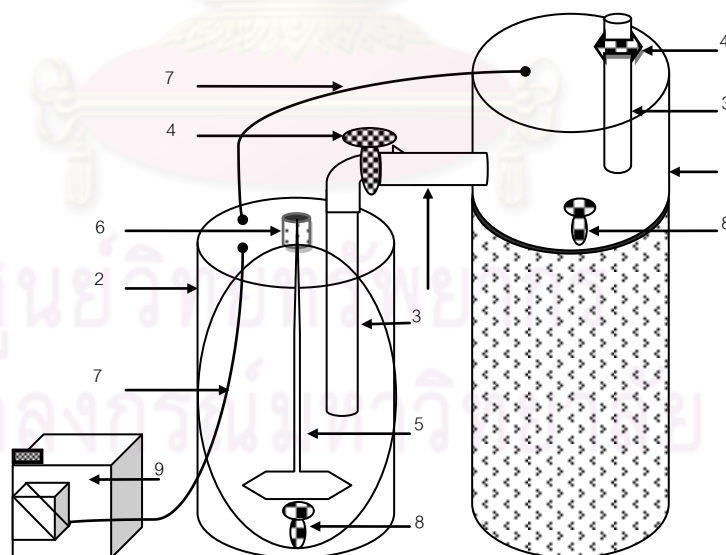
3.4 เครื่องมือที่ใช้ในการทดลอง

3.4.1 ระดับห้องปฏิบัติการ (laboratory scale)

ถังหมักในระดับห้องปฏิบัติการ (laboratory scale) ที่ใช้ในการทดลองนี้เป็นแบบระบบการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (two-stage anaerobic digestion) แสดงดังภาพที่ 3.1 และภาพที่ 3.2 ซึ่งประกอบด้วย ถังหมักกรด (acid tank) ถังหมักก๊าซมีเทน (methane tank) มอเตอร์ และระบบวัดปริมาณก๊าซชีวภาพ



ภาพที่ 3.1 ระบบถังหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (two-stage anaerobic digestion) ในระดับห้องปฏิบัติการ



ภาพที่ 3.2 แผนภาพของระบบถังหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ในระดับห้องปฏิบัติการ : 1. ถังหมักกรด, 2. ถังหมักก๊าซ, 3. ท่อพีวีซี, 4. วาล์วปิดเปิด, 5. ไบโควน, 6. มอเตอร์, 7. สายยางต่อก๊าซ, 8. วาล์วปิดเปิด 9. ระบบวัดก๊าซ

3.4.1.1 ถังหมักกรด

ถังหมักกรดที่ใช้ในการทดลองผลิตจากท่อพีวีซีที่บดแสง ปริมาตร 3.76 ลิตร ปริมาตรความจุ 2.82 ลิตร ปิดส่วนบนและส่วนล่างของถังด้วยแผ่นอะคริลิกใสยึดติดด้วยน็อตและสกรู ลักษณะของถังหมักประกอบด้วย ท่อขยะเศษอาหารเข้าระบบ ท่อขยะเศษอาหารออกจากระบบ ท่อเก็บตัวอย่างขยะเศษอาหาร และท่อสำหรับปล่อยก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นภายในถังหมักกรดไปยังถังหมักก๊าซมีเทน

3.4.1.2 ถังหมักก๊าซมีเทน

ถังหมักก๊าซมีเทนที่ใช้ในการทดลองผลิตจากท่อพีวีซีที่บดแสง ปริมาตร 9.60 ลิตร ปริมาตรความจุ 7.20 ลิตร ปิดส่วนบนและส่วนล่างของถังด้วยแผ่นอะคริลิกใสยึดติดด้วยน็อตและสกรู ลักษณะของถังหมักกวนสมบูรณ์ประกอบด้วย ท่อขยะเศษอาหารเข้าระบบ ท่อขยะเศษอาหารออกจากระบบ และท่อสำหรับเก็บก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นภายในถังหมัก ในส่วนของใบพัดสำหรับกวนของเสียภายในถังหมักกวนสมบูรณ์ติดตั้งใบกวนแบบใบพาย (paddle) ขนาด 8 เซนติเมตร × 4 เซนติเมตร จำนวน 1 ใบ โดยเชื่อมต่อกับส่วนของใบพัดและก้านใบพัดสำหรับกวนกับมอเตอร์ในแนวดิ่ง

3.4.1.3 มอเตอร์

มอเตอร์ที่ใช้เชื่อมต่อกับใบกวนสำหรับกวนน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์กวนสมบูรณ์ การทดลองครั้งนี้ใช้มอเตอร์ขนาดเล็กโดยใช้ไฟฟ้ากระแสตรงขนาด 1 แอมแปร์ 12 โวลต์ ซึ่งในที่นี้ใช้ตัวแปลงสัญญาณไฟฟ้า (Adapter) เป็นตัวเปลี่ยนสัญญาณไฟฟ้ากระแสสลับขนาด 220 โวลต์ เพื่อนำมาใช้กับมอเตอร์ดังกล่าว

3.4.1.4 ระบบวัดปริมาณก๊าซชีวภาพ

ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะถูกวัดปริมาณก๊าซโดยใช้ก๊าซมีเตอร์ที่ประกอบจากอะคริลิกใส โดยใช้หลักการแทนที่น้ำในกล่องอะคริลิกที่ทราบปริมาตรและมีเคาท์เตอร์นับจำนวนครั้งของการแทนที่น้ำ ก๊าซที่เกิดจะเก็บไปวิเคราะห์หาองค์ประกอบ โดยการต่อสายจากหัวถังไปยังถุงเก็บก๊าซขนาด 1 ลิตร และพันด้วยพาราฟินอีกครั้ง ก่อนจะนำไปวิเคราะห์หาองค์ประกอบของก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์โดยใช้เครื่อง Gas Chromatography ที่มีคอลัมน์เป็น Thermal Conductivity Detector (TCD) ต่อไป

3.4.2 ระดับภาคสนาม (pilot scale)

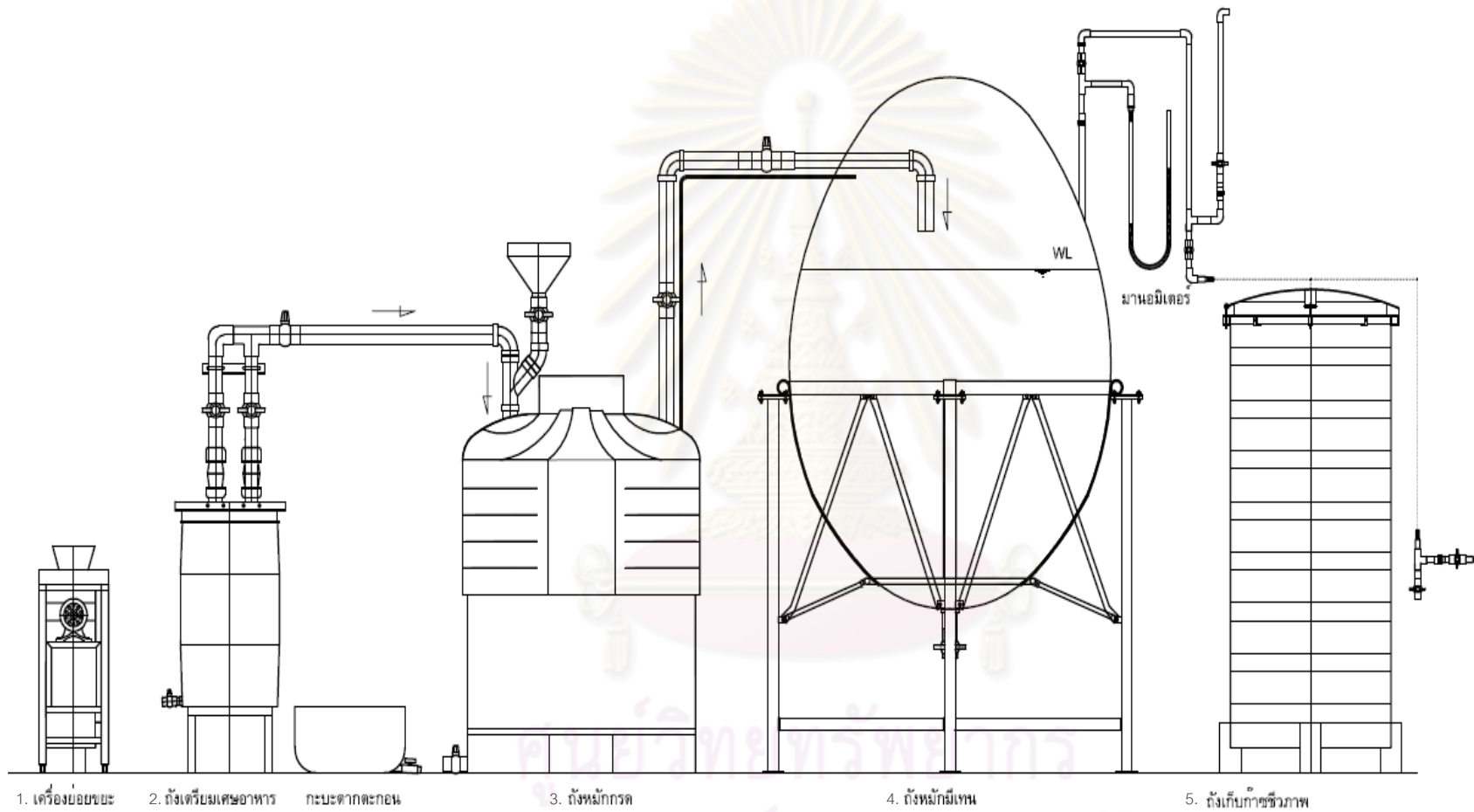
ถังหมักในระดับภาคสนาม (pilot scale) เป็นแบบระบบการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (two-stage anaerobic digestion) แสดงดังภาพที่ 3.3-3.5 ซึ่งประกอบด้วย ถังเตรียมเศษอาหาร ถังหมักกรด (acid tank) ถังหมักก๊าซมีเทน (methane tank) มอเตอร์ ส่วนเก็บก๊าซชีวภาพ ระบบวัดปริมาณก๊าซชีวภาพ



ภาพที่ 3.3 ระบบถังหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (two-stage anaerobic digestion) ในระดับภาคสนาม (ด้านหน้า)



ภาพที่ 3.4 ระบบถังหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน (two-stage anaerobic digestion) ในระดับภาคสนาม (ด้านหลัง)



ภาพที่ 3.5 แผนภาพของระบบถังหมักภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ในระดับภาคสนาม : 1. เครื่องย่อยขยะ, 2. ถังเตรียมเศษอาหาร, 3. ถังหมักกรด, 4. ถังหมักก๊าซ และ 5. ถังเก็บก๊าซชีวภาพ

3.4.2.1 ถังเตรียมขยะเศษอาหาร

ถังเตรียมเศษอาหารพร้อมฝาปิด ปริมาตรความจุ 120 ลิตร ภายในประกอบด้วยเครื่องสูบลม สำหรับลำเลียงขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนเข้าสู่ถังหมักกรด ดังภาพที่ 3.6



ภาพที่ 3.6 ถังเตรียมเศษอาหารและเครื่องสูบลม

3.4.2.2 ถังหมักกรด

ถังหมักกรดที่ใช้ มีปริมาตร 1,000 ลิตร ปริมาตรความจุ 750 ลิตร ประกอบด้วย ท่อขยะเศษอาหารเข้าระบบ ท่อขยะเศษอาหารออกจากระบบ ท่อเก็บตัวอย่างขยะเศษอาหาร และท่อสำหรับปล่อยก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นภายในถังหมักกรดไปยังถังหมักก๊าซมีเทน

3.4.2.3 ถังหมักก๊าซมีเทน

ถังหมักก๊าซมีเทน มีปริมาตร 2,500 ลิตร ปริมาตรความจุ 1,875 ลิตร ประกอบด้วย ท่อขยะเศษอาหารเข้าระบบ ท่อขยะเศษอาหารออกจากระบบ และท่อสำหรับต่อก๊าซที่เกิดขึ้นภายในถังหมักไปยังถังเก็บก๊าซชีวภาพ ในส่วนของใบพัดสำหรับกวนของเสียภายในถังหมักกวนสมบูรณ์ติดตั้งใบกวนแบบใบพาย (paddle) จำนวน 1 ใบ โดยเชื่อมต่อกับส่วนของใบพัดและก้านใบพัดสำหรับกวนกับมอเตอร์ในแนวดิ่ง

3.4.2.4 มอเตอร์

มอเตอร์ที่ใช้เชื่อมต่อกับใบกวนสำหรับกวนน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์กวนสมบูรณ์ การทดลองครั้งนี้ใช้มอเตอร์ขนาดเล็กโดยใช้ไฟฟ้ากระแสตรงขนาด 1 แอมแปร์ 12 โวลต์ ซึ่งในที่นี้ใช้ตัวแปลงสัญญาณไฟฟ้า (Adapter) เป็นตัวเปลี่ยนสัญญาณไฟฟ้ากระแสสลับขนาด 220 โวลต์ เพื่อนำมาใช้กับมอเตอร์ดังกล่าว

3.4.2.5 ระบบเก็บก๊าซชีวภาพ

ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะถูกเก็บภายในถังเก็บก๊าซชีวภาพ ซึ่งสามารถขึ้นลงตามปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้น และวัดปริมาณก๊าซโดยใช้ก๊าซมิเตอร์ซึ่งต่อกับท่อซึ่งเชื่อมมาจากถังเก็บก๊าซ ก๊าซที่เกิดขึ้นจะเก็บไปวิเคราะห์หาองค์ประกอบ โดยการต่อสายยางจากท่อที่ทำการเชื่อมต่อจากถังเก็บก๊าซไปยังถังเก็บก๊าซขนาด 1 ลิตร และพันด้วยพาราฟินอีกครั้ง ก่อนจะนำไปวิเคราะห์หาองค์ประกอบของก๊าซมีเทนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์โดยใช้เครื่อง Gas Chromatography ที่มีคอลัมน์เป็น Thermal Conductivity Detector (TCD) ต่อไป

3.5 อุปกรณ์และสารเคมีสำหรับการวิเคราะห์ผลการทดลองในห้องปฏิบัติการ

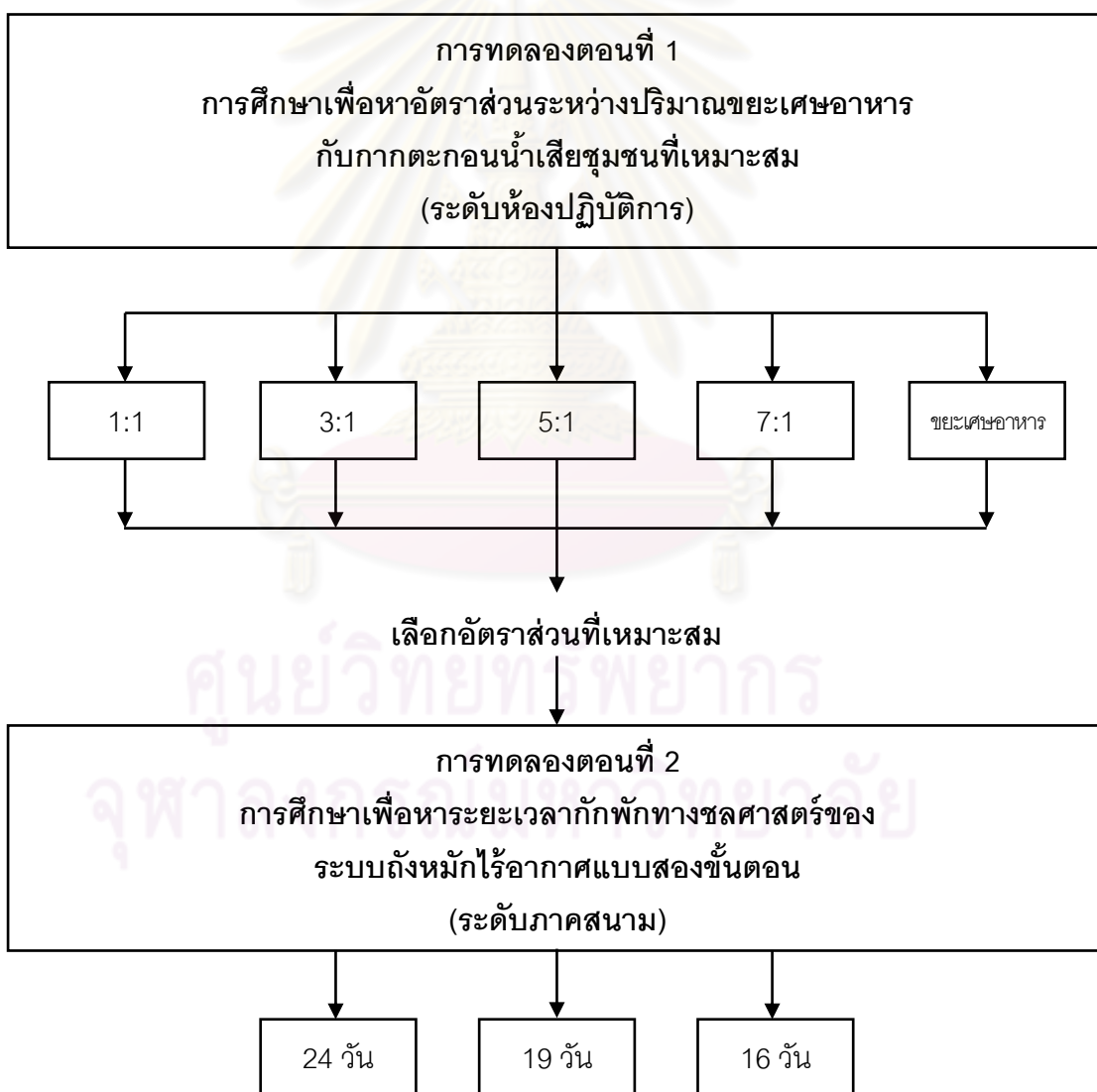
- เครื่องวัดอุณหภูมิ (Thermometer)
- เครื่องวัดค่าพีเอช (pH meter) ยี่ห้อ Mettler Toledo

- ตู้อบ (Oven) ยี่ห้อ Memmert
- อ่างน้ำร้อน (Water bath) ยี่ห้อ Memmert
- เครื่องชั่งแบบละเอียด 4 ตำแหน่ง ยี่ห้อ Mettler Toledo รุ่น AB-204-S
- เครื่องชั่งแบบหยาบ 2 ตำแหน่ง ยี่ห้อ Precisa รุ่น BJ 1000 C
- เครื่องก๊าซโครมาโตกราฟี (gas chromatography) Thermo Finnigan model trace GC
- ตู้ดูดความชื้น (Dessicator)
- กรวยแยก (Separation funnel)
- หลอดซีโอดี (COD tube)
- ถุงเก็บก๊าซ (Gas bag)
- ไมโครบิวเรต (Micro buret)
- ปิเปต (Pipet)
- ขวดรูปชมพู่ (Erlenmeyer Flask)
- ปีกเกอร์ (Beaker)
- ขวดแก้วใส่ตัวอย่าง (Media Bottle)
- ขวดวัดปริมาตร (Volume metric flask)
- ขวดกรองดูด (Suction flask)
- กรวยบุชเนอร์ (Buchner)
- อ่างน้ำร้อน (Water bath) ยี่ห้อ Memmert
- กระบอกตวง (Cylinder)
- อินดิเคเตอร์เฟอร์โรอิน (Ferroun indicator)
- สารละลายโปแทสเซียมไดโครเมต (Potassium dichromate)
- สารละลายโซเดียมซัลเฟต (Sodium Sulfate)
- กรดซัลฟิวริก (Sulfuric acid)
- สารละลายเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (Ferrous ammonium Sulfate)

3.6 วิธีดำเนินการวิจัย

3.6.1 แผนการทดลอง

ในการศึกษาครั้งนี้จะทำการทดลอง 2 ขั้นตอน โดยการทดลองในแต่ละขั้นตอน การทดลองจะแบ่งแยกออกจากกันอย่างชัดเจน สำหรับในขั้นตอนที่ 1 เป็นการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการเพื่อหาอัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เหมาะสม ที่จะทำให้เกิดก๊าซชีวภาพในปริมาณมากที่สุด ซึ่งภายหลังจากได้ค่าอัตราส่วนที่เหมาะสมแล้ว จะเลือกค่าอัตราส่วนดังกล่าวมาใช้ทดลองในขั้นตอนที่ 2 และในขั้นตอนที่ 2 จะเป็นการทดลองในระดับภาคสนามเพื่อหาระยะเวลากักพักทางชลศาสตร์ของระบบถังหมักไร้อากาศแบบสองขั้นตอน ที่จะทำให้เกิดก๊าซชีวภาพในปริมาณมากที่สุด สำหรับแผนการดำเนินการทดลอง แสดงดังภาพที่ 3.7



ภาพที่ 3.7 แผนการดำเนินการทดลอง

3.6.2 การวิเคราะห์

ในการทดลองทั้งสองขั้นตอนนี้จะมีการวิเคราะห์ตัวแปรตามเหมือนกัน ชนิดของตัวแปรตามหรือพารามิเตอร์ ความถี่ และวิธีการวิเคราะห์ แสดงดังตารางที่ 3.1 โดยวิธีการวิเคราะห์ทุกค่า แสดงในภาคผนวก ก ตามหนังสือของธงชัยและวิบูลย์ลักษณ์ (2540) และ APHA: American Public Health Association (1992)

ตารางที่ 3.1 พารามิเตอร์ ความถี่ และวิธีการวิเคราะห์ตัวแปรตาม

พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์	วิธีวิเคราะห์	ความถี่
พีเอช (pH)	pH Meter	A
อุณหภูมิ (temperature)	Thermometer	A
ซีโอดี (COD)	Closed Reflux, Titration Method	B
ของแข็งแขวนลอย (SS)	กรองด้วยกระดาษ GF/C อบที่ 105 °C	B
ปริมาณของแข็งทั้งหมด (TS)	อบที่ 105 °C	B
ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด (TVS)	เผาที่ 550 °C	B
กรดอินทรีย์ระเหย (VFA)	Direct Titration Method	B
สภาพด่างทั้งหมด (alkalinity)	Direct Titration Method	B
ปริมาณก๊าซชีวภาพ	วัดปริมาณก๊าซแบบแทนที่น้ำ*	A
	Gas meter**	A
สัดส่วนก๊าซมีเทน	Gas Chromatography	C

หมายเหตุ: A คือ พารามิเตอร์ที่ต้องวิเคราะห์ทุกวันที่มีการเติมขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนเข้าระบบ (วันจันทร์-เสาร์)

B คือ พารามิเตอร์ที่ต้องวิเคราะห์สัปดาห์ละ 3 วัน

C คือ พารามิเตอร์ที่ต้องวิเคราะห์เมื่อเดินระบบคงที่

* วิธีการวิเคราะห์สำหรับการทดลองระดับห้องปฏิบัติการ

** วิธีการวิเคราะห์สำหรับการทดลองระดับภาคสนาม

3.6.3 วิธีการทดลอง

3.6.3.1 การทดลองตอนที่ 1

การศึกษาเพื่อหาค่าอัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารและปริมาณกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เหมาะสม ซึ่งตัวแปรต้น คือ อัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน 1:1 3:1 5:1 และ 7:1 โดยควบคุมตัวแปรในการทดลอง คือ ระยะเวลาที่กักทางจุลชีวศาสตร์ 24 วัน อัตราการป้อนของเสียเข้าระบบและออกจากระบบคิดเป็น 0.3 ลิตรต่อวัน ศึกษาตัวแปรตาม คือ พีเอช ปริมาณซีโอดี ของแข็งแขวนลอยของแข็งละลายน้ำ กรดอินทรีย์ระเหย สภาพต่าง และอัตราการผลิตแก๊สชีวภาพ ทำการทดลองเดินระบบจนระบบคงที่โดยใช้เวลาประมาณ 45 วันต่อการศึกษาอัตราส่วนต่างๆ

1) การเริ่มต้นดำเนินระบบ (start-up)

การเริ่มต้นดำเนินระบบในการทดลองขั้นตอนนี้ ใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบการย่อยสลายขยะเศษอาหารภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบขั้นตอนเดียว โรงอาหารหอพักนิสิต จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งหัวเชื้อมีความคุ้นเคยกับขยะเศษอาหารเป็นอย่างดี นำมาแบ่งเติมใส่ถังหมักกรด ปริมาตรการหมัก 2.82 ลิตร และถังหมักก๊าซ ปริมาตรการหมัก 7.20 ลิตร ประมาณ 40 เปอร์เซ็นต์ของปริมาตรการหมัก ซึ่งเท่ากับประมาณ 1.12 ลิตร สำหรับถังหมักกรด และ 2.88 ลิตร สำหรับถังหมักก๊าซ การใช้ตะกอนจุลินทรีย์ปริมาณมากเป็นเชื้อเริ่มต้น จะทำให้การเริ่มต้นดำเนินระบบเกิดได้อย่างสมบูรณ์ รวดเร็ว และง่ายขึ้น ซึ่งภายใต้สภาวะที่เหมาะสมระบบจะเกิดสมบูรณ์ได้ภายในระยะเวลาไม่เกิน 30 วัน แต่ถ้าจุลินทรีย์เริ่มต้นมีปริมาณน้อยเกินไปไม่เพียงพอการเริ่มต้นดำเนินระบบอาจใช้เวลามากกว่า 180 วัน (Souza, 1986) ดังนั้นประสิทธิภาพของระบบการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนจำเป็นต้องเริ่มต้นระบบโดยมีปริมาณจุลินทรีย์ที่มากพอ

การทดลองขั้นตอนนี้ เริ่มต้นดำเนินระบบด้วยการเติมสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนเข้าไปทางด้านบนของถังหมักกรดและผ่านไปยังถังหมักก๊าซแบบกึ่งต่อเนื่อง (semi-continuous) โดยมีความถี่ในการเติมสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 1 วันต่อครั้ง (6 วันต่อสัปดาห์) ด้วย HRT 24 วัน เป็นเวลา 45 วัน ระบบจะดำเนินถึงสภาวะสมดุล (steady state) พิจารณาได้จากปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพมีค่าคงที่หรือใกล้เคียงกัน

3.6.3.2 การทดลองตอนที่ 2

การศึกษาเพื่อหาค่าระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ของระบบถังหมักไร้อากาศแบบสองขั้นตอน ตัวแปรต้น คือ ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ที่ 24 19 และ 16 วัน โดยควบคุมตัวแปรในการทดลอง คือ อัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน 7:1 ศึกษาตัวแปรตาม คือ พีเอช ปริมาณซีโอดี ของแข็งแขวนลอย ของแข็งละลายน้ำ กรดอินทรีย์ระเหย สภาพต่าง และอัตราการผลิตแก๊สชีวภาพ เริ่มต้นการทดลองโดยเติมขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน 7:1 คิดเป็นอัตราการป้อนของเสียเข้าระบบและออกจากระบบ 80 ลิตรต่อวัน ทำการทดลองเดินระบบจนระบบคงที่โดยใช้เวลาประมาณ 54 วัน หลังจากระบบคงที่แล้ว เปลี่ยนระยะเวลาพักทางชลศาสตร์เป็น 19 และ 16 วัน คิดเป็นอัตราการป้อนของเสียเข้าระบบและออกจากระบบ 100 และ 120 ลิตรต่อวัน ตามลำดับ

1) การเริ่มต้นดำเนินระบบ (start-up)

การเริ่มต้นดำเนินระบบในการทดลองขั้นตอนนี้ ใช้ตะกอนจุลินทรีย์จากระบบการย่อยสลายขยะเศษอาหารภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบขั้นตอนเดียว โรงอาหารหอพักนิสิต จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งหัวเชื้อมีความคุ้นเคยกับขยะเศษอาหารเป็นอย่างดี นำมาแบ่งเติมใส่ถังหมักกรด ปริมาตรการหมัก 750 ลิตร และถังหมักก๊าซ ปริมาตรการหมัก 1,875 ลิตร ประมาณ 40 เปอร์เซ็นต์ของปริมาตรการหมัก ซึ่งเท่ากับประมาณ 300 ลิตร สำหรับถังหมักกรด และ 750 ลิตร สำหรับถังหมักก๊าซ

การทดลองขั้นตอนนี้ เริ่มต้นดำเนินระบบด้วยการเติมสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียเข้าไปทางด้านบนของถังหมักกรดและผ่านไปยังถังหมักก๊าซแบบกึ่งต่อเนื่อง (semi-continuous) โดยมีความถี่ในการเติมสารละลายเศษอาหาร 1 วันต่อครั้งด้วย HRT 24 วัน โดยใช้อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 7:1 คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร.วัน เป็นเวลา 45 วัน ระบบจะดำเนินถึงสภาวะสมดุล (steady state) พิจารณาได้จากปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพมีค่าคงที่หรือใกล้เคียงกัน จากนั้นเปลี่ยน HRT เป็น 19 วัน คิดเป็น OLR 12.56 กรัม COD/ลิตร.วัน แล้วปล่อยให้ระบบดำเนินไปจนถึงสภาวะสมดุลอีก และเปลี่ยน HRT เป็น 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน ตามลำดับ ซึ่งในทางปฏิบัติจะเป็นการยากที่จะควบคุมความเข้มข้นของ COD ของสารละลายเศษอาหารให้มีค่าคงที่ ดังนั้นในการทดลองนี้ OLR จึงถูกควบคุมโดย HRT แทน โดยที่ HRT ที่กำหนดจะเป็น HRT ของถังหมักก๊าซ คือ 24 19 และ 16 วัน ตามลำดับ

3.7 การประเมินประสิทธิภาพของระบบ

การประเมินประสิทธิภาพของระบบในการทดลองครั้งนี้จะประเมินจาก 2 ส่วนด้วยกัน คือ การประเมินประสิทธิภาพจากประสิทธิภาพการกำจัดสารมลพิษ โดยในที่นี้จะประเมินจากความสามารถในการกำจัดซีโอดี การกำจัดของแข็งทั้งหมด การกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมด และการกำจัดของแข็งแขวนลอย รวมถึงสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่างของของเสียที่ออกจากระบบของถังหมัก แสดงดังสมการในภาคผนวก ข และสุดท้ายคือการประเมินในส่วนของปริมาณการผลิตก๊าซชีวภาพและการดูสัดส่วนของก๊าซมีเทนภายในก๊าซชีวภาพ แสดงการวิเคราะห์ในภาคผนวก ก

สำหรับความแตกต่างของประสิทธิภาพการกำจัดสารมลพิษที่อัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารและปริมาณกากตะกอนน้ำเสียชุมชนและระยะเวลาที่กักพักทางชลศาสตร์ต่างๆ เปรียบเทียบโดยใช้ค่าสถิติ SPSS คำนวณโดยใช้คำสั่ง One-Way-ANOVA



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 4

ผลการทดลองและวิจารณ์

สำหรับการพิจารณาผลการทดลองและการวิจารณ์ผลการทดลองในครั้งนี้ แบ่งส่วนของการแสดงผลการทดลองในแต่ละขั้นตอนออกเป็น 3 ส่วนประกอบด้วย ส่วนที่ 1 คือ การพิจารณาการเปลี่ยนแปลงค่าต่างๆ ของระบบทั้งหมด ได้แก่ ค่าความเป็นกรดต่าง (pH) Chemical oxygen demand (COD) ปริมาณของแข็งทั้งหมด (total solids, TS) ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด (total volatile solids, TVS) ปริมาณของแข็งแขวนลอย (suspended solids, SS) ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหย (volatile fatty acid, VFA) ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมด (total alkalinity, TAlk) ส่วนที่ 2 คือ การพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดสารมลพิษของระบบ ได้แก่ ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีของระบบ ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมด ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมด ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย เป็นต้น และส่วนที่ 3 คือ การพิจารณาปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นและองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ สำหรับลำดับของการแสดงผลการทดลองและการวิจารณ์ผลการทดลองจะแสดงตามลำดับขั้นตอนของการทดลองซึ่งประกอบด้วย 2 ขั้นตอน ได้แก่

ตอนที่ 1 การทดลองระดับห้องปฏิบัติการ เพื่อหาอัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เหมาะสม

ตอนที่ 2 การทดลองระดับภาคสนาม เพื่อหาเพื่อหาระยะเวลากักพักทางชลศาสตร์ที่เหมาะสม

โดยการทดลองทั้ง 2 ขั้นตอน เป็นการใช้เศษอาหารที่เหลือจากการรับประทานและการประกอบอาหารจากโรงอาหาร อาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งประกอบด้วย ข้าว เนื้อสัตว์ และผักต่างๆ ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ โดยที่องค์ประกอบเหล่านั้นมีความแตกต่างกันไป จึงจำเป็นต้องเก็บตัวอย่างเศษอาหารเป็นปริมาณมากเพื่อให้ตัวอย่างเศษอาหารที่ใช้ในการทดลองมีองค์ประกอบต่างๆ ใกล้เคียงกันมากที่สุด จากนั้นนำมาเตรียมเป็นสารละลายเศษอาหารร่วมกับกากตะกอนน้ำเสียที่มาจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศ อาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งมีค่าของแข็งทั้งหมดประมาณ 10 เปอร์เซ็นต์ (w/v) เพื่อป้อนเข้าสู่ระบบถังหมัก ซึ่งจากการวิเคราะห์ลักษณะสารละลายเศษอาหารและกากตะกอนน้ำเสียดังกล่าว พบว่ามีค่าต่างๆ แสดงดังตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 คุณสมบัติของสารละลายเศษอาหารและกากตะกอนน้ำเสีย

คุณสมบัติ	สารละลายเศษอาหาร	กากตะกอนน้ำเสีย
TS, mg/l	53,133	39,100
SS, mg/l	39,441	28,968
TVS, mg/l	49,688	32,460
COD, mg/l	201,083	17,116
VFA, mg/l	694.3	594.3
pH	4.65	6.68
TAlk, mg/l	189.3	115.8
TP, mg/l	926	281
TKN, mg/l	6,275	1,254

4.1 ผลการทดลองตอนที่ 1 การศึกษาเพื่อหาอัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เหมาะสม ในระดับห้องปฏิบัติการ

4.1.1 การเปลี่ยนแปลงค่าต่างๆ ของระบบทั้งหมด

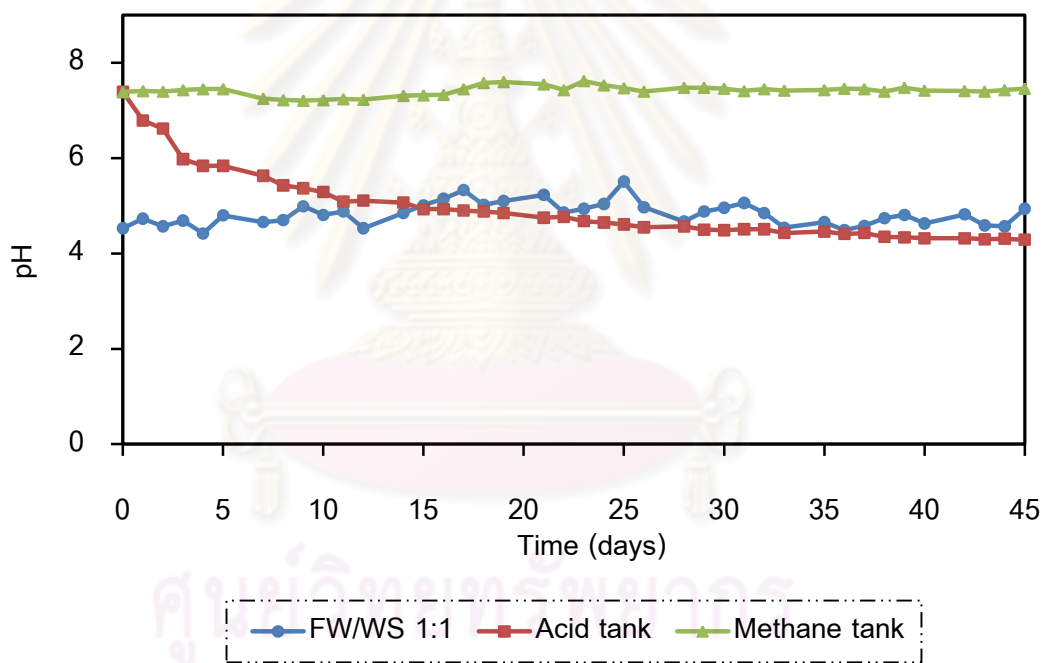
ในระหว่างการทดลองสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซจะถูกนำไปวิเคราะห์หาค่าความเป็นกรดต่าง (pH) ปริมาณ COD ปริมาณของแข็งทั้งหมด ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด ปริมาณของแข็งแขวนลอย ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหย ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมด มีรายละเอียดดังนี้

4.1.1.1 ค่าความเป็นกรดต่าง (pH)

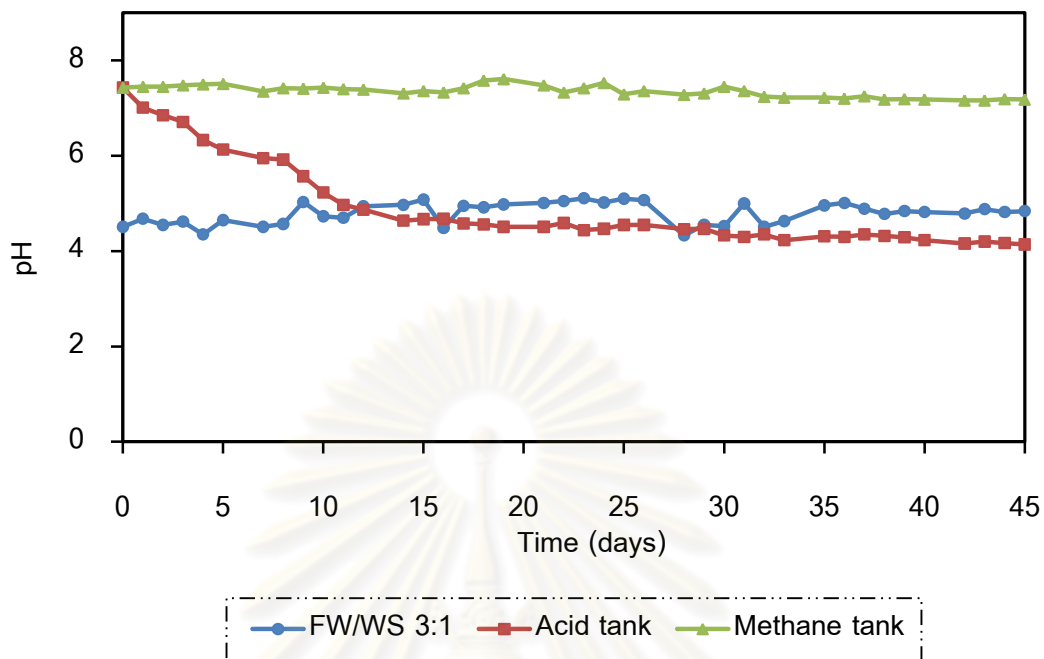
ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ ตลอดการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 1:1 3:1 5:1 7:1 และสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 วัน แสดงดังภาพที่ 4.1 4.2 4.3 4.4 และ 4.5 ตามลำดับ พบว่าค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 4.12-5.51 ส่วนในถังหมักกรดค่า pH

อยู่ในช่วง 3.37-4.93 เนื่องจากในถังหมักกรดมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ให้เป็นกรดอินทรีย์ระเหย จึงทำให้ pH ลดลง (Rao *et al.*, 2000) แต่ในถังหมักก๊าซค่า pH เพิ่มขึ้นอยู่ในช่วง 6.49-7.60 มีค่าเฉลี่ยประมาณ 7.12 เนื่องจากความมีเสถียรภาพของระบบและกิจกรรมของ methanogenic bacteria ทำให้ pH เพิ่มขึ้นเป็นกลางในถังหมักก๊าซ (Bouallagui *et al.*, 2002)

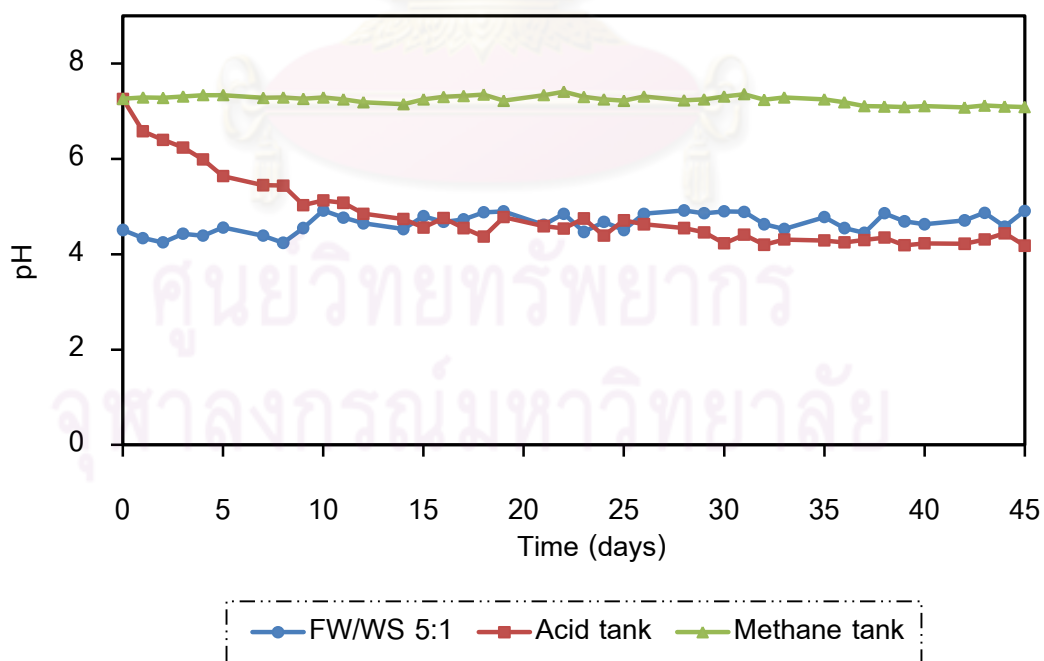
จากการทดลองจะเห็นได้ว่าค่า pH ที่เปลี่ยนแปลงในระหว่างดำเนินการทดลองในถังหมักก๊าซตลอดการทดลองนั้น อยู่ในช่วงที่เหมาะสมที่จุลินทรีย์ที่สร้างก๊าซมีเทนสามารถดำรงชีวิตอยู่ได้และเหมาะสมต่อการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน เพราะการผลิตก๊าซชีวภาพจะเกิดขึ้นได้ดีที่ pH 6.6-7.5 (Archer and Kirsop, 1991)



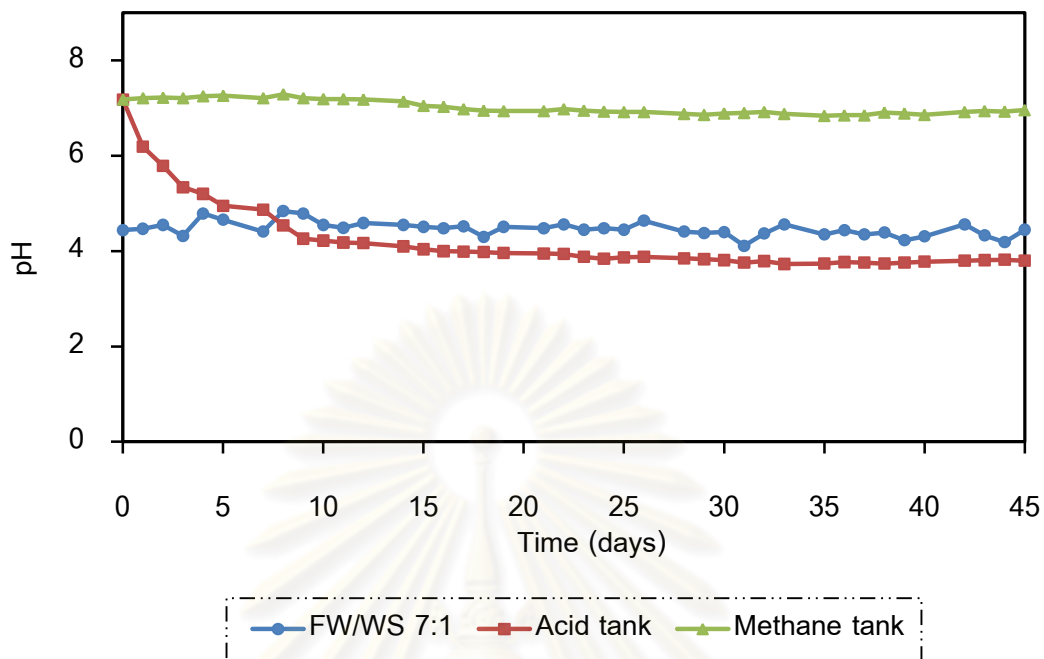
ภาพที่ 4.1 ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 1:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



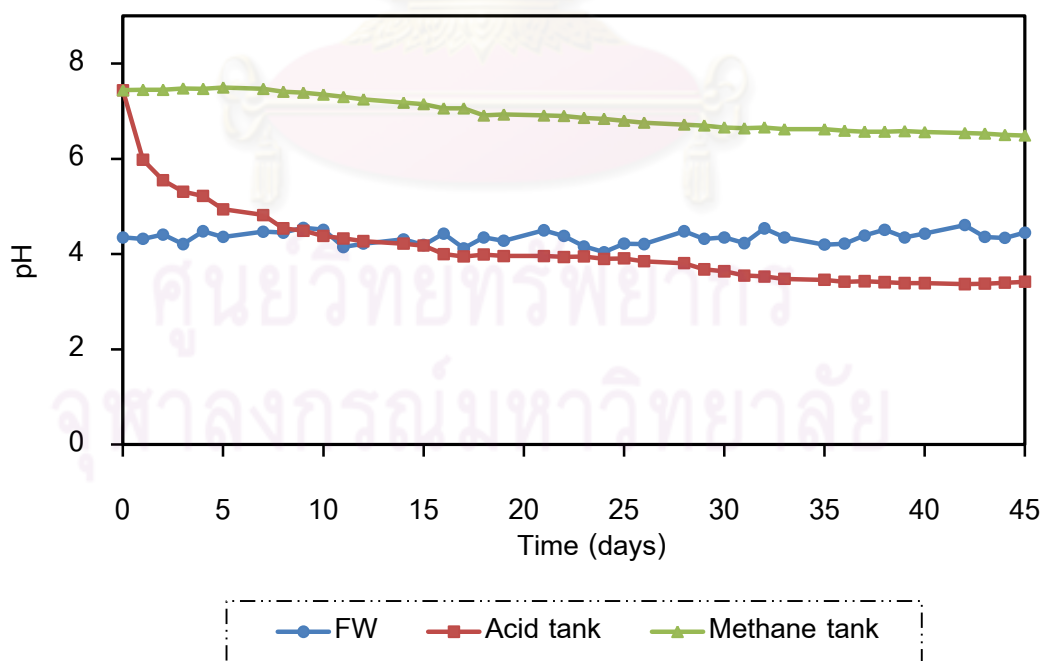
ภาพที่ 4.2 ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 3:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.3 ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 5:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.4 ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



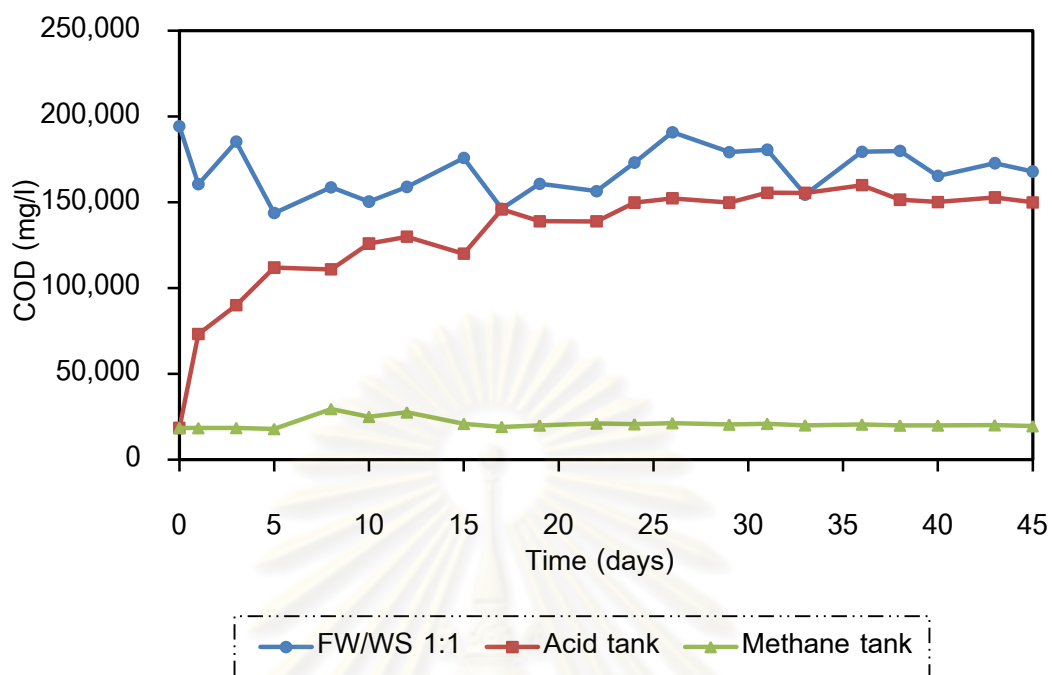
ภาพที่ 4.5 ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

4.1.1.2 ปริมาณออกซิเจนที่ต้องการใช้ออกซิไดซ์สารอินทรีย์ (chemical oxygen demand, COD)

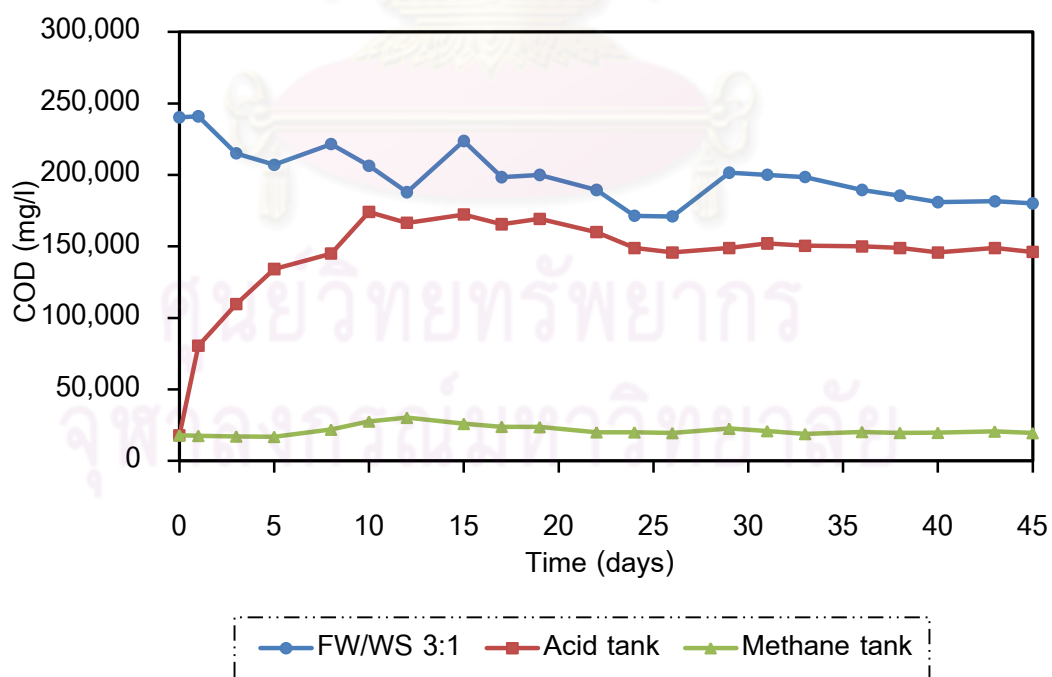
ปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 1:1 3:1 5:1 7:1 และสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 วัน แสดงดังภาพที่ 4.6 4.7 4.8 4.9 และ 4.10 ตามลำดับ พบว่าปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารมีค่าอยู่ในช่วง 154,500-248,656 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดปริมาณ COD มีค่าอยู่ในช่วง 138,968-218,940 มิลลิกรัมต่อลิตร ถังหมักก๊าซปริมาณ COD มีค่าอยู่ในช่วง 19,000-27,950 มิลลิกรัมต่อลิตร

จะเห็นได้ว่าปริมาณ COD ลดลงต่ำในถังหมักก๊าซ โดยที่ในถังหมักกรดปริมาณ COD มีค่าใกล้เคียงกับสารละลายเศษอาหาร ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของอาริยา (2546) ที่พบว่าปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารอยู่ในช่วง 157,670-252,374 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดปริมาณ COD มีค่าอยู่ในช่วง 132,244-193,016 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ในถังหมักก๊าซปริมาณ COD มีค่าลดลงต่ำอยู่ในช่วง 18,268-37,256 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากในถังหมักกรดส่วนใหญ่เป็นการย่อยสลายสารอาหารให้เป็นโมเลกุลเล็กและสร้างกรดอินทรีย์ระเหย COD ยังไม่ถูกกำจัดหรือถ้ามีส่วนที่ถูกกำจัดก็เป็นเพียงส่วนน้อยเมื่อเทียบกับทั้งหมด แสดงว่าระบบสามารถลดสิ่งสกปรกในสารละลายอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียลงไปได้ระดับหนึ่ง แต่ปริมาณ COD ยังคงมีค่าสูงอยู่ ดังนั้นถ้าต้องการลดปริมาณ COD ลงอีกอาจต้องใช้วิธีการอื่น เช่น ระบบการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน เข้ามาช่วยด้วย

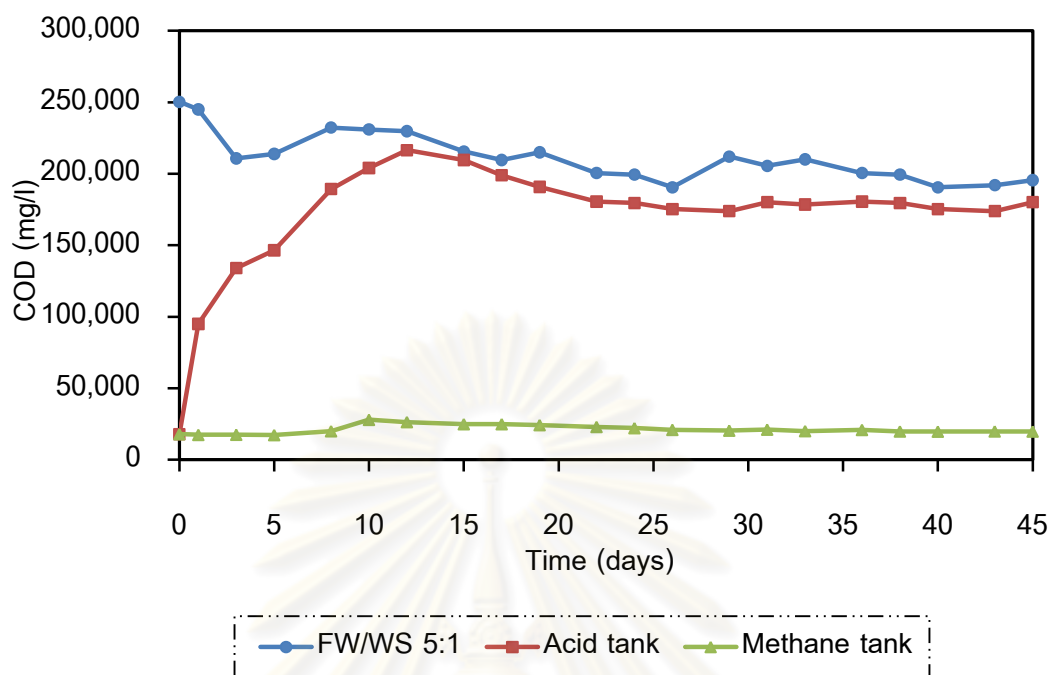
ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



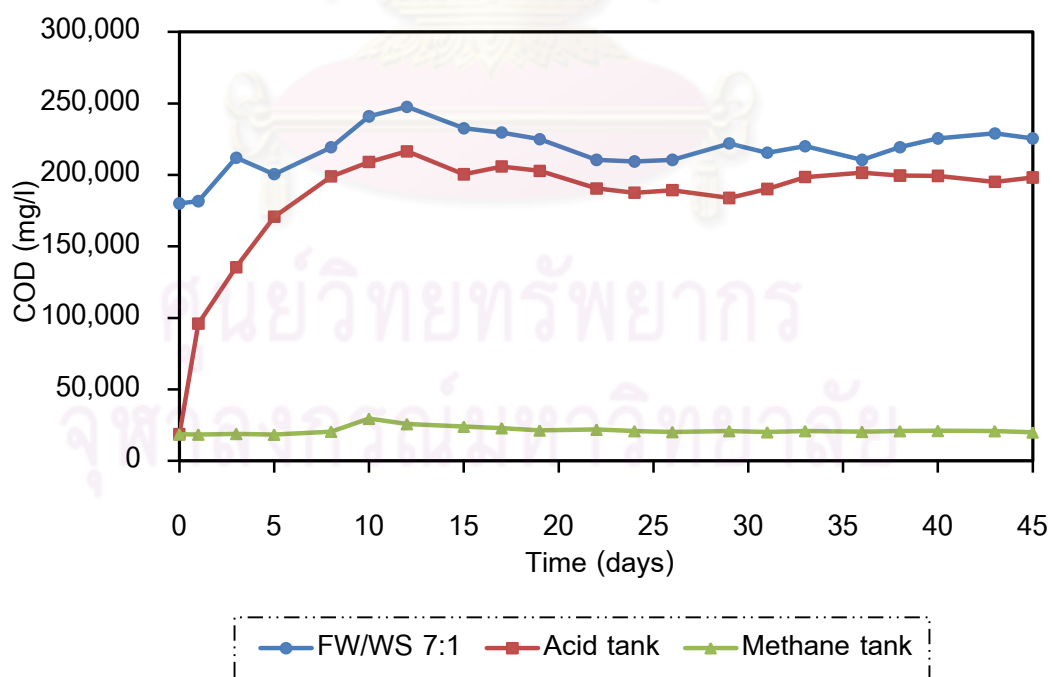
ภาพที่ 4.6 ปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 1:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



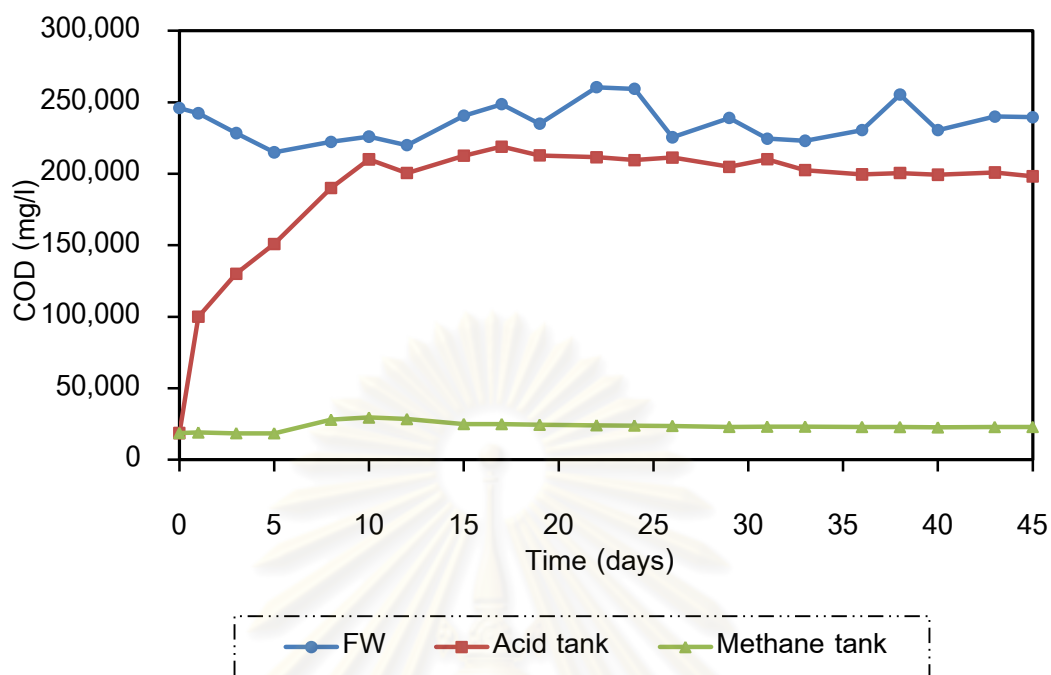
ภาพที่ 4.7 ปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 3:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.8 ปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 5:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.9 ปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



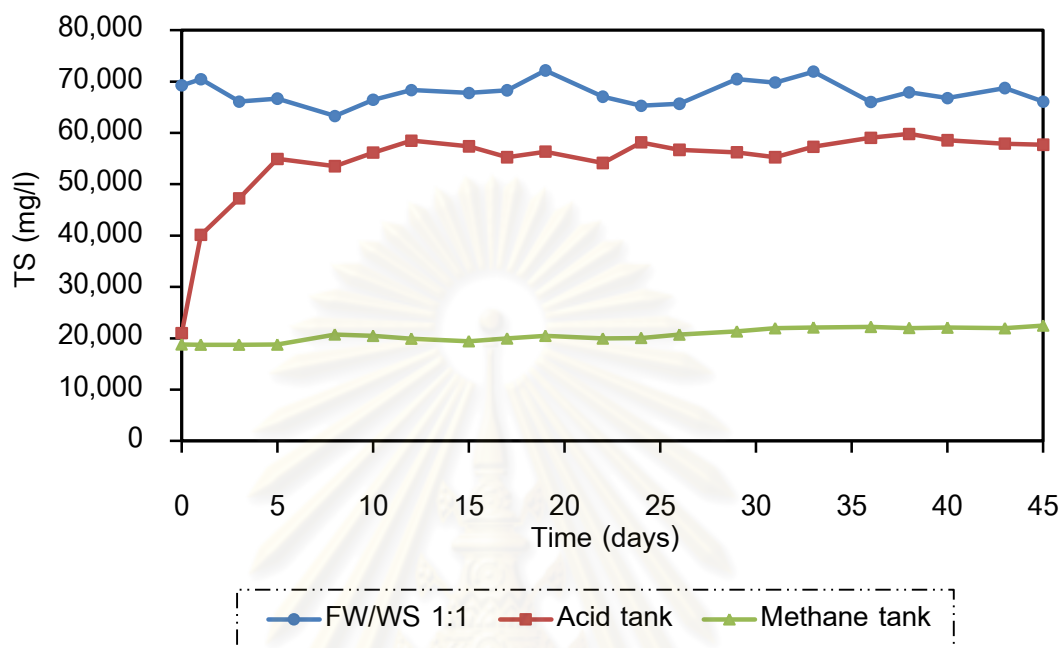
ภาพที่ 4.10 ปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

4.1.1.3 ปริมาณของแข็งทั้งหมด (total solids, TS)

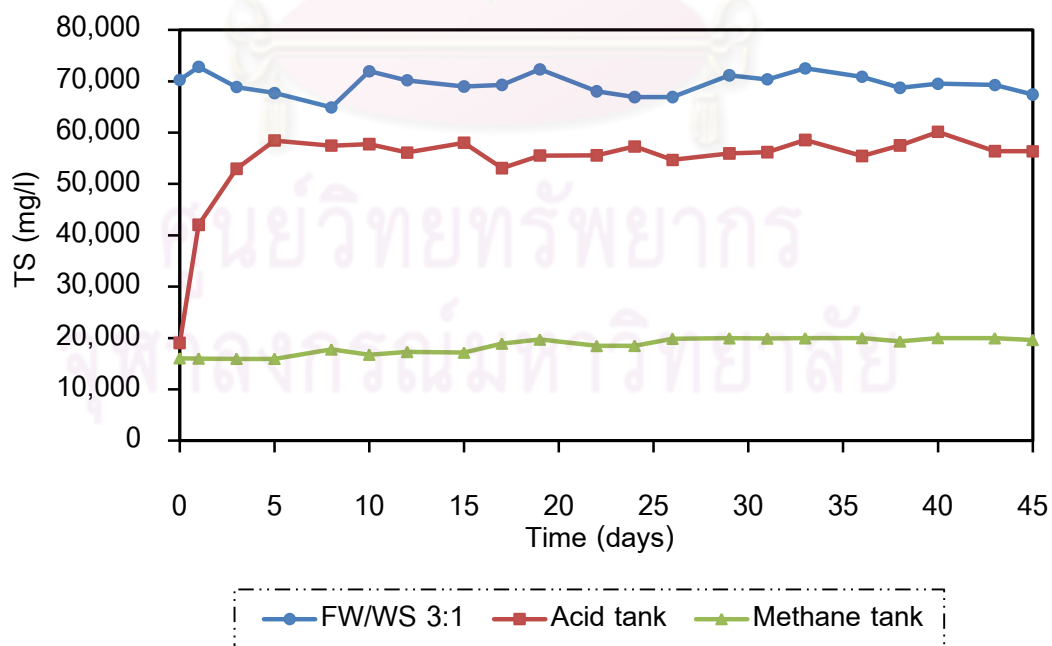
ปริมาณของแข็งทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 1:1 3:1 5:1 7:1 และสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 วัน แสดงดังภาพที่ 4.11 4.12 4.13 4.14 และ 4.15 ตามลำดับ พบว่าปริมาณของแข็งทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 65,278-77,340 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งขึ้นอยู่กับคุณลักษณะของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่ใช้ทดลองเนื่องจากมีความเปลี่ยนแปลงมาก ไม่แน่นอน ในถังหมักกรด ปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าอยู่ในช่วง 54,140-66,094 มิลลิกรัมต่อลิตร ถังหมักก๊าซปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าอยู่ในช่วง 17,939-22,209 มิลลิกรัมต่อลิตร

จะเห็นได้ว่าปริมาณของแข็งทั้งหมดลดลงต่ำในถังหมักก๊าซ โดยที่ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าใกล้เคียงกับสารละลายเศษอาหาร ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของอาริยา (2546) ที่พบว่าปริมาณของแข็งทั้งหมดของขยะอยู่ในช่วง 26,800-48,240 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าอยู่ในช่วง 19,130-32,760 มิลลิกรัม

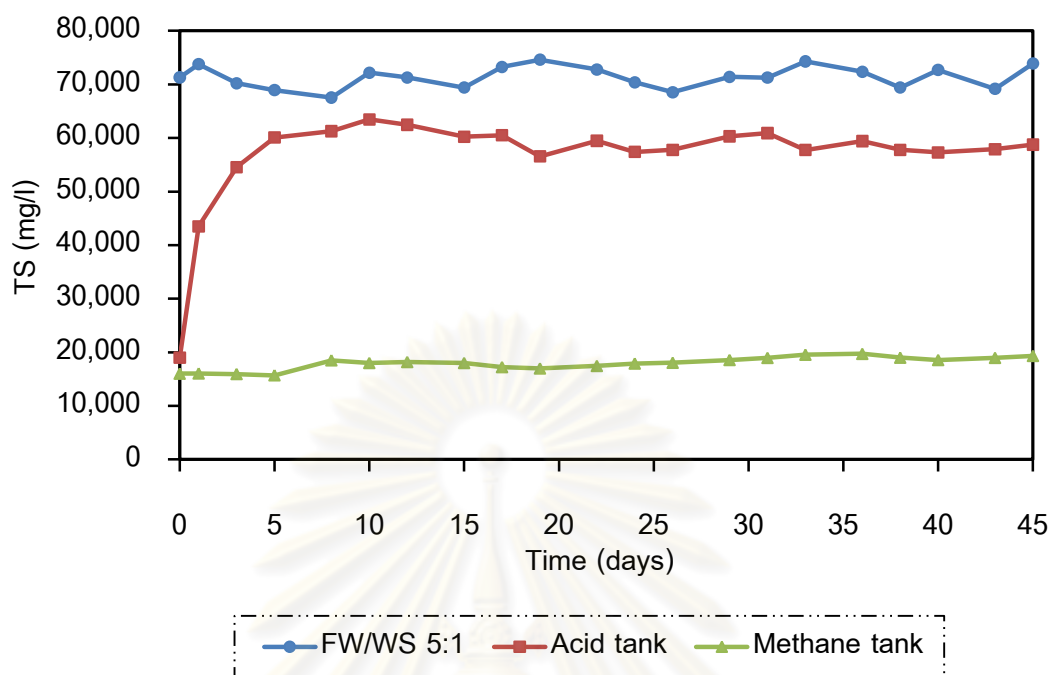
ต่อลิตร แต่ในถังหมักก๊าซปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าลดลงต่ำอยู่ในช่วง 4,440-9,940 มิลลิกรัมต่อลิตร



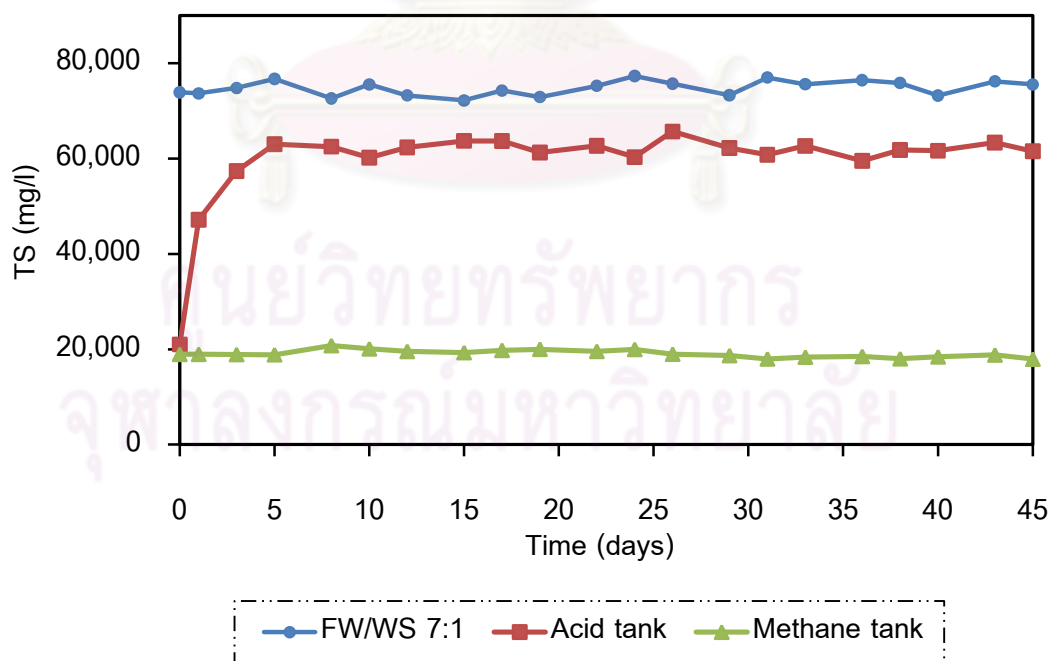
ภาพที่ 4.11 ปริมาณของแข็งทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 1:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



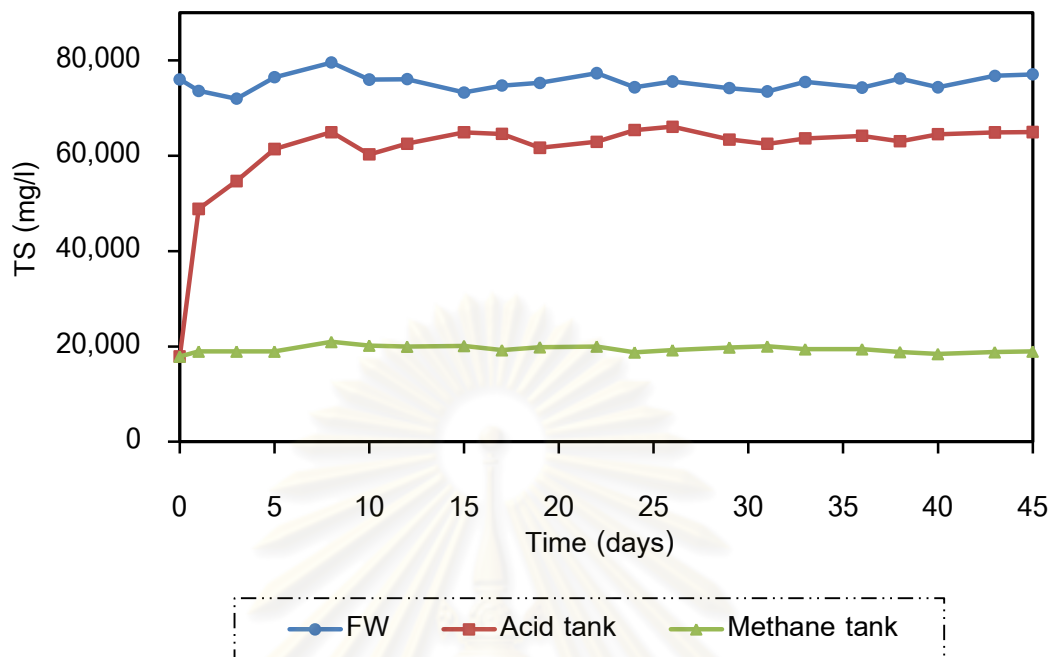
ภาพที่ 4.12 ปริมาณของแข็งทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 3:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.13 ปริมาณของแข็งทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 5:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.14 ปริมาณของแข็งทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



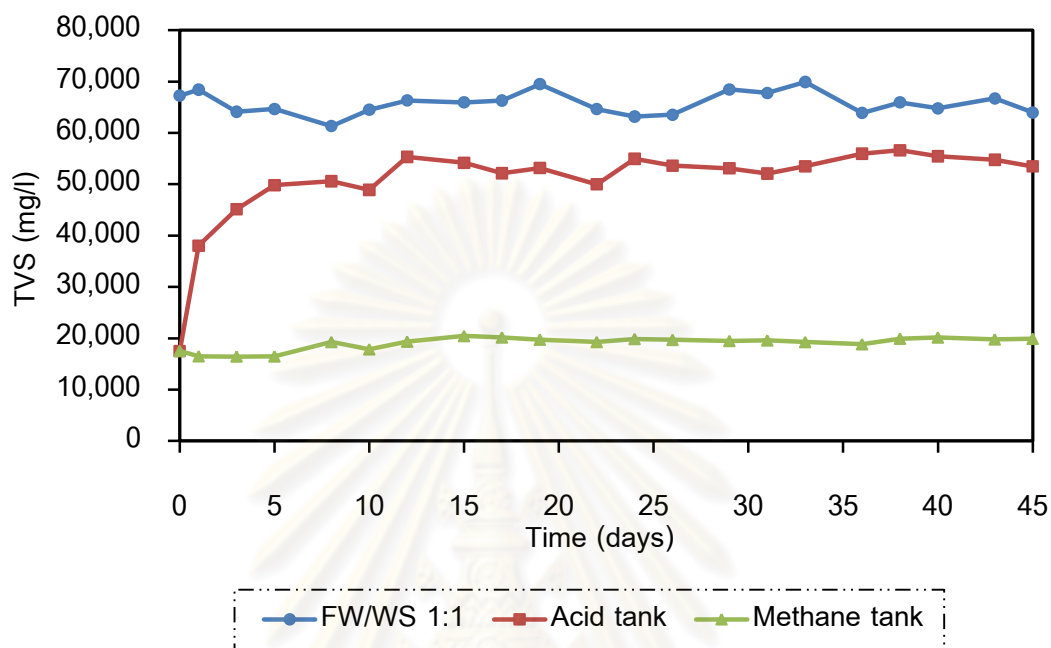
ภาพที่ 4.15 ปริมาณของแข็งทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียวที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

4.1.1.4 ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด (total volatile solids, TVS)

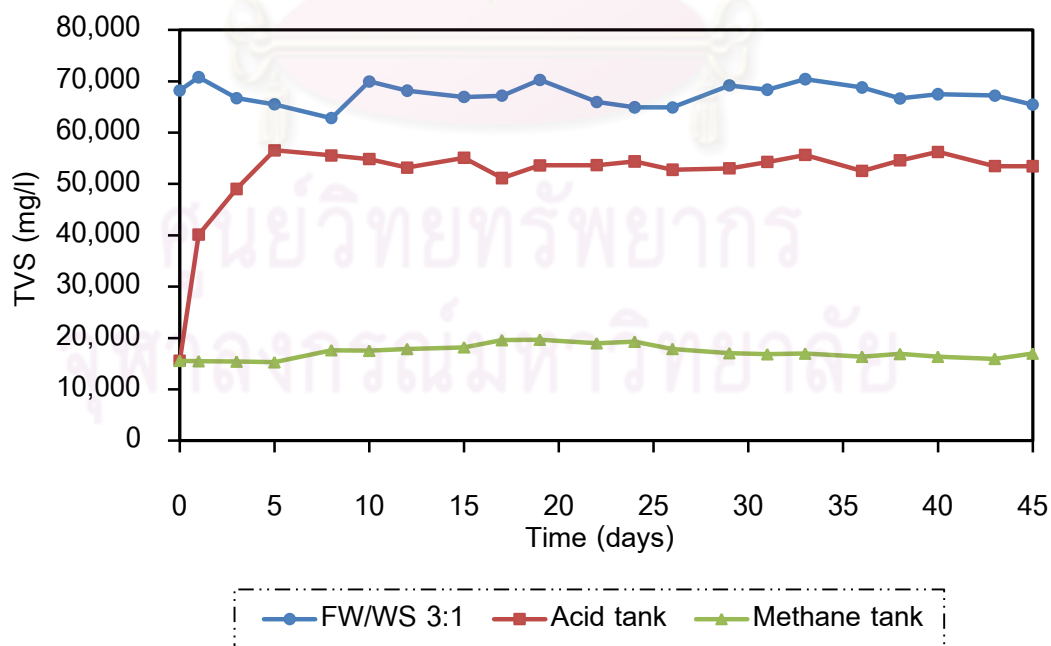
ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบในถังหมักกรดและถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 1:1 3:1 5:1 7:1 และสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 วัน แสดงดังภาพที่ 4.16 4.17 4.18 4.19 และ 4.20 ตามลำดับ พบว่าปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 63,189-76,018 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดมีค่าอยู่ในช่วง 49,990-60,722 มิลลิกรัมต่อลิตร และถังหมักก๊าซปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดมีค่าอยู่ในช่วง 15,832-20,451 มิลลิกรัมต่อลิตร

จะเห็นได้ว่าปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดลดลงต่ำในถังหมักก๊าซ โดยที่ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดมีค่าใกล้เคียงกับสารละลายเศษอาหาร ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของอาริยา (2546) ที่พบว่าปริมาณของแข็งระเหยของขยะอยู่ในช่วง 24,720-46,080 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดมีค่าอยู่ในช่วง 17,410-30,550 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ในถัง

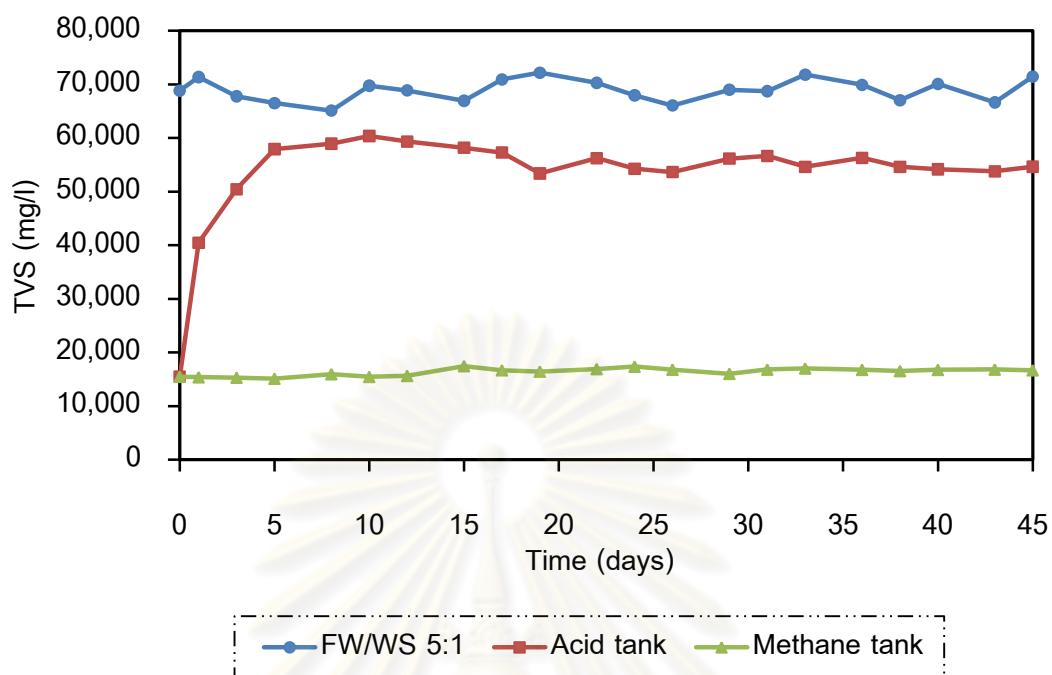
หมักก๊าซปริมาณของแข็งระเหยมีค่าลดลงต่ำอยู่ในช่วง 2,400-6,890 มิลลิกรัมต่อลิตร แสดงว่าระบบสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายลงได้



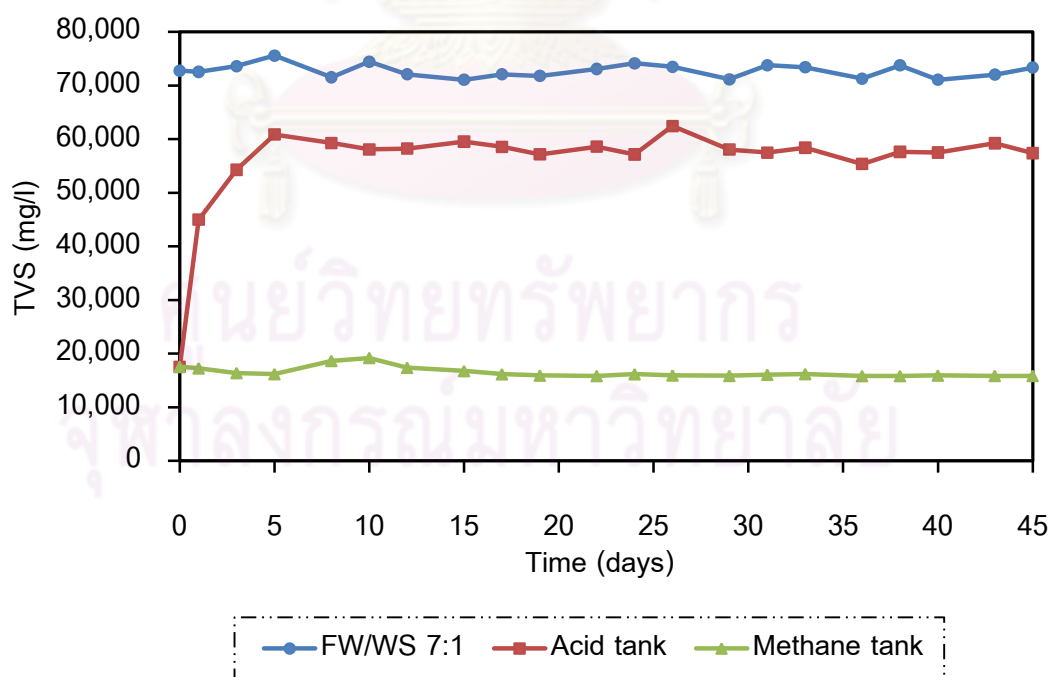
ภาพที่ 4.16 ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 1:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



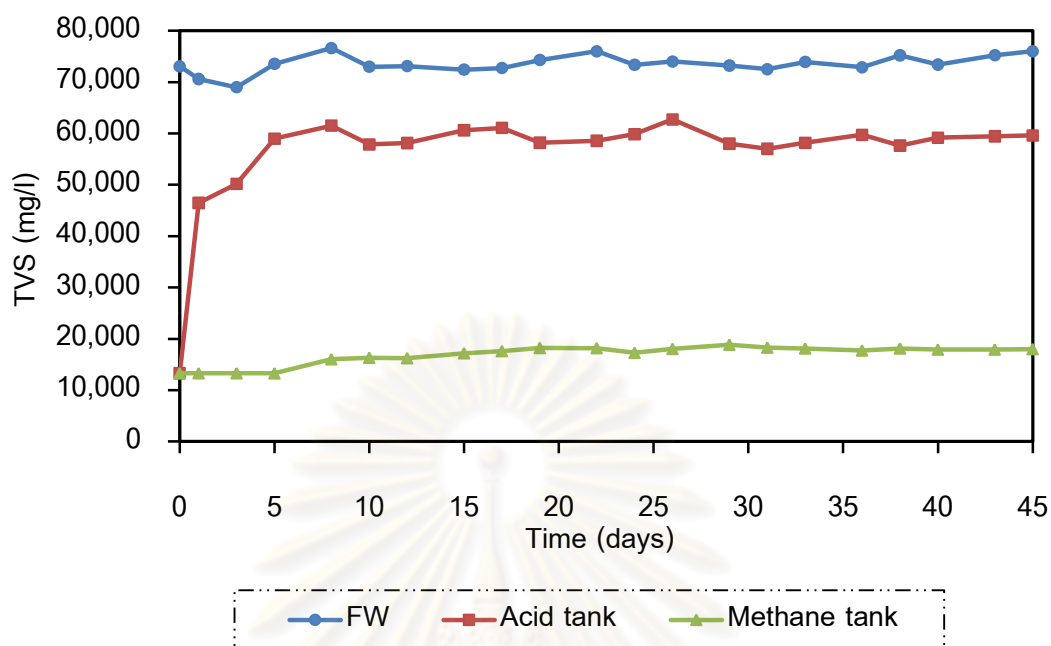
ภาพที่ 4.17 ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 3:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.18 ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสีย ชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 5:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.19 ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสีย ชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



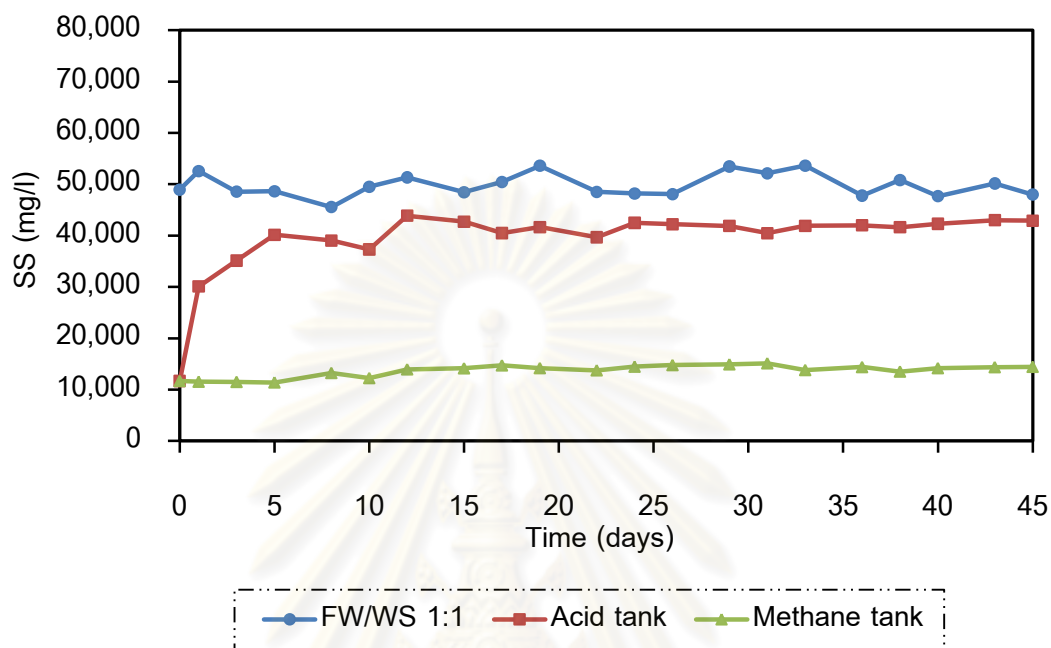
ภาพที่ 4.20 ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

4.1.1.5 ปริมาณของแข็งแขวนลอย (suspended solids, SS)

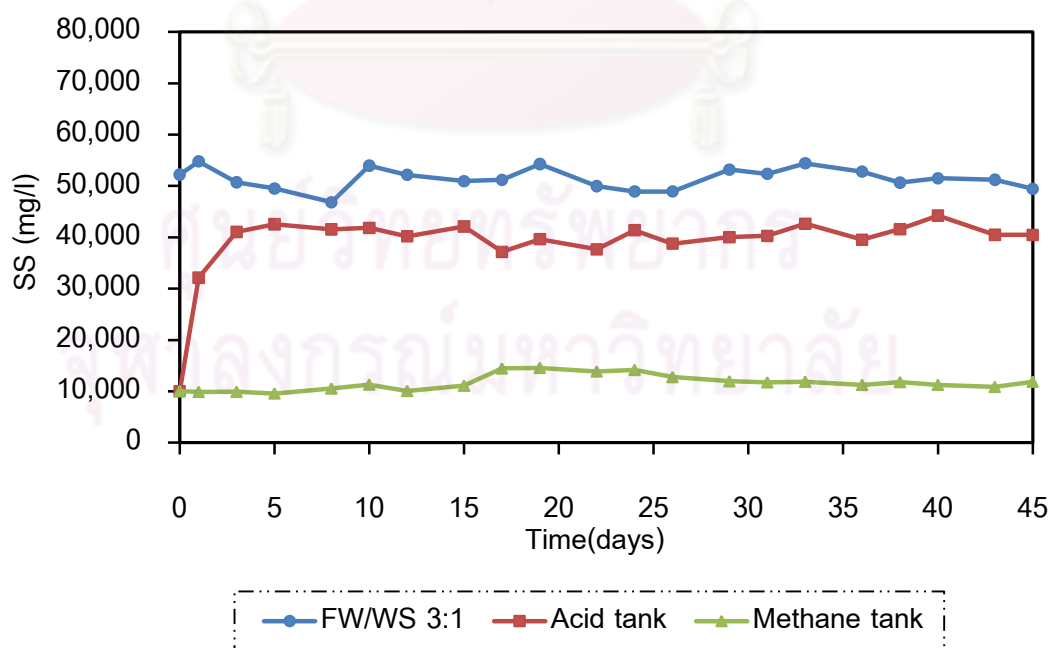
ปริมาณของแข็งแขวนลอยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 1:1 3:1 5:1 7:1 และสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 วัน แสดงดังภาพที่ 4.21 4.22 4.23 4.24 และ 4.25 ตามลำดับ พบว่าปริมาณของแข็งแขวนลอยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 47,684-64,358 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าอยู่ในช่วง 37,160-52,636 มิลลิกรัมต่อลิตร และถังหมักก๊าซปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าอยู่ในช่วง 9,390-15,140 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งของแข็งแขวนลอยนี้ส่วนใหญ่เป็นมวลเซลล์จุลินทรีย์ที่เกิดและตาย

จะเห็นได้ว่าปริมาณของแข็งแขวนลอยลดลงต่ำในถังหมักก๊าซ โดยที่ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าใกล้เคียงกับสารละลายเศษอาหาร ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของอาริยา (2546) ที่พบว่าปริมาณของแข็งแขวนลอยของขยะอยู่ในช่วง 16,130-28,800 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าอยู่ในช่วง 10,980-19,770

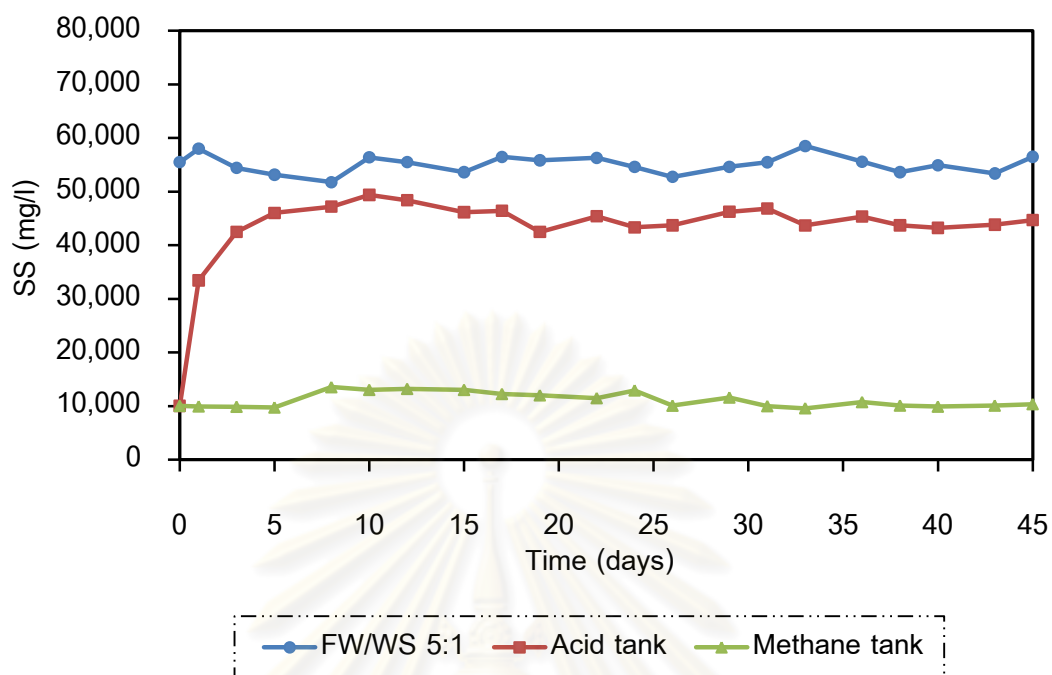
มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ในถังหมักก๊าซปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าลดลงต่ำอยู่ในช่วง 2,370-7,780 มิลลิกรัมต่อลิตร



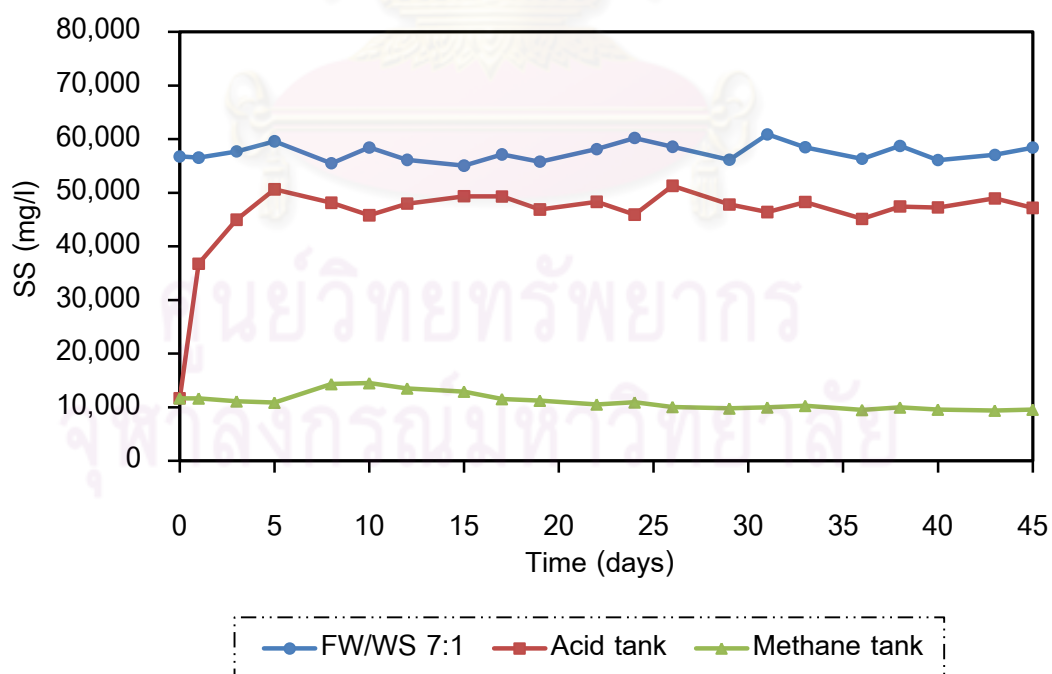
ภาพที่ 4.21 ปริมาณของแข็งแขวนลอยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 1:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



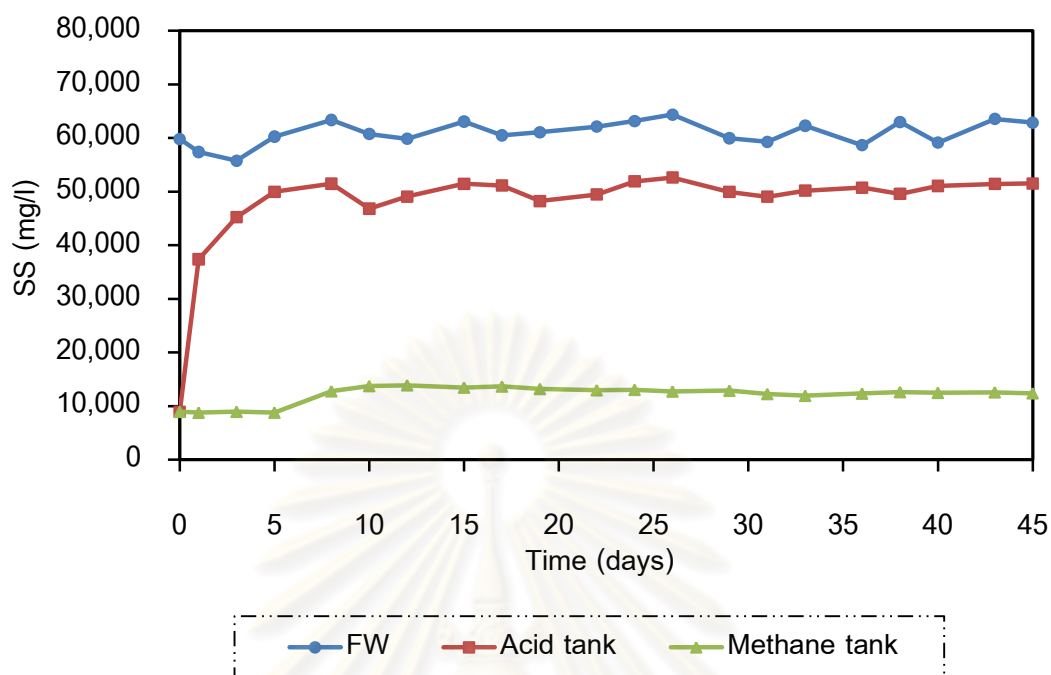
ภาพที่ 4.22 ปริมาณของแข็งแขวนลอยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 3:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.23 ปริมาณของแข็งแขวนลอยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 5:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.24 ปริมาณของแข็งแขวนลอยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



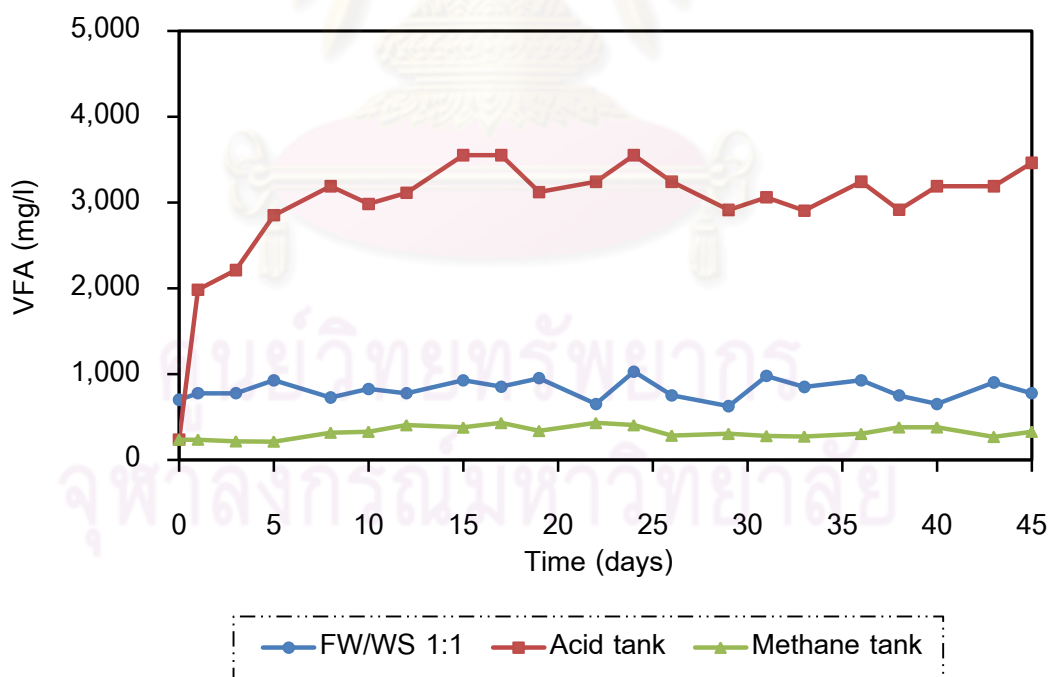
ภาพที่ 4.25 ปริมาณของแข็งแขวนลอยของสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

4.1.1.6 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหย (volatile fatty acid, VFA)

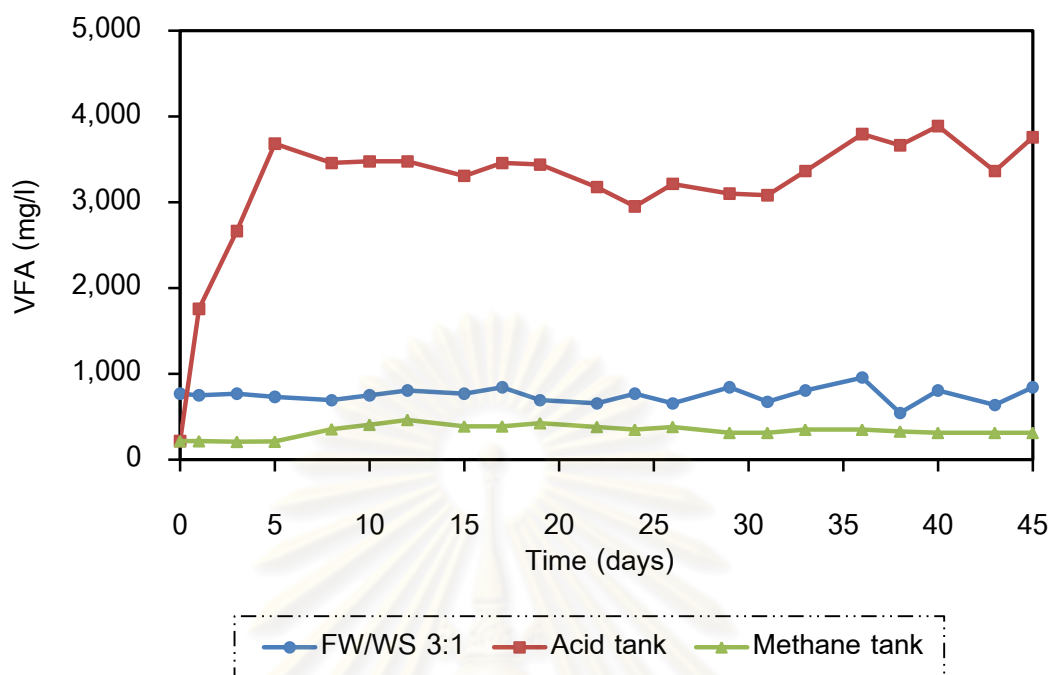
ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 1:1 3:1 5:1 7:1 และสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 วัน แสดงดังภาพที่ 4.26 4.27 4.28 4.29 และ 4.30 ตามลำดับ ซึ่งค่ากรดอินทรีย์ระเหยที่วิเคราะห์นี้คิดในรูปของกรดอะซิติก (CH_3COOH) พบว่า ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 545.00-1,027.50 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยอยู่ในช่วง 3,777.75-4,167.50 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าสูงกว่าปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยในสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน เนื่องจากมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ในถังหมักกรดให้กลายเป็นกรดอินทรีย์ระเหย จึงทำให้มีปริมาณของกรดอินทรีย์ระเหยสูงขึ้น ส่วนในถังหมักก๊าซปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยลดลง มีค่าอยู่ในช่วง 270.50-853.50 มิลลิกรัมต่อลิตร แสดงให้เห็นว่ากรดอินทรีย์ระเหยที่สร้างขึ้นในถังหมักกรดถูกจุลินทรีย์ในถังหมักก๊าซนำไปใช้เพื่อผลิตมีเทน ทำให้ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยลดลง (Mtz.-Vituria et al., 1995) และจะเห็นได้ว่าปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยในการ

ทดลองนี้ที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 1:1 3:1 5:1 และ 7:1 มีค่าไม่เกิน 4,000 มิลลิกรัมต่อลิตร แสดงว่าระบบไม่เกิดการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหย ทำให้ไม่มีผลไปยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์พวก acetogenic bacteria และ methanogenic bacteria (Schober *et al.*, 1999) สำหรับสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว พบว่าปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยในการเดินระบบช่วงหลังมีค่าเกิน 4,000 มิลลิกรัมต่อลิตร แสดงว่าระบบเกิดการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหย ซึ่งมีผลต่อการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์พวก acetogenic bacteria และ methanogenic bacteria ได้

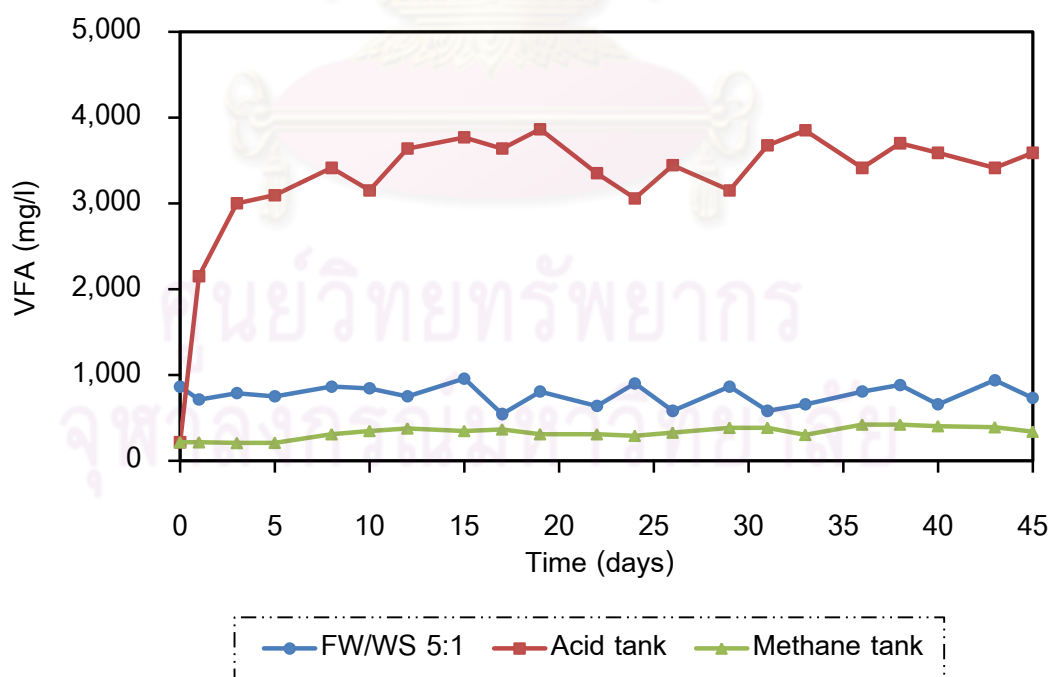
จะเห็นได้ว่าในถังหมักก๊าซ เมื่ออัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนเพิ่มขึ้นจาก 1:1 เป็น 3:1 5:1 7:1 และ สารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว ตามลำดับ ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 344.96 352.11 359.24 468.75 และ 576.71 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เนื่องจากกรดอินทรีย์ระเหยจากถังหมักกรดเข้าไปในถังหมักก๊าซปริมาณมากขึ้น จุลินทรีย์ในถังหมักก๊าซมีเวลาน้อยในการที่จะจัดการกับกรดอินทรีย์ระเหยนั้น ทำให้มีการใช้กรดอินทรีย์ระเหยน้อยลง



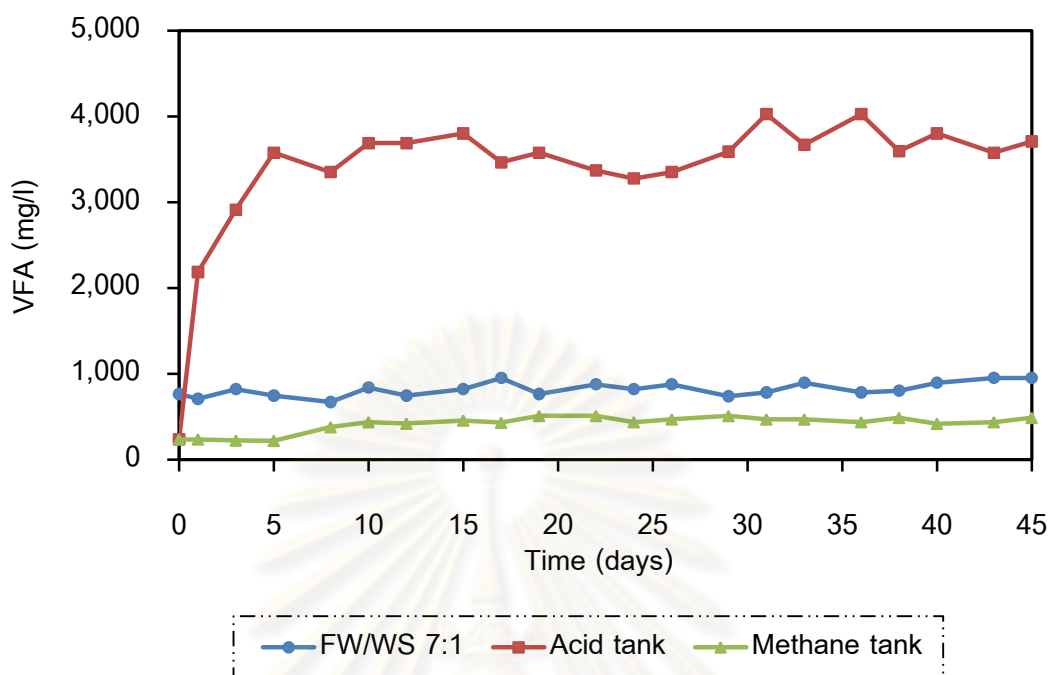
ภาพที่ 4.26 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 1:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



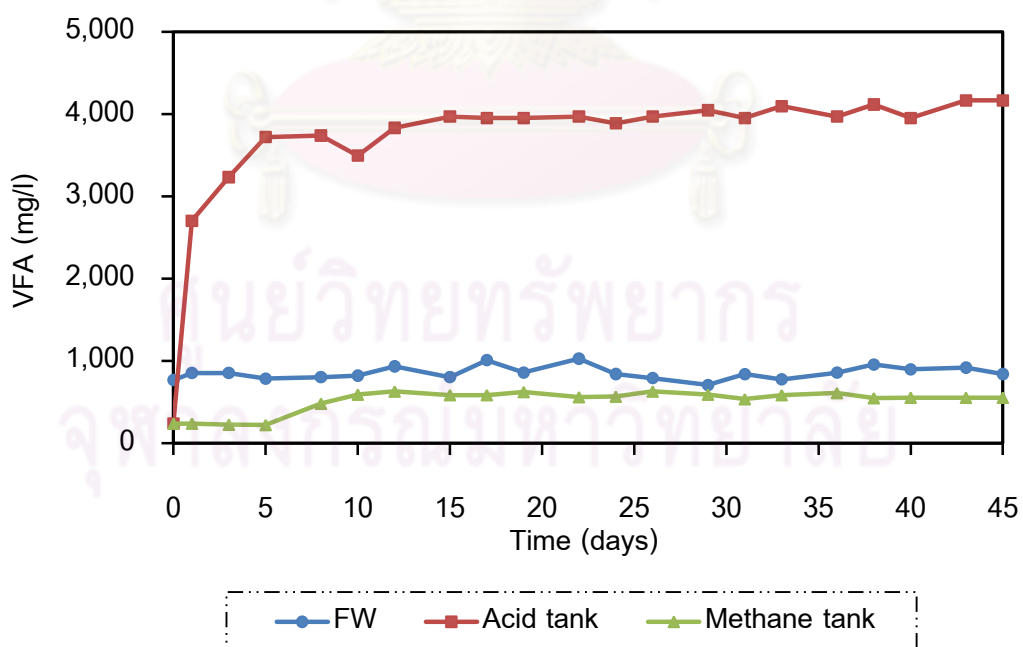
ภาพที่ 4.27 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 3:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.28 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 5:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



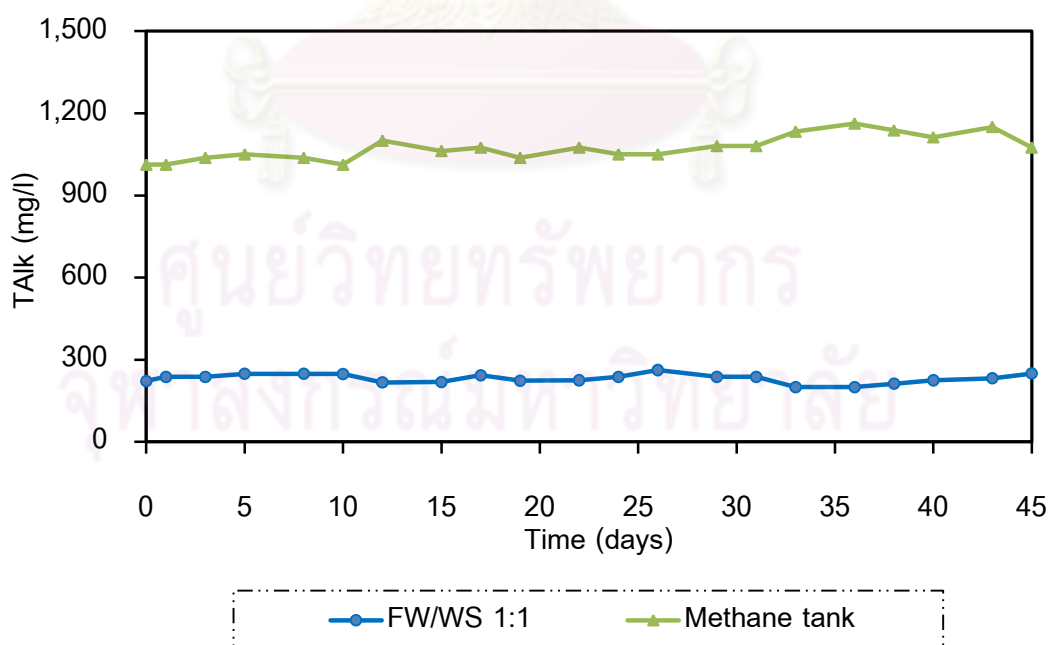
ภาพที่ 4.29 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ



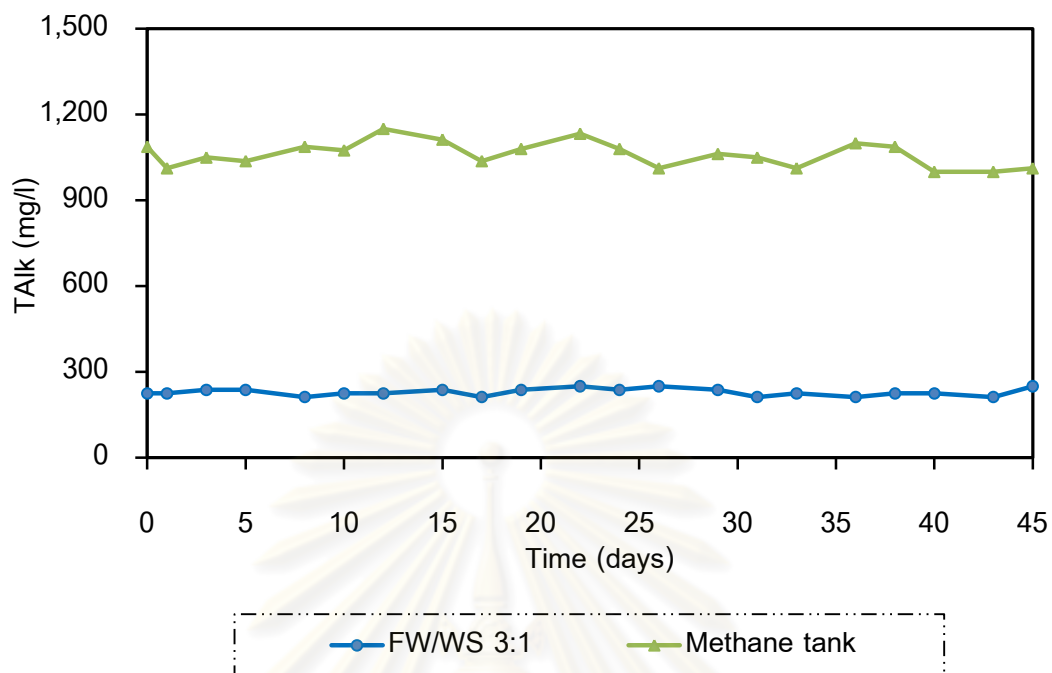
ภาพที่ 4.30 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยของสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

4.1.1.7 ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมด (total alkalinity, TAlk)

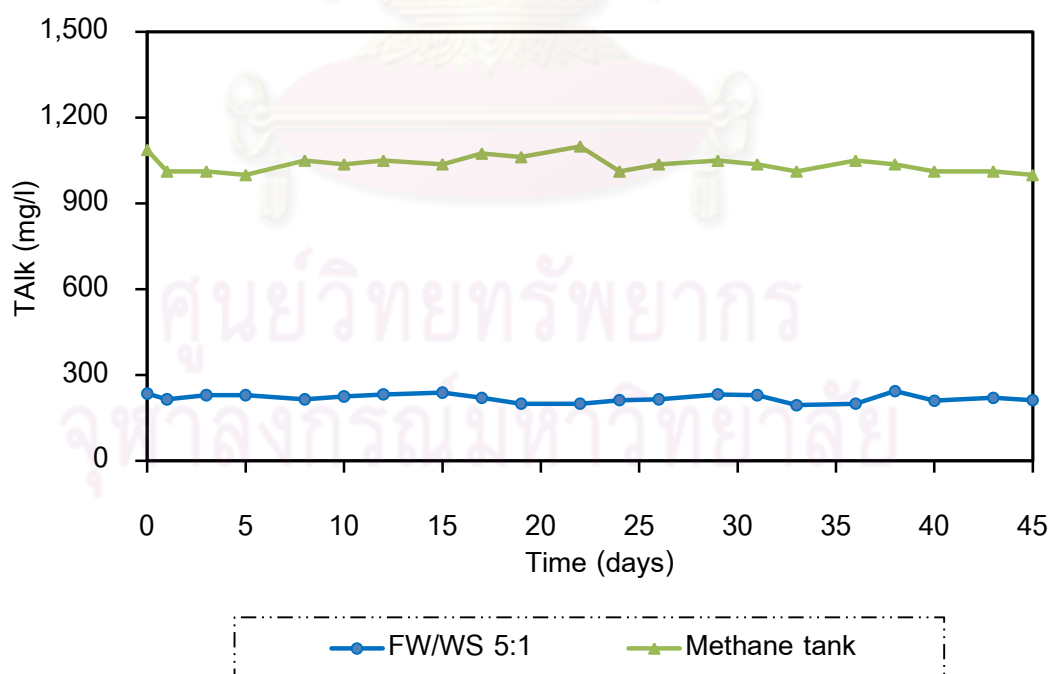
ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบ และถึงหมักก๊าซตลอดการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 1:1 3:1 5:1 7:1 และสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว โดยมี HRT ของถึงหมักก๊าซเท่ากับ 24 วัน แสดงดังภาพที่ 4.31 4.32 4.33 4.34 และ 4.35 ตามลำดับ ซึ่งค่าความเป็นด่างทั้งหมดที่วิเคราะห์นี้คิดในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต (CaCO_3) พบว่าปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารอยู่ในช่วง 195.00-262.50 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถึงหมักก๊าซปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดอยู่ในช่วง 937.50-1,162.50 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าสูงกว่าปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดในสารละลายเศษอาหาร เนื่องจากเกิดการย่อยสลายในถึงหมักกรดได้เป็นกรดอินทรีย์ระเหยและแอมโมเนีย จากนั้นกรดอินทรีย์ระเหยจะถูกใช้ไปเป็นสารอาหารของแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทนในถึงหมักก๊าซ ทำให้แอมโมเนียเหลือมากขึ้นและเมื่อทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำกลายเป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนตหรือสภาพต่างไบคาร์บอเนต ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดจึงเพิ่มขึ้น (Raynal *et al.*, 1998) แสดงให้เห็นว่าในถึงหมักก๊าซนั้นระบบเกิดความเป็นบัฟเฟอร์ โดยจะช่วยป้องกันแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทนให้สามารถทนต่อกรดอินทรีย์ระเหยที่เกิดขึ้นได้



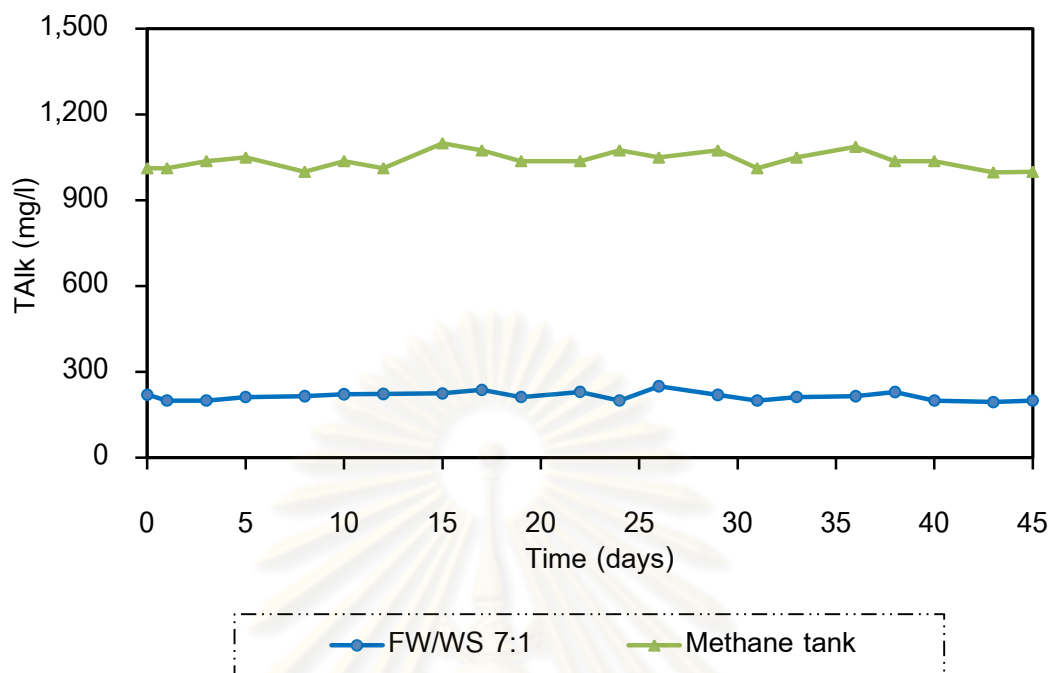
ภาพที่ 4.31 ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 1:1 ที่เข้าระบบ และในถึงหมักก๊าซ



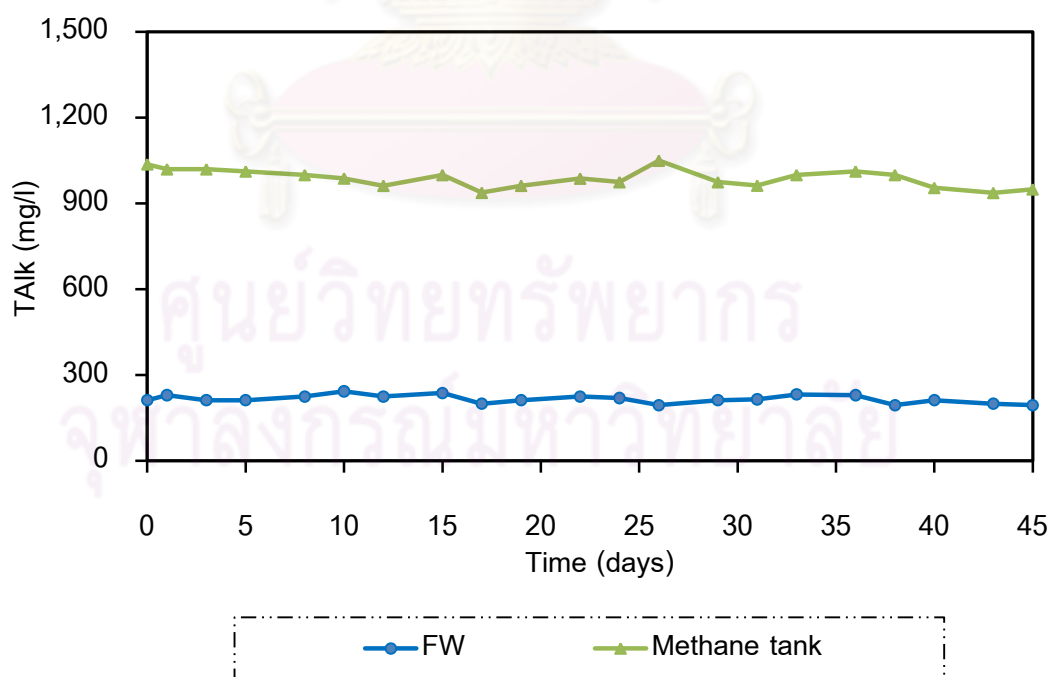
ภาพที่ 4.32 ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 3:1 ที่เข้าระบบ และในถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.33 ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 5:1 ที่เข้าระบบ และในถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.34 ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่อัตราส่วน (FW/WS) 7:1 ที่เข้าระบบ และในถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.35 ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว ที่เข้าระบบ และในถังหมักก๊าซ

4.1.2 ประสิทธิภาพและความสัมพันธ์ต่างๆ ภายในของระบบ

เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะสมดุลปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นเริ่มคงที่หรือมีค่าใกล้เคียงกัน จึงเริ่มเก็บข้อมูลเพื่อศึกษาประสิทธิภาพและความสัมพันธ์ต่างๆ ภายในระบบที่เกิดขึ้นต่อ อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน (FW/WS) 1:1 3:1 5:1 7:1 และ สารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว (FW) ตามลำดับ ซึ่งคิดเป็น OLR 7.01 7.95 8.44 9.18 และ 9.97 กรัม COD/ลิตร.วัน ตามลำดับ ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

4.1.2.1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (COD removal)

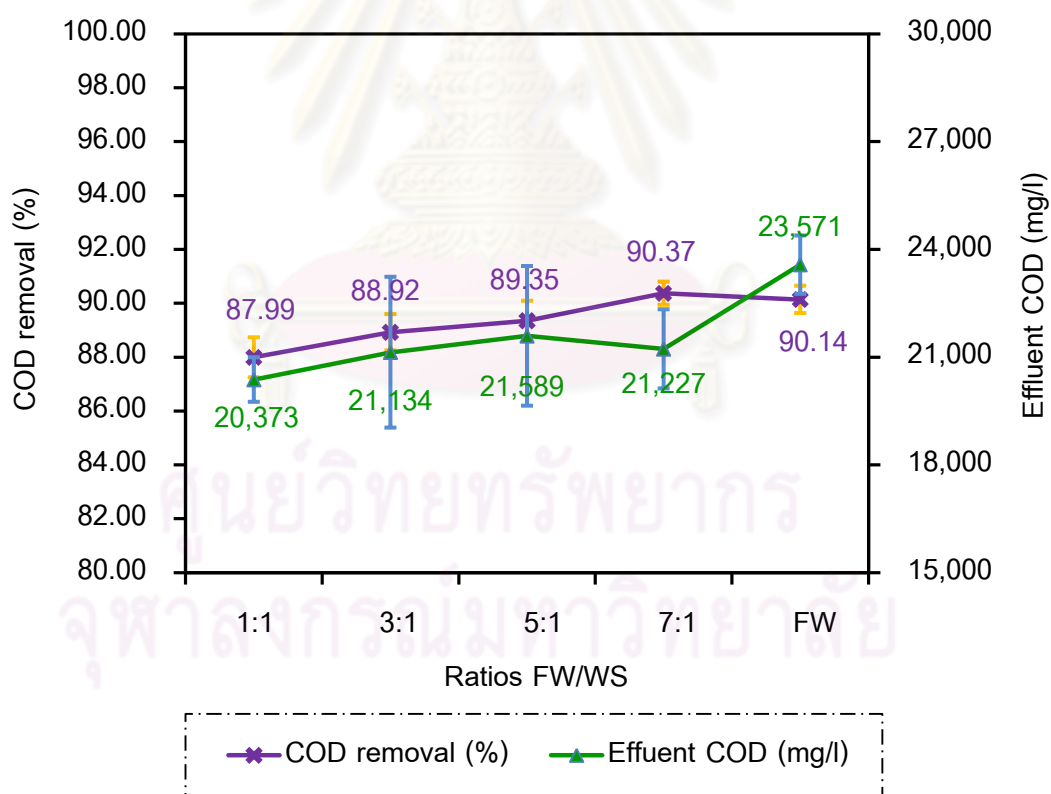
เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 1:1 คิดเป็น OLR 7.01 กรัม COD/ลิตร.วัน ลด COD จาก 170,268 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 20,373 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 87.99 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 3:1 คิดเป็น OLR 7.95 กรัม COD/ลิตร.วัน ลด COD จาก 190,847 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 21,134 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 88.92 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 5:1 คิดเป็น OLR 8.44 กรัม COD/ลิตร.วัน ลด COD จาก 202,597 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 21,589 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 89.35 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร.วัน ลด COD จาก 220,381 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 21,227 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 90.37 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW คิดเป็น OLR 9.97 กรัม COD/ลิตร.วัน ลด COD จาก 239,454 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 23,571 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 90.14 เปอร์เซ็นต์ แสดงให้เห็นว่าระบบสามารถลดความสกปรกได้

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่อัตราส่วนต่างๆ โดยใช้ สถิติ พบว่า ที่ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร.วัน มีประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงที่สุด เท่ากับ 90.37 เปอร์เซ็นต์ ซึ่งมีค่าไม่แตกต่างกับสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว อย่างมีนัยสำคัญ รองลงมาคือ ที่ FW/WS 3:1 และ 5:1 ซึ่งมีประสิทธิภาพไม่แตกต่างกัน ส่วนที่ FW/WS 1:1 มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ต่ำที่สุดอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ดังตารางที่ 4.2 และภาพที่ 4.36 และ 4.37 ตามลำดับ และพบว่า FW/WS 7:1 ในวันที่ 45 ของการทดลองมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ได้สูงที่สุด เท่ากับ 91.11 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อนำประสิทธิภาพในการลดปริมาณ COD ที่ได้มาเขียนเป็นสมการความสัมพันธ์กับอัตรา ภาระบรรจุทุกสารอินทรีย์ แสดงดังภาพที่ 4.38 พบว่า ได้สมการความสัมพันธ์ คือ $y = -2E-05x^2 + 0.0143x + 87.879$ โดยที่ $R^2 = 0.9447$

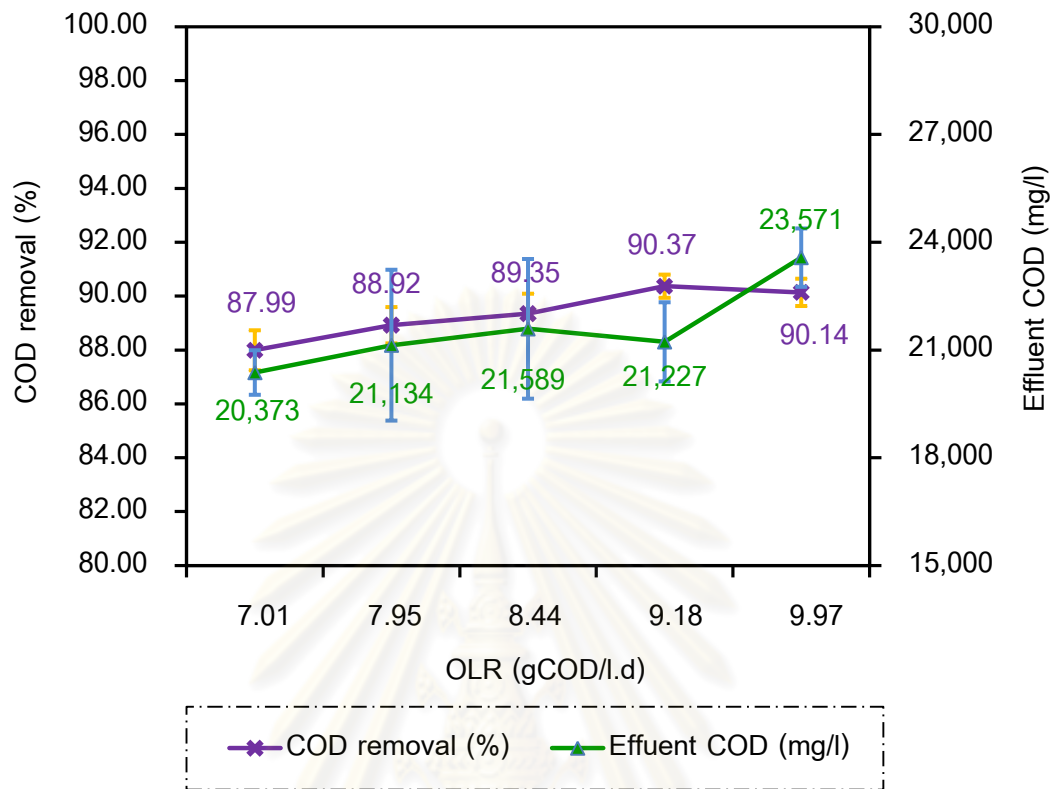
ตารางที่ 4.2 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ COD กับ FW/WS ของถังหมักก๊าซ

FW/WS	Influent COD (mg/l)	Effluent COD (mg/l)	COD removal (%)
1:1	170,268 ± 11,316	20,373 ± 620	87.99 ± 0.74 ^a
3:1	190,847 ± 14,114	21,134 ± 2,100	88.92 ± 0.67 ^b
5:1	202,597 ± 8,816	21,589 ± 1,810	89.35 ± 0.74 ^b
7:1	220,381 ± 7,967	21,227 ± 1,102	90.37 ± 0.43 ^c
FW	239,454 ± 12,536	23,571 ± 812	90.14 ± 0.51 ^c

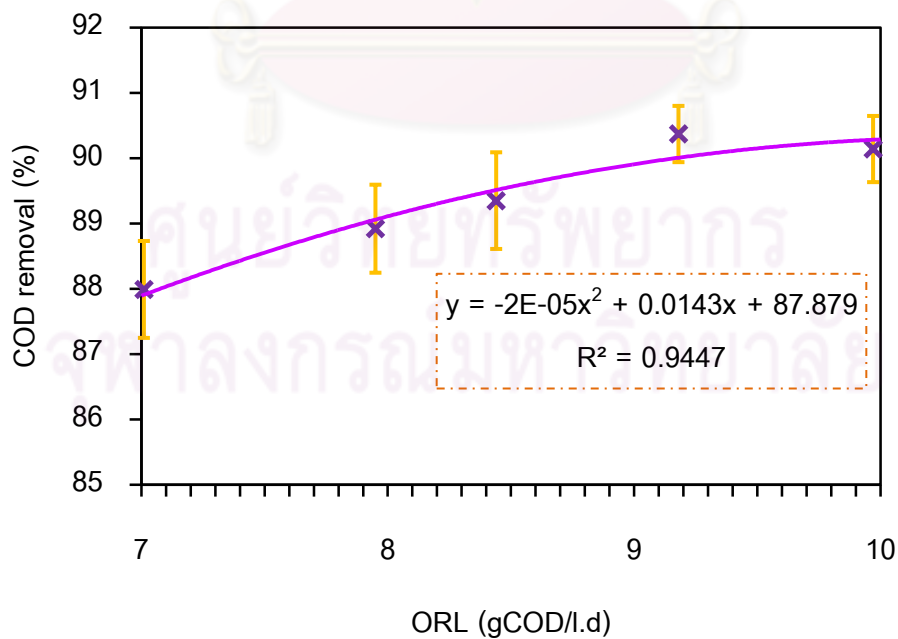
หมายเหตุ อักษรโรมันที่ต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ระหว่างอัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



ภาพที่ 4.36 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ COD กับ อัตราส่วนของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน (FW/WS)



ภาพที่ 4.37 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ COD กับ OLR ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.38 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ COD กับ OLR ของถังหมักก๊าซ

4.1.2.2 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมด (TS removal)

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 1:1 คิดเป็น OLR 7.01 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งทั้งหมดจาก 68,145 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 21,192 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 68.87 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 3:1 คิดเป็น OLR 7.95 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งทั้งหมดจาก 69,461 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 19,378 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 72.10 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 5:1 คิดเป็น OLR 8.44 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งทั้งหมดจาก 71,673 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 18,454 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 74.23 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งทั้งหมดจาก 75,069 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 18,883 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 74.83 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW คิดเป็น OLR 9.97 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งทั้งหมดจาก 75,180 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 19,351 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 74.25 เปอร์เซ็นต์ แสดงให้เห็นว่าของเหลวที่ออกจากระบบมีความใสมากขึ้น

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดที่อัตราส่วนต่างๆ โดยใช้สถิติ พบว่า ที่ FW/WS 5:1 7:1 และ FW คิดเป็น OLR 8.44 9.18 และ 9.97 กรัม COD/ลิตร. วัน ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดสูงไม่แตกต่างกัน รองลงมา คือ ที่ FW/WS 3:1 ส่วนที่ FW/WS 1:1 มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดต่ำที่สุดอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ดังตารางที่ 4.3 และภาพที่ 4.39 และ 4.40 ตามลำดับ และพบว่า FW/WS 7:1 ในวันที่ 31 ของการทดลองมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดได้สูงที่สุด เท่ากับ 76.62 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อนำประสิทธิภาพในการลดปริมาณ TS ที่ได้มาเขียนเป็นสมการความสัมพันธ์กับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ แสดงดังภาพที่ 4.41 พบว่า ได้สมการความสัมพันธ์ คือ $y = -0.0001x^2 + 0.0519x + 68.659$ โดยที่ $R^2 = 0.9809$

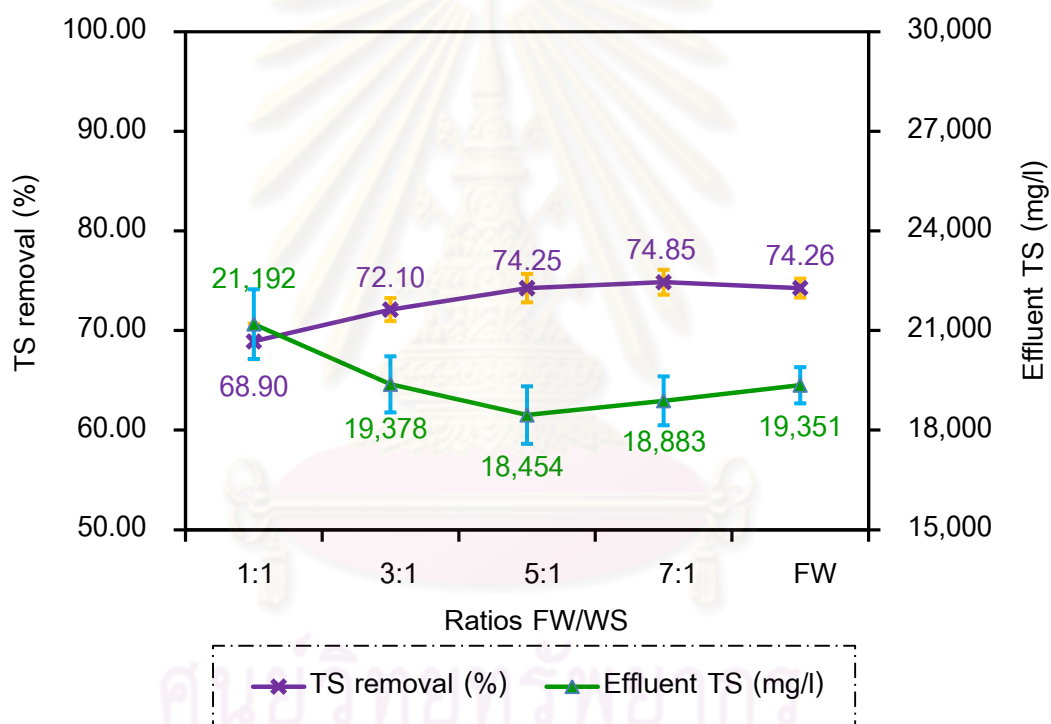
ตารางที่ 4.3 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งทั้งหมดกับ FW/WS ของถังหมักก๊าซ

FW/WS	Influent TS (mg/l)	Effluent TS (mg/l)	TS removal (%)
1:1	68,145 ± 2,245	57,134 ± 1,050	68.87 ± 1.78 ^a
3:1	69,461 ± 1,819	56,227 ± 846	72.10 ± 1.16 ^b
5:1	71,673 ± 2,036	58,718 ± 866	74.23 ± 1.43 ^c

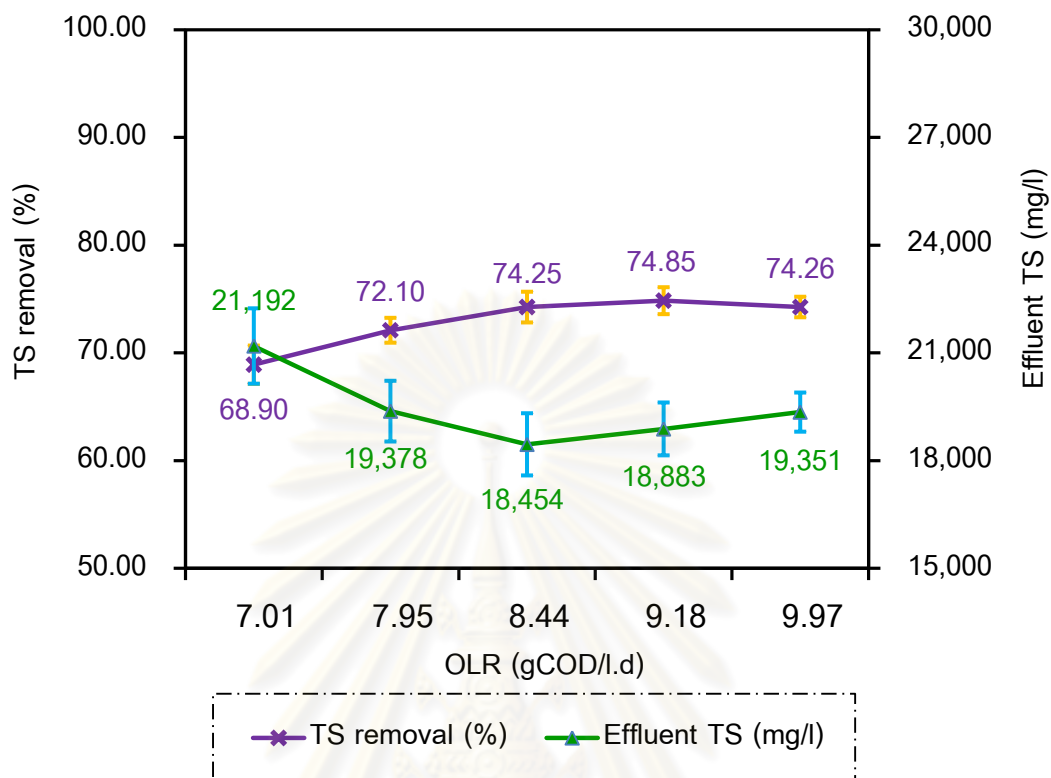
ตารางที่ 4.3 (ต่อ)

FW/WS	Influent TS (mg/l)	Effluent TS (mg/l)	TS removal (%)
7:1	75,069 ± 1,614	62,212 ± 736	74.83 ± 1.25 ^c
FW	75,180 ± 1,296	64,061 ± 545	74.25 ± 0.95 ^c

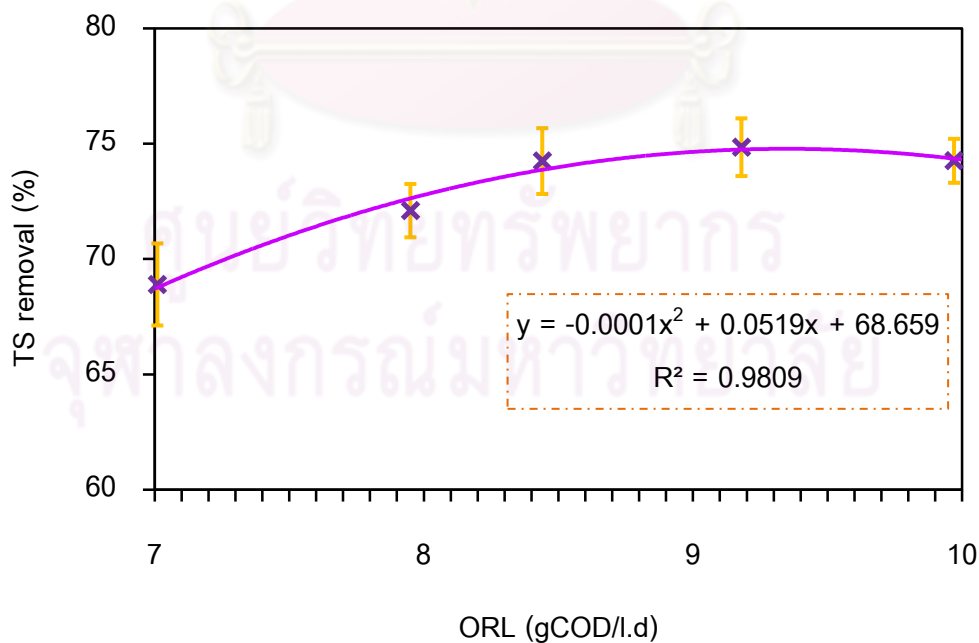
หมายเหตุ: อักษรมุมขวามือที่แตกต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ระหว่างอัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



ภาพที่ 4.39 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TS กับอัตราส่วนของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน (FW/WS)



ภาพที่ 4.40 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.41 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ TS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ

4.1.2.3 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมด (TVS removal)

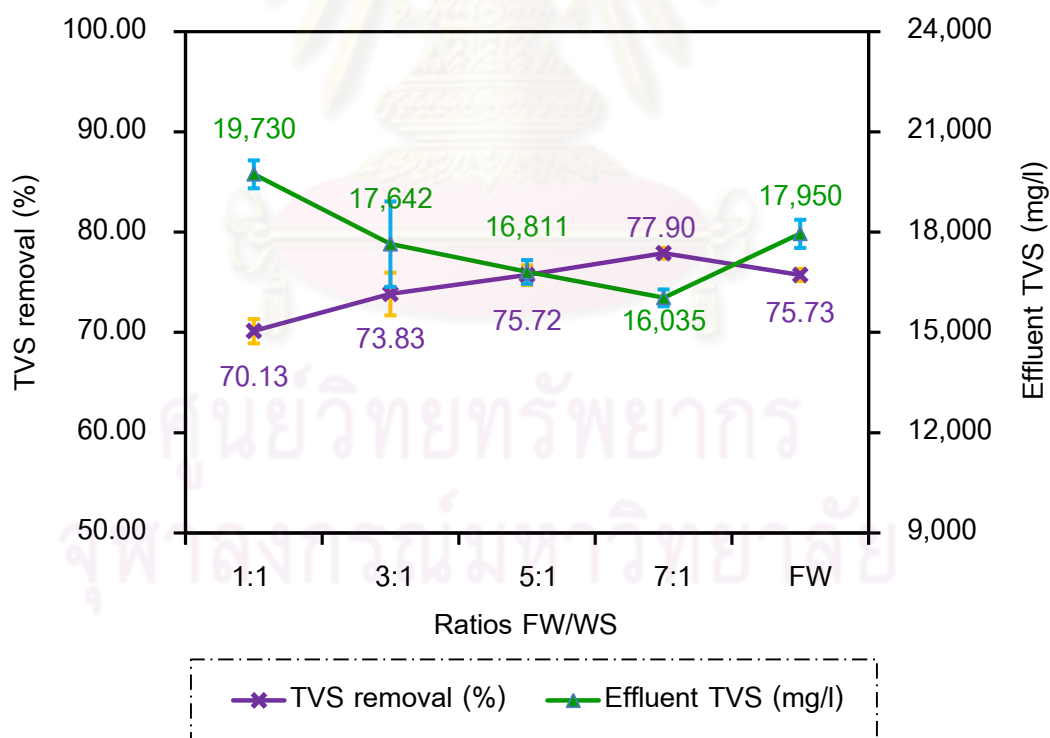
เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 1:1 คิดเป็น OLR 7.01 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งระเหยทั้งหมดจาก 66,045 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 19,730 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือ ลดได้ 70.09 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 3:1 คิดเป็น OLR 7.95 กรัม COD/ลิตร. วัน ลด ของแข็งระเหยทั้งหมดจาก 67,417 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 17,642 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือ ลดได้ 73.81 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 5:1 คิดเป็น OLR 8.44 กรัม COD/ลิตร. วัน ลด ของแข็งระเหยทั้งหมดจาก 69,223 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 16,811 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือ ลดได้ 75.69 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งระเหยทั้งหมดจาก 72,546 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 16,035 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือ ลดได้ 77.89 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW คิดเป็น OLR 9.97 กรัม COD/ลิตร. วัน ลด ของแข็งระเหยทั้งหมดจาก 73,952 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 17,950 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 75.72 เปอร์เซ็นต์ แสดงให้เห็นว่าของเหลวที่ออกจากระบบมีความใสมากขึ้น

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมดที่ อัตราส่วนต่างๆ โดยใช้สถิติ พบว่า ที่ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร.วัน มี ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมดสูงที่สุด เท่ากับ 77.89 เปอร์เซ็นต์ รองลงมา คือ ที่ FW/WS 5:1 และ สารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว ส่วนที่ FW/WS 1:1 มีประสิทธิภาพในการ กำจัดของแข็งระเหยทั้งหมดต่ำที่สุดอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ดังตาราง ที่ 4.4 และภาพที่ 4.42 และ 4.43 ตามลำดับ และพบว่า FW/WS 7:1 ในวันที่ 38 ของการทดลอง มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมดได้สูงที่สุด เท่ากับ 76.51 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อนำ ประสิทธิภาพในการลดปริมาณ TS ที่ได้มาเขียนเป็นสมการความสัมพันธ์กับอัตราภาระบรรทุก สารอินทรีย์ แสดงดังภาพที่ 4.44 พบว่า ได้สมการความสัมพันธ์ $y = -0.0001x^2 + 0.0633x + 69.703$ โดยที่ $R^2 = 0.9462$

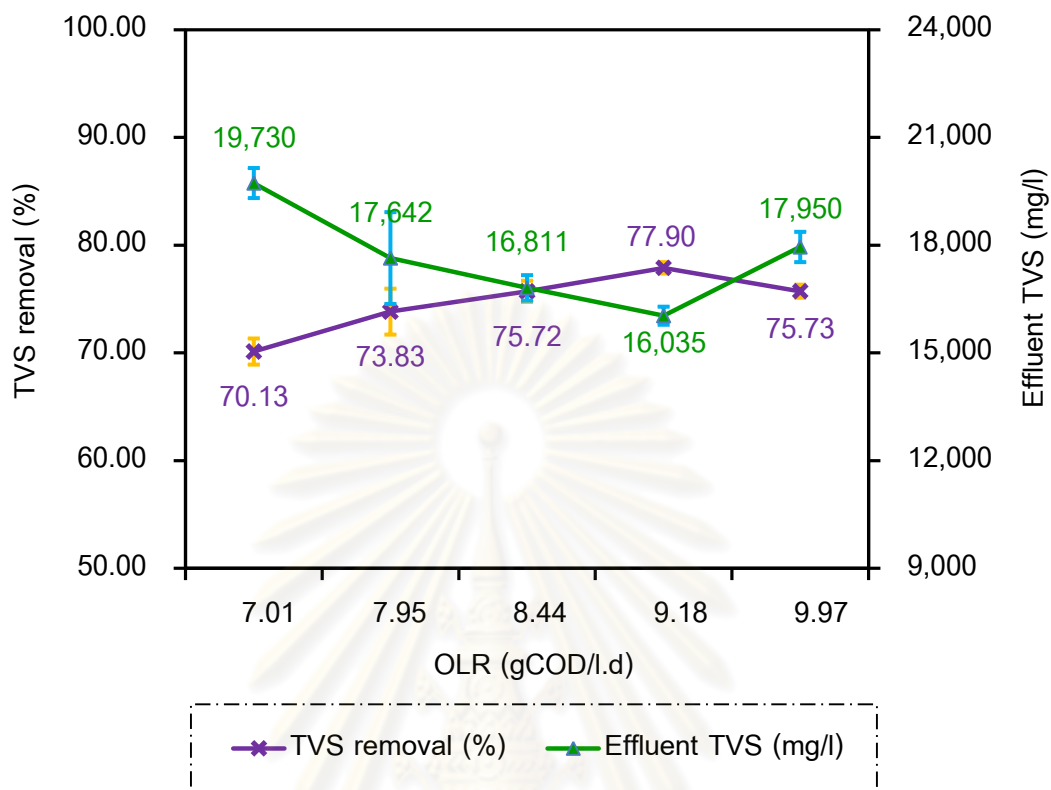
ตารางที่ 4.4 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดกับ FW/WS ของถังหมักก๊าซ

FW/WS	Influent TVS (mg/l)	Effluent TVS (mg/l)	TVS removal (%)
1:1	66,045 ± 2,206	19,730 ± 418	70.09 ± 1.21 ^a
3:1	67,417 ± 1,806	17,642 ± 1,278	73.81 ± 2.13 ^b
5:1	69,223 ± 2,039	16,811 ± 354	75.69 ± 0.99 ^c
7:1	72,546 ± 1,142	16,035 ± 252	77.89 ± 0.53 ^d
FW	73,952 ± 1,238	17,950 ± 422	75.72 ± 0.61 ^c

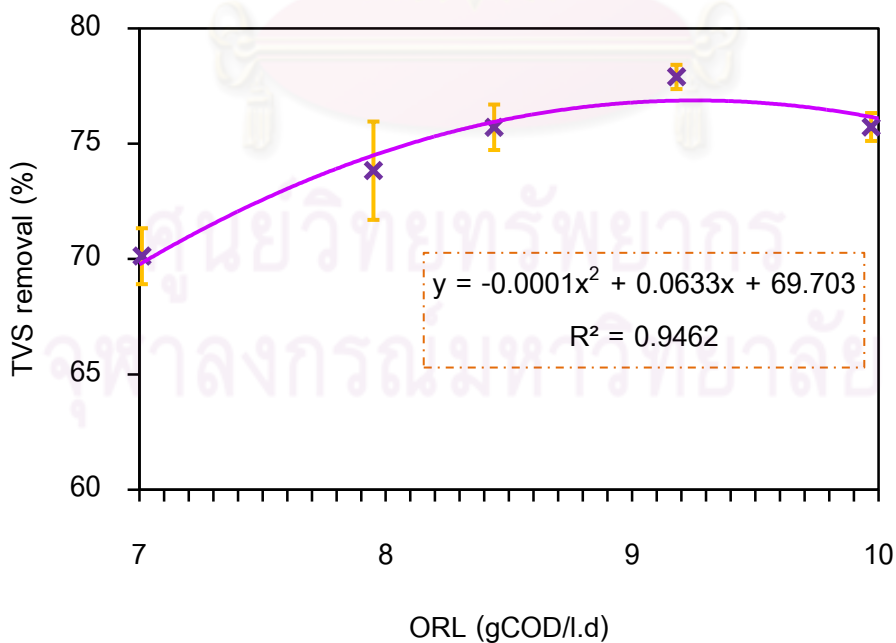
หมายเหตุ อักษรมุมขวามือที่ต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ระหว่างอัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



ภาพที่ 4.42 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TVS กับอัตราส่วนของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน (FW/WS)



ภาพที่ 4.43 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ TVS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.44 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ TVS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ

4.1.2.4 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย (SS removal)

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 1:1 คิดเป็น OLR 7.01 กรัม COD/ลิตร.วัน ลดของแข็งแขวนลอยจาก 50,068 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 14,356 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 71.27 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 3:1 คิดเป็น OLR 7.95 กรัม COD/ลิตร.วัน ลดของแข็งแขวนลอยจาก 51,417 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 12,409 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 75.82 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 5:1 คิดเป็น OLR 8.44 กรัม COD/ลิตร.วัน ลดของแข็งแขวนลอยจาก 55,162 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 11,027 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 79.99 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร.วัน ลดของแข็งแขวนลอยจาก 57,659 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 10,383 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 81.96 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW คิดเป็น OLR 9.97 กรัม COD/ลิตร.วัน ลดของแข็งแขวนลอยจาก 61,647 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 12,767 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 79.28 เปอร์เซ็นต์

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยทั้งหมดที่อัตราส่วนต่างๆ โดยใช้สถิติ พบว่า ที่ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร.วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยทั้งหมดสูงที่สุด เท่ากับ 81.96 เปอร์เซ็นต์ รองลงมา คือ ที่ FW/WS 5:1 และ สารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว ส่วนที่ FW/WS 1:1 มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยทั้งหมดต่ำที่สุดอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ และพบว่า FW/WS 7:1 ในวันที่ 31 ของการทดลองมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยทั้งหมดได้สูงที่สุด เท่ากับ 83.61 เปอร์เซ็นต์ แสดงดังตารางที่ 4.5 และภาพที่ 4.45 และ 4.46 ตามลำดับ และเมื่อนำประสิทธิภาพในการลดปริมาณ TS ที่ได้มาเขียนเป็นสมการความสัมพันธ์กับอัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ แสดงดังภาพที่ 4.47 พบว่า ได้สมการความสัมพันธ์ คือ $y = -0.0002x^2 + 0.0903x + 70.619$ โดยที่ $R^2 = 0.9337$

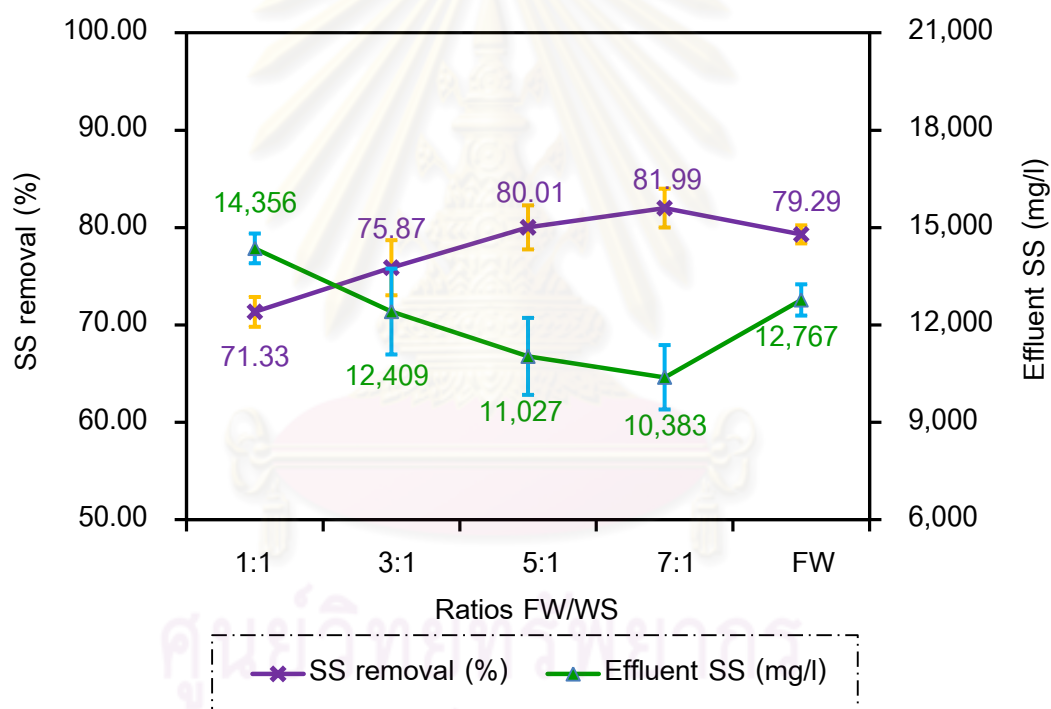
ตารางที่ 4.5 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมดกับ FW/WS ของถังหมักก๊าซ

FW/WS	Influent SS (mg/l)	Effluent SS (mg/l)	SS removal (%)
1:1	50,068 ± 2,311	14,356 ± 458	71.27 ± 1.53 ^a
3:1	51,417 ± 1,806	12,409 ± 1,323	75.82 ± 2.83 ^b

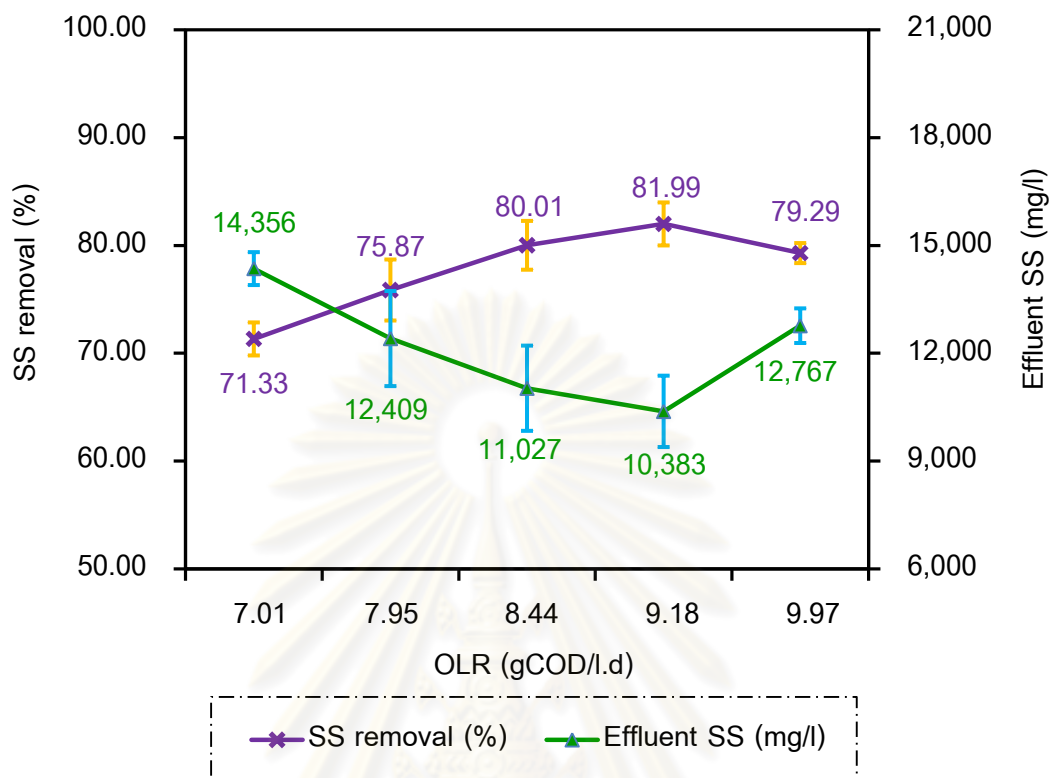
ตารางที่ 4.5 (ต่อ)

FW/WS	Influent SS (mg/l)	Effluent SS (mg/l)	SS removal (%)
5:1	55,162 ± 1,545	11,027 ± 1,186	79.99 ± 2.26 ^c
7:1	57,659 ± 1,703	10,383 ± 993	81.96 ± 1.99 ^d
FW	61,647 ± 1,845	12,767 ± 482	79.28 ± 0.93 ^c

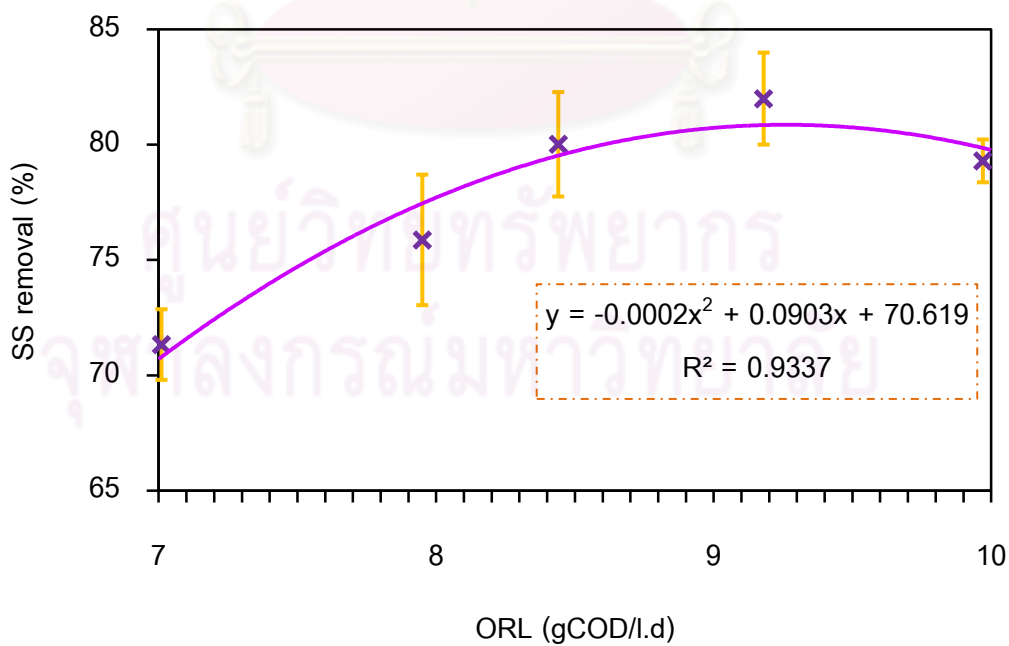
หมายเหตุ อักษรมุมขวามือที่ต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ระหว่างอัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



ภาพที่ 4.45 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ SS กับอัตราส่วนของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน (FW/WS)



ภาพที่ 4.46 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ SS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.47 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ SS กับ OLR ของถังหมักก๊าซ

4.1.2.5 ประสิทธิภาพของระบบจากสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง(Volatile Acid)

อัตราส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อความเป็นต่าง (VFA/TAik) จะเป็นค่าที่บ่งชี้ถึงความเป็นบัพเฟอร์หรือเสถียรภาพของระบบ ถ้าอัตราส่วน VFA/TAik มีค่าน้อยกว่า 0.3-0.4 แสดงว่าระบบไม่มีความเสี่ยงต่อการเกิดกรดในปริมาณที่สูงจนทำให้ระบบล้มเหลวได้ (Borja *et al.*, 2002) ซึ่งจากการพิจารณาสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่างของของเสียที่ออกจากระบบของถังหมักที่อัตราส่วนขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนเปรียบเทียบกัน เพื่อพิจารณาถึงเสถียรภาพของระบบนั้น พบว่า ที่ FW/WS 1:1 3:1 และ 5:1 คิดเป็น OLR 7.01 7.95 และ 8.44 กรัม COD/ลิตร.วัน มีสัดส่วนของ VFA/TAik เท่ากับ 0.32 0.33 และ 0.35 ตามลำดับ ระบบมีเสถียรภาพสูงกว่าที่ FW/WS 7:1 และ FW คิดเป็น OLR 9.18 และ 9.97 กรัม COD/ลิตร.วัน มีสัดส่วนของ VFA/TAik เท่ากับ 0.45 และ 0.59 ตามลำดับ แสดงว่าที่ FW/WS 1:1 3:1 และ 5:1 ระบบไม่มีความเสี่ยงต่อการเกิดกรดในปริมาณที่สูงจนทำให้ระบบล้มเหลวได้ แต่ที่ FW/WS 7:1 และ FW ระบบมีความเสี่ยงต่อการเกิดกรดในปริมาณที่สูงจนทำให้ระบบล้มเหลวได้ ถ้าสัดส่วน VFA/TAik มีค่ามากกว่า 0.8 ระบบจะล้มเหลว

เมื่อเปรียบเทียบสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่างของของเสียที่ออกจากระบบของถังหมักที่อัตราส่วนต่างๆ โดยใช้สถิติ พบว่า ที่สารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียวมีสัดส่วน VFA/TAik สูงที่สุด เท่ากับ 0.59 คิดเป็น OLR 9.97 กรัม COD/ลิตร.วัน รองลงมาคือ ที่ FW/WS 7:1 ส่วนที่ FW/WS 1:1 3:1 และ 5:1 มีสัดส่วน VFA/TAik ดี ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ดังตารางที่ 4.6 และภาพที่ 4.48 และ 4.49 ตามลำดับ และพบว่า FW/WS 1:1 ในวันที่ 33 ของการทดลองมีสัดส่วน VFA/TAik ดีที่สุด เท่ากับ 0.24

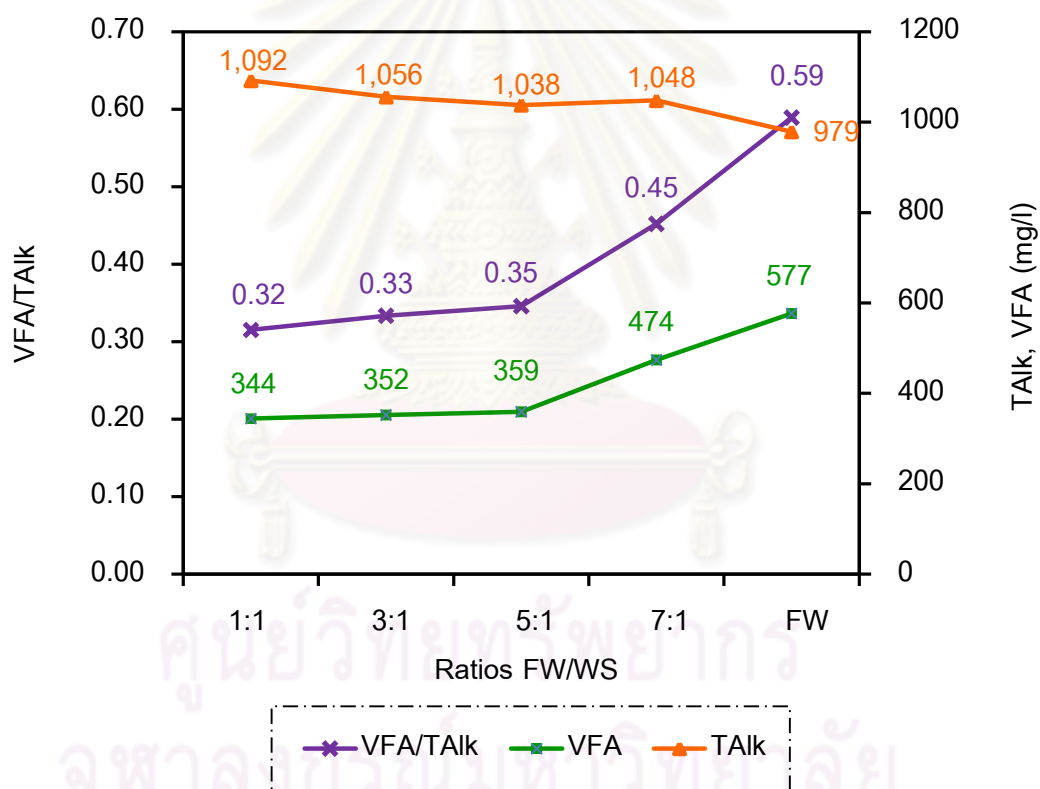
ตารางที่ 4.6 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับ FW/WS ของถังหมักก๊าซ

FW/WS	TAik (mg/l)	VFA (mg/l)	VFA/TAik
1:1	1,092 ± 39.96	344 ± 58.68	0.32 ± 0.06 ^a
3:1	1,056 ± 49.01	352 ± 37.05	0.33 ± 0.03 ^a
5:1	1,038 ± 25.76	359 ± 45.10	0.35 ± 0.04 ^a

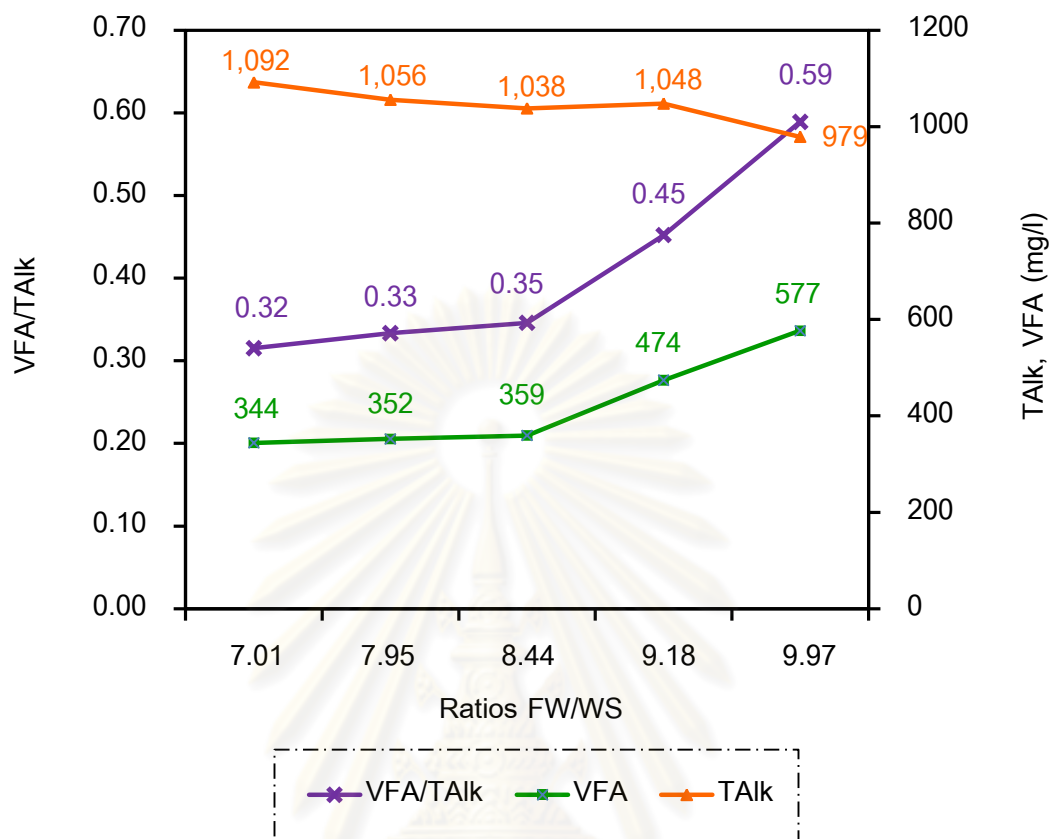
ตารางที่ 4.6 (ต่อ)

FW/WS	TAIk (mg/l)	VFA (mg/l)	VFA/TAIk
7:1	1,048 ± 30.27	474 ± 31.30	0.45 ± 0.03 ^b
FW	979 ± 30.83	575 ± 28.95	0.59 ± 0.03 ^c

หมายเหตุ อักษรมุมขวามือที่ต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ระหว่างอัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



ภาพที่ 4.48 ค่าเฉลี่ยสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับอัตราส่วนของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน (FW/WS)



ภาพที่ 4.49 ค่าเฉลี่ยสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับ OLR ของถังหมักก๊าซ

4.1.3 ปริมาณก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซ

4.1.3.1 ปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดที่เกิดขึ้น (total gas production)

ปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้จากการแทนที่น้ำ โดยวัดปริมาตรน้ำที่ถูกแทนที่ในแต่ละวัน คิดเป็นค่าเฉลี่ยของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อวันภายใต้สภาวะการทดลอง (room condition) พบว่า เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 1:1 คิดเป็น OLR 7.01 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดเฉลี่ย 761 มิลลิลิตรต่อวัน เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 3:1 คิดเป็น OLR 7.95 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดเฉลี่ย 998 มิลลิลิตรต่อวัน เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 5:1 คิดเป็น OLR 8.44 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดเฉลี่ย 1,077 มิลลิลิตรต่อวัน เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดเฉลี่ย 1,504 มิลลิลิตรต่อวัน และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW คิดเป็น OLR 9.97 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดเฉลี่ย 1,564 มิลลิลิตรต่อวัน

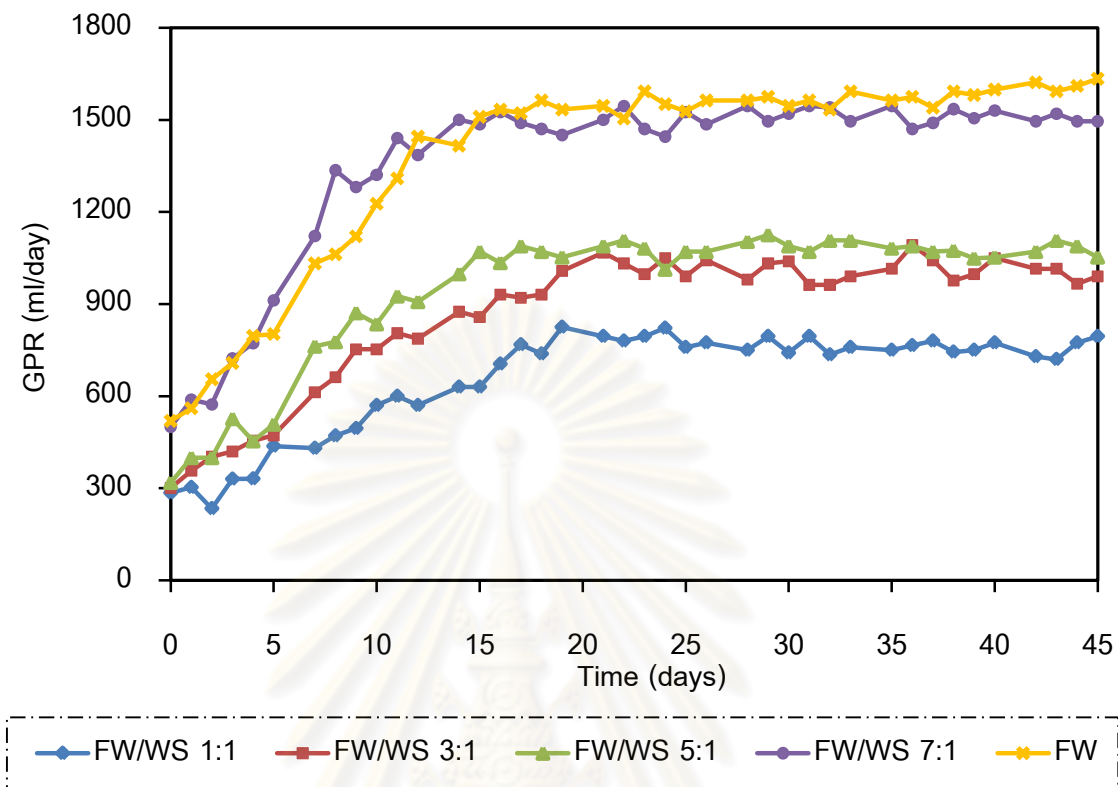
แสดงดังตารางที่ 4.7 และภาพที่ 4.50 ตามลำดับ โดยมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ FW/WS กับ ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น

เมื่อนำปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองมาเขียนเป็นสมการความสัมพันธ์กับอัตราภาะบบรรทุกสารอินทรีย์ แสดงดังภาพที่ 4.51 พบว่า ได้สมการความสัมพันธ์ คือ $y = 2.9443x + 733.62$ โดยที่ $R^2 = 0.9454$

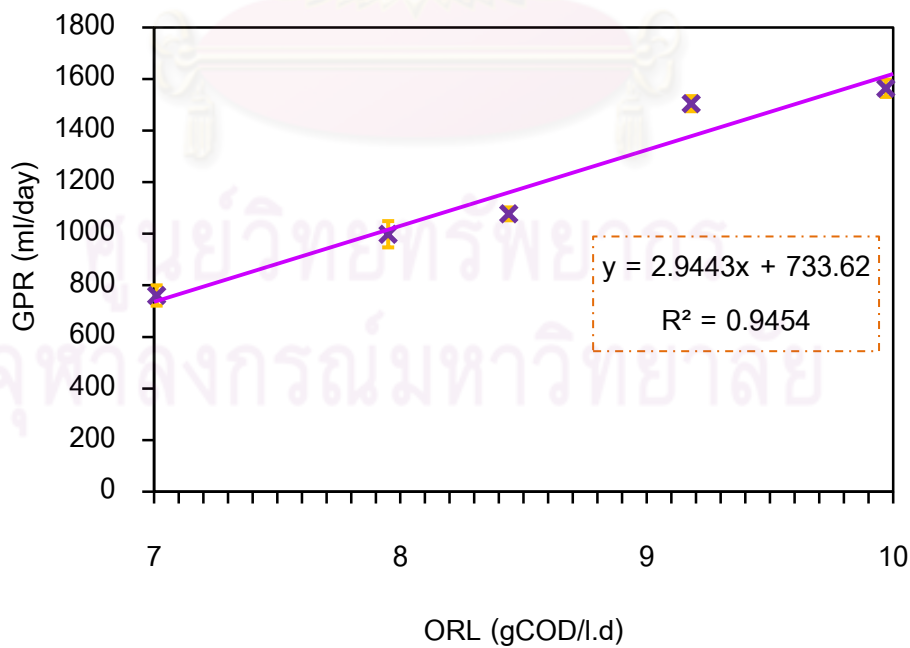
ตารางที่ 4.7 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของ FW/WS กับ ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น

FW/WS	gas production (ml/d)
1:1	761 ± 39.30 ^a
3:1	998 ± 50.92 ^b
5:1	1,077 ± 24.95 ^c
7:1	1,504 ± 29.30 ^d
FW	1,564 ± 33.52 ^e

หมายเหตุ อักษรมุมขวามือที่ต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ระหว่างอัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



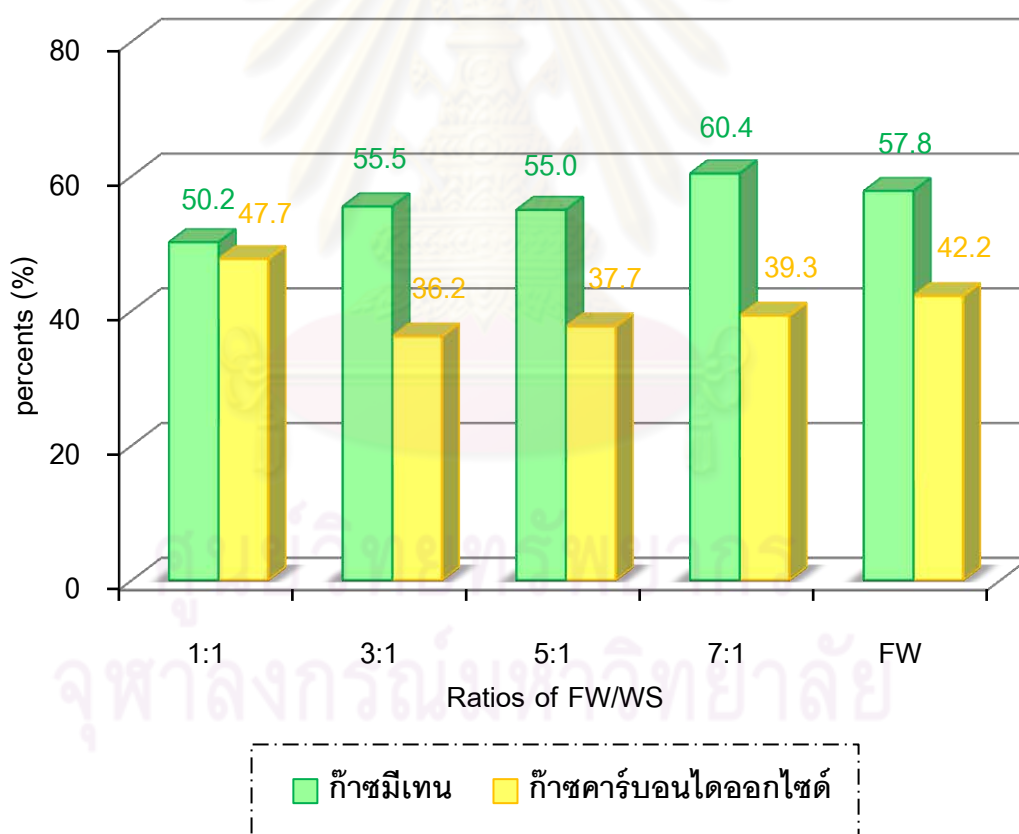
ภาพที่ 4.50 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่ 1



ภาพที่ 4.51 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่ 1 กับ ORL ของถังหมักก๊าซ

4.1.3.2 ปริมาณก๊าซมีเทน(Methane production)

การวิเคราะห์หาองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพด้วยก๊าซโครมาโทกราฟี เมื่อคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทน ($\% \text{CH}_4$) ในก๊าซชีวภาพทั้งหมดที่เกิดขึ้น พบว่า เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 1:1 คิดเป็น OLR 7.01 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซมีเทน 50.2 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 3:1 คิดเป็น OLR 7.95 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซมีเทน 55.51 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 5:1 คิดเป็น OLR 8.44 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซมีเทน 55.02 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซมีเทน 60.43 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW คิดเป็น OLR 9.97 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซมีเทน 58.3 เปอร์เซ็นต์ แสดงดังภาพที่ 4.52



ภาพที่ 4.52 ก๊าซมีเทน ($\% \text{CH}_4$) และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่ 1

จะเห็นได้ว่าเปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนมีค่าใกล้เคียงกัน โดยมีค่าอยู่ในช่วง 57.32-61.26 เปอร์เซ็นต์ สอดคล้องกับการทดลองของอาริยา (2546) ที่ศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหารโดยกระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน พบว่า ก๊าซชีวภาพที่ได้มีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนระหว่าง 57.32-61.26 เปอร์เซ็นต์ ส่วนการทดลองของ Blonskaja *et al.* (2002) ที่ศึกษาการย่อยสลาย distillery waste ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน พบว่ามีก๊าซมีเทนเท่ากับ 55-75 เปอร์เซ็นต์ของปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมด

การทดลองของ Elmitwalli *et al.* (2002) ที่ศึกษาการย่อยสลายของเสียจากครัวเรือนภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน โดยใช้ถังหมักกรดแบบ anaerobic filter และถังหมักก๊าซแบบ anaerobic hybrid พบว่ามีปริมาณก๊าซมีเทนในก๊าซชีวภาพเท่ากับ 72-82 เปอร์เซ็นต์ แสดงให้เห็นว่าเปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนที่ได้นั้นขึ้นอยู่กับลักษณะของ substrate ที่ใช้ในการทดลอง

4.1.4 การวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์

การวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์พิจารณาเป็นก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบ (gas production per organic weight addition) และก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัด (gas production per organic weight removal)

4.1.4.1 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบ (gas production per organic weight addition)

1) อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบ

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 1:1 คิดเป็น OLR 7.01 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.149 ลิตร/กรัม COD added, 0.372 ลิตร/กรัม TS added, 0.381 ลิตร/กรัม TVS added และ 0.566 ลิตร/กรัม SS added เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 3:1 คิดเป็น OLR 7.95 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.174 ลิตร/กรัม COD added, 0.479 ลิตร/กรัม TS added, 0.494 ลิตร/กรัม TVS added และ 0.647

ลิตร/กรัม SS added เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 5:1 คิดเป็น OLR 8.44 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.177 ลิตร/กรัม COD added, 0.511 ลิตร/กรัม TS added, 0.519 ลิตร/กรัม TVS added และ 0.651 ลิตร/กรัม SS added เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.228 ลิตร/กรัม COD added, 0.668 ลิตร/กรัม TS added, 0.691 ลิตร/กรัม TVS added และ 0.870 ลิตร/กรัม SS added และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW คิดเป็น OLR 9.97 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.218 ลิตร/กรัม COD added, 0.694 ลิตร/กรัม TS added, 0.705 ลิตร/กรัม TVS added และ 0.846 ลิตร/กรัม SS added แสดงดังตารางที่ 4.8 ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบที่อัตราส่วนต่างๆ มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างชัดเจน

เช่นเดียวกับการทดลองของ Sosnowski *et al.* (2003) ศึกษาการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนของตะกอนของเสียและขยะเทศบาลที่ได้คัดแยก โดยใช้ระบบสองขั้นตอนที่ประกอบด้วยถังหมักกรดแบบ CSTR ที่สภาวะ thermophilic อุณหภูมิ 56 องศาเซลเซียส และถังหมักก๊าซที่สภาวะ mesophilic อุณหภูมิ 36 องศาเซลเซียส พบว่าการทดลองที่ใช้ขยะเทศบาลที่ได้คัดแยกเป็น substrate เพียงอย่างเดียว สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.419 ลิตร/กรัม VSS add การทดลองที่ใช้ตะกอนของเสียจากบ่อบำบัดน้ำเสียเทศบาลสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.554 ลิตร/กรัม VSS add และการทดลองที่ใช้ตะกอนของเสียและขยะเทศบาลที่ได้คัดแยกผสมกัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.532 ลิตร/กรัม VSS add

2) อัตราการผลิตก๊าซมีเทนต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบ

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 1:1 คิดเป็น OLR 7.01 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.075 ลิตร/กรัม COD added, 0.187 ลิตร/กรัม TS added, 0.193 ลิตร/กรัม TVS added และ 0.254 ลิตร/กรัม SS added เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 3:1 คิดเป็น OLR 7.95 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.097 ลิตร/กรัม COD added, 0.266 ลิตร/กรัม TS added, 0.274 ลิตร/กรัม TVS added และ 0.359 ลิตร/กรัม SS added เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 5:1 คิดเป็น OLR 8.44 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.097 ลิตร/กรัม COD added, 0.276 ลิตร/กรัม TS added, 0.285 ลิตร/กรัม TVS added และ 0.358 ลิตร/กรัม SS added เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18

กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.137 ลิตร/กรัม COD added, 0.404 ลิตร/กรัม TS added, 0.418 ลิตร/กรัม TVS added และ 0.525 ลิตร/กรัม SS added และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW คิดเป็น OLR 9.97 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.126 ลิตร/กรัม COD added, 0.401 ลิตร/กรัม TS added, 0.408 ลิตร/กรัม TVS added และ 0.489 ลิตร/กรัม SS added แสดงดังตารางที่ 4.8 ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราการผลิตก๊าซมีเทนต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบที่อัตราส่วนต่างๆ มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างชัดเจน

เช่นเดียวกับการทดลองของ Borja *et al.* (2003) ศึกษาการกำจัดของเสียจากโรงงานผลิตน้ำมันมะกอกภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน โดยใช้ความเข้มข้นของ substrate 1 2 และ 3 เท่ากับ 34.5 81.1 และ 113.1 กรัม COD/ลิตร ตามลำดับ พบว่าเมื่อความเข้มข้นของ substrate เพิ่มขึ้นจาก 34.5 กรัม COD/ลิตร เป็น 113.1 กรัม COD/ลิตร อัตราการผลิตก๊าซมีเทนจะลดลงจาก 0.259 ลิตร CH₄ STP/กรัม COD added เป็น 0.225 ลิตร CH₄ STP/กรัม COD added

ตารางที่ 4.8 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบที่อัตราส่วนต่างๆ

parameter	1:1	3:1	5:1	7:1	FW
OLR (g COD/l.d)	7.01	7.95	8.44	9.18	9.97
Total gas production per					
g COD added (l/g COD added)	0.149	0.174	0.177	0.228	0.218
g TS added (l/g TS added)	0.372	0.479	0.511	0.668	0.694
g TVS added (l/g TVS added)	0.381	0.494	0.519	0.691	0.705
g SS added (l/g SS added)	0.566	0.647	0.651	0.870	0.846
Methane production per					
g COD added (l/g COD added)	0.075	0.097	0.097	0.137	0.126
g TS added (l/g TS added)	0.187	0.266	0.276	0.404	0.401
g TVS added (l/g TVS added)	0.193	0.274	0.285	0.418	0.408
g SS added (l/g SS added)	0.254	0.359	0.358	0.525	0.489

4.1.4.2 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัด (gas production per organic weight removal)

1) อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ ที่ถูกกำจัด

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 1:1 คิดเป็น OLR 7.01 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.169 ลิตร/กรัม COD removed, 2.304 ลิตร/กรัม TS removed, 0.548 ลิตร/กรัม TVS removed และ 0.710 ลิตร/กรัม SS removed เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 3:1 คิดเป็น OLR 7.95 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.196 ลิตร/กรัม COD removed, 2.515 ลิตร/กรัม TS removed, 0.669 ลิตร/กรัม TVS removed และ 0.853 ลิตร/กรัม SS removed เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 5:1 คิดเป็น OLR 8.44 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.198 ลิตร/กรัม COD removed, 2.772 ลิตร/กรัม TS removed, 0.685 ลิตร/กรัม TVS removed และ 0.814 ลิตร/กรัม SS removed เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.252 ลิตร/กรัม COD removed, 3.901 ลิตร/กรัม TS removed, 0.887 ลิตร/กรัม TVS removed และ 1.061 ลิตร/กรัม SS removed และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW คิดเป็น OLR 9.97 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.242 ลิตร/กรัม COD removed, 4.690 ลิตร/กรัม TS removed, 0.931 ลิตร/กรัม TVS removed และ 1.067 ลิตร/กรัม SS removed แสดงดังตารางที่ 4.9 ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมถูกกำจัดที่อัตราส่วนต่างๆ มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างชัดเจน สอดคล้องกับการทดลองของอาริยา (2546) ที่ศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหารโดยกระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน พบว่า เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 25 วัน คิดเป็น OLR 8.30 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.112 ลิตร/กรัม COD removed, 0.699 ลิตร/กรัม TS removed, 0.738 ลิตร/กรัม TVS removed และ 1.225 ลิตร/กรัม SS removed

2) อัตราการผลิตก๊าซมีเทนต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูก กำจัด

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 1:1 คิดเป็น OLR 7.01 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.085 ลิตร/กรัม COD removed, 1.156 ลิตร/กรัม TS

removed, 0.275 ลิตร/กรัม TVS removed และ 0.357 ลิตร/กรัม SS removed เมื่อดำเนินระบบ โดยใช้ FW/WS 3:1 คิดเป็น OLR 7.95 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.109 ลิตร/กรัม COD removed, 1.396 ลิตร/กรัม TS removed, 0.371 ลิตร/กรัม TVS removed และ 0.474 ลิตร/กรัม SS removed เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 5:1 คิดเป็น OLR 8.44 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.109 ลิตร/กรัม COD removed, 1.525 ลิตร/กรัม TS removed, 0.377 ลิตร/กรัม TVS removed และ 0.448 ลิตร/กรัม SS removed เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW/WS 7:1 คิดเป็น OLR 9.18 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.152 ลิตร/กรัม COD removed, 2.356 ลิตร/กรัม TS removed, 0.536 ลิตร/กรัม TVS removed และ 0.641 ลิตร/กรัม SS removed และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ FW คิดเป็น OLR 9.97 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.140 ลิตร/กรัม COD removed, 2.711 ลิตร/กรัม TS removed, 0.538 ลิตร/กรัม TVS removed และ 0.617 ลิตร/กรัม SS removed แสดงดังตารางที่ 4.9 ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราการผลิตก๊าซมีเทนต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดที่อัตราส่วนต่างๆ มีค่าไม่แตกต่างกันอย่างชัดเจน สอดคล้องกับการทดลองของอาริยา (2546) ที่ศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหารโดยกระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน พบว่า เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 25 วัน คิดเป็น OLR 8.30 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.065 ลิตร/กรัม COD removed, 0.404 ลิตร/กรัม TS removed, 0.426 ลิตร/กรัม TVS removed และ 0.708 ลิตร/กรัม SS removed

ตารางที่ 4.9 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดที่อัตราส่วนต่างๆ

parameter	1:1	3:1	5:1	7:1	FW
OLR (g COD/l.d)	7.01	7.95	8.44	9.18	9.97
Total gas production per g COD added (l/g COD removed)	0.169	0.196	0.198	0.252	0.242
g TS added (l/g TS removed)	2.304	2.515	2.772	3.901	4.690
g TVS added (l/g TVS removed)	0.548	0.669	0.685	0.887	0.931
g SS added (l/g SS removed)	0.710	0.853	0.814	1.061	1.067

ตารางที่ 4.9 (ต่อ)

parameter	1:1	3:1	5:1	7:1	FW
Methane production per					
g COD added (l/g COD removed)	0.085	0.109	0.109	0.152	0.140
g TS added (l/g TS removed)	1.156	1.396	1.525	2.356	2.711
g TVS added (l/g TVS removed)	0.275	0.371	0.377	0.536	0.538
g SS added (l/g SS removed)	0.357	0.474	0.448	0.641	0.617

จากความสัมพันธ์ของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบและที่ถูกกำจัด พบว่าอัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่ 7:1 และสารละลายเศษอาหารเพียงอย่างเดียว มีผลต่ออัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดและก๊าซมีเทนใกล้เคียงกัน ทำให้ผลการทดลองที่ได้นั้นไม่แตกต่างกันอย่างชัดเจน

เมื่อนำผลการทดลองการศึกษ้อัตราส่วนของกากหมักร่วมของขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน โดยใช้ถังหมักไร้อากาศแบบสองชั้นตอนสำหรับผลิตก๊าซชีวภาพที่ได้นี้มาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดที่ผลิตได้กับการทดลองของ Blonskaja *et al.* (2002) ศึกษาการย่อยสลาย distillery waste ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองชั้นตอนที่สภาวะ mesophilic ระบบประกอบด้วยถังหมักแบบ AF และ upflow anaerobic sludge blanket (UASB) พบว่าสามารถกำจัด COD ได้เท่ากับ 54 และ 93 เปอร์เซ็นต์ในถังแรกและถังที่สอง ตามลำดับ ถังหมักกรดเปลี่ยน COD เป็นกรดอินทรีย์ระเหย 20.5 เปอร์เซ็นต์ สอดคล้องกับการทดลองของ Schober *et al.* (1999) ที่ศึกษาการย่อยสลายขยะเทศบาลพวกเศษอาหารภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบชั้นตอนเดียวและสองชั้นตอนโดยใช้ถังหมักแบบ CSTR พบว่าการดำเนินระบบและควบคุมระบบแบบสองชั้นตอนง่ายกว่าชั้นตอนเดียวและประสิทธิภาพของระบบแบบสองชั้นตอนจะสูงกว่าชั้นตอนเดียวด้วย

4.2 ผลการทดลองตอนที่ 2 การศึกษาเพื่อหาระยะกักพักทางจุลศาสตร์ของขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เหมาะสม ในระดับภาคสนาม

4.2.1 การเปลี่ยนแปลงค่าต่างๆ ของระบบทั้งหมด

ในระหว่างการทดลองสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซจะถูกนำไปวิเคราะห์หาค่าความเป็นกรดต่าง (pH) ปริมาณ COD ปริมาณของแข็งทั้งหมด ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด ปริมาณของแข็งแขวนลอย ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหย และปริมาณความเป็นด่างทั้งหมด มีรายละเอียดดังนี้

4.2.1.1 ค่าความเป็นกรดต่าง (pH)

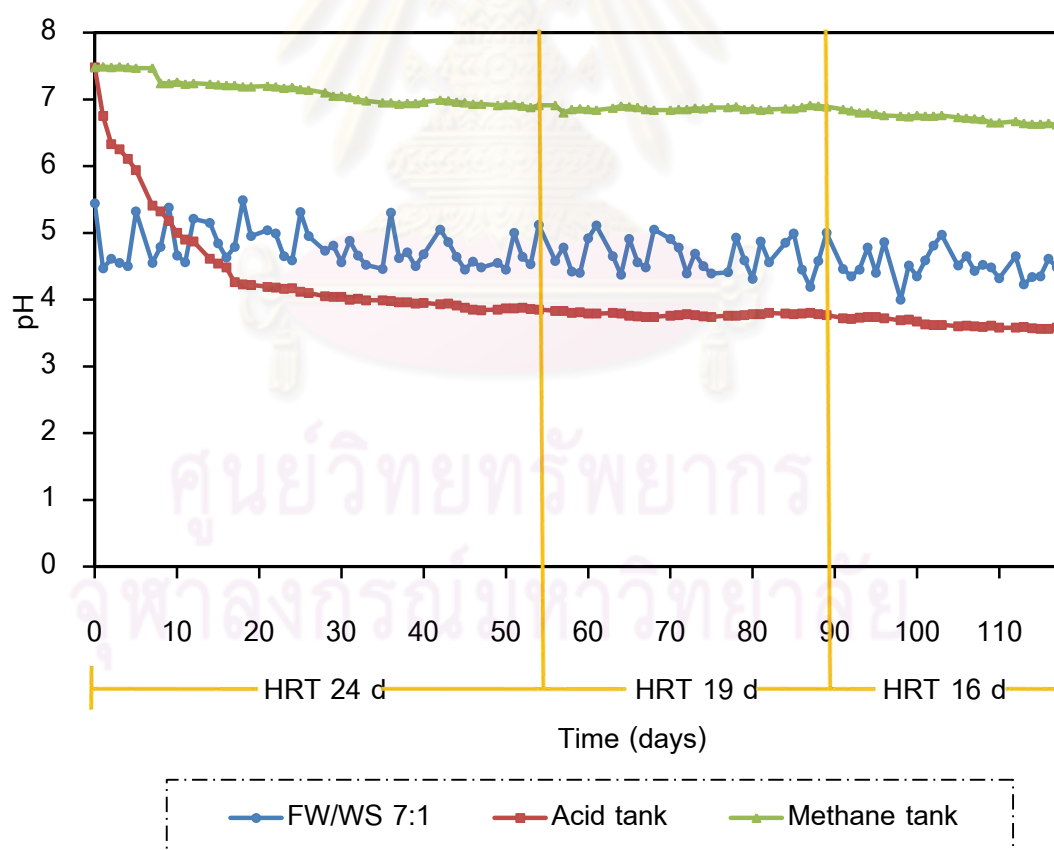
ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่ HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 19 และ 16 วัน ตามลำดับ แสดงดังภาพที่ 4.53 พบว่าค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 4.00-5.49 ส่วนในถังหมักกรดค่า pH อยู่ในช่วง 3.56-4.54 เนื่องจากในถังหมักกรดมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ให้เป็นกรดอินทรีย์ระเหยจึงทำให้ pH ลดลง (Rao *et al.*, 2000) แต่ในถังหมักก๊าซค่า pH เพิ่มขึ้นอยู่ในช่วง 6.62-7.22 มีค่าเฉลี่ยประมาณ 6.89 เนื่องจากความมีเสถียรภาพของระบบและกิจกรรมของ methanogenic bacteria ทำให้ pH เพิ่มขึ้นเป็นกลางในถังหมักก๊าซ (Bouallagui *et al.*, 2002)

จากการทดลองจะเห็นได้ว่าค่า pH ที่เปลี่ยนแปลงในระหว่างดำเนินการทดลองในถังหมักก๊าซตลอดการทดลองนั้น อยู่ในช่วงที่เหมาะสมที่จุลินทรีย์ที่สร้างก๊าซมีเทนสามารถดำรงชีวิตอยู่ได้และเหมาะสมต่อการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน เพราะการผลิตก๊าซชีวภาพจะเกิดขึ้นได้ดีที่ pH 6.6-7.6 (Ghaly and Ben-Hassan, 1989) ในระยะสุดท้ายของการทดลอง pH มีค่าต่ำกว่า 7.00 เนื่องจาก HRT ลดลง ทำให้ OLR เพิ่มมากขึ้น นอกจากนี้ยังพบว่า เมื่อ HRT ลดลงในแต่ละระยะของการทดลอง ค่า pH ของถังหมักก๊าซที่ออกจากระบบจะลดต่ำลงเล็กน้อย ซึ่ง pH ในถังหมักก๊าซไม่ควรต่ำกว่า 6.6 เพราะจะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ และถ้า pH ต่ำกว่า 5.3 จะเกิดการหลุดของจุลินทรีย์ออกจากระบบทำให้ระบบล้มเหลวได้ (Wildenauer and Winter, 1985)

การทดลองของ Dinsdale *et al.* (2000) ศึกษาการย่อยสลายตะกอน activated sludge ผสมกับเศษผักผลไม้ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน โดยใช้ถังหมัก

กรดแบบ CSTR และถังหมักก๊าซแบบ inclined tubular digester พบว่าในถังหมักกรดที่ HRT 1 2 3 และ 4 วัน มี pH อยู่ในช่วง 4.4-6.2 คิดเป็นค่าเฉลี่ย pH เท่ากับ 5.1-5.6 จะเห็นได้ว่า pH มีค่าไม่แตกต่างกันมากนักในทุกๆ การทดลอง แม้ว่าปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยทั้งหมดจะเพิ่มขึ้นจาก 1,170 มิลลิกรัมต่อลิตร จนกระทั่งมีค่ามากกว่า 6,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนในถังหมักก๊าซ pH มีค่าเพิ่มสูงขึ้นเป็น 7.8

การทดลองของ Borja *et al.* (2002) ศึกษาการย่อยสลายของเสียจากโรงงานผลิตน้ำมันมะกอกภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอนที่มีการกวนผสมอย่างสมบูรณ์ โดยใช้อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส พบว่าที่ความเข้มข้นของของเสียที่เข้าระบบ 20 และ 40 เปอร์เซ็นต์ pH จะมีค่าสูงกว่า 7.0 ในทุกๆ HRT และ OLR แต่ที่ความเข้มข้นของของเสียที่เข้าระบบ 80 เปอร์เซ็นต์ pH จะมีค่าเพิ่มสูงขึ้นมากกว่า 6.9 เมื่อมี OLR ต่ำกว่า 12.02 กรัม COD/ลิตร.วัน และ HRT สูงกว่า 12.5 วันโดยมี pH สูงสุดเท่ากับ 7.2

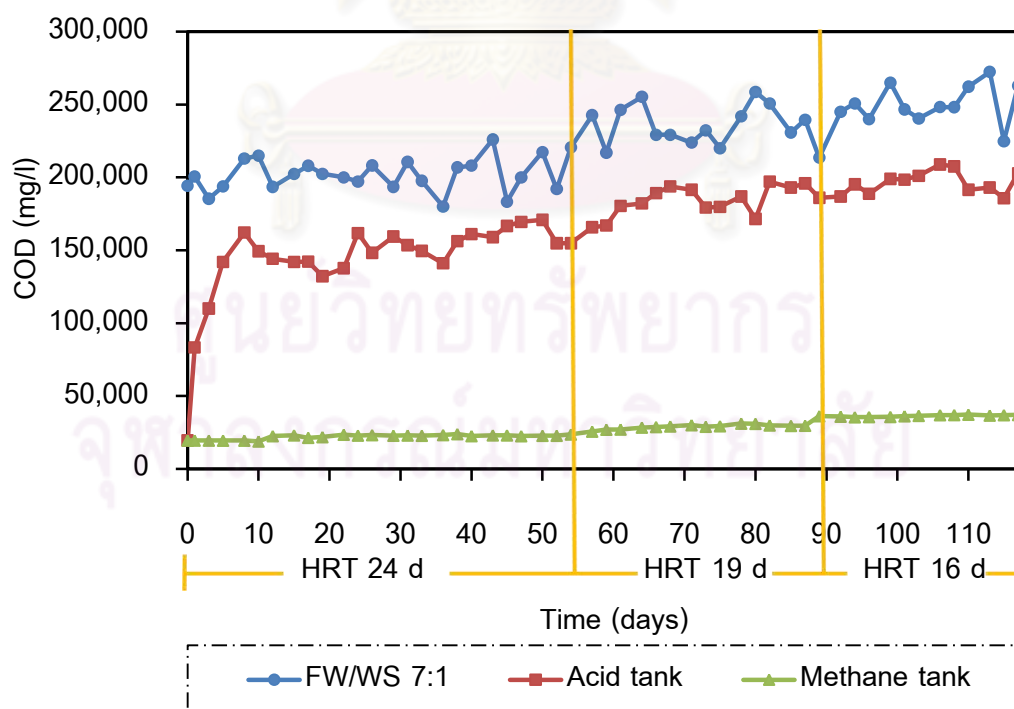


ภาพที่ 4.53 ค่า pH ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

4.2.1.2 ปริมาณออกซิเจนที่ต้องการใช้ออกซิไดซ์สารอินทรีย์ (chemical oxygen demand, COD)

ปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 7:1 โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 19 และ 16 วัน ตามลำดับ แสดงดังภาพที่ 4.54 พบว่าปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารมีค่าอยู่ในช่วง 180,000-272,374 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดปริมาณ COD มีค่าอยู่ในช่วง 132,244-208,900 มิลลิกรัมต่อลิตร ถังหมักก๊าซปริมาณ COD มีค่าอยู่ในช่วง 21,411-37,256 มิลลิกรัมต่อลิตร

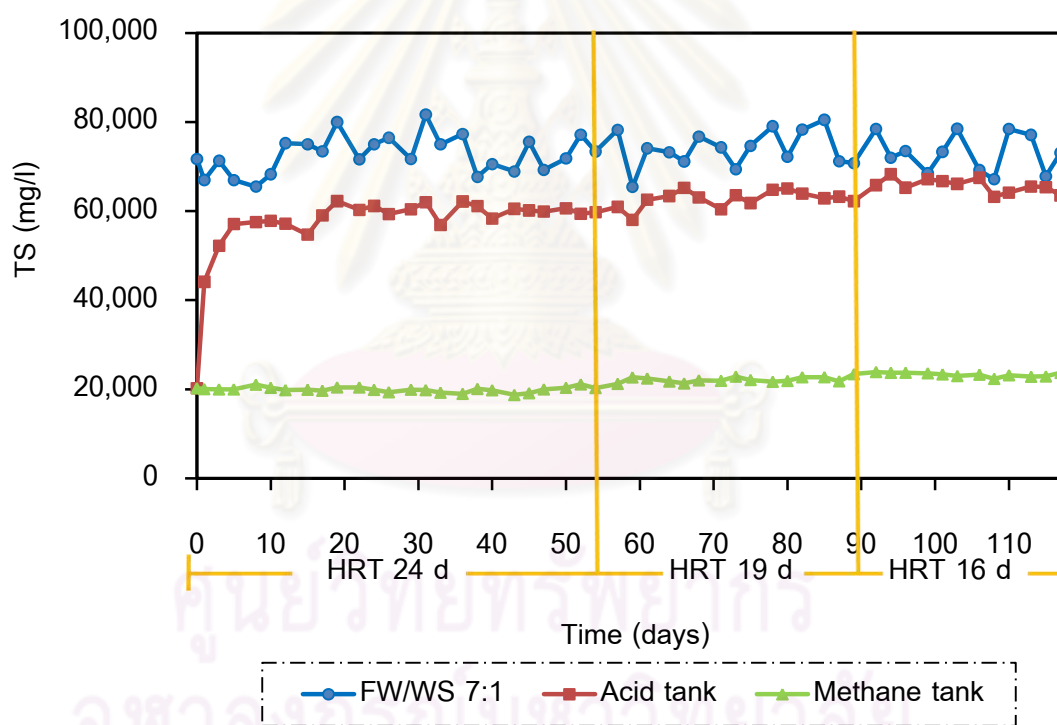
จะเห็นได้ว่าปริมาณ COD ลดลงต่ำในถังหมักก๊าซ โดยที่ในถังหมักกรดปริมาณ COD มีค่าใกล้เคียงกับสารละลายเศษอาหาร ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของอาริยา (2546) เช่นเดียวกับการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ แสดงว่าระบบสามารถลดสิ่งสกปรกในสารละลายอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียลงไปได้ระดับหนึ่ง แต่ปริมาณ COD ยังคงมีค่าสูงอยู่ ดังนั้นถ้าต้องการลดปริมาณ COD ลงอีกอาจต้องใช้วิธีการอื่น เช่น ระบบการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน เข้ามาช่วยด้วย



ภาพที่ 4.54 ปริมาณ COD ของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

4.2.1.3 ปริมาณของแข็งทั้งหมด (total solids, TS)

ปริมาณของแข็งทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 7:1 โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 19 และ 16 วัน ตามลำดับ แสดงดังภาพที่ 4.55 พบว่า ปริมาณของแข็งทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 65,423-81,683 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งขึ้นอยู่กับคุณลักษณะของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่ใช้ทดลองเนื่องจากมีความเปลี่ยนแปลงมาก ไม่แน่นอน ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าอยู่ในช่วง 54,716-68,270 มิลลิกรัมต่อลิตร ถังหมักก๊าซปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าอยู่ในช่วง 19,252-23,723 มิลลิกรัมต่อลิตร



ภาพที่ 4.55 ปริมาณของแข็งทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

จะเห็นได้ว่าปริมาณของแข็งทั้งหมดลดลงต่ำในถังหมักก๊าซ โดยที่ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดมีค่าใกล้เคียงกับสารละลายเศษอาหาร ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของอาริยา (2546) เช่นเดียวกับการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ แสดงว่าระบบสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายลงได้

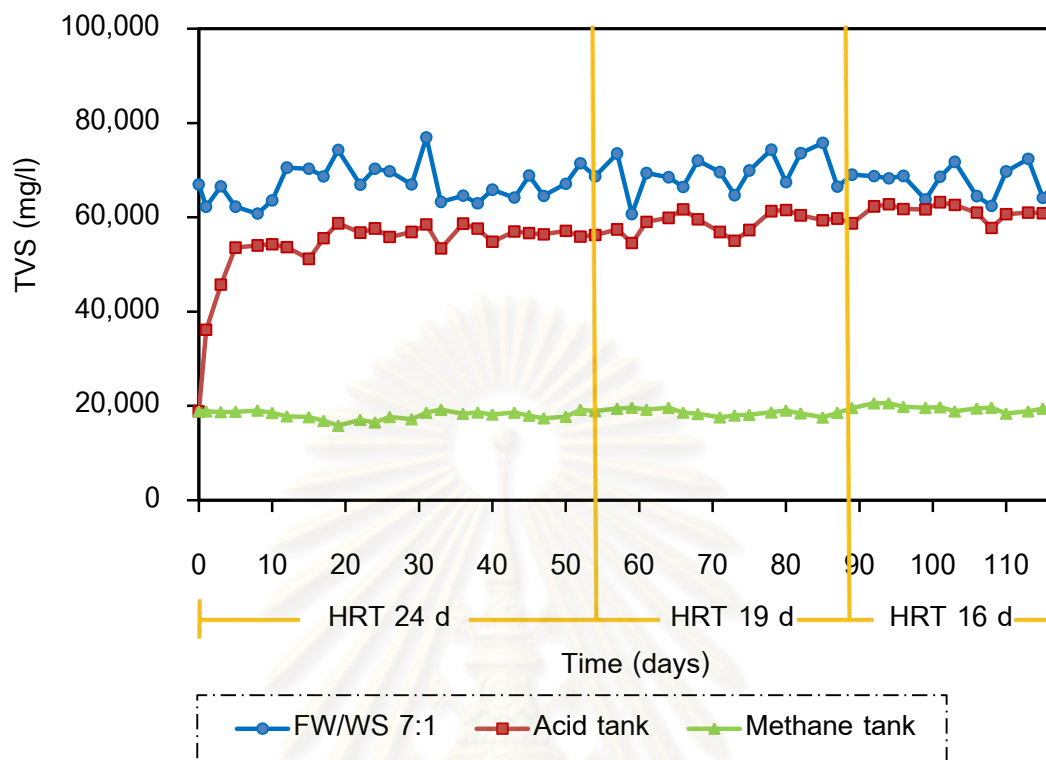
การทดลองของ Ghaly (1996) ศึกษาการย่อยสลาย cheese whey และ dairy manure ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน ที่ HRT 10 15 และ 20 วัน พบว่าเมื่อ HRT เพิ่มมากขึ้น ปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ออกจากระบบจะลดลง โดย cheese whey ที่ไม่มีการควบคุม pH มีปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ออกจากระบบอยู่ในช่วง 52,990-58,410 มิลลิกรัมต่อลิตร cheese whey ที่มีการควบคุม pH มีปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ออกจากระบบอยู่ในช่วง 33,610-37,110 มิลลิกรัมต่อลิตร และ dairy manure มีปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ออกจากระบบอยู่ในช่วง 27,770-34,390 มิลลิกรัมต่อลิตร

4.2.1.4 ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด (total volatile solids, TVS)

ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบในถังหมักกรดและถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 7:1 โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 19 และ 16 วัน ตามลำดับ แสดงดังภาพที่ 4.56 พบว่าปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 60,701-76,961 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดมีค่าอยู่ในช่วง 51,197-58,482 มิลลิกรัมต่อลิตร และถังหมักก๊าซปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดมีค่าอยู่ในช่วง 17,621-18,577 มิลลิกรัมต่อลิตร

จะเห็นได้ว่าปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดลดลงต่ำในถังหมักก๊าซ โดยที่ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดมีค่าใกล้เคียงกับสารละลายเศษอาหาร ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของอาริยา (2546) เช่นเดียวกับการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ แสดงว่าระบบสามารถลดปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายง่ายลงได้

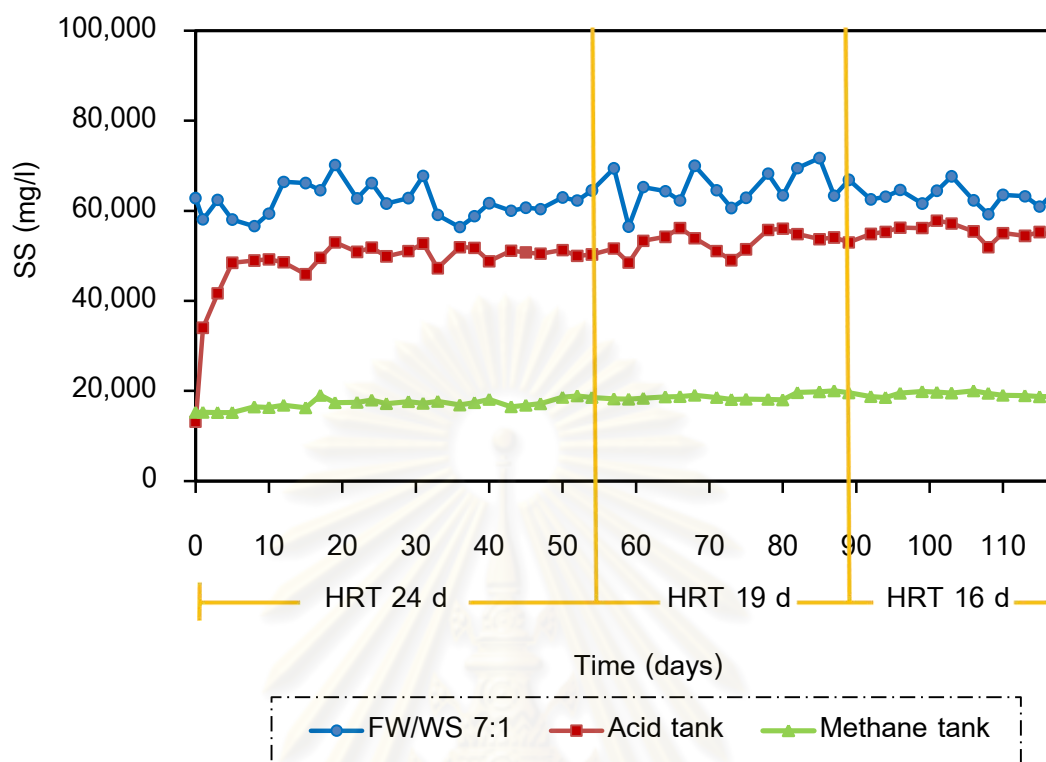
การทดลองของ Ghaly (1996) พบว่าเมื่อ HRT เพิ่มมากขึ้น ปริมาณของแข็งระเหยที่ออกจากระบบจะลดลง โดย cheese whey ที่ไม่มีการควบคุม pH มีปริมาณของแข็งระเหยที่ออกจากระบบอยู่ในช่วง 37,210-42,440 มิลลิกรัมต่อลิตร cheese whey ที่มีการควบคุม pH มีปริมาณของแข็งระเหยที่ออกจากระบบอยู่ในช่วง 17,900-21,220 มิลลิกรัมต่อลิตร และ dairy manure มีปริมาณของแข็งระเหยที่ออกจากระบบอยู่ในช่วง 21,530-27,220 มิลลิกรัมต่อลิตร



ภาพที่ 4.56 ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสีย ชุมชนอัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

4.2.1.5 ปริมาณของแข็งแขวนลอย (suspended solids, SS)

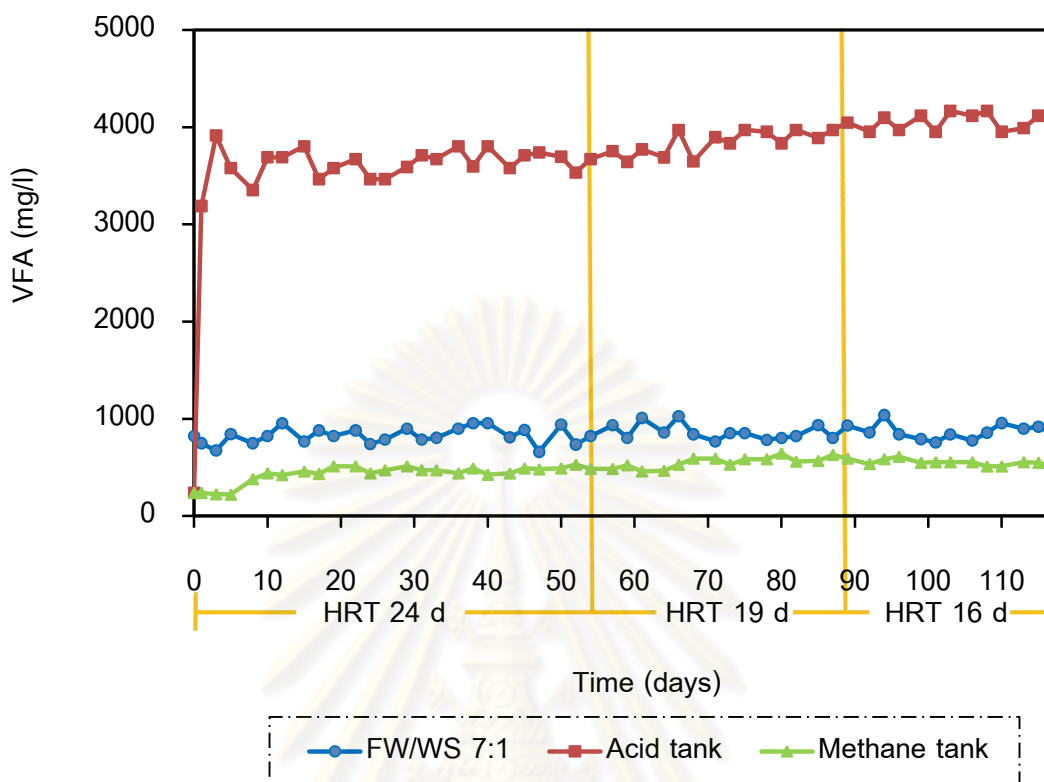
ปริมาณของแข็งแขวนลอยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 7:1 โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 19 และ 16 วัน ตามลำดับ แสดงดังภาพที่ 4.57 พบว่าปริมาณของแข็งแขวนลอยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 56,375-71,707 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าอยู่ในช่วง 45,900-53,699 มิลลิกรัมต่อลิตร และถังหมักก๊าซปริมาณของแข็งแขวนลอยมีค่าอยู่ในช่วง 16,253-19,813 มิลลิกรัมต่อลิตร



ภาพที่ 4.57 ปริมาณของแข็งแขวนลอยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน อัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

4.2.1.6 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหย (volatile fatty acid, VFA)

ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 7:1 โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 19 และ 16 วัน ตามลำดับ แสดงดังภาพที่ 4.58 ซึ่งค่ากรดอินทรีย์ระเหยที่วิเคราะห์นี้คิดในรูปของกรดอะซิติก (CH_3COOH) พบว่าปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอยู่ในช่วง 659.25-1,037.75 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักกรดปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยอยู่ในช่วง 3,803.50-4,097.50 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าสูงกว่าปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยในสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน เนื่องจากมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ในถังหมักกรดให้กลายเป็นกรดอินทรีย์ระเหย จึงทำให้มีปริมาณของกรดอินทรีย์ระเหยสูงขึ้น ส่วนในถังหมักก๊าซปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยลดลง มีค่าอยู่ในช่วง 458.50-584.75 มิลลิกรัมต่อลิตร

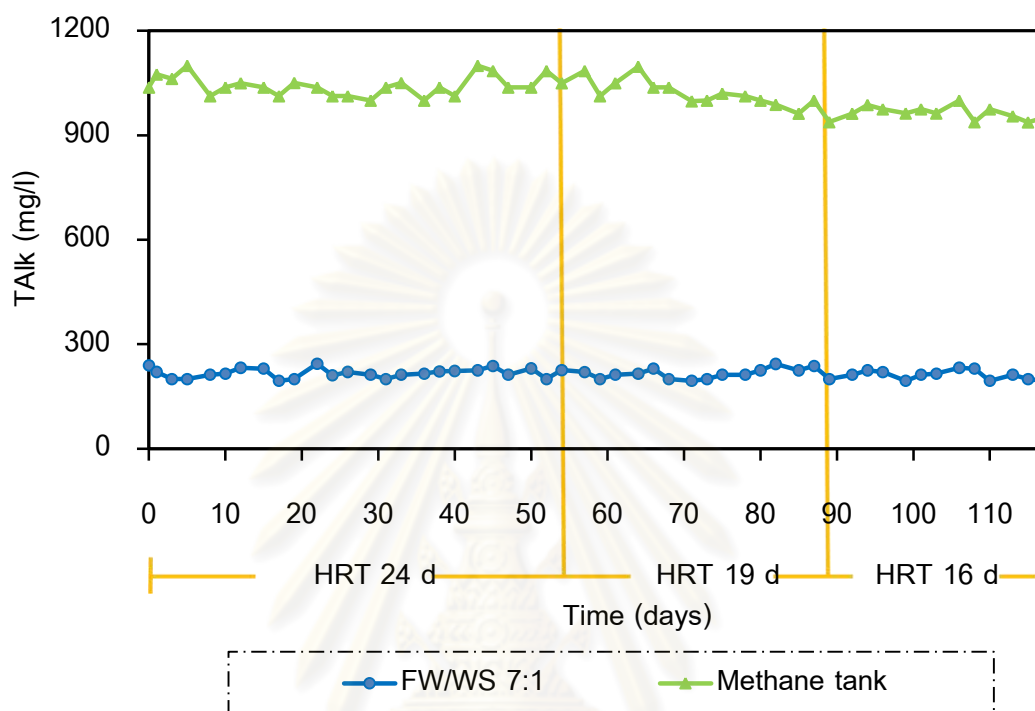


ภาพที่ 4.58 ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน อัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

4.2.1.7 ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมด (total alkalinity, TAlk)

ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เข้าระบบ และถังหมักก๊าซ ตลอดจนการทดลองที่อัตราส่วนสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน 7:1 โดยมี HRT ของถังหมักก๊าซเท่ากับ 24 19 และ 16 วัน ตามลำดับ แสดงดังภาพที่ 4.59 ซึ่งค่าความเป็นด่างทั้งหมดที่วิเคราะห์นี้คิดในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต (CaCO_3) พบว่า ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารอยู่ในช่วง 195.0-244.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังหมักก๊าซปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดอยู่ในช่วง 937.5-1,100.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าสูงกว่าปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดในสารละลายเศษอาหารเช่นเดียวกับการทดลองตอนที่ 1 เนื่องจากเกิดการย่อยสลายในถังหมักกรดได้เป็นกรดอินทรีย์ระเหยและแอมโมเนีย จากนั้นกรดอินทรีย์ระเหยจะถูกใช้ไปเป็นสารอาหารของแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทนในถังหมักก๊าซ ทำให้แอมโมเนียเหลือมากขึ้นและเมื่อทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำกลายเป็นแอมโมเนียมไบคาร์บอเนตหรือสภาพต่างไปคาร์บอเนต ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดจึงเพิ่มขึ้น

(Raynal *et al.*, 1998) แสดงให้เห็นว่าในถังหมักก๊าซนั้นระบบเกิดความเป็นบัฟเฟอร์ โดยจะช่วยป้องกันแบคทีเรียพวกสร้างก๊าซมีเทนให้สามารถทนต่อกรดอินทรีย์ระเหยที่เกิดขึ้นได้



ภาพที่ 4.59 ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดของสารละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนอัตราส่วน 7:1 ที่เข้าระบบ ในถังหมักกรด และถังหมักก๊าซ

จะเห็นได้ว่าในถังหมักก๊าซเมื่อ HRT ลดลงจาก 24 วัน เป็น 19 และ 16 วัน ตามลำดับ ปริมาณความเป็นด่างทั้งหมดมีแนวโน้มลดลง เนื่องจากกรดอินทรีย์ระเหยจากถังหมักกรดเข้าไปในถังหมักก๊าซปริมาณมากขึ้น อีออนไฮโดรเจน (H^+) จะไปทำลายสภาพต่างไบคาร์บอเนตทำให้เกิดการแตกตัวได้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ออกมา

4.2.2 ประสิทธิภาพและความสัมพันธ์ต่างๆ ภายในของระบบ

4.2.2.1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (COD removal)

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร. วัน ลด COD จาก 203,010 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 22,927.4 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 88.67 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยมี HRT 19 วัน คิดเป็น OLR 12.56 กรัม COD/ลิตร. วัน ลด COD จาก 235,397 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 29,477.2 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 87.42 เปอร์เซ็นต์

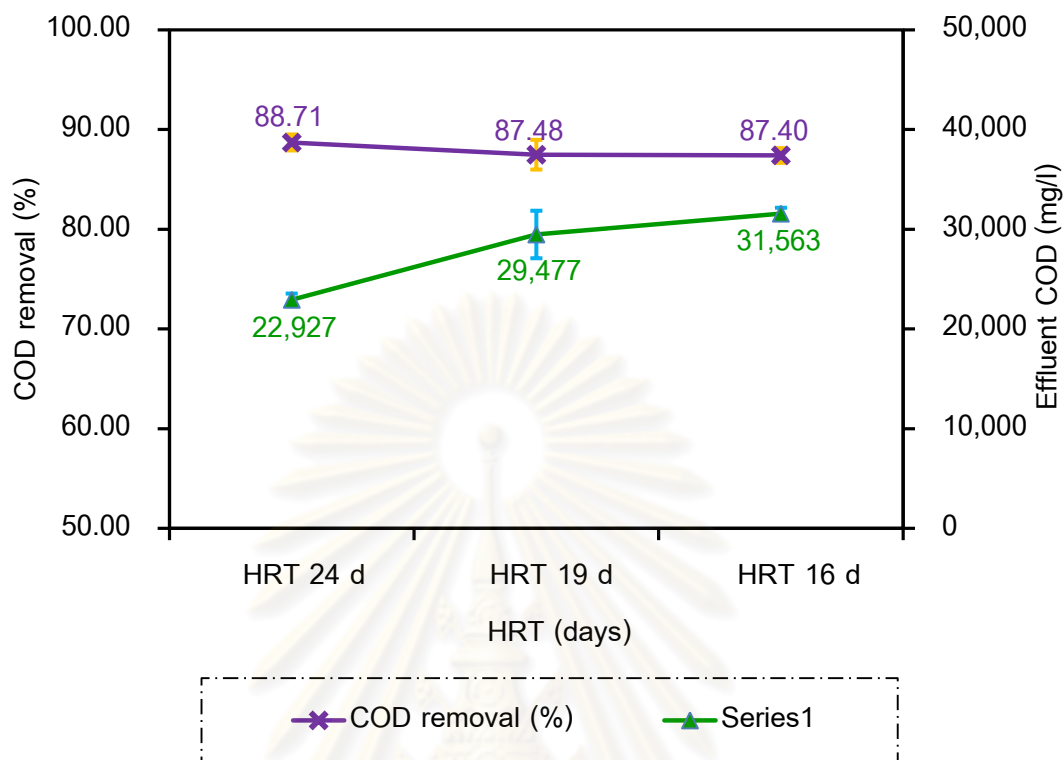
เมื่อดำเนินระบบโดยมี HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน ลด COD จาก 250,551 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 31,563.4 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 85.42 เปอร์เซ็นต์

จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD มีค่าเพิ่มขึ้น เมื่อมี HRT มากขึ้น โดยที่ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร.วัน มีประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงที่สุด เท่ากับ 88.67 เปอร์เซ็นต์ และที่ HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 10.27 กรัม COD/ลิตร.วัน มีประสิทธิภาพการกำจัด COD ต่ำที่สุด เท่ากับ 85.42 เปอร์เซ็นต์ เนื่องจากระบบที่มี HRT น้อย จะมีปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบมาก ทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ทัน จึงมีสารอินทรีย์เหลืออยู่ในระบบมาก เป็นเหตุให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์น้อยด้วย แต่เมื่อดำเนินระบบโดยมี HRT มากขึ้น จุลินทรีย์มีเวลาที่จะเมตาบอลิซึม (metabolize) สารอินทรีย์ต่างๆ ได้ ทำให้ระบบมีสารอินทรีย์เหลืออยู่น้อยลง ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์จึงสูงขึ้นด้วย และเมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ HRT ต่างๆ โดยใช้สถิติ พบว่า ที่ HRT ต่างๆ มีค่าประสิทธิภาพการกำจัด COD แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ แสดงดังตารางที่ 4.10 และภาพที่ 4.60 และ 4.61 ตามลำดับ และพบว่าในวันที่ 17 ของการทดลองมีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ได้สูงที่สุด เท่ากับ 89.71 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อนำประสิทธิภาพในการลดปริมาณ COD ที่ได้มาเขียนเป็นสมการความสัมพันธ์กับระยะเวลาที่กักพักทางศาสตร์ของละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนแสดงดังภาพที่ 4.62 พบว่า ได้สมการความสัมพันธ์ คือ $y = -0.0018x + 88.657$ โดยที่ $R^2 = 0.8191$

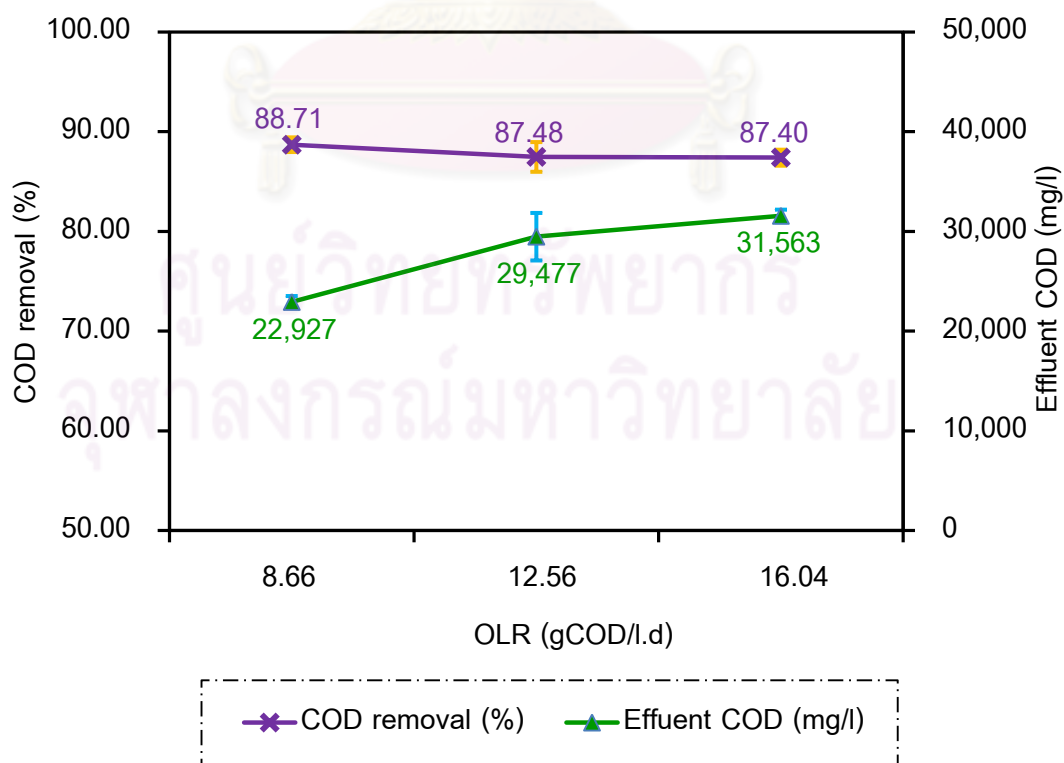
ตารางที่ 4.10 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ COD กับ HRT ของถังหมักก๊าซ

HRT (days)	Influent COD (mg/l)	Effluent COD (mg/l)	COD removal (%)
24	203,010 ± 11,898.55	22,927 ± 597.97	88.67 ± 0.74 ^a
19	235,397 ± 13,877.25	29,477 ± 2,383.71	87.42 ± 1.47 ^b
16	250,551 ± 13,161.50	31,563 ± 626.77	85.42 ± 0.80 ^c

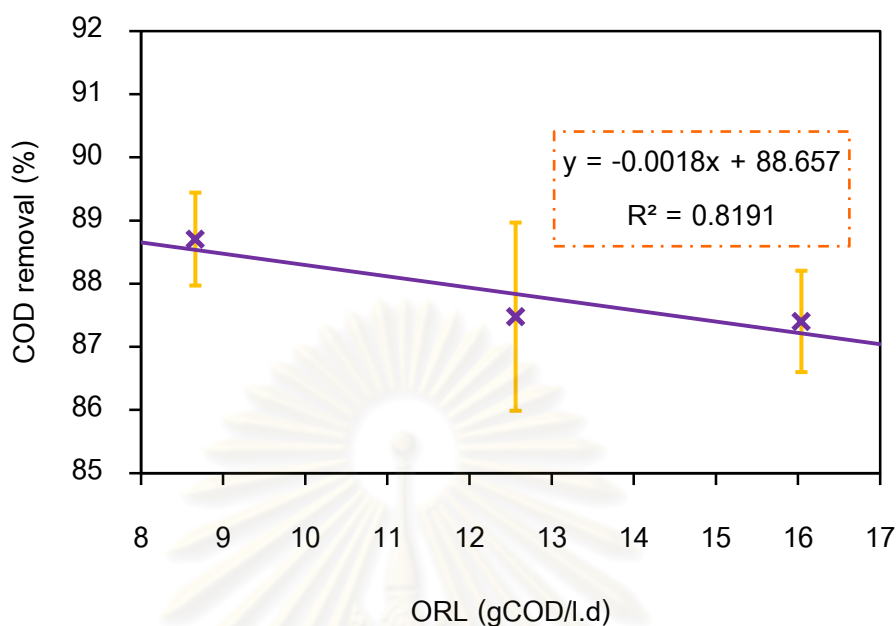
หมายเหตุ อักษรมุมขวามือที่ต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ของระยะเวลาที่กักพักทางศาสตร์ของละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



ภาพที่ 4.60 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ COD กับ HRT ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.61 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณ COD กับ OLR ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.62 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณ COD กับ ORL ของถังหมักก๊าซ

โดยผลการทดลองที่ได้นี้ สอดคล้องกับการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ และการทดลองของ Elmitwalli *et al.* (2002) ได้ศึกษาการย่อยสลายของเสียจากครัวเรือนภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน โดยใช้ถังหมักกรดแบบ anaerobic filter และถังหมักก๊าซแบบ anaerobic hybrid พบว่าที่ HRT 4 ชั่วโมง ในถังหมักกรดและ 8 ชั่วโมง ในถังหมักก๊าซ มีการกำจัด CODt CODss CODcol และ CODdis เท่ากับ 70.6 91.3 59.6 และ 55.2 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ ที่ HRT 2 ชั่วโมง ในถังหมักกรดและ 4 ชั่วโมง ในถังหมักก๊าซ มีการกำจัด CODt CODss CODcol และ CODdis เท่ากับ 58.6 70.5 45.3 และ 54.8 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ และที่ HRT 3 ชั่วโมง ในถังหมักกรดและ 6 ชั่วโมง ในถังหมักก๊าซ มีการกำจัด CODt CODss CODcol และ CODdis เท่ากับ 63.0 78.8 45.8 และ 53.6 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ

4.2.2.2 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมด (TS removal)

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 24 วัน คิดเป็น ORL 8.66 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งทั้งหมดจาก 73,977 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 19,846 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 73.11 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยมี HRT 19 วัน คิดเป็น ORL 12.56 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งทั้งหมดจาก 73,953 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 22,176 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 69.91

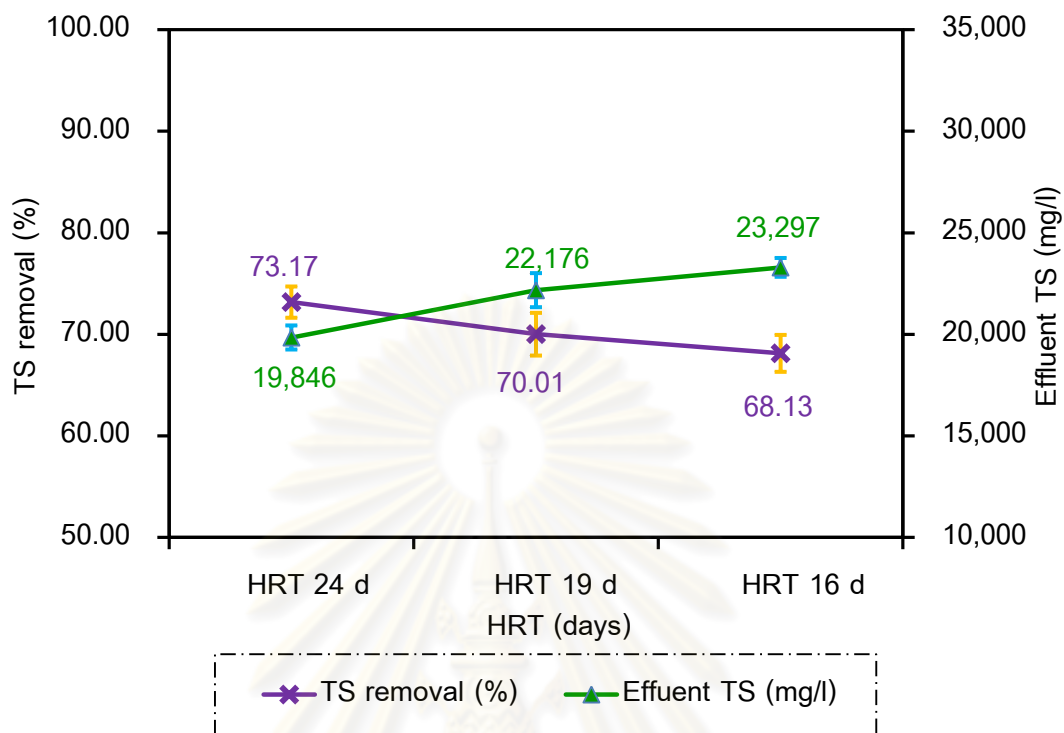
เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยมี HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน ลดของแข็งทั้งหมดจาก 73,089 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 23,297 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 68.03 เปอร์เซ็นต์

จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดมีค่าเพิ่มขึ้น เมื่อมี HRT มากขึ้น โดยที่ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร.วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดสูงสุด เท่ากับ 73.11 เปอร์เซ็นต์ และที่ HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดต่ำที่สุด เท่ากับ 68.03 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดที่ HRT ต่างๆ โดยใช้สถิติ พบว่า ที่ HRT ต่างๆ มีค่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ แสดงดังตารางที่ 4.11 และภาพที่ 4.63 และ 4.64 ตามลำดับ และพบว่าในวันที่ 31 ของการทดลองมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดได้สูงสุด เท่ากับ 75.73 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อนำประสิทธิภาพในการลดปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ได้มาเขียนเป็นสมการความสัมพันธ์กับระยะเวลาที่พักทางศาสตร์ของละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนแสดงดังภาพที่ 4.65 พบว่า ได้สมการความสัมพันธ์ คือ $y = -0.0069x + 73.478$ โดยที่ $R^2 = 0.9876$

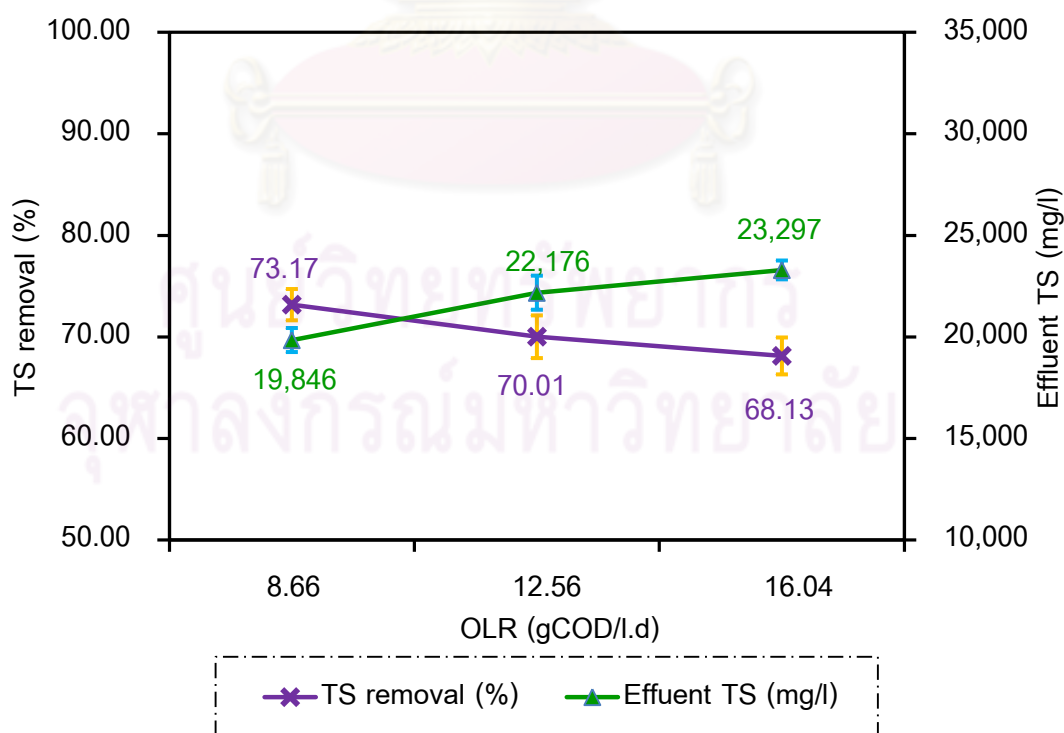
ตารางที่ 4.11 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งทั้งหมด กับ HRT ของถังหมักก๊าซ

HRT (days)	Influent TS (mg/l)	Effluent TS (mg/l)	TS removal (%)
24	73,977 ± 3,788.13	19,846 ± 591.95	73.11 ± 1.54 ^a
19	73,958 ± 3,853.72	22,176 ± 838.45	69.91 ± 2.10 ^b
16	73,089 ± 4,296.43	23,297 ± 463.32	68.03 ± 1.82 ^c

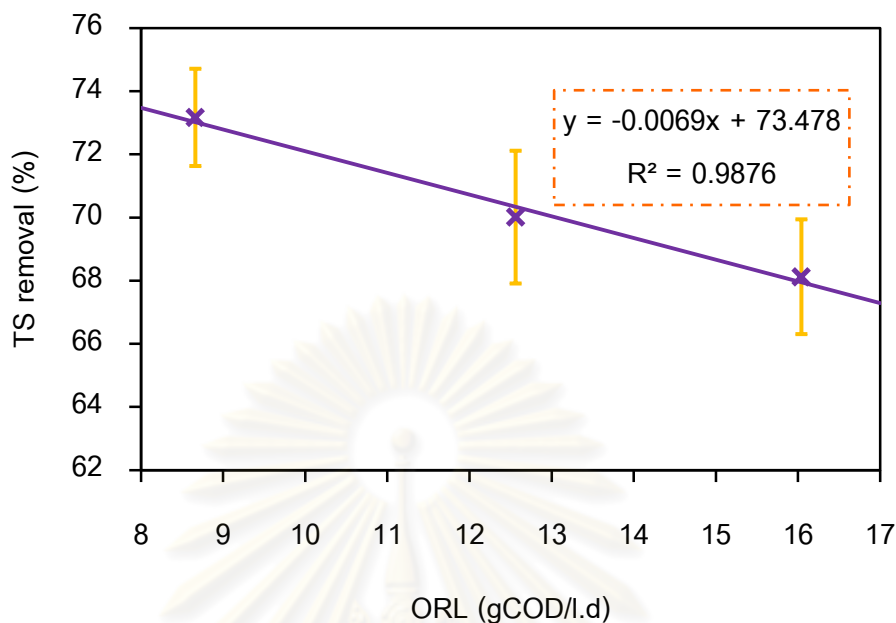
หมายเหตุ อักษรมุมขวามือที่ต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ของระยะเวลาที่พักทางศาสตร์ของละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



ภาพที่ 4.63 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งทั้งหมด กับ HRT ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.64 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งทั้งหมด กับ OLR ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.65 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณของแข็งทั้งหมด กับ ORL ของถังหมักก๊าซ

4.2.2.3 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมด (TVS removal)

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 24 วัน คิดเป็น ORL 8.66 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งระเหยทั้งหมดจาก 68,089 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 17,854 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือ ลดได้ 73.68 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยมี HRT 19 วัน คิดเป็น ORL 12.56 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งระเหยทั้งหมดจาก 69,433 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 18,678 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือ ลดได้ 72.99 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยมี HRT 16 วัน คิดเป็น ORL 16.04 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งระเหยทั้งหมดจาก 67,618 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 19,541 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือ ลดได้ 71.03 เปอร์เซ็นต์

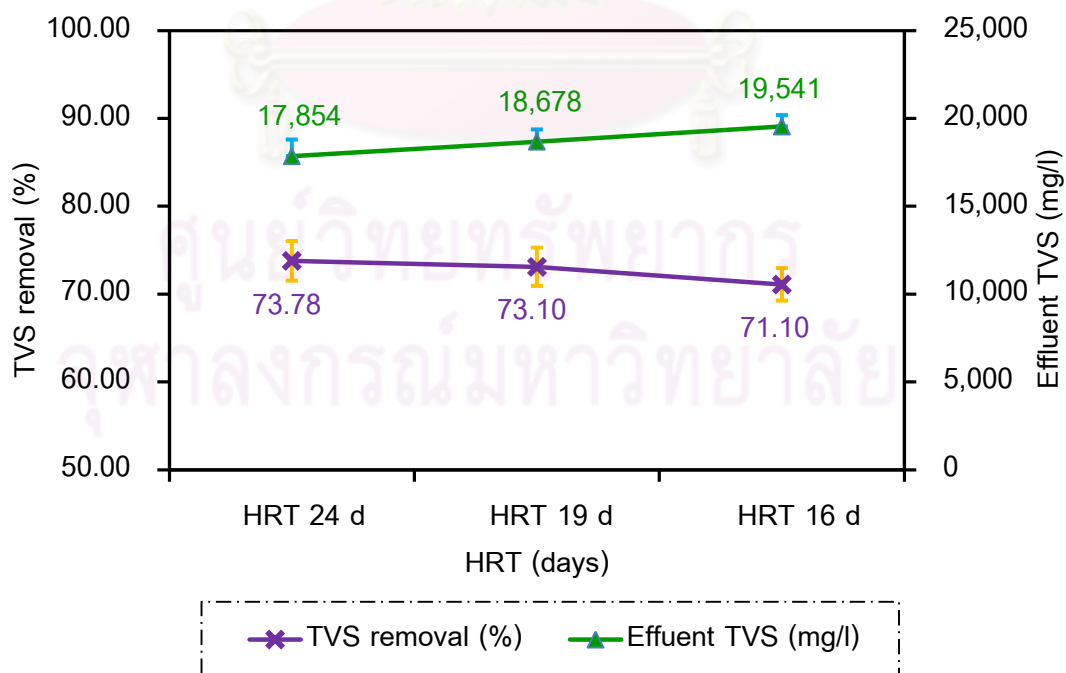
จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมดมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อมี HRT มากขึ้น โดยที่ HRT 24 วัน คิดเป็น ORL 8.66 กรัม COD/ลิตร.วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดสูงที่สุด เท่ากับ 73.68 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมด โดยใช้สถิติ พบว่า ที่ HRT 24 และ 19 วัน มีค่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมดไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ส่วนที่ HRT 16 วัน มีค่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมดแตกต่างกับ HRT 24 และ

19 วัน อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ แสดงดังตารางที่ 4.12 และภาพที่ 4.66 และ 4.67 ตามลำดับ และพบว่าในวันที่ 19 ของการทดลองมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมดได้สูงที่สุด เท่ากับ 78.83 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อนำประสิทธิภาพในการลดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดที่ได้มาเขียนเป็นสมการความสัมพันธ์กับระยะเวลาที่กักพักทางชลศาสตร์ของละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนแสดงดังภาพที่ 4.68 พบว่า ได้สมการความสัมพันธ์ คือ $y = -0.0036x + 74.25$ โดยที่ $R^2 = 0.9069$

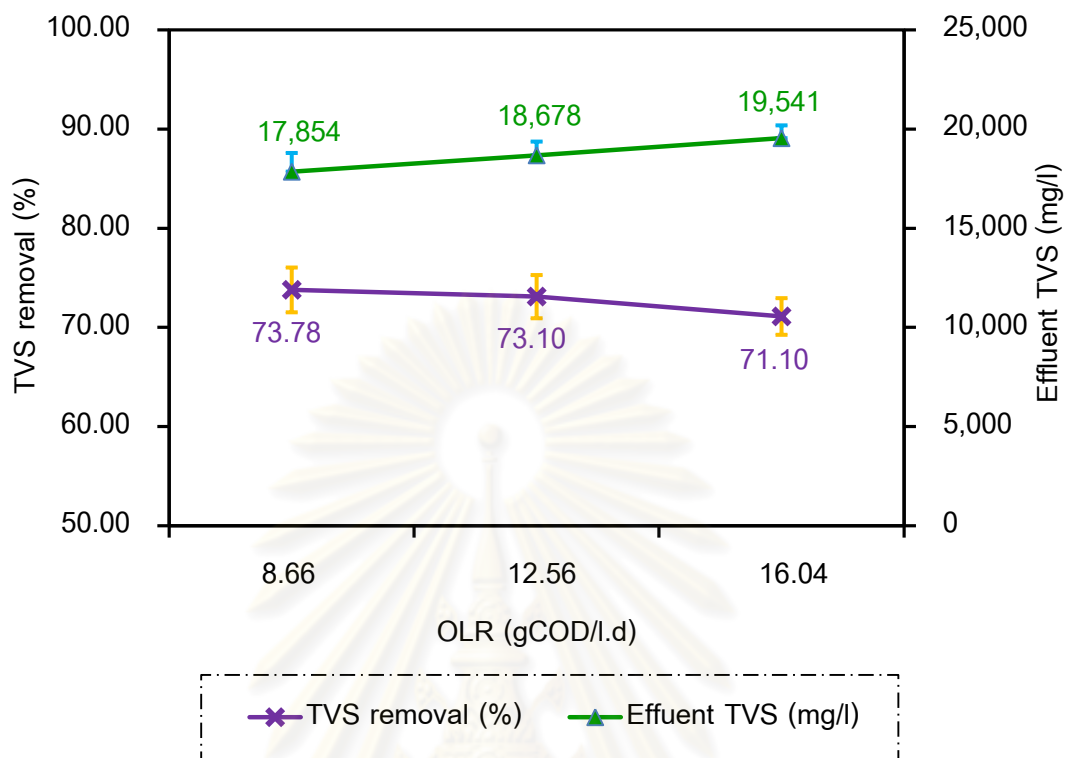
ตารางที่ 4.12 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดกับ HRT ของถังหมักก๊าซ

HRT (days)	Influent TVS (mg/l)	Effluent TVS (mg/l)	TVS removal (%)
24	68,089 ± 3,760.00	17,854 ± 939.67	73.68 ± 2.26 ^a
19	69,433 ± 3,731.03	18,678 ± 690.61	72.99 ± 2.18 ^a
16	67,618 ± 3,201.19	19,541 ± 644.94	71.03 ± 1.85 ^b

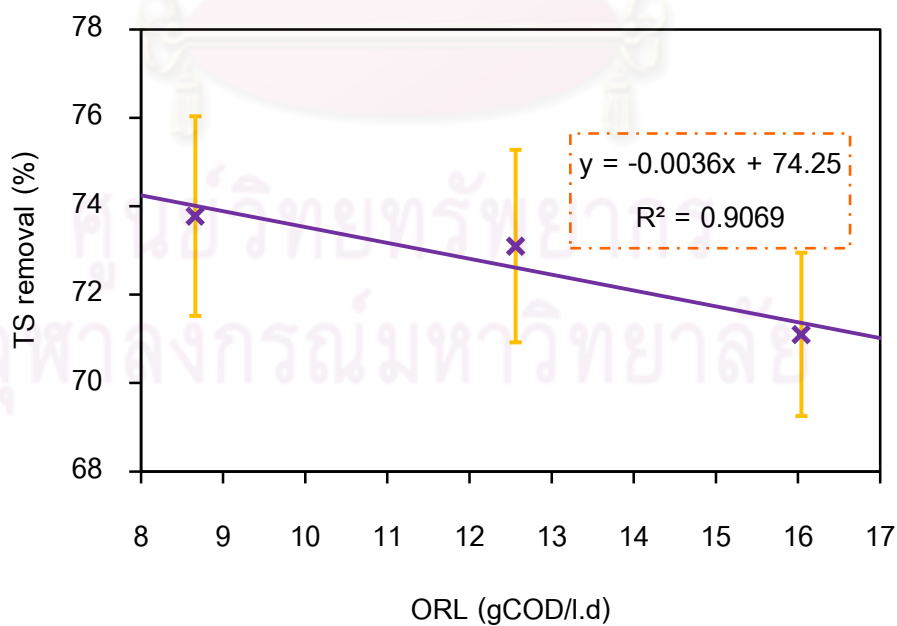
หมายเหตุ อักษรมุมขวามือที่ต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ของระยะเวลาที่กักพักทางชลศาสตร์ของละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



ภาพที่ 4.66 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด กับ HRT ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.67 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด กับ OLR ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.68 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมด กับ OLR ของถังหมักก๊าซ

4.2.2.4 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย (SS removal)

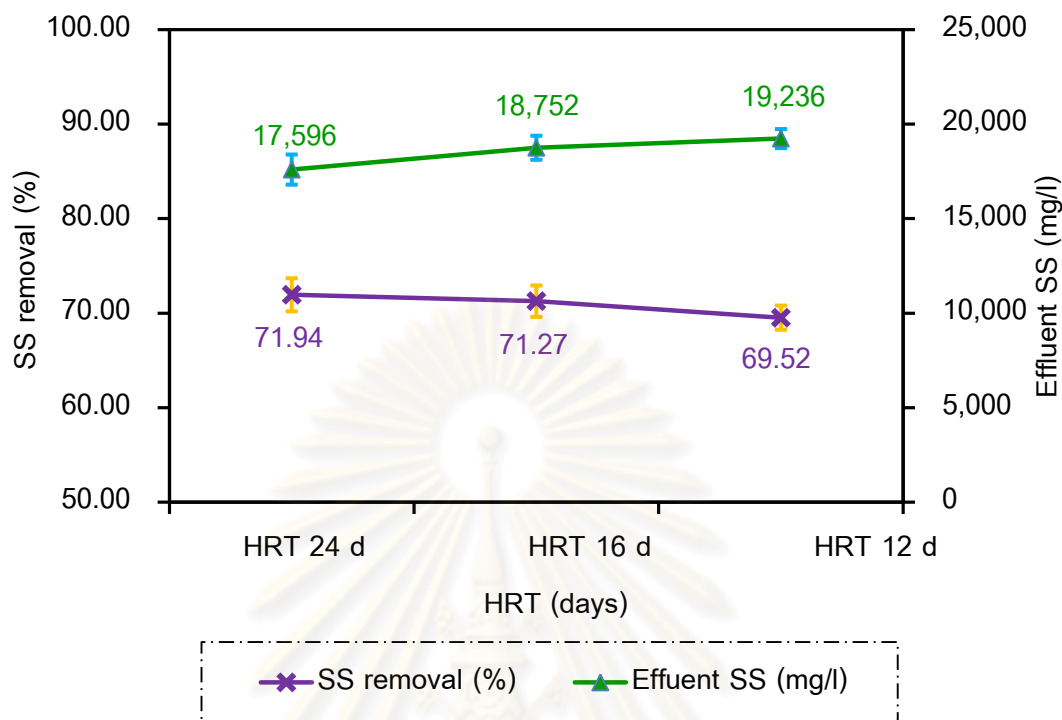
เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งแขวนลอยจาก 62,709 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 17,596 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 71.87 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 19 วัน คิดเป็น OLR 12.56 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งแขวนลอยจาก 65,261 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็น 18,752 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 71.18 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร. วัน ลดของแข็งแขวนลอยจาก 63,121 มิลลิกรัมต่อลิตรเป็น 19,236 มิลลิกรัมต่อลิตร นั่นคือลดได้ 69.49 เปอร์เซ็นต์

จะเห็นได้ว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยมีค่าเพิ่มขึ้น เมื่อมี HRT มากขึ้น โดยที่ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร. วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยสูงที่สุด เท่ากับ 71.87 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย โดยใช้สถิติ พบว่า ที่ HRT 24 และ 19 วัน มีค่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ส่วนที่ HRT 16 วัน มีค่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอยแตกต่างกับ HRT 24 และ 19 วัน อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ แสดงดังตารางที่ 4.13 และภาพที่ 4.69 และ 4.70 ตามลำดับ และพบว่าในวันที่ 19 ของการทดลองมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยได้สูงที่สุด เท่ากับ 75.22 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อนำประสิทธิภาพในการลดปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ได้มา เขียนเป็นสมการความสัมพันธ์กับระยะเวลาที่หักทางศาสตร์ของละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนแสดงดังภาพที่ 4.71 พบว่า ได้สมการความสัมพันธ์ คือ $y = -0.0032x + 72.346$ โดยที่ $R^2 = 0.922$

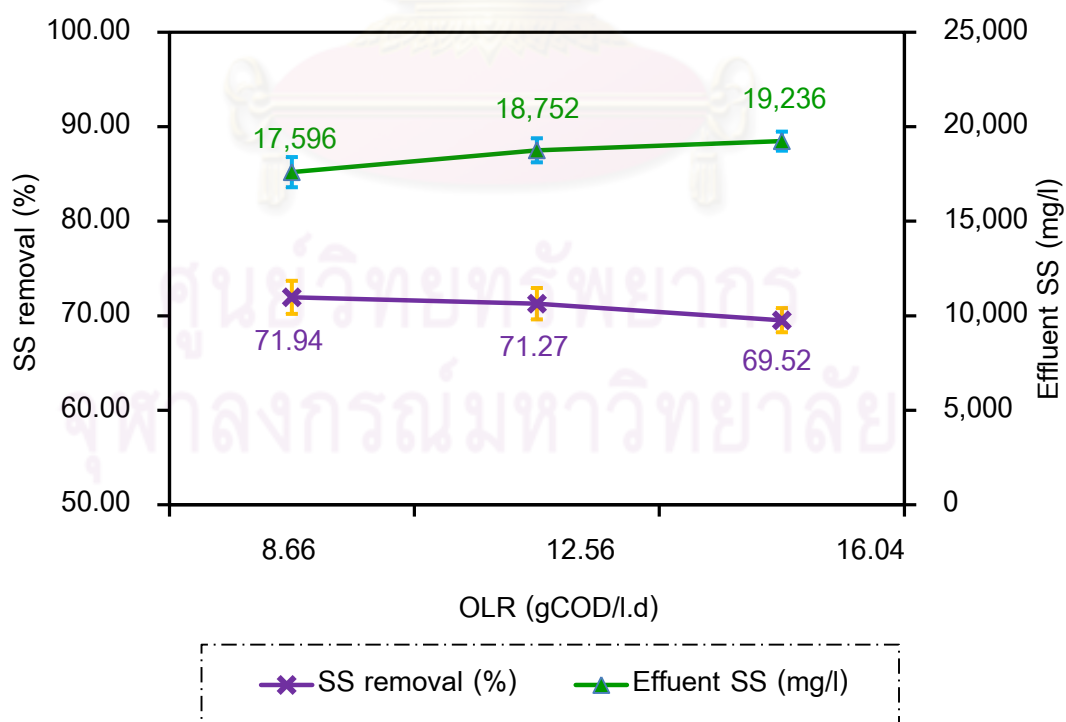
ตารางที่ 4.13 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมดกับ HRT ของถังหมักก๊าซ

HRT (days)	Influent SS (mg/l)	Effluent SS (mg/l)	SS removal (%)
24	62,709 ± 3,432.16	17,596 ± 797.85	71.87 ± 1.75 ^a
19	65,261 ± 3,796.62	18,752 ± 637.15	71.18 ± 1.66 ^a
16	63,121 ± 2,115.14	19,236 ± 504.42	69.49 ± 1.28 ^b

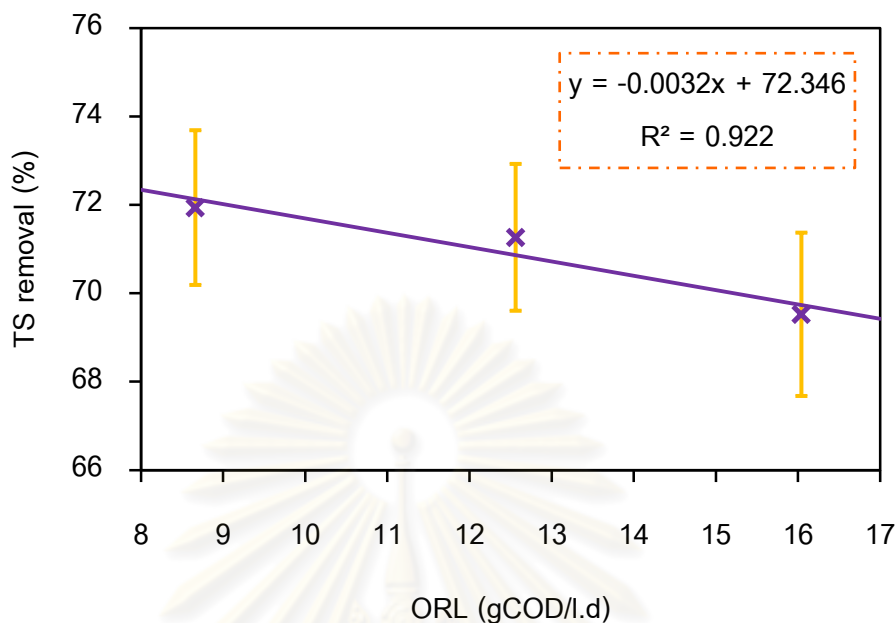
หมายเหตุ อักษรมุมขวามือที่ต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ของระยะเวลาที่หักทางศาสตร์ของละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



ภาพที่ 4.69 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด กับ HRT ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.70 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ระหว่างการลดปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด กับ OLR ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.71 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพในการลดปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมดกับ OLR ของถังหมักก๊าซ

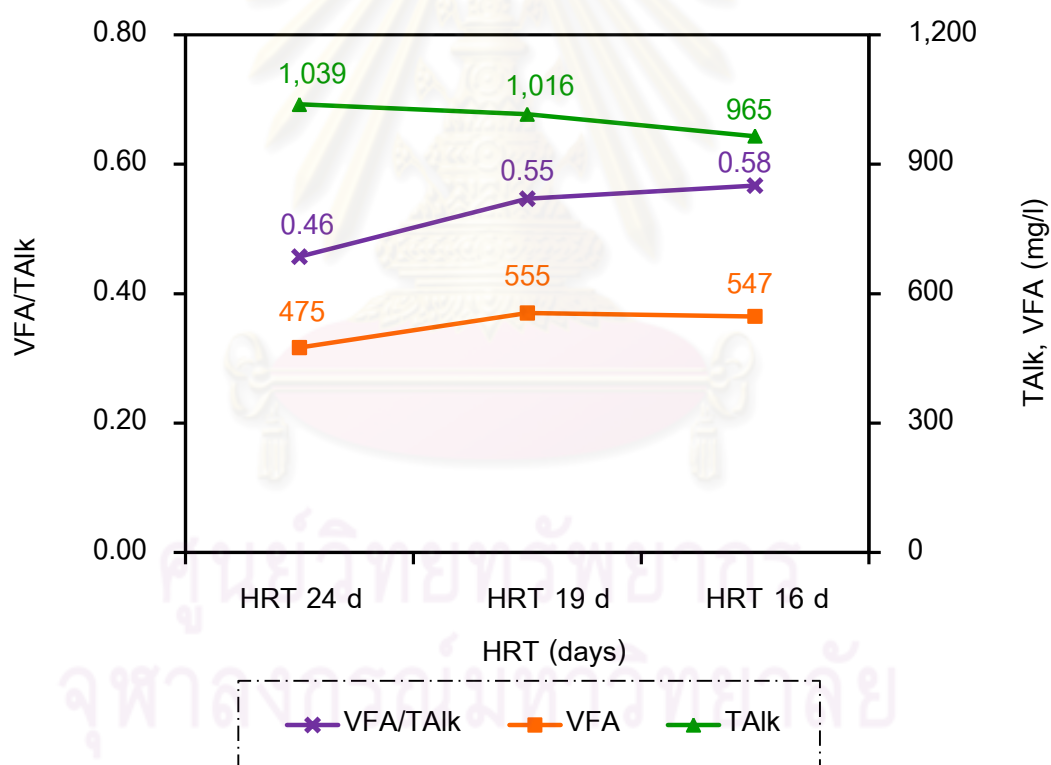
4.2.2.5 ประสิทธิภาพของระบบจากสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง(Volatile Acid)

จากการพิจารณาสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่างของของเสียที่ออกจากระบบของถังหมักที่อัตราส่วนขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนเปรียบเทียบกับกัน เพื่อพิจารณาถึงเสถียรภาพของระบบนั้น พบว่า HRT 24 19 และ 16 วัน คิดเป็น OLR 8.66 12.56 และ 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน มีสัดส่วนของ VFA/TAik เท่ากับ 0.46 0.55 และ 0.58 ตามลำดับ แสดงว่าระบบมีความเสี่ยงต่อการเกิดกรดในปริมาณที่สูงจนทำให้ระบบล้มเหลวได้ ถ้าสัดส่วน VFA/TAik มีค่ามากกว่า 0.8 ระบบจะล้มเหลว และเมื่อเปรียบเทียบสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่างของของเสียที่ออกจากระบบของถังหมักที่ HRT ต่างๆ โดยใช้สถิติพบว่า ที่ HRT 16 และ 19 วัน มีสัดส่วน VFA/TAik ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ส่วนที่ HRT 24 วัน มีสัดส่วน VFA/TAik ดีกว่า HRT16 และ 19 วัน ซึ่งแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ แสดงดังตารางที่ 4.14 และภาพที่ 4.72 และ 4.73 ตามลำดับ และพบว่าในวันที่ 40 ของการทดลองมีสัดส่วน VFA/TAik ดีที่สุดเท่ากับ 0.42

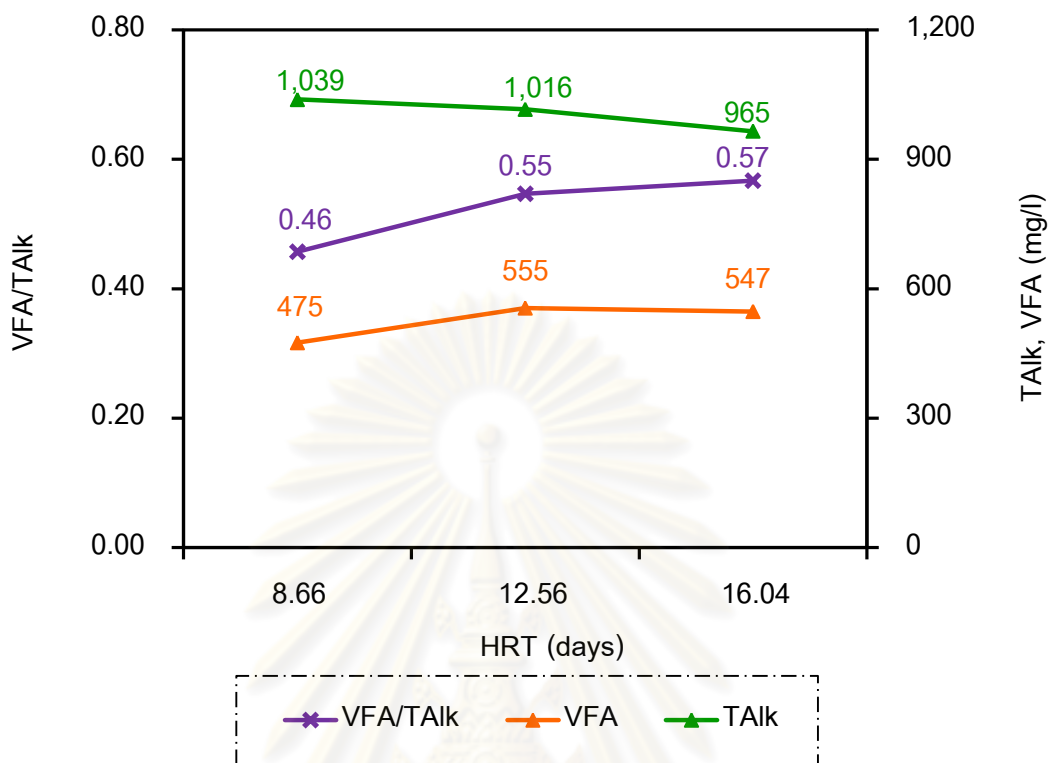
ตารางที่ 4.14 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของสัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับ HRT ของถังหมักก๊าซ

HRT (days)	VFA (mg/l)	TAik (mg/l)	VFA/TAik
24	475 ± 30.74	1,039 ± 28.91	0.46 ± 0.03 ^a
19	555 ± 55.20	1,016 ± 41.92	0.55 ± 0.07 ^b
16	547 ± 29.84	965 ± 18.72	0.58 ± 0.03 ^b

หมายเหตุ อักษรมุมขวามือที่ต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ของระยะเวลาที่กักทางศาสตร์ของละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



ภาพที่ 4.72 สัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับ HRT ของถังหมักก๊าซ



ภาพที่ 4.73 สัดส่วนของกรดอินทรีย์ระเหยต่อสภาพต่าง กับ OLR ของถังหมักก๊าซ

4.2.3 ปริมาณก๊าซชีวภาพและองค์ประกอบของก๊าซ

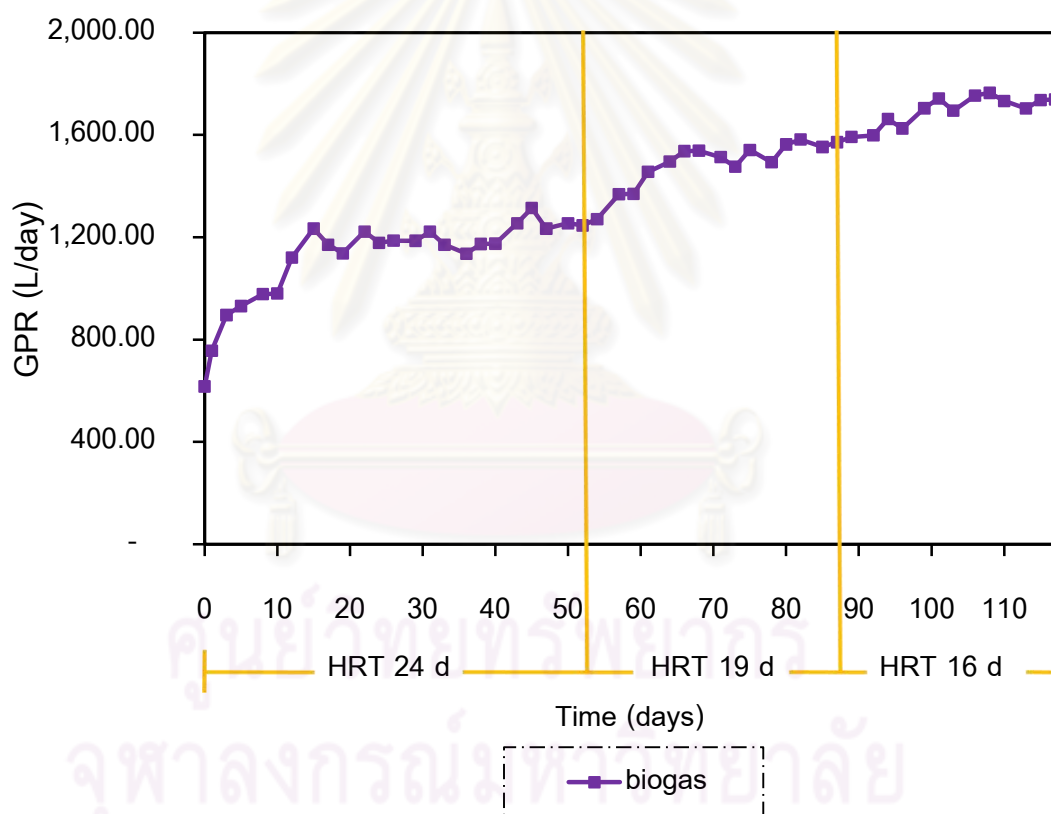
4.2.3.1 ปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดที่เกิดขึ้น (total gas production)

ปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้จากการแทนที่น้ำ โดยวัดปริมาตรน้ำที่ถูกแทนที่ในแต่ละวัน คิดเป็นค่าเฉลี่ยของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อวันภายใต้สภาวะการทดลอง (room condition) พบว่า เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมด 1,029.17 ลิตรต่อวัน เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 19 วัน คิดเป็น OLR 12.56 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมด 1,509.77 ลิตรต่อวัน และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมด 1,704.59 ลิตรต่อวัน แสดงดังตารางที่ 4.15 และภาพที่ 4.74 และ 4.75 ตามลำดับ โดยมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ HRT กับ ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น และได้สมการความสัมพันธ์ คือ $y = 0.6733x + 1176.2$ โดยที่ $R^2 = 0.9919$

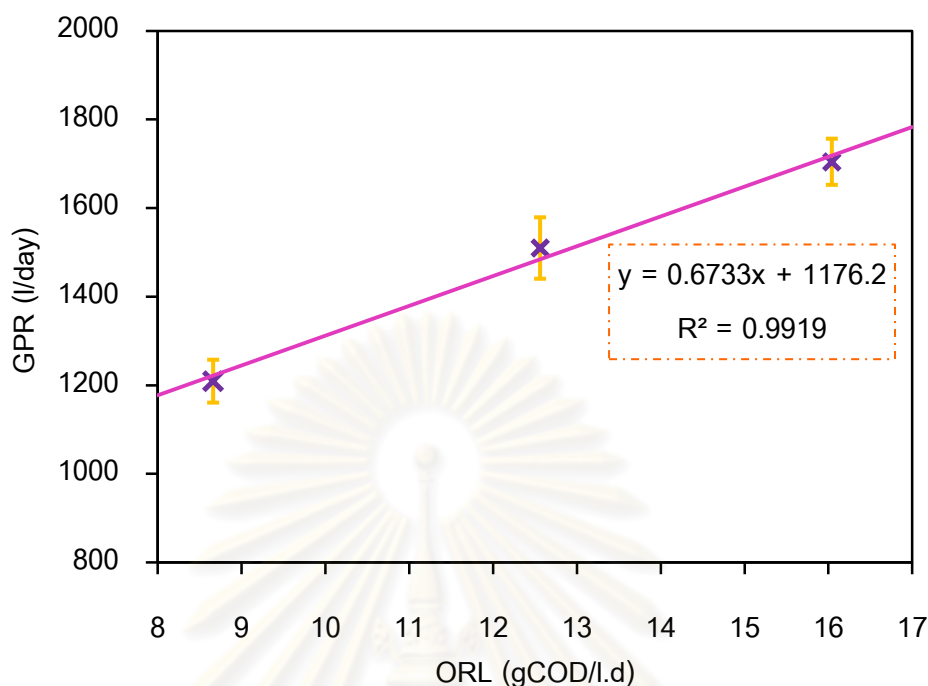
ตารางที่ 4.15 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของ HRT กับ ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น

HRT	gas production (l/d)
24	1,029.17 ± 48.44 ^a
19	1,509.77 ± 69.35 ^b
16	1,704.59 ± 52.12 ^c

หมายเหตุ อักษรมุมขวามือที่ต่างกันแสดงความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95 เปอร์เซ็นต์ ของระยะเวลาพักทางชีวศาสตร์ของละลายเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน



ภาพที่ 4.74 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่ 2



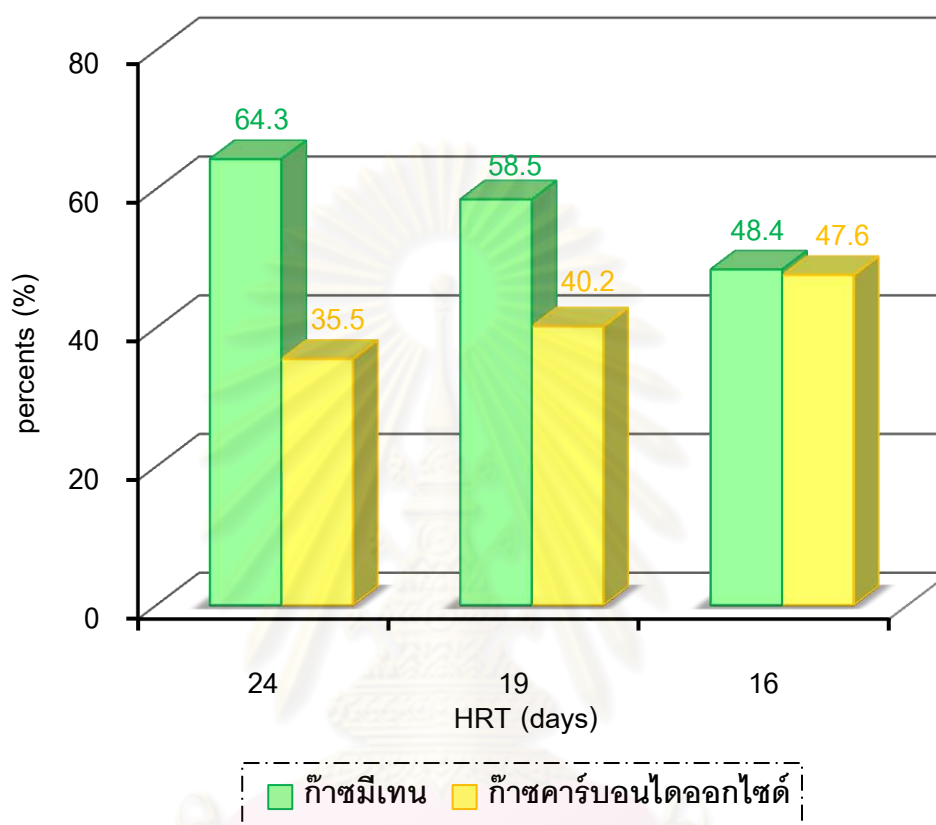
ภาพที่ 4.75 ค่าเฉลี่ยความสัมพันธ์ของปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่ 2 กับ OLR ของถังหมักก๊าซ

จะเห็นได้ว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อมี HRT ลดลง โดยที่ HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน การผลิตก๊าซชีวภาพมีค่าสูงสุด เท่ากับ 1,704.58 ลิตรต่อวัน และที่ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร.วัน การผลิตก๊าซชีวภาพมีค่าต่ำสุด เท่ากับ 1,029.15 ลิตรต่อวัน ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของ Shin *et al.* (2001) พบว่าการผลิตก๊าซชีวภาพมีค่าสูงสุดเท่ากับ 279.0 ลิตรต่อวันที่ HRT 0.44 วัน และ OLR 15.8 กรัม COD/ลิตร.วัน เนื่องจากเมื่อมี HRT มากขึ้น สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบน้อยและจุลินทรีย์อยู่ในระบบนาน ทำให้ต้องใช้พลังงานในการดำรงชีวิต ดังนั้นสารอินทรีย์ส่วนใหญ่จะถูกย่อยสลายนำไปใช้เป็นพลังงาน ทำให้การสร้างเซลล์ใหม่มีน้อยด้วย

4.2.3.2 ปริมาณก๊าซมีเทน(Methane production)

การวิเคราะห์หาองค์ประกอบของก๊าซชีวภาพด้วยก๊าซโครมาโทกราฟี เมื่อคิดเป็นเปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทน ($\% \text{CH}_4$) ในก๊าซชีวภาพทั้งหมดที่เกิดขึ้น พบว่า เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซมีเทน 64.3 เปอร์เซ็นต์ เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 19 วัน คิดเป็น OLR 12.56 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณ

ก๊าซมีเทน 58.5 เปอร์เซ็นต์ และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน มีปริมาณก๊าซมีเทน 48.4 เปอร์เซ็นต์ แสดงดังภาพที่ 4.76



ภาพที่ 4.76 ก๊าซมีเทน (% CH_4) และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) ที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองตอนที่ 2

จะเห็นได้ว่าเปอร์เซ็นต์ของก๊าซมีเทนมีค่าใกล้เคียงกัน โดยมีค่าอยู่ในช่วง 48.4-64.3 เปอร์เซ็นต์ สอดคล้องกับการทดลองของอาริยา (2546) ที่ศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหารโดยกระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน พบว่า ก๊าซชีวภาพที่ได้มีองค์ประกอบของก๊าซมีเทนระหว่าง 57.32-61.26 เปอร์เซ็นต์ ส่วนการทดลองของ Blonskaja *et al.* (2002) ที่ศึกษาการย่อยสลาย distillery waste ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน พบว่ามีก๊าซมีเทนเท่ากับ 55-75 เปอร์เซ็นต์ของปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมด และการทดลองของ Elmitwalli *et al.* (2002) ที่ศึกษาการย่อยสลายของเสียจากครัวเรือนภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน โดยใช้ถังหมักกรดแบบ anaerobic filter และถังหมักก๊าซแบบ anaerobic hybrid พบว่ามีปริมาณก๊าซมีเทนในก๊าซชีวภาพเท่ากับ 72-82 เปอร์เซ็นต์

4.2.4 การวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์

การวิเคราะห์ความสัมพันธ์ของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์พิจารณาเป็นก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบ (gas production per organic weight addition) และก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัด (gas production per organic weight removal)

4.2.4.1 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบ (gas production per organic weight addition)

1) อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบ

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.745 ลิตร/กรัม COD added, 2.043 ลิตร/กรัม TS added, 2.410 ลิตร/กรัม TVS added และ 2.220 ลิตร/กรัม SS added เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 19 วัน คิดเป็น OLR 12.56 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.802 ลิตร/กรัม COD added, 2.552 ลิตร/กรัม TS added, 2.892 ลิตร/กรัม TVS added และ 2.718 ลิตร/กรัม SS added และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.850 ลิตร/กรัม COD added, 2.915 ลิตร/กรัม TS added, 3.376 ลิตร/กรัม TVS added และ 3.151 ลิตร/กรัม SS added แสดงดังตารางที่ 4.16 ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบที่ระยะเวลาต่างกันมีค่าแตกต่างกัน

เช่นเดียวกับการทดลองของ Sosnowski *et al.* (2003) ศึกษาการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนของตะกอนของเสียและขยะเทศบาลที่ได้คัดแยก โดยใช้ระบบสองขั้นตอนที่ประกอบด้วยถังหมักกรดแบบ CSTR ที่สภาวะ thermophilic อุณหภูมิ 56 องศาเซลเซียส และถังหมักก๊าซที่สภาวะ mesophilic อุณหภูมิ 36 องศาเซลเซียส พบว่าการทดลองที่ใช้ขยะเทศบาลที่ได้คัดแยกเป็น substrate เพียงอย่างเดียว สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.419 ลิตร/กรัม VSS add การทดลองที่ใช้ตะกอนของเสียจากบ่อบำบัดน้ำเสียเทศบาลสามารถผลิตก๊าซ

ชีวภาพได้ 0.554 ลิตร/กรัม VSS add และการทดลองที่ใช้ตะกอนของเสียและขยะเทศบาลที่ได้คัดแยกผสมกัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.532 ลิตร/กรัม VSS add

2) อัตราการผลิตก๊าซมีเทนต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้า

ระบบ

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.479 ลิตร/กรัม COD added, 1.314 ลิตร/กรัม TS added, 1.550 ลิตร/กรัม TVS added และ 1.427 ลิตร/กรัม SS added เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 19 วัน คิดเป็น OLR 12.56 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.375 ลิตร/กรัม COD added, 1.194 ลิตร/กรัม TS added, 1.353 ลิตร/กรัม TVS added และ 1.272 ลิตร/กรัม SS added และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.274 ลิตร/กรัม COD added, 0.941 ลิตร/กรัม TS added, 1.089 ลิตร/กรัม TVS added และ 1.017 ลิตร/กรัม SS added แสดงดังตารางที่ 4.16 ซึ่งจะเห็นได้ว่า อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบที่ระยะเวลาพักทางจุลศาสตร์ต่างๆ มีค่าแตกต่างกัน

เช่นเดียวกับการทดลองของ Borja *et al.* (2003) ศึกษาการกำจัดของเสียจากโรงงานผลิตน้ำมันมะกอกภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน โดยใช้ความเข้มข้นของ substrate 1 2 และ 3 เท่ากับ 34.5 81.1 และ 113.1 กรัม COD/ลิตร ตามลำดับ พบว่าเมื่อความเข้มข้นของ substrate เพิ่มขึ้นจาก 34.5 กรัม COD/ลิตร เป็น 113.1 กรัม COD/ลิตร อัตราการผลิตก๊าซมีเทนจะลดลงจาก 0.259 ลิตร CH₄ STP/กรัม COD added เป็น 0.225 ลิตร CH₄ STP/กรัม COD added

ตารางที่ 4.16 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดที่ระยะเวลาพักทางจุลศาสตร์ต่างๆ

parameter	24	19	16
OLR (g COD/l.d)	8.66	12.56	16.04
Total gas production per g COD added (l/g COD added)	0.745	0.802	0.850

ตารางที่ 4.16 (ต่อ)

parameter	24	19	16
Total gas production per			
g TS added (l/g TS added)	2.043	2.552	2.915
g TVS added (l/g TVS added)	2.410	2.892	3.376
g SS added (l/g SS added)	2.220	2.718	3.151
Methane production per			
g COD added (l/g COD added)	0.479	0.375	0.274
g TS added (l/g TS added)	1.314	1.194	0.941
g TVS added (l/g TVS added)	1.550	1.353	1.089
g SS added (l/g SS added)	1.427	1.272	1.017

4.2.4.2 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูก

กำจัด (gas production per organic weight removal)

1) อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัด

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.839 ลิตร/กรัม COD removed, 2.792 ลิตร/กรัม TS removed, 3.350 ลิตร/กรัม TVS removed และ 3.009 ลิตร/กรัม SS removed เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 19 วัน คิดเป็น OLR 12.56 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.733 ลิตร/กรัม COD removed, 2.916 ลิตร/กรัม TS removed, 3.246 ลิตร/กรัม TVS removed และ 2.975 ลิตร/กรัม SS removed และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดได้ 0.649 ลิตร/กรัม COD removed, 2.853 ลิตร/กรัม TS removed, 3.237 ลิตร/กรัม TVS removed และ 2.955 ลิตร/กรัม SS removed แสดงดังตารางที่ 4.17 ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดที่ระยะเวลาที่ต่างกันมีค่าแตกต่างกัน

2) อัตราการผลิตก๊าซมีเทนต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูก

กำจัด

เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 24 วัน คิดเป็น OLR 8.66 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.540 ลิตร/กรัม COD removed, 1.795 ลิตร/กรัม TS removed, 2.154 ลิตร/กรัม TVS removed และ 1.935 ลิตร/กรัม SS removed เมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 19 วัน คิดเป็น OLR 12.56 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.429 ลิตร/กรัม COD removed, 1.706 ลิตร/กรัม TS removed, 1.899 ลิตร/กรัม TVS removed และ 1.740 ลิตร/กรัม SS removed และเมื่อดำเนินระบบโดยใช้ HRT 16 วัน คิดเป็น OLR 16.04 กรัม COD/ลิตร.วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ 0.314 ลิตร/กรัม COD removed, 1.381 ลิตร/กรัม TS removed, 1.567 ลิตร/กรัม TVS removed และ 1.430 ลิตร/กรัม SS removed แสดงดังตารางที่ 4.17 ซึ่งจะเห็นได้ว่าอัตราการผลิตก๊าซมีเทนต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดที่ระยะเวลาที่ต่างกันก็พบกทางศาสตร์ต่างๆ มีค่าแตกต่างกัน

ตารางที่ 4.17 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดที่ระยะเวลาที่ต่างกันทางศาสตร์ต่างๆ

parameter	24	19	16
OLR (g COD/l.d)	8.66	12.56	16.04
Total gas production per			
g COD added (l/g COD added)	0.839	0.733	0.649
g TS added (l/g TS added)	2.792	2.916	2.853
g TVS added (l/g TVS added)	3.350	3.246	3.237
g SS added (l/g SS added)	3.009	2.975	2.955
Methane production per			
g COD added (l/g COD added)	0.540	0.429	0.314
g TS added (l/g TS added)	1.795	1.706	1.381
g TVS added (l/g TVS added)	2.154	1.899	1.567
g SS added (l/g SS added)	1.935	1.740	1.430

จากความสัมพันธ์ของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อน้ำหนักมวลสารอินทรีย์ที่เติมเข้าระบบและที่ถูกกำจัด พบว่า ระยะเวลาที่กักทางชีวศาสตร์มีผลต่ออัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดและก๊าซมีเทน ทำให้ผลการทดลองที่ได้นั้นแตกต่างกัน โดยที่ระยะเวลาที่กักทางชีวศาสตร์ 24 วัน มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดน้อยที่สุดแต่มีอัตราการผลิตก๊าซมีเทนมากที่สุด แต่เมื่อระยะเวลาที่กักทางชีวศาสตร์ลดน้อยลง อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพทั้งหมดเพิ่มขึ้น แต่อัตราการผลิตก๊าซมีเทนจะลดน้อยลง

เมื่อนำผลการทดลองการศึกษามวลของระยะเวลาที่กักทางชีวศาสตร์ของการหมักร่วมของขยะเศษอาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชน โดยใช้ถังหมักไร้อากาศแบบสองขั้นตอนสำหรับผลิตก๊าซชีวภาพที่ได้นี้มาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ และปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมดที่ผลิตได้กับการทดลองของ Blonskaja *et al.* (2002) ศึกษาการย่อยสลาย distillery waste ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอนที่สภาวะ mesophilic ระบบประกอบด้วยถังหมักแบบ AF และ upflow anaerobic sludge blanket (UASB) พบว่าสามารถกำจัด COD ได้เท่ากับ 54 และ 93 เปอร์เซ็นต์ในถังแรกและถังที่สอง ตามลำดับ ถังหมักกรดเปลี่ยน COD เป็นกรดอินทรีย์ระเหย 20.5 เปอร์เซ็นต์ สอดคล้องกับการทดลองของ Schober *et al.* (1999) ที่ศึกษาการย่อยสลายขยะเทศบาลพวกเศษอาหารภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบขั้นตอนเดียวและสองขั้นตอนโดยใช้ถังหมักแบบ CSTR พบว่าการดำเนินระบบและควบคุมระบบแบบสองขั้นตอนง่ายกว่าขั้นตอนเดียว และประสิทธิภาพของระบบแบบสองขั้นตอนจะสูงกว่าขั้นตอนเดียวด้วย

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 5

สรุปผลการทดลอง และข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

จากผลการทดลองการศึกษาอัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารและปริมาณกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เหมาะสม และระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ของเสียของระบบถังหมักไร้อากาศแบบสองขั้นตอน สามารถสรุปได้ดังนี้

1. อัตราส่วนระหว่างปริมาณขยะเศษอาหารและปริมาณกากตะกอนน้ำเสียชุมชนที่เหมาะสม คือ อัตราส่วน 7:1 พบว่ามีปริมาณก๊าซชีวภาพทั้งหมด 1,504 มิลลิลิตรต่อวัน โดยมีสัดส่วนก๊าซมีเทนอยู่ที่ 60.4 เปอร์เซ็นต์ และมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ของแข็งทั้งหมดของแข็งระเหยทั้งหมด และของแข็งแขวนลอยได้สูงสุด

2. ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ที่เหมาะสมสำหรับการทดลองในระดับภาคสนาม คือ 24 วัน คิดเป็นอัตราภาวะบรรทุกลดลงอินทรีย์ เท่ากับ 8.66 กรัมซีโอดีต่อลิตรต่อวัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพน้อยที่สุด เท่ากับ 1,029.17 ลิตรต่อวัน แต่มีสัดส่วนก๊าซมีเทนอยู่มากที่สุด คือ 64.3 เปอร์เซ็นต์ ตรงข้ามกับที่ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ 16 วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพมากที่สุด เท่ากับ 1,704.59 ลิตรต่อวัน แต่มีสัดส่วนก๊าซมีเทนอยู่น้อยที่สุด คือ 48.4 เปอร์เซ็นต์ โดยที่ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ 24 วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยทั้งหมด และของแข็งแขวนลอยได้สูงสุด โดยเมื่อปรับระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ลดลงพบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยทั้งหมด และของแข็งแขวนลอยมีค่าต่ำลงและแตกต่างกัน

5.2 ข้อเสนอแนะ

1. ศึกษาคุณสมบัติของกากของเสียที่ได้ภายหลังจากการหมักแบบไร้อากาศ เพื่อหาความเหมาะสมในการนำมาทำปุ๋ยหมัก ใช้ในการปลูกพืช ทำให้การใช้งานกากของเสียที่เหลือทิ้งสามารถทำได้อย่างคุ้มค่าที่สุด

2. ศึกษาการเวียนกากของเสียที่ได้ภายหลังจากการหมักแบบไร้อากาศ นำกลับมาผสมกับของเสียที่เข้าระบบเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพมากยิ่งขึ้น

3 ศึกษาความเป็นไปได้ในการเพิ่มต้นทุนเพื่อให้สามารถรองรับกากของเสียที่เกิดขึ้นจริง
ได้



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

- กรมพัฒนาและส่งเสริมพลังงาน. 2541. การผลิตพลังงานจากขยะชุมชน เอกสารประกอบการเสวนา เรื่องการนำ ขยะมาใช้ในด้านการผลิตกระแสไฟฟ้าและด้านการเกษตร. พิมพ์ครั้งที่ 2. คณะกรรมาธิการการวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและพลังงาน วุฒิสภา, กรุงเทพฯ.
- กองควบคุมคุณภาพน้ำ. 2540. รายงานสรุปผลการดำเนินการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียโรงงานบำบัดน้ำเสียเคหะชุมชนห้วยขวาง ประจำปี พ.ศ. 2540. สำนักการระบายน้ำ, กรุงเทพฯ.
- ทองพล ครามโกมุท. 2544. การกำจัดสีจากน้ำเสียกากส่าโดยใช้ระบบ UASB ที่ทำงานร่วมกับระบบถังกรองไร้อากาศ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์, จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ธงชัย พรธอนสวัสดิ์ และ วิบูลย์ลักษณ์ วิสุทธีศักดิ์. 2540. คู่มือวิเคราะห์น้ำทิ้ง. พิมพ์ครั้งที่ 3. สถาบันวิจัยสภาวะแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, กรุงเทพฯ.
- นันทพงษ์ จันทมาศ. 2552. ผลของความลาดชันความเร็วและอัตราการระบวรทุกสารอินทรีย์ต่อการบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศจาก โรงงานสกัดน้ำมันปาล์มโดยใช้ถังปฏิกรณ์กวนผสมหมุน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย, จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สำนักรักษาความสะอาด. 2541. คุณสมบัติขยะมูลฝอยในกรุงเทพมหานคร. สำนักรักษาความสะอาด, กรุงเทพฯ.
- เสริมพล รัตสุข และ ไชยยุทธ์ กลิ่นสุคนธ์. 2542. การกำจัดน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมและแหล่งชุมชน. สถาบันวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย, กรุงเทพฯ.
- อาริยา วิรัชวรกุล. 2546. การผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหารโดยกระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารธุรกิจ, มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

ภาษาอังกฤษ

- Ahn, J.H., and Forster, C.F. 2002. The effect of temperature variations on the performance of mesophilic and thermophilic anaerobic filters treating a simulated papermill wastewater. Process Biochemistry. 37: 589-594.

- Ahring, B.K., A.A. Ibrahim and Z. Mladenovska. 2001. Effect of temperature increase from 55 to 65°C on performance and microbial population dynamics of an anaerobic reactor treating cattle manure. Water Research. 35 (10): 2446-2452.
- Alexiou, I.E., G.K. Anderson and L.M. Evison. 1994. Design of pre-acidification reactors for the anaerobic treatment of industrial wastewater. Wat. Sci. Tech. 29 (9): 199-204.
- American Public Health Association. 1992. American water work Association and Water Pollution Control Federation, 18th ed. New York : APHA.
- Anjan, K.K., and Kalia-Shiv, S.P. 2001. Effect of mixing digested slurry on the rate of biogas production from dairy manure in batch fermenter. Energy sources 23: 711-715.
- Archer, D.B. and B.H. Kirsop. 1991. The microbiology and control of anaerobic digestion, pp.49-91. *In* A.W., ed. Anaerobic Digestion: A Waste Treatment Technology. Elsevier Applied Science Publisher, London.
- Blonskaja, V., A. Menert and R. Vilu. 2002. Use of two-stage anaerobic treatment for distillery waste. Advances in Environmental Research. 1-8.
- Borja, R., E.Gonzalez, F. Raposo, F. Millan and A. Martin. 2001. Performance evaluation of a mesophilic anaerobic fluidized-bed reactor treating wastewater derived from the production of proteins from extracted sunflower flour. Bioresource Technology. 76: 45-52.
- Bouallagui, H., R.B. Cheikh, L. Marouani and M. Hamdi. 2002. Mesophilic biogas production from fruit and vegetable waste in a tubular digester. Bioresource Technology. 1-5.
- Cassery, C. and L. Erijman. 2003. Molecular monitoring of microbial diversity in an UASB reactor. International Biodeterioration & Biodegradation. 52: 7-12.
- Chaisri, P., Boonsawang, P., Prasertsan, P., and Chaiprapat, S. 2007. Effect of organic loading rate on methane and volatile fatty acids productions from anaerobic treatment of palm oil mill effluent in UASB and UFAF reactors. Journal of Songklanakarin Sci Technol 2: 331-323.

- Chaoui, H., and Richard, T. 2008. Effect of mixing frequency on biogas yield in anaerobic digesters. American Society of Agricultural and Biological. [Online]. Available from: [http:// www.asae.frymulti.com/abstrac.asp](http://www.asae.frymulti.com/abstrac.asp). [2010, December 14].
- Cho, J.K., S.C. Park and H.N. Chang. 1995. Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. Bioresource Technology. 52: 245-253.
- Dinsdale, R.M., G.C. Premier, F.R. Hawkes and D.L. Hawkes. 2000. Two-stage anaerobic codigestion of waste activated sludge and fruit/vegetable waste using inclined tubular digesters. Bioresource Technology. 72: 159-168.
- Elmitwalli, T.A., K.L.T. Oahn, G. Zeeman and G. Lettinga. 2002. Treatment of domestic sewage in a two-step anaerobic filter/anaerobic hybrid system at low temperature. Water Research. 36: 2225-2232.
- Fezzani, B and Ridha, B.C. 2010. Two-phase anaerobic co-digestion of olive mill wastes in semi-continuous digesters at mesophilic temperate. Bioresource Technology. 101: 1628-1634.
- Garcia, J.L. 1982. Advances of Digestion Anaerobic. Symposium International Mexico, Mexico.
- Ghaly, A.E. 1996. A comparative study of anaerobic digestion of acid cheese whey and dairy manure in a two-stage reactor. Bioresource Technology. 58: 61-71.
- Ghaly, A.E. and R.M. Ben-Hassan. 1989. Continuous production of biogas from dairy manure using an innovative no-mix reactor. Appl. Biochem. Biotechnol. 20/21: 541-559.
- Grady, C.P.L., JR.G.T. Daigger and H.C. Lim. 1999. Biological Wastewater Treatment. Marcel Dekker Inc., New York.
- Griffin, M.E., K.D. McMahon, R.I. Mackie and L. Raskin. 1998. Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. Biotechnology and Bioengineering. 57 (3): 342-355.

- Hashimoto, A.G., Roman, L., and Hruska, U.S. 2004. Effect of mixing duration and vacuum on methane production rate from beef cattle. Biotechnology and Bioengineering Vol.24 Issue1: 9-23.
- Hayes, T.P. and T.L. Theis. 1978. The distribution of heavy metals in anaerobic digestion. Wat. Poll. Control Fed. 50 (1): 307-313.
- Held, C., M. Wellacher, K-H. Robra and G.M. Gubitz. 2002. Two-stage anaerobic fermentation of organic waste in CSTR and UFAF-reactors. Bioresource Technology. 81: 19-24.
- Holland, K.T., J.S. Knapp and J.G. Shoesmith. 1987. Anaerobic Bacteria. Chapman and Hall. New York.
- Ince, O. 1998. Performance of a two-phase anaerobic digestion system when treating dairy wastewater. Water Research. 32 (9): 2707-2713.
- Kim, M., Ahn, Y.H., and Speece, R.E. 2002. Comparative process stability and efficiency of anaerobic digester: mesophilic vs. thermophilic. Water Research. 38: 3645-3650.
- Koga, Y.N., M.M. Hiroyuki and A.M Masayo. 1993. Either polar lipids of methanogenic bacteria: structures, comparative aspects and biosynthesis. Microbiol. Rev. 57: 164-182.
- Komatsu, T., K. Hanaki and T. Matsuo. 1991. Prevention of lipid inhibition in anaerobic processes by introducing a two-phase system. Wat. Sci. Tech. 23 (7-9): 1189-1200.
- Lee, S.M., J.Y. Jung and Y.C. Chung. 2001. Novel method for enhancing permeate flux of submerged membrane system in two-phase anaerobic reactor. Water Research. 35 (2): 471-477.
- Luste, S. and Luostarinen, S. 2010. Anaerobic co-digestion of meat-processing by-products and sewage sludge-Effect of hygienization and organic loading rate. Bioresource Technology. 101: 2657-2664.

- Macleod, F.A., S.R. Guiot and J.W. Costeron. 1990. Layered structure and bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. Appl. Environ. Microbiol. 55 (6): 1589-1607.
- Marty, B. 1984. Microbiology of anaerobic digestion. *In* A.M. Bruce, A. Kouzeli-Katsiri and P.J. Newman, eds. Anaerobic Digestion of Sewage Sludge and Organic Agricultural Wastes. Elsevier Applied Science Publisher, New York. 72-89.
- Marchaim, U. and C. Krause. 1993. Propionic to acetic acid ratios in overloaded anaerobic digestion. Bioresource Technology. 43: 195-203.
- Masse, D.I., D. Lu, L. Masse and R.L. Droste. 2000. Effect of antibiotics on psychrophilic anaerobic digestion of swine manure slurry in sequencing batch reactors. Bioresource Technology. 75: 205-211.
- Metcalf and Eddy. 2004. Waste water engineering treatment and reuse, 4th ed. New York: McGraw-Hill.
- Mousa, L. and C.F. Forster. 1998. The effect of trace organics on the inhibition of gas production by anaerobic sludges : batch studies. Water Research. 32 (12): 3795-3798.
- Mtz.-Vituria A., J. Mata-Alvarez and F. Cecchi. 1995. Two-phase continuous anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. Conservation and Recycling. 13: 257-267.
- Novaes, R.F.V. 1986. Microbiology of anaerobic digestion. Wat. Sci. Tech. 18 (12): 1-14.
- Park, Y., Hong, F., Cheon, J., Hidaka, T., and Tsuno, H. 2007. Comparison of Thermophilic Anaerobic Digestion Characteristics between Single-Phase and Two-Phase Systems for Kitchen Garbage Treatment. Bioscience and Bioengineering. 105: 48-54.
- Patel, H. and D. Madamwar. 2001. Single and multichamber fixed film anaerobic reactors for biomethanation of acidic petrochemical wastewater-systems performance. Process Biochemistry. 36: 613-619.
- Pagilla, K.R., H. Kim and T. Cheunbarn. 2000. Aerobic thermophilic and anaerobic mesophilic treatment of swine waste. Water Research. 34 (10): 2747-2753.

- Polprasert, C. 1996. Organic Waste Recycling Technology and Management. John Wiley and Sons Ltd., West Sussex.
- Polprasert, C. and N.C. Thanh. 1982. Biogas system in asia. *In* N.C. Thanh, B.N. Lohani, M. Betts, R. Bidwell and G. Tharun, ed. Waste Disposal and Resource Recovery. Thai Watana Panich Press., Bangkok.
- Polprasert, C. 1996. Organic waste recycling technology and management. England: John wiley&Sons.
- Price, E.C. and P.N. Cheremisinoff. 1981. Biogas Production and Utilization. Ann. Arbor. Sci. Inc., Michigan.
- Pullammanappallil, P.C., D.P. Chynoweth, G. Lyberatos and S.A. Svoronos. 2001. Stable performance of anaerobic digestion in the presence of a high concentration of propionic acid. Bioresource Technology. 78: 165-169.
- Rao, M.S., S.P. Singh, A.K. Singh and M.S. Sodha. 2000. Bioenergy conversion studies of the organic fraction of MSW: assessment of ultimate bioenergy production potential of municipal garbage. Applied Energy. 66: 75-87.
- Raynal, J., J.P. Delgenes and R. Moletta. 1998. Two-phase anaerobic digestion of solid wastes by a multiple liquefaction reactors process. Bioresource Technology. 65: 97-103.
- Schober, G., J. Schafer, U. Schmid-Staiger and W. Trosch. 1999. One and two-stage digestion of solid organic waste. Water Research. 33 (3): 854-860.
- Shin, H.S., S.K. Han, Y.C. Song and C.Y. Lee. 2001. Performance of UASB reactor treating leachate from acidogenic fermenter in the two-phase anaerobic digestion of food waste. Water Research. 35 (14): 3441-3447.
- Sosnowski, P., A. Wieczorek and S. Ledakowicz. 2003. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. Advances in Environmental Research. 7: 609-616.
- Souza, M.E. 1986. Criteria for the utilization, design and operation of UASB reactors. Wat. Sci. Tech. 18 (12): 55-69.

- Sterling Jr., M.C., R.E. Lacey, C.R. Engler and S.C. Ricke. 2001. Effects of ammonia nitrogen on H₂ and CH₄ production during anaerobic digestion of dairy cattle manure. Bioresource Technology. 77: 9-18.
- Sung, S. and T. Liu. 2003. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. Chemosphere. 1-10.
- Wen, C., X. Huang and Y. Qian. 1999. Domestic wastewater treatment using an anaerobic bioreactor coupled with membrane filtration. Process Biochemistry. 35: 335-340.
- Wheatley, A.D. 1997. Applications of anaerobic digestion for the treatment of industrial wastewaters in Europe. Water and Environmental Management. 11: 39-46.
- Wildenauer, F.X. and J. Winter. 1985. Anaerobic digestion of high-strength acidic whey in a pH-controlled upflow fixed-film loop reactor. Appl. Microbiol. Biotechnol. 22: 367-372.
- William, J.J. 1987. Methanogens and the diversity of Archaeobacteria. Microbiol. Rev. 51 (1): 135-177.
- Yilmazer, G. and O. Yenigun. 1999. Two-phase anaerobic treatment of cheese whey. Wat. Sci. Tech. 40 (1): 289-295.
- Zinder, S.H. and T. Anguish. 1992. Carbondioxide, hydrogen and formate metabolism during methanogenesis from acetate by thermophilic culture of *Methanosarcina* and *Methanotrix* strains. Appl. Environ. Microbiol. 58 (10): 3323-3329.
- Zupancic, G.D. and M. Ros. 2003. Heat and energy requirements in thermophilic anaerobic sludge digestion. Renewable Energy. 28: 2255-2267.



ภาคผนวก

ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ก

วิธีการวิเคราะห์

1. Chemical oxygen demand (COD) โดยวิธีรีฟลักซ์แบบปิด (Closed reflux)

การวิเคราะห์หาค่า COD โดยวิธีรีฟลักซ์แบบปิด (Closed reflux) มีหลักการเช่นเดียวกับวิธีรีฟลักซ์แบบเปิด (Open reflux) สารอินทรีย์ที่ระเหยจะสามารถถูกออกซิไดซ์ได้มากกว่าในระบบเปิดเพราะมีเวลาสัมผัสกับสารออกซิไดซ์ได้นานกว่า

วิธีการวิเคราะห์

เตรียมน้ำตัวอย่างโดยเจือจางให้มีความเข้มข้นลดลง จากนั้นเตรียมหลอดซีไอดีที่มีขนาด 20×150 มิลลิลิตร ปิเปตน้ำตัวอย่างปริมาตร 5 มิลลิลิตรใส่หลอดซีไอดี เติมสารละลายมาตรฐาน $K_2Cr_2O_7$ เข้มข้น 0.1 N ปริมาตร 3 มิลลิลิตร เติมสารละลายกรดซัลฟิวริกเข้มข้น 7 มิลลิลิตร ปิดฝาและนำไปอบที่อุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียสนาน 2 ชั่วโมง นำออกมาและวางทิ้งไว้ให้เย็น ถ่ายสารละลายใส่ขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มิลลิลิตร ล้างหลอดซีไอดีด้วยน้ำกลั่นและถ่ายน้ำล้างมาใส่รวมกับตัวอย่าง หยดสารละลายเฟอร์โรอินลงไป 2-3 หยด ไตเตรตสารละลายในขวดรูปชมพู่ด้วยสารละลายมาตรฐาน FAS เข้มข้น 0.05 N ที่จุดยุติสารละลายจะเปลี่ยนจากสีไปเป็น สีน้ำตาลแดง จดปริมาตรเพื่อนำไปคำนวณค่าซีไอดี ทำการทดลองกับแบลงค์เช่นเดียวกับตัวอย่างโดยเปลี่ยนจากน้ำตัวอย่างเป็นน้ำกลั่นและไม่ต้องเจือจางน้ำ จดปริมาตรที่ใช้ไทเทรตแบลงค์เพื่อนำไปคำนวณค่าซีไอดีของน้ำตัวอย่างดังสมการ (ก.1)

$$\text{ซีไอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)} = \frac{(A - B) \times N \times 8,000}{V} \quad \dots\dots (ก.1)$$

โดยที่	A	=	ปริมาณของ FAS ที่ใช้ในการไตเตรตแบลงค์ (มิลลิลิตร)
	B	=	ปริมาณของ FAS ที่ใช้ในการไตเตรตตัวอย่างน้ำเสีย (มิลลิลิตร)
	N	=	ความเข้มข้นของ FAS (นอร์มัล)
	V	=	ปริมาณของน้ำตัวอย่างที่ใช้ในการทดลอง (มิลลิลิตร)

2. ของแข็งทั้งหมด (total solids, TS)

ของแข็งทั้งหมด หมายถึง ปริมาณสารที่เหลืออยู่ในภาชนะหลังจากระเหยน้ำออกจากสารตัวอย่างจนหมด แล้วนำไปอบในตู้อบที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส จนกระทั่งน้ำหนักคงที่ ปล่อยให้เย็นในโถดูดความชื้น (dessicator) แล้วชั่งน้ำหนักของของแข็งในภาชนะนั้น จะได้ปริมาณของของแข็งทั้งหมด

วิธีการวิเคราะห์

เตรียมถ้วยกระเบื้องระเหย โดยนำจานที่จะใช้ต้องอบแห้งที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียสประมาณ 2-3 ชั่วโมง ปล่อยให้เย็นในโถดูดความชื้น แล้วชั่งน้ำหนักที่แน่นอน สมมติ = A มิลลิกรัม ค่อยๆ รินตัวอย่างน้ำตามปริมาณที่เหมาะสมที่ต้องการหาของแข็งทั้งหมดใส่ในถ้วยกระเบื้องระเหย นำไประเหยน้ำออกให้หมดบน water bath นำไปอบในตู้อบที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส จนน้ำหนักคงที่ ปล่อยให้เย็นในโถดูดความชื้น แล้วจึงชั่งน้ำหนักจานระเหยทันทีที่เย็นลงเท่าอุณหภูมิห้อง สมมติ = B มิลลิกรัม น้ำหนักที่เพิ่มขึ้นก็คือ น้ำหนักของปริมาณของแข็งทั้งหมด ซึ่งคำนวณออกมาในรูปของมิลลิกรัมต่อลิตร ดังสมการ (ก.2)

$$\text{ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)} = \frac{(B - A) \times 10^6}{V} \quad \dots\dots (ก.2)$$

โดยที่

$$A = \text{น้ำหนักถ้วยกระเบื้องระเหย(กรัม)}$$

$$B = \text{น้ำหนักของแข็งบวกถ้วยกระเบื้องระเหย(กรัม)}$$

$$V = \text{ปริมาณของน้ำตัวอย่างที่ใช้ในการทดลอง (มิลลิลิตร)}$$

3. ของแข็งระเหยทั้งหมด (total volatile solids, TVS)

ของแข็งระเหยทั้งหมด หมายถึง ปริมาณของสารที่ระเหยไปได้ที่อุณหภูมิ 550 องศาเซลเซียส ส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ ส่วนตะกอนที่เหลืออยู่ไม่สลายไปเรียกว่าปริมาณของแข็งคงตัว (fix solids)

วิธีการวิเคราะห์

นำถ้วยกระเบื้องที่ได้จากการหาปริมาณของแข็งทั้งหมดแล้วไปเผาในเตาเผา (muffle furnace) ที่ตั้งอุณหภูมิไว้ที่ 550 องศาเซลเซียส ประมาณ 15 นาทีจนน้ำหนักคงที่ แล้วปล่อยให้

เย็นลงเท่ากับอุณหภูมิห้องในโถดูดความชื้น ชั่งน้ำหนักของแข็งที่เหลืออยู่ คือปริมาตรของแข็งคงตัวทั้งหมด (fix solids) และน้ำหนักที่หายไปในการเผาเป็นปริมาณของแข็งระเหยได้ ซึ่งคำนวณออกมาในรูปของมิลลิกรัมต่อลิตร ดังสมการ (ก.3)

$$\text{ของแข็งระเหยได้ (มิลลิกรัมต่อลิตร)} = \frac{(A - B) \times 10^6}{V} \quad \dots\dots (ก.3)$$

โดยที่

$$A = \text{น้ำหนักถ้วยกระเบื้อง + น้ำหนักของแข็ง (กรัม)}$$

$$B = \text{น้ำหนักถ้วยกระเบื้อง + น้ำหนักของแข็งอนินทรีย์ (กรัม)}$$

$$V = \text{ปริมาณของน้ำตัวอย่างที่ใช้ในการทดลอง (มิลลิลิตร)}$$

4. ของแข็งแขวนลอย (suspended solids, SS)

ของแข็งแขวนลอย หมายถึง ส่วนของของแข็งที่เหลือค้างอยู่บนกระดาษกรองใยแก้ว (GF/C) มาตรฐานหลังจากการกรองตัวอย่าง และนำไปอบที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส

วิธีการวิเคราะห์

นำกระดาษกรอง GF/C ไปอบเพื่อไล่ความชื้นในตู้อบที่มีอุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชม ปล่อยให้เย็นในโถดูดความชื้น จากนั้นชั่งน้ำหนักกระดาษกรองที่อบเรียบร้อยแล้ว สมมุติให้มีน้ำหนัก A กรัม ต่อชุดเครื่องมือสำหรับกรองดู ใช้ปากคีบหยิบกระดาษกรองวางบนกรวยบุชเนอร์เปิดเครื่องดูดสุญญากาศและล้างกระดาษกรองและเปิดเครื่องดูดจนกระดาษแห้ง ใช้น้ำล้างกระดาษกรองและเติมน้ำตัวอย่างที่ใช้ในการทดลอง ประมาณ 50 มิลลิลิตร เปิดเครื่องดูดสุญญากาศจนน้ำแห้งและล้างประมาณ 2 ครั้ง เปิดเครื่องดูดสุญญากาศจนกระดาษแห้ง เก็บส่วนกระดาษไปอบในตู้อบที่อุณหภูมิ 103-105 องศาเซลเซียส นาน 1 ชั่วโมง จากนั้นนำกระดาษกรองที่ได้มาวางทิ้งไว้ให้มีอุณหภูมิเท่าอุณหภูมิห้องและนำไปชั่งน้ำหนักสมมุติให้น้ำหนักกระดาษกรองและของแข็งหนักเป็น B กรัม จากนั้นนำไปคำนวณหาปริมาณของแข็งแขวนลอยดังสมการ (ก.4)

$$\text{ของแข็งแขวนลอย(มิลลิกรัมต่อลิตร)} = \frac{(B - A) \times 10^6}{V} \quad \dots\dots (ก.4)$$

โดยที่ $A =$ น้ำหนักกระดาศกรอง (กรัม)
 $B =$ น้ำหนักของแข็งบวกกระดาศกรอง (กรัม)
 $V =$ ปริมาณของน้ำตัวอย่างที่ใช้ในการทดลอง (มิลลิลิตร)

5. กรดอินทรีย์ระเหย (volatile fatty acid, VFA) และความเป็นด่างทั้งหมด (total alkalinity, TAlk)

กรดอินทรีย์ระเหยจัดเป็นกรดไขมันที่ละลายน้ำได้ ประกอบด้วยส่วนสำคัญคือ อะซิติก โปรปิโอนิก และบิวทิริก

วิธีการวิเคราะห์

ถ้าตัวอย่างที่มีสารแขวนลอยมากให้ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอนหรือเซนตริฟิวจ์นาน 5 นาที ก่อนแล้วนำส่วนที่ใสมาใช้ประมาณ 50 มิลลิลิตร วัดพีเอชของตัวอย่างน้ำเสีย และหาค่าความเป็นด่างทั้งหมดโดยไทเทรตตัวอย่างน้ำกับสารละลายมาตรฐาน H_2SO_4 0.05 N จนกระทั่งพีเอชเป็น 4 จดปริมาณกรดที่ใช้สมมติให้เป็น V_1 เพื่อนำไปคำนวณความเป็นด่างทั้งหมดแล้วไทเทรตต่อจนพีเอชเป็น 3.5 จากนั้นนำไปต้มไล่เพื่อไล่ CO_2 โดยนำตัวอย่างน้ำมาต้มให้เดือดเบาๆ ประมาณ 3 นาที แล้วทิ้งให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง ไทเทรตตัวอย่างน้ำเสียที่ต้มแล้วด้วยสารละลาย มาตรฐาน NaOH 0.05 N จนพีเอชของน้ำเสียเป็น 4 แล้วไทเทรตต่อจนพีเอชเป็น 7 จดปริมาณต่างที่ใช้ในการไทเทรตจากพีเอช 4 ถึงเอช 7 สมมติให้เป็น V_3 เพื่อนำไปคำนวณค่าสภาพต่างจากกรดไขมันระเหยต่อไปตามสมการ (ก.5) และ (ก.6)

$$\text{ค่าสภาพด่างทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)} = \frac{V_1 \times N \times 50,000}{V_2} \quad \dots\dots (ก.5)$$

$$\text{ค่าสภาพต่างจากกรดระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)} = \frac{V_3 \times N \times 50,000}{V_2} \quad \dots\dots (ก.6)$$

โดยที่ $V_1 =$ ปริมาณ H_2SO_4 ที่ใช้ในการไทเทรตตัวอย่างจนมีพีเอชเป็น 4 (มิลลิลิตร)
 $V_2 =$ ปริมาณน้ำตัวอย่างที่ใช้ในการทดลอง (มิลลิลิตร)
 $V_3 =$ ปริมาณ NaOH ที่ใช้ในการไทเทรตตัวอย่างพีเอชจาก 4 เป็น 7 (มิลลิลิตร)

$$N = \text{ความเข้มข้น NaOH ที่ใช้ในการทดลอง (นอร์มอล)}$$

การคำนวณหาค่ากรดระเหยตามสมการ (ก.7) และ (ก.8)

กรณีที่ 1 ถ้าสภาพต่างจากกรดระเหยมากกว่า 180 มิลลิกรัมต่อลิตร (ก.7)

$$\text{กรดระเหย (มิลลิกรัมต่อลิตร)} = \text{ค่าสภาพต่าง} \times 1.5$$

กรณีที่ 2 ถ้าสภาพต่างจากกรดระเหยน้อยกว่า 180 มิลลิกรัมต่อลิตร (ก.8)

$$\text{กรดระเหย (มิลลิกรัมต่อลิตร)} = \text{ค่าสภาพต่าง} \times 1.0$$

6. ไนโตรเจนทั้งหมด (total nitrogen, TKN)

การวิเคราะห์หาปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด หมายถึงผลบวกระหว่างออร์แกนิกไนโตรเจน (organic nitrogen) และแอมโมเนียไนโตรเจน (ammonia nitrogen) สำหรับการวิเคราะห์หาออร์แกนิกไนโตรเจนถ้าไม่ได้แยกแอมโมเนียไนโตรเจนออกเสียก่อน ผลที่ได้จะได้เป็นไนโตรเจนทั้งหมด

ไนโตรเจนทั้งหมดที่จะกล่าวถึงนี้หาได้โดยวิธีเจลดาร์ล มีเมอร์คิวรี(II)ซัลเฟตเป็นตัวเร่งปฏิกิริยา (catalyst) ซึ่งจะเปลี่ยนพวกออร์แกนิกไนโตรเจนเป็นแอมโมเนียซัลเฟต หลังจากการย่อยสลายละลายด้วยกรดซัลฟูริกเข้มข้นที่มีโพแทสเซียมซัลเฟตเป็นตัวเพิ่มจุดเดือดให้สูงขึ้นถึง 344-371 องศาเซลเซียส หลังจากการย่อยสลายแล้วให้เจือจางส่วนที่เหลือภายในขวดเจลดาร์ล แล้วทำให้เป็นด่างด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์เข้มข้น นำไปกลั่นโดยมีสารละลายกรดบอริกเป็นตัวดูดกลืน

วิธีการวิเคราะห์

ตวงตัวอย่างของเสีย โดยให้มีปริมาตร 25 มิลลิลิตร ใส่ลงในขวดเจลดาร์ลและใส่ลูกแก้ว 3-4 ลูก เติมสารละลายสำหรับย่อยสลายออร์แกนิกไนโตรเจน 50 มิลลิลิตร ต้มเคี่ยวจนได้สารละลายใส เคี่ยวต่อไปอีก 20-30 นาที ทิ้งให้เย็นแล้วเติมน้ำกลั่นลงไป 300 มิลลิลิตร แล้วทำให้เป็นด่างด้วยสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์-โซเดียมไฮโอซัลเฟต ประมาณ 50 มิลลิลิตร โดยใช้ฟีนอล์ฟทาลีน (phenolphthalein) เป็นอินดิเคเตอร์ แล้วนำไปกลั่นลงในสารละลายอินดิเคติงบอริกแอซิด 50 มิลลิลิตร จนได้ปริมาตรทั้งหมดเป็น 200 มิลลิลิตร ทิ้งให้เย็น นำส่วนที่กลั่นได้ไปไตเตรทกับสารละลายมาตรฐานกรดซัลฟูริก 0.01 M โดยใช้อินดิเคเตอร์ผสม 2-3 หยด จุดปริมาตรของกรดซัลฟูริกมาตรฐานที่ใช้ไว้ เพื่อนำไปคำนวณค่าไนโตรเจนทั้งหมดตามสมการ (ก.9)

$$\text{ไนโตรเจนทั้งหมด(มิลลิกรัมต่อลิตร)} = \frac{(A-B) \times M \times 28,000}{V} \dots\dots (ก.9)$$

โดยที่	A	=	สารละลายกรดซัลฟูริกที่ใช้สำหรับตัวอย่างน้ำ (มิลลิลิตร)
	B	=	สารละลายกรดซัลฟูริกที่ใช้สำหรับแบลนด์ (มิลลิลิตร)
	V	=	ปริมาณของน้ำตัวอย่างที่ใช้ในการทดลอง (มิลลิลิตร)
	M	=	Molality ของสารละลายกรดซัลฟูริกมาตรฐานที่ใช้

7. ฟอสฟอรัสทั้งหมด (total phosphorus. P)

ปริมาณฟอสฟอรัสทั้งหมด หมายถึง ปริมาณของฟอสฟอรัสทั้งหมดในมูลฝอยซึ่งจะอยู่ในรูปของสารประกอบ ออโทฟอสเฟส(ortho – phosphate ; P_2O_5)

7.1 การย่อยสลายขั้นแรกโดยวิธีกรดซัลฟูริกในทริก

วิธีการวิเคราะห์

ใส่ตัวอย่างของเสียจำนวนพอเหมาะประมาณ 25-100 มิลลิลิตร ลงในขวดไมโครเจลดาห์ล ใส่กรดซัลฟูริกเข้มข้น 1 มิลลิลิตร และกรดไนตริกเข้มข้น 5 มิลลิลิตร ตามลงไป นำไปย่อยสลายบนเครื่องย่อย หรือ hot plate ได้ปริมาตร 1 มิลลิลิตร และย่อยสลายต่อไปเพื่อไล่งกรดไนตริกจนกว่าสารละลายไม่มีสี ทำให้เย็นและเติมน้ำกลั่นประมาณ 20 มิลลิลิตร ใส่ฟีนอล์ฟทาลีนอินดิเคเตอร์ 1 หยด (0.05 มิลลิลิตร) เติมนโซเดียมไฮดรอกไซด์ 1 M ลงไปที่ละน้อยๆ จนสารละลายมีสีชมพูอ่อน

ถ้าสารละลายนี้ขุ่น ให้กรองก่อนแล้วถ่ายลงในขวดวัดปริมาตรขนาด 100 มิลลิลิตร ใช้น้ำกลั่นล้างสารละลายที่ติดตามขวดเจลดาห์ล จนแน่ใจว่าล้างหมด รวมน้ำที่ใช้ล้างทั้งหมดลงในสารละลายที่อยู่ในขวดวัดปริมาตรและเติมน้ำกลั่นลงไปจนถึงขีดจะได้ปริมาตร 100 มิลลิลิตร เก็บสารละลายนี้ไว้สำหรับหาฟอสฟอรัสโดยใช้วิธีแวนนาโดโมลิบโดฟอสฟอริกแอซิกต่อไป

7.2 การวิเคราะห์หาปริมาณฟอสฟอรัสโดยวิธีแวนนาโดโมลิบโดฟอสฟอริกแอซิก

วิธีการวิเคราะห์

ปรับพีเอชของน้ำตัวอย่างให้เป็นกลาง ปิเปตตัวอย่างดังกล่าว 25 มิลลิลิตร ใส่ลงในหลอดวัดปริมาตรขนาด 50 มิลลิลิตร แล้วเติม 10 มิลลิลิตรสารละลายแวนนาโดโมลิบเดทและทำการเจือจางเป็น 50 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน ทิ้งไว้ 10 นาที จึงนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 490 นาโนเมตร โดยเตรียมกราฟมาตรฐานฟอสเฟตจากสารละลายฟอสเฟตมาตรฐานความเข้มข้นต่างๆ นำค่าความเข้มข้นของสารละลายฟอสเฟตมาตรฐานพล็อตกราฟกับค่าการดูดกลืนแสงที่วัดได้ จะได้กราฟเส้นตรงคำนวณหาค่าความเข้มข้นของฟอสเฟตในตัวอย่างจากกราฟมาตรฐานที่เตรียมได้ เพื่อนำไปคำนวณค่าฟอสฟอรัสทั้งหมดตามสมการ (ก.10)

$$\text{ฟอสฟอรัสทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)} = \frac{\text{microgramphosphorus}}{V} \dots\dots (\text{ก.10})$$

โดยที่ $V =$ ปริมาณของน้ำตัวอย่างที่ใช้ในการทดลอง (มิลลิลิตร)

8. การวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ (gas composition)

เครื่องมือและอุปกรณ์

เครื่องก๊าซโครมาโตกราฟี (gas chromatography) Thermo Finnigan model trace GC ภายใต้สภาวะการทดลอง ดังนี้

Carrier gas : Helium flow rate 25 ml/min
 Injector Temperature : 120 °C
 Column : SHIN CARBON, Temperature program set at 80-130 °C for 20 min
 Detector : TCD at 150 °C
 Injection Volume : 1 ml

วิธีการวิเคราะห์

ฉีดตัวอย่างก๊าซชีวภาพขนาด 1 มิลลิลิตร เข้าเครื่องก๊าซโครมาโตกราฟี คำนวณหาละยะของก๊าซมีเทนโดยเทียบจากร้อยละของพื้นที่ใต้กราฟ (peak area) ของก๊าซมีเทนมาตรฐาน 99.9 เปอร์เซ็นต์ และคำนวณหาละยะของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์โดยเทียบจากร้อยละของพื้นที่ใต้กราฟ (peak area) ของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มาตรฐาน 20 เปอร์เซ็นต์

ภาคผนวก ข

วิธีการคำนวณ

1. การคำนวณอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (organic loading rate, OLR)(g COD/l.d)

$$OLR = \frac{Q \times COD}{V \times 1,000} \quad \dots\dots (ข.1)$$

โดยที่	<i>OLR</i>	คือ อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์
	<i>Q</i>	คือ อัตราของเสียเข้าและออกระบบ
	<i>COD</i>	คือ ความเข้มข้นของซีโอดี
	<i>V</i>	คือ ปริมาตรความจุของเหลวของถังหมักก๊าซ

ตัวอย่างการคำนวณ

ค่า COD ของของเหลวที่เข้าระบบ = 205,426 mg/l

ปริมาตรของเหลวที่เข้าระบบ = 2.64 l/d

ปริมาตรความจุของเหลวของถังหมัก = 52.83 l

$$OLR = \frac{2.64 \times 205,426 \times 10^{-3}}{52.83}$$

$$= 10.27 \text{ g COD/l.d}$$

ในกรณีอื่นๆ ใช้วิธีการคำนวณเช่นเดียวกัน

2. ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี(%)

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี(\%)} = \frac{(A - B) \times 100}{A} \quad \dots\dots (ข.2)$$

โดยที่ *A* = ปริมาณซีโอดีในของเสียที่เข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

B = ปริมาณซีโอดีในของเสียที่ออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

3. ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมด(%)

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมด(\%)} = \frac{(A - B) \times 100}{A} \quad \dots\dots (ข.3)$$

โดยที่ A = ปริมาณของแข็งทั้งหมดในของเสียที่เข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

B = ปริมาณของแข็งทั้งหมดในของเสียที่ออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

4. ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมด(%)

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยทั้งหมด(\%)} = \frac{(A - B) \times 100}{A} \quad \dots\dots (ข.4)$$

โดยที่ A = ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดในของเสียที่เข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

B = ปริมาณของแข็งระเหยทั้งหมดในของเสียที่ออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

5. ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย(%)

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งแขวนลอย(\%)} = \frac{(A - B) \times 100}{A} \quad \dots\dots (ข.5)$$

โดยที่ A = ปริมาณของแข็งแขวนลอยในของเสียที่เข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

B = ปริมาณของแข็งแขวนลอยในของเสียที่ออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาวอรรวรรณ วัฒนยมนาพร เกิดเมื่อ วันที่ 19 ธันวาคม 2527 จังหวัดภูเก็ต สำเร็จ การศึกษาระดับปริญญาบัณฑิต สาขาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยศรีนครินทรวิโรฒ เมื่อ พ.ศ. 2550 นำเสนอผลงานและเผยแพร่ประเภทโปรสิดี้ดิ่ง เรื่องการหมักร่วมของขยะเศษ อาหารกับกากตะกอนน้ำเสียชุมชนโดยใช้ถังหมักไร้อากาศแบบสองขั้นตอนสำหรับผลิตก๊าซ ชีวภาพ ในการประชุมนานาชาติ Pure and Applied Chemistry International Conference (PACCON2011)



ศูนย์วิทยทรัพยากร
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย