

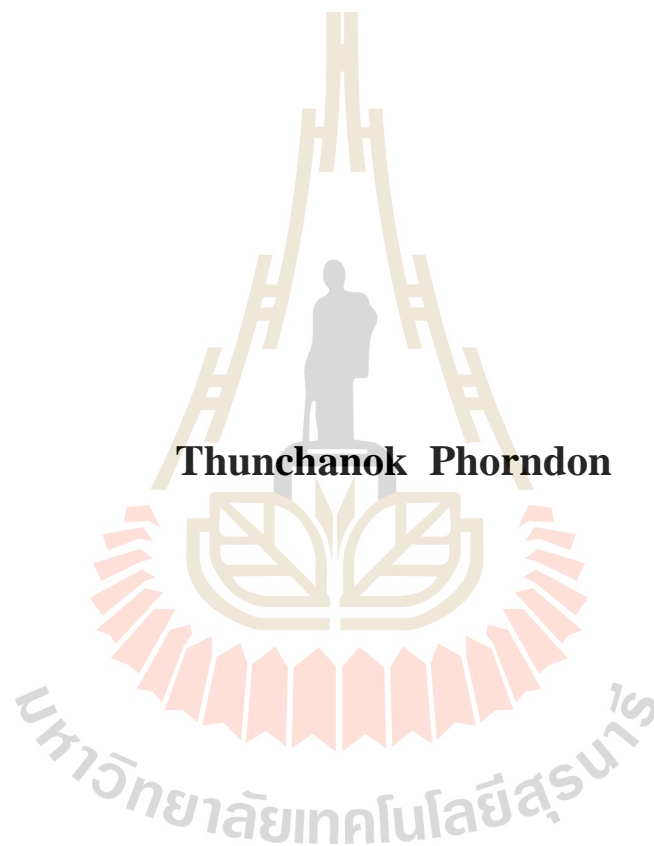
ผลของเหล็กประจุศูนย์ต่อการเพิ่มการผลิตก๊าซมีเทนจากกากมันสำปะหลังใน
ถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์



นางสาวรัชย์ชนก พรดอน

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ปีการศึกษา 2562

**EFFECT OF ZERO VALENT IRON ON INCREASING
METHANE PRODUCTION FROM CASSAVA PULP IN
COMPLETELY STIRRED TANK REACTOR**



Thunchanok Phorndon

**A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements for the
Degree of Master of Engineering in Environmental Engineering**

Suranaree University of Technology

Academic Year 2019

ผลของหลักประจักษ์ต่อการเพิ่มการผลิตก๊าซมีเทนจากกากมันสำปะหลัง
ในถังปฏิกรณ์แบบกวนผสม

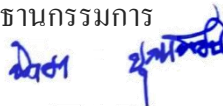
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้นำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา
ตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์



(อ. ดร.อภิชน วัชรนทร์วงศ์)

ประธานกรรมการ



(ผศ. ดร.นิตยา บุญเทียน)

กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)



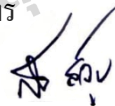
(ผศ. ดร.สุรศักดิ์ รอดทอง)

กรรมการ



(รศ. ดร.พรวสา วงศ์ปัญญา)

กรรมการ



(รศ. ดร.กิตติทัศน์ สุบรรณจ้อย)

กรรมการ



(รศ. ร.อ. ดร.กนต์ธร ชำนิประศาสน์)

รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการ

และพัฒนาความเป็นสากล



(รศ. ดร.พรศิริ จงกล)

คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

ชั้นย้งนท พรตอน : ผลของเหล็กประจุศูนย์ต่อการเพิ่มการผลิตก๊าซมีเทนจากกากมัน
สำปะหลังในถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ (EFFECT OF ZERO VALENT IRON ON
INCREASING METHANE PRODUCTION FROM CASSAVA PULP IN
COMPLETELY STIRRED TANK REACTOR) อาจารย์ที่ปรึกษา : ผู้ช่วยศาสตราจารย์
ดร.นิตยา บุญเทียน, 331 หน้า.

การศึกษานี้ใช้เหล็กประจุศูนย์ (Zero valent iron, ZVI) เพื่อเพิ่มการผลิตก๊าซมีเทน (CH_4) จากกากมันสำปะหลัง โดยใช้กระบวนการย่อยสลายองค์ประกอบของกากให้ได้มากที่สุด ด้วยด่าง (Alkaline Hydrolysis) ร่วมกับความร้อน เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการทำงานของจุลินทรีย์ โดยใช้ ZVI เพื่อช่วยลดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ส่งผลทำให้ CH_4 เพิ่มขึ้น งานวิจัยนี้ประกอบด้วย 5 ขั้นตอน โดยขั้นตอนที่ 1 - 4 เป็นการทดลองแบบกะ มีถังขนาด 6 l และขั้นตอนที่ 5 เป็นการทดลองแบบกวนสมบูรณ มีถังขนาด 12 l ขั้นตอนที่ 1 พบว่าอัตราส่วนที่เหมาะสมที่ทำให้เกิด CH_4 สูงสุดคือ 3% TS ขั้นตอนที่ 2 พบว่า pH 10 เดิมความเข้มข้น ZVI 60 g ZVI/kg TVS อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min มี CH_4 สะสมสูงสุด 5.35 m³/kg TVS เพิ่มขึ้น 2.22 เท่าจากสถานะไม่เติม ZVI (CH_4 สะสม 2.41 m³/kg TVS) และเมื่อเปรียบเทียบกับชุดควบคุมที่ไม่มีการย่อยสลายและไม่เติม ZVI (CH_4 สะสม 0.03 m³/kg TVS) เพิ่มขึ้น 178.33 เท่า ขั้นตอนที่ 3 พบว่า ความเข้มข้น ZVI 50 g ZVI/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min มี CH_4 สะสมสูงสุด 3.77 m³/kg TVS เพิ่มขึ้น 3.12 เท่าจากสถานะไม่เติม ZVI (CH_4 สะสม 1.21 m³/kg TVS) และเมื่อเปรียบเทียบกับชุดควบคุมที่ไม่มีการย่อยสลายและไม่เติม ZVI (CH_4 สะสม 0.03 m³/kg TVS) เพิ่มขึ้น 125.67 เท่า ขั้นตอนที่ 4 พบว่า เวลา 30 min ที่อุณหภูมิ 100 °C pH 10 เดิม ความเข้มข้น ZVI 50 g ZVI/kg TVS มี CH_4 สูงสุด เท่ากับ 4.18 m³/kg TVS เพิ่มขึ้น 3.54 เท่า จากสถานะไม่เติม ZVI (CH_4 สะสม 1.18 m³/kg TVS) และเมื่อเปรียบเทียบกับชุดควบคุมที่ไม่มีการย่อยสลายและไม่เติม ZVI (CH_4 สะสม 0.058 m³/kg TVS) เพิ่มขึ้น 72.07 เท่า และ ขั้นตอนที่ 5 เป็นการทดลองแบบกวนสมบูรณ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) พบว่าความเข้มข้น ZVI 50 g ZVI/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min HRT 20 days มีค่า CH_4 สูงสุด เท่ากับ 0.90 m³/kg TVS ซึ่งเพิ่มขึ้น 2.00 เท่า จากสถานะไม่เติม ZVI (CH_4 0.45 m³/kg TVS) และ HRT 60 days มีค่า CH_4 0.24 m³/kg TVS เพิ่มขึ้น 2.18 เท่า จากสถานะไม่เติม ZVI (CH_4 0.11 m³/kg TVS) สรุปได้ว่า การย่อยสลายกากมันสำปะหลัง ที่ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ใช้ ZVI ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS เป็นสถานะที่เหมาะสมต่อการผลิต CH_4

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ปีการศึกษา 2562

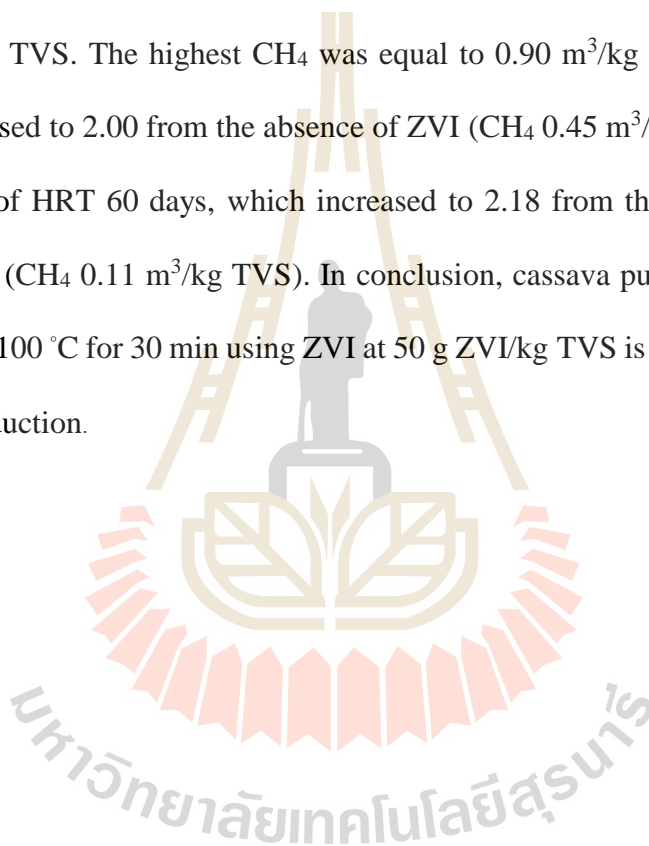
ลายมือชื่อนักศึกษา ชั้นย้งนท พรตอน
ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา นิตยา บุญเทียน

THUNCHANOK PHORNDON : EFFECT OF ZERO VALENT IRON ON
INCREASING METHANE PRODUCTION FROM CASSAVA PULP IN
COMPLETELY STIRRED TANK REACTOR. THESIS ADVISOR : ASST.
PROF. NITTAYA BOONTIAN, Ph.D., 331 PP.

ALKALINE HYDROLYSIS/CASSAVA PULP/HEAT/METHANE/
ZERO VALENT IRON

This study uses zero valent iron (ZVI) to increase methane (CH_4) production from cassava pulp. Therefore, the content must be eliminated by using the process of alkaline hydrolysis with heat to increase the efficiency of microbial activity and by ZVI help reduce hydrogensulfide (H_2S) resulting in increased CH_4 . This research consists of 5 steps. Step 1 - 4 is a batch experiment with 6 l reactor tank and step 5 is a completely stirred tank reactor experiment with a 12 l reactor tank. Step 1 It was found that the optimum ratio 3% TS because the H_2S ratio is below 5% TS when the CH_4 values are similar. Step 2 showed that the pH 10 with additional ZVI concentration 60 g ZVI/kg TVS at 100 °C for 30 min had the highest cumulative CH_4 of 5.35 m^3/kg TVS increased 2.22 from that without ZVI (CH_4 cumulative 2.41 m^3/kg TVS) and when it was compared to that without hydrolysis and without ZVI (CH_4 cumulative 0.03 m^3/kg TVS) it was found that the increase was 178.33. Step 3 showed that ZVI concentration 50 g ZVI/kg TVS pH 10 and temperature 100 °C for 30 min resulted CH_4 cumulative up to maximum 3.77 m^3/kg TVS and it was increased 3.12. When compared to that without ZVI (CH_4 cumulative 1.21 m^3/kg TVS) and compared to the control unit without hydrolysis and without ZVI (CH_4 cumulative 0.03 m^3/kg TVS), it was found

to increase to 125.67. Step 4 that 30 min at temperature 100 °C and pH 10 with additional ZVI concentration 50 g ZVI/kg TVS has the CH₄ cumulative maximum 4.18 m³/kg TVS and it was increased 3.54 from the without ZVI (CH₄ cumulative 1.18 m³/kg TVS) and when it was compared to the control unit without hydrolysis and without ZVI (CH₄ cumulative 0.058 m³/kg TVS) the increase was up to 72.07. Eventually, step 5 pH 10 temperature 100 °C for 30 min with adding ZVI concentration 50 g ZVI/kg TVS. The highest CH₄ was equal to 0.90 m³/kg TVS of HRT 20 days, which increased to 2.00 from the absence of ZVI (CH₄ 0.45 m³/kg TVS) and CH₄ 0.24 m³/kg TVS of HRT 60 days, which increased to 2.18 from the mentioned condition without ZVI (CH₄ 0.11 m³/kg TVS). In conclusion, cassava pulp hydrolysis at pH 10 temperature 100 °C for 30 min using ZVI at 50 g ZVI/kg TVS is the optimum condition for CH₄ production.



School of Environmental Engineering

Academic Year 2019

Student's Signature ชัชวาลย์ นรธอน

Advisor's Signature ดร. ชัชวาลย์ นรธอน

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้สำเร็จลุล่วงด้วยดี เนื่องจากได้รับความช่วยเหลืออย่างยิ่ง ทั้งด้านวิชาการ และด้านการดำเนินงานวิจัย จากบุคคลและกลุ่มบุคคลต่าง ๆ ดังนี้

ขอขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.นิตยา บุญเทียน ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่ได้ให้ความรู้ คำแนะนำปรึกษา แนวทางแก้ไขปัญหา และให้กำลังใจ กำลังกายแก่ผู้วิจัยมาโดยตลอด อีกทั้งยังให้ทุนสนับสนุนในการทำวิจัย ตลอดจนช่วยตรวจทานวิทยานิพนธ์เล่มนี้จนเสร็จสมบูรณ์

ขอขอบพระคุณ อาจารย์ ดร.อภิชน วัชรนทร์วงศ์ หัวหน้าสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ประธานสอบวิทยานิพนธ์ ที่ได้คำแนะนำปรึกษาด้านวิชาการ และให้กำลังใจมาโดยตลอด

ขอขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สุรียลักษณ์ รอดทอง รองศาสตราจารย์ ดร.พรวิภา วงศ์ปัญญา และรองศาสตราจารย์ ดร.กิตติทัศน์ สุบรรณจ้อย กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ที่ได้คำแนะนำแนวทางแก้ไขปัญหา และขอเสนอแนะที่ใช้ในงานวิจัย รวมทั้งให้กำลังใจมาโดยตลอด

ขอขอบพระคุณ คณาจารย์ประจำสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ที่คอยอบรมสั่งสอนทั้งด้านวิชาการ ด้านจริยธรรม ให้ความช่วยเหลือในด้านต่าง ๆ และคอยให้กำลังใจมาโดยตลอด

ขอขอบคุณ ทุนวิจัยจากแหล่งทุนภายนอกจากกองทุนสนับสนุนการวิจัยและพัฒนา (ทุน OROG), ทุนอุดหนุนโครงการวิจัยเพื่อทำวิทยานิพนธ์ระดับบัณฑิตศึกษา มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, สนับสนุนโดยสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว.) โครงการ การวิจัยและพัฒนาเพื่อเพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพจากกากแ่่งมันสำปะหลัง โดยใช้ เหล็กประจุศูนย์ในการทดลองแบบกะและแบบต่อเนื่อง (2560), ทุนพัฒนาศักยภาพบุคลากร STEM (Science, Technology, Engineering and Mathematics) โครงการ การวิจัยและพัฒนาเพื่อเพิ่มการกำจัดซีโอดีจากมันสำปะหลังในระบบ Modified Covered Lagoon (2560) ที่สนับสนุนงานวิจัยนี้จนสำเร็จไปได้ด้วยดี

ท้ายนี้ ผู้วิจัยขอระลึกถึงคุณพระศรีรัตนตรัย คุณครูบาอาจารย์ ที่ได้ประสิทธิ์ประสาทวิชาความรู้ และที่สำคัญขอกราบขอบพระคุณ บิดา มารดา และครอบครัวอันเป็นที่รักยิ่ง ที่ได้ให้การเลี้ยงดู อบรมสั่งสอน ส่งเสริมการศึกษา ตลอดจนให้กำลังใจ ด้วยความรักและความเข้าใจ ทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จในชีวิตเรื่อยมา ทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จในชีวิต

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย).....	ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....	ข
กิตติกรรมประกาศ.....	ง
สารบัญ.....	จ
สารบัญตาราง.....	ฉ
สารบัญรูป.....	ค
บทที่	
1 บทนำ	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของงานวิจัย.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	5
1.3 ขอบเขตการศึกษา.....	5
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	5
1.5 สมมติฐานงานวิจัย.....	5
2 ปริทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	6
2.1 กากมันสำปะหลัง.....	6
2.1.1 องค์ประกอบของกากมันสำปะหลัง.....	6
2.1.2 แป้ง (Starch).....	7
2.1.3 เส้นใย (Fiber).....	10
2.2 กระบวนการเกิดก๊าซชีวภาพในสภาวะไร้ออกซิเจน.....	11
2.2.1 การย่อยสลาย (Hydrolysis).....	11
2.2.2 อะซิโตเจเนนิซิส (Acidogenesis).....	12
2.2.3 อะซิโตเจเนนิซิส (Acetogenesis).....	13

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.2.4	เมทาโนเจเนซิส (Methanogenesis)	13
2.3	ก๊าซชีวภาพ	13
2.3.1	องค์ประกอบของการเกิดก๊าซชีวภาพ	14
2.3.2	องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ	14
2.4	แบคทีเรียที่เกี่ยวข้อง	15
2.4.1	แบคทีเรียกลุ่มผลิตกรด (Acid - forming Bacteria)	15
2.4.2	แบคทีเรียกลุ่มผลิตก๊าซมีเทน (Methane Producing Bacteria)	16
2.5	กระบวนการย่อยสลาย (Hydrolysis) ขั้นต้น	17
2.5.1	กระบวนการทางกล	18
2.5.2	กระบวนการทางความร้อน	19
2.5.3	กระบวนการทางเคมี	20
2.6	เหล็กประจุศูนย์	22
2.6.1	กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ (Zero Valent Iron Reduction)	22
2.7	ปัจจัยที่มีผลต่อการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน	24
2.7.1	pH	24
2.7.2	สภาพความเป็นกรด (Acidity) และความเป็นด่าง (Alkalinity)	24
2.7.3	อุณหภูมิ	25
2.7.4	อิออนบวก	25
2.7.5	โลหะหนัก	27
2.7.6	แอมโมเนีย	28
2.7.7	ซัลเฟต (SO_4^{2-})	29

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.7.8	สารพิษ.....	31
2.7.9	สารอาหาร.....	32
2.7.10	สารอินทรีย์.....	32
2.7.11	การกวน.....	33
2.7.12	อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR).....	33
2.7.13	เวลาเก็บกัก.....	34
2.7.14	อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน.....	34
2.7.15	อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์.....	34
2.8	รูปแบบของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.....	35
2.8.1	เครื่องปฏิกรณ์แบบกะ (Batch Reactor).....	36
2.8.2	ระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบถังกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor , CSTR).....	38
2.8.3	ระบบยูเอเอสบี (UP - flow Anaerobic Sludge Blamket, UASB).....	41
2.8.4	ถังย่อยแบบสัมผัส (Anaerobic Contact).....	42
2.8.5	Modified Covered Lagoon, MCL.....	42
2.8.6	ระบบถังปฏิกรณ์ไร้ออกซิเจนแบบแผ่นกั้น (Anaerobic Baffle Reactor, ABR).....	42
2.8.7	บ่อหมักช้าแบบราง (Plug Flow digester).....	42
2.8.8	ระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบตรึงฟิล์มจุลินทรีย์ (Anaerobic Fixed Film).....	42
2.9	งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	51

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
3 วิธีการดำเนินการ	59
3.1 ขั้นตอนการวิจัย.....	59
3.2 วิธีดำเนินการ.....	60
3.2.1 ขั้นตอนที่ 1: หาอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลังที่ทำให้เกิด CH_4 สูงสุด สำหรับการทดลองแบบกะ.....	60
3.2.2 ขั้นตอนที่ 2: การหาความเป็นต่างต่อการเกิด CH_4 เมื่อใช้เหล็กประจุศูนย์.....	61
3.2.3 ขั้นตอนที่ 3: การหาปริมาณเหล็กประจุศูนย์ต่อการเกิด CH_4	62
3.2.4 ขั้นตอนที่ 4: ผลของระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด CH_4	63
3.2.5 ขั้นตอนที่ 5: การทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR).....	64
3.3 องค์ประกอบและการทำงานของระบบแบบกะและแบบกวนสมบูรณ์.....	64
3.3.1 ระบบแบบกะ.....	65
3.3.2 ระบบแบบกวนสมบูรณ์.....	65
3.4 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์.....	66
3.4.1 การวิเคราะห์ส่วนประกอบของกากมันสำปะหลัง.....	67
3.4.2 การวิเคราะห์ส่วนประกอบของจุลินทรีย์.....	69
3.5 ผลการวิเคราะห์ข้อมูลลักษณะพื้นฐานวิทยาของเหล็กประจุศูนย์ ที่ใช้ในงานวิจัยผลการวิเคราะห์ Scanning Electron Microscopy (SEM) และ X - ray Diffractometer (XRD).....	66

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

4 ผลการศึกษาและอภิปรายผล	71
4.1 การวิเคราะห์กากมันสำปะหลังและ CH ₄ ที่เกิดขึ้น จากบริษัท แป้งมัน เจริญเฮง อุตสาหกรรมจำกัด.....	71
4.1.1 ผลการวิเคราะห์กากมันสำปะหลังและ CH ₄	71
4.1.2 ผลการวิเคราะห์อัตราสถานะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติก โดยใช้กากตะกอน.....	74
4.2 การหาผลของ pH ความเป็นด่างที่มีต่อการเกิด CH ₄ เมื่อใช้เหล็กประจุศูนย์.....	73
4.2.1 ผลการวิเคราะห์ข้อมูลลักษณะสัณฐานวิทยาของเหล็กประจุศูนย์ ผล การวิเคราะห์ XRD และ SEM ความเป็นด่างต่อการเกิด CH ₄	84
4.2.2 สถิติ CH ₄ สะสมของความเป็นด่าง.....	93
4.3 ผลของความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ต่อการเกิด CH ₄	95
4.3.1 ผลการวิเคราะห์ข้อมูลลักษณะสัณฐานวิทยาของเหล็กประจุศูนย์ ผลการวิเคราะห์ XRD และ SEM ความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ 40 - 100 g/kg TVS.....	102
4.3.2 สถิติของ CH ₄ ของผลการทดลองเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS.....	116
4.4 ผลของระยะเวลาให้ความร้อน ต่อการเกิด CH ₄	118
4.4.1 ผลการวิเคราะห์ XRD และ SEM ระยะเวลาให้ความร้อน 25 - 40 min อุณหภูมิ 100 °C.....	125
4.4.2 สถิติ CH ₄ สะสมของระยะเวลาให้ความร้อน.....	139
4.5 การทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR).....	141
4.5.1 ผลการทดลองระบบ CSTR ของ HRT 20 days.....	141

สารบัญ (ต่อ)

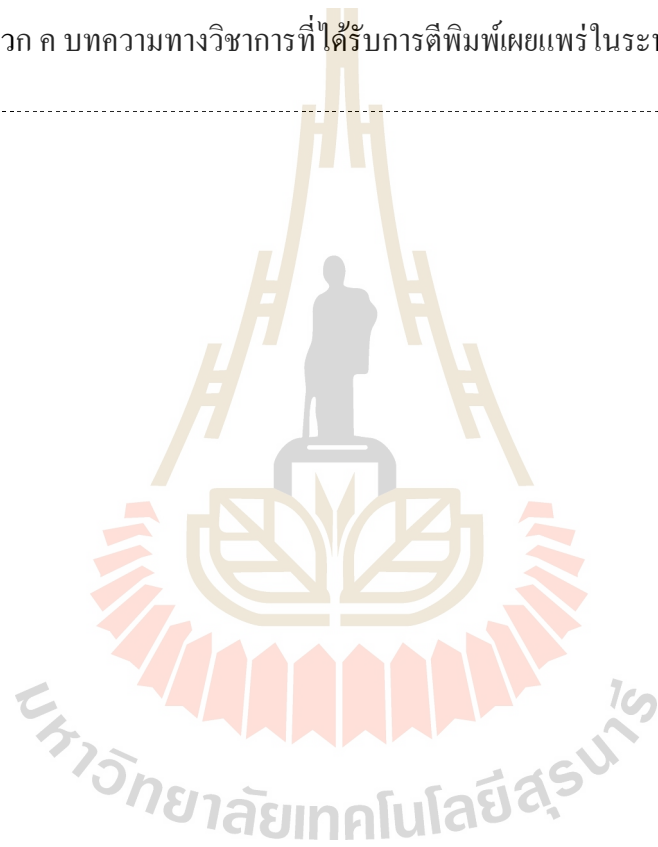
หน้า

4.5.2	ผลการวิเคราะห์ XRD และ SEM การทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) ความเข้มข้น 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ที่กำลังขยาย 10 µm.....	144
4.5.3	สถิติ CH ₄ ของระบบ CSTR HRT 20 days.....	149
4.5.4	ผลการทดลองระบบ CSTR ของ HRT 60 days.....	150
4.5.5	สถิติ CH ₄ ของระบบ CSTR HRT 60 days.....	155
4.5.6	ผลการวิเคราะห์ SEM การทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) ความเข้มข้น 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ระหว่าง HRT 20 days และ 60 days.....	157
4.6	การเปรียบเทียบชุดข้อมูลทางสถิติในสถานะที่เหมือนกันในช่วงเวลาที่ แตกต่างกัน.....	159
5	บทสรุป.....	163
5.1	สรุปผลงานวิจัย.....	163
5.2	ข้อเสนอแนะ.....	165
	รายการอ้างอิง.....	166
	ภาคผนวก.....	177
	ภาคผนวก ก ผลการทดลองการวัดค่าก๊าซของแบบกะและแบบต่อเนื่อง.....	177
ก.1	การทดลองแบบกะและแบบกวนสมบูรณ์ (CSTR).....	178
ก.2	ลักษณะทางสัณฐานของเหล็กประจุศูนย์ในระบบ CSTR โดยใช้ HRT 20 days.....	230
ก.3	ลักษณะทางสัณฐานของเหล็กประจุศูนย์ในระบบ CSTR โดยใช้ HRT 60 days.....	249
	ภาคผนวก ข การคำนวณ.....	264

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

ข.1	การคำนวณปริมาณการเกิด CH_4 จากกากมันสำปะหลังแบบกะ	265
ข.2	การคำนวณปริมาณการเกิด CH_4 จากกากมันสำปะหลังแบบกวนสมบูรณ์ (CSTR)	266
	ภาคผนวก ค บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา	268
	ประวัติผู้เขียน	331



สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1 องค์ประกอบของกากมันสำปะหลัง	7
2.2 ความเข้มข้นของอออนบวทที่กระตุ้นและยับยั้งปฏิกิริยา	26
2.3 การเพิ่มความเป็นพิษของอออนแต่ละชนิด	26
2.4 การลดความเป็นพิษของอออนแต่ละชนิด	27
2.5 โลหะหนักที่พบในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน	27
2.6 ความเข้มข้นของโลหะหนักที่สามารถยับยั้งการทำงานของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน	28
2.7 ระดับความเป็นพิษของแอม โมเนียอออน	29
2.8 ค่า ΔG° ในการรีดิวซ์ซัลเฟตและสร้าง CH_4	30
2.9 ระดับความเข้มข้นของสารต่างๆ ที่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไม่ใช้ออกซิเจน	31
2.10 การเปรียบเทียบกระบวนการบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนแบบต่างๆ	35
2.11 แสดงสรุปข้อเด่น - ข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพรูปแบบต่างๆ	47
2.12 แสดงการเปรียบเทียบเทคโนโลยีระบบผลิตก๊าซชีวภาพ	50
2.13 การศึกษางานวิจัยการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพโดยใช้เหล็กประจุศูนย์สามารถสรุปดังตารางต่อไปนี้	55
2.14 การศึกษางานวิจัยการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพโดยใช้เหล็กประจุศูนย์แบบระบบ CSTR สามารถสรุปดังตารางต่อไปนี้	58
3.1 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ก่อนและหลังเข้าระบบ	66
4.1 กากมันสำปะหลังและอัตราส่วนกากมันสำปะหลังกับน้ำเสียสภาวะกรด	71
4.2 การหาอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลัง	71
4.3 สกัดส่วน CH_4 ที่ pH 0 และ 2 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ที่อัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลังที่ 3%TS และ %TS	72

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า	
4.4	ค่า COD ของอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลังที่ %TS และ %TS.....	73
4.5	ค่าประสิทธิภาพการกำจัด COD ของอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลัง ที่ %TS และ %TS.....	73
4.6	การทดลองขั้นตอนที่ 2 เพื่อหาความเป็นต่างต่อการเกิด CH_4 เมื่อเติม ZVI ความเข้มข้น 60 g ZVI/kg TVS.....	75
4.7	ค่าพารามิเตอร์ของการหาความเป็นต่างต่อการเกิด CH_4 ให้ความร้อน ที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min เมื่อเติม ZVI ความเข้มข้น 60 g ZVI/kg TVS.....	77
4.8	CH_4 สะสมของการหาความเป็นต่าง.....	79
4.9	เปรียบเทียบงานวิจัยของการย่อยสลายด้วยต่าง.....	80
4.10	การทดลองขั้นที่ 3 เพื่อหาปริมาณเหล็กประจุศูนย์ต่อการเกิด CH_4	95
4.11	ค่าพารามิเตอร์ของปริมาณเหล็กประจุศูนย์ต่อการเกิด CH_4 เมื่อ pH 10 ให้ความร้อนที่ อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min.....	97
4.12	CH_4 ของการหาความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ 0 - 100 g ZVI/kg TVS.....	99
4.13	เปรียบเทียบงานวิจัยของความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์.....	100
4.14	การทดลองขั้นที่ 4 หาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด CH_4 เมื่อเติม ZVI ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS.....	119
4.15	ค่าพารามิเตอร์ของระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด CH_4 เมื่อ pH 10 ให้ความร้อนอุณหภูมิ 100 °C.....	119
4.16	CH_4 สะสมของระยะเวลาให้ความร้อน.....	122
4.17	เปรียบเทียบงานวิจัยของระยะเวลาให้ความร้อน.....	123
4.18	ค่าพารามิเตอร์ของถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ต่อการเกิด CH_4 เมื่อ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เวลาในการให้ความร้อน 30 min HRT 20 days.....	142
4.19	CH_4 ของถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ HRT 20 days.....	143
4.20	ค่า Fe^{2+} และ Fe^{3+} ในแต่ละช่วงเวลา.....	145

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
4.21 ค่าพารามิเตอร์ของถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ต่อการเกิด CH_4 เมื่อ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เวลาในการให้ความร้อน 30 min HRT 60 days.....	151
4.22 CH_4 ของถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ HRT 60 days.....	152
4.23 เปรียบเทียบงานวิจัยของการทดลองแบบกวนสมบูรณ์ HRT 20 และ 60 days.....	153
4.24 การเปรียบเทียบ SEM ระหว่าง HRT 20 days และ 60 days ที่กำลังขยาย 10 μm	157
4.25 ค่าทางสถิติที่ไม่ใส่เหล็กประจุศูนย์ ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ของอัตราภาวะความเป็นด่าง การเติมเหล็กประจุศูนย์ใน ความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS และระยะเวลาให้ความร้อน.....	159
4.26 ค่าทางสถิติที่ไม่ใส่เหล็กประจุศูนย์และไม่ปรับ pH ของความเป็นด่างและ ระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด CH_4	160
4.27 ค่าทางสถิติที่ใส่เหล็กประจุศูนย์ความเข้มข้น 60 g/kg TVS ที่ pH ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ของความเป็นด่างและการเติม เหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS ของกากมันสำปะหลัง.....	161
4.28 ค่าทางสถิติที่ใส่เหล็กประจุศูนย์ความเข้มข้น 50 g/kg TVS ที่ pH 10 ให้ความร้อน ที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ของการเติมเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS ของกากมันสำปะหลัง และผลของระยะเวลาให้ความร้อน.....	162
ก.1 ย่อยสลายกากมันสำปะหลังด้วยช่วง pH 4 – 8.....	180
ก.2 ย่อยสลายกากมันสำปะหลังด้วยช่วง pH 0 – 4.....	181
ก.3 การหาอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลัง.....	182
ก.4 ขั้นตอนที่ 2 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาอัตราภาวะความเป็นด่าง อุณหภูมิ 100 °C เวลาการให้ความร้อน 30 min.....	184
ก.5 ขั้นตอนที่ 2 ปริมาณ CH_4 โดยการหาอัตราภาวะความเป็นด่างอุณหภูมิ 100 °C เวลาใน การให้ความร้อน 30 min.....	187
ก.6 ขั้นตอนที่ 2 ค่า CO_2 (%) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C.....	190

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
ก.7	193
ชั้นตอนที่ 2 ค่า H_2S (ppm) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C.....	193
ก.8	196
ชั้นตอนที่ 3 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเต็ม เหล็กประจุศูนย์ในปริมาณต่างๆ อุณหภูมิ 100 °C เวลาในการให้ความร้อน 30 min.....	196
ก.9	199
ชั้นตอนที่ 3 ปริมาณ CH_4 โดยการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเต็มเหล็กประจุศูนย์ ในปริมาณต่างๆ อุณหภูมิ 100 °C เวลาในการให้ความร้อน 30 min.....	199
ก.10	202
ชั้นตอนที่ 3 ค่า CO_2 (%) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C.....	202
ก.11	205
ชั้นตอนที่ 3 ค่า H_2S (ppm) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C.....	205
ก.12	208
ชั้นตอนที่ 4 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด ก๊าซชีวภาพอุณหภูมิ 100 °C.....	208
ก.13	211
ชั้นตอนที่ 4 ปริมาณ CH_4 โดยการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C.....	211
ก.14	214
ชั้นตอนที่ 4 ค่า CO_2 (%) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C.....	214
ก.15	217
ชั้นตอนที่ 4 ค่า H_2S (ppm) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C.....	217
ก.16	220
ชั้นตอนที่ 5 ปริมาณ CH_4 ต่อวัน HRT 20 days โดยการทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR).....	220
ก.17	223
ชั้นตอนที่ 5 ค่า CO_2 (%) และ H_2S (ppm) ของ HRT 20 days การทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR).....	223
ก.18	226
ชั้นตอนที่ 5 ปริมาณ CH_4 ต่อวัน HRT 60 days โดยการทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR).....	226
ก.19	228
ชั้นตอนที่ 5 ค่า CO_2 (%) และ H_2S (ppm) ของ HRT 60 days การทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR).....	228

สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1	โครงสร้างของอะไมโลสและอะไมโลเพคติน..... 8
2.2	กระบวนการแอนแอโรบิก..... 11
2.3	การย่อยสลายของไพรูเวท..... 12
2.4	ลำดับการทำปฏิกิริยาการกำจัดโมเลกุลกลุ่มฮาโลเจนที่ของเหล็กประจุศูนย์ในน้ำ (ก) การถ่ายเทอิเล็กตรอนจากผิวของโลหะโดยตรง (ข) การรีดักชันโดยอนุมูลเฟอร์รัส ทำให้เปลี่ยนรูปเป็นอนุมูลเฟอร์ริก (Matheson และTratnyek, 1994)..... 23
2.5	Batch Reactor..... 36
2.6	ถังหมัก CSTR..... 38
2.7	แบบจำลองกระบวนการทางชีวเคมี: (1) acidogenesis จากน้ำตาล (2) Acidogenesis จากกรดอะมิโน (3) Acetogenesis จาก LCFA (4) Acetogenesis จาก Propionate (5) Acetogenesis from Butyrate and Valerate (6)Aceticlastic Methanogenesis and (7) Hydrogenotrophic Methanogenesis..... 39
2.8	แผนผังของถังแยกเดี่ยว (q = การไหล, $m^3 \cdot d^{-1}$; V = ปริมาตร, m^3 ; $S_{stream, i}$ = ความเข้มข้น ของส่วนประกอบของเหลว $X_{stream, i}$ = ความเข้มข้นของอนุภาคส่วนประกอบทั้งหมด ใน $kg \text{ COD} \cdot m^{-3}$; i คือดัชนีส่วนประกอบ..... 40
2.9	ระบบถังย่อยแบบสัมผัส..... 41
2.10	ระบบชูเอสปี..... 42
2.11	ระบบบ่อ Modified Covered Lagoon (ซ้าย) และลักษณะของทอกระจายน้ำในบ่อ (ขวา)..... 43
2.12	ระบบถังปฏิกรณ์ไร้ออกซิเจนแบบแผ่นกั้น (Anaerobic Baffle Reactor, ABR)..... 42
2.13	บ่อหมักช้าแบบวาง (Plug Flow digester)..... 45
2.14	ระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบตรึงฟิล์มจุลินทรีย์ (Anaerobic Fixed Film)..... 46
3.1	ขั้นตอนการดำเนินงานวิจัย..... 59
3.2	การหาค่า %TS ของกากมันสำปะหลัง..... 60

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
3.3 การหาค่า pH ต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ ที่ pH 8 - 11 อุณหภูมิ 100 °C และเวลาในการปฏิกริยา 30 min ความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ที่ 60g ZVI/kg TVS.....	61
3.4 การหาปริมาณเหล็กที่เหมาะสม โดยใช้ปริมาณเหล็กในความเข้มข้นตั้งแต่ 40 - 100 g ZVI/kg TVS ที่ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และเวลาในการปฏิกริยา 30 min.....	62
3.5 การศึกษาระยะเวลาในการไฮโดรไลซิส โดยใช้ระยะเวลาให้ความร้อน 20, 25, 30, 35 และ 40 min ที่ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C.....	63
3.6 การศึกษาระบบถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์.....	64
3.7 ระบบแบบกวนสมบูรณ์.....	65
3.8 ลักษณะทางกายภาพของเศษเหล็กที่ใช้ในการศึกษา.....	70
3.9 ลักษณะทางเคมีของเศษเหล็กที่ใช้ในการศึกษาจากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง XRD และ TOPAS.....	70
4.1 CH ₄ สะสม ของการหาความเป็นต่างของกากมันสำปะหลัง เมื่อใช้เหล็กประจุศูนย์.....	79
4.2 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ชุดควบคุมไม่ทำการย่อยสลายและไม่ปรับ pH.....	83
4.3 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 59g/kg TVS pH 8 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	85
4.4 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 60 g/kg TVS pH 9 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	87

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.5 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 60 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	95
4.6 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 60 g/kg TVS pH 11 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	92
4.7 CH_4 ของเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS.....	100
4.8 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 40 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	102
4.9 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	104
4.10 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 60 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	106
4.11 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 70 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	108

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.12 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 80 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	110
4.13 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 90 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	112
4.14 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 100 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	114
4.15 CH_4 ของระยะเวลาให้ความร้อน.....	122
4.16 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS ไม่ทำการย่อยสลายด้วยกรดและเบส pH 4.82.....	125
4.17 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 0 min.....	127
4.18 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 20 min.....	129
4.19 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 25 min.....	131

สารบัญรูป (ต่อ)

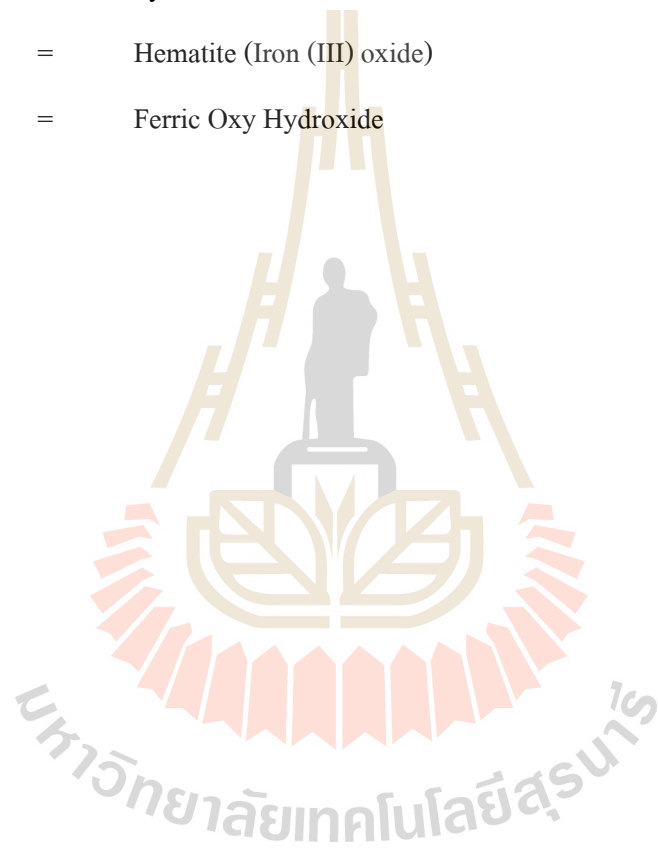
รูปที่	หน้า
4.20 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min.....	133
4.21 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 35 min.....	135
4.22 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 40 min.....	137
4.23 CH_4 ต่อวันของระบบ CSTR HRT 20 days.....	143
4.24 ZVI วันที่ 10 -(ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM..	144
4.25 ZVI วันที่ 20 -(ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM..	144
4.26 ZVI วันที่ 30 -(ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM..	145
4.27 ZVI วันที่ 40 -(ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM..	146
4.28 ZVI วันที่ 50 -(ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM..	146
4.29 ZVI วันที่ 60 -(ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM..	147
4.30 CH_4 ต่อวันของระบบ CSTR HRT 60 days.....	152

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

pH	=	พีเอช
TS	=	ของแข็งทั้งหมด
TVS, VS	=	ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด
TCOD, COD	=	ซีโอดีทั้งหมด
TKN	=	ไนโตรเจนที่เป็นสารอินทรีย์และแอมโมเนียไนโตรเจน
TP	=	ฟอสฟอรัสทั้งหมด
VFA	=	กรดอินทรีย์ระเหยง่าย
ZVI	=	เหล็กประจุศูนย์
°C	=	องศาเซลเซียส
m ³	=	ลูกบาศก์เมตร
kg	=	กิโลกรัม
g	=	กรัม
l	=	ลิตร
ml	=	มิลลิลิตร
S ₁	=	ความเข้มข้นของสารอาหารในถังปฏิกรณ์ (น้ำหนักต่อปริมาตร)
K _s	=	ความเข้มข้นของสารอาหาร ณ จุดที่อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการเจริญเติบโตสูงสุด (น้ำหนักต่อปริมาตร)
k _d	=	สัมประสิทธิ์การสลายตัวของจุลินทรีย์ (ต่อเวลา)
S _i	=	ความเข้มข้นของสารอาหารในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ (น้ำหนักต่อปริมาตร)
θ _c	=	เวลาเก็บกัก (เวลา)
Q	=	ปริมาณน้ำเสียที่เข้าระบบต่อวัน, l/day
NaOH	=	โซเดียมไฮดรอกไซด์
H ₂ SO ₄	=	กรดซัลฟิวริก
Na ₂ CO ₃	=	โซเดียมคาร์บอเนต
HNO ₃	=	กรดไนตริก
H ₀	=	ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีค่าไม่แตกต่างกัน ที่นัยสำคัญ 0.05

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

H_1	=	ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีค่าแตกต่างกัน ที่ระดับความเชื่อมั่น 95%
FeO	=	Iron (II) oxide
$FeCO_3$	=	Siderite
Fe_3C	=	Cementite
FeS_2	=	Pyrite
Fe_2O_3	=	Hematite (Iron (III) oxide)
$FeOOH$	=	Ferric Oxy Hydroxide



บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของงานวิจัย

กากมันสำปะหลังมีองค์ประกอบที่มีปริมาณเส้นใยสูง ประกอบไปด้วย แป้งและเส้นใย โดยทำให้จุลินทรีย์มีความสามารถในย่อยกากมันสำปะหลังได้ยาก (Ali et al., 2011) การย่อยแป้งและเซลลูโลส สามารถทำได้โดยกระบวนการย่อยสลาย (Hydrolysis) ใช้เพื่อกำจัดลิกนินซึ่งมีสมบัติไปห่อหุ้มเซลลูโลสและเฮมิเซลลูโลสออกไป จากการศึกษาของ Cheng et al. (2009) พบว่าการเพิ่มประสิทธิภาพก๊าซมีเทน (CH_4) นั้นจึงต้องมีการกำจัดลิกนินออกก่อนด้วยกระบวนการย่อยสลายโดยนำกระบวนการทางเคมีมาใช้ ได้แก่ การย่อยสลายด้วยกรด (Acid Hydrolysis) และการย่อยสลายด้วยด่าง (Alkaline Hydrolysis) โดย Joseph et al. (2010) ได้ศึกษาการย่อยสลายด้วยกรด โดยใช้สาร 2 ชนิดด้วยกัน คือ กรดซัลฟิวริกและกรดไนตริก มีความเป็นพิษและเป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม และยังมีค่าใช้จ่ายในการคืนสภาพของกรดนั้นสูงมาก และการใช้กรดซัลฟิวริกหรือไนตริก มีผลทำให้ผลผลิต CH_4 ลดลง เพราะทำให้เกิดเป็นก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) และไนโตรเจน (Nitrogen) และจากการศึกษาของ Siriwan (2011) พบว่าการเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตน้ำตาลรีดิวซ์จากกากมันสำปะหลังความเข้มข้น 2%TS (Total Solids, TS) โดยการบำบัดขั้นต้น ด้วยกรดซัลฟิวริก 0.1 molarity (M) ที่อุณหภูมิ 120 °C ระยะเวลา 60 min พบว่าสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.25 m^3/kg TS ในทางตรงกันข้าม Appels et al. (2008) ได้ทำการศึกษการย่อยสลายด้วยด่าง นำมาใช้ในการปรับสภาพตะกอนร่วมกับวิธีการทางความร้อน ซึ่งทำให้เกิดการรบกวนพันธะเคมีของผนังเซลล์และเยื่อหุ้มเซลล์ของเซลลูโลส จากการศึกษาของ Kim et al. (2010) พบว่าการใช้ความร้อนทำให้ประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนเพิ่มขึ้น โดยการปรับสภาพด้วยด่าง (pH 9) จึงมีค่าไฮดรอกไซด์ (OH^-) อีออนสูง ทำให้โปรตีน และไขมันถูกย่อยสลายได้ดี นอกจากนี้ยังทำให้ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนส่วนเกินเพิ่มสูงขึ้นถึง 2 เท่า การใช้การย่อยสลายด้วยด่าง ก่อน จะช่วยย่อยสารพอลิเมอร์ภายนอกเซลล์ ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพยาก และยังสามารถแตกโครงสร้างของลิกนินและลดการเกิดผลึกของเซลลูโลส นอกจากนี้ยังเป็นกระบวนการที่ง่ายและไม่ต้องใช้พลังงานมากเมื่อเปรียบเทียบกับกรย่อยสลายด้วยกรด จากการศึกษาของ กิตติกันท์ (2554) ได้ทำการเปรียบเทียบการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากกากมันสำปะหลังด้วยด่าง สภาพ pH 13 อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลา 90 min โดยทำการทดลองก๊าซชีวภาพสะสม 30 day มีค่า

เท่ากับ $1.20 \text{ m}^3/\text{kg TS}$ หรือ $0.19 \text{ m}^3/\text{kg wet weight}$ ซึ่งมากกว่าของกรณีการใช้กากมันสำปะหลังที่ไม่ผ่านการย่อยสลายถึง 3 เท่า

ระยะเวลาให้ความร้อนของการย่อยสลายเป็นกระบวนการเปลี่ยนโพลีแซคคาไรด์ (แป้งและเซลลูโลส) เป็นน้ำตาล โดยผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการย่อยอย่างสมบูรณ์คือ กลูโคส ดังการศึกษาของ Pimpen (2010) การย่อยสลายแป้งและเซลลูโลส สามารถทำได้หลายวิธี เช่น การย่อยสลายด้วยกรด, การย่อยสลายด้วยด่าง และ Enzymatic Hydrolysis จากการศึกษาของกัลยา จันทร์อรุณ (1990) พบว่าการ Alkaline Hydrolysis ร่วมกับความร้อน สามารถเปลี่ยนกากมันสำปะหลัง แป้งและเซลลูโลส $(\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5)_n$ ซึ่งประกอบด้วย อะไมโลส ($\alpha - 1,4$) และอะไมโลเพกทิน ($\alpha - 1,6$) ให้กลายเป็น น้ำตาลกลูโคส $n(\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6)$ หรือน้ำตาลรีดิซ ในระยะเวลาที่จำกัดได้ และ Lee et al. (2008) พบว่า กากมันสำปะหลัง ประกอบไปด้วยลิกโนเซลลูโลส (Lignocellulose) ส่วนใหญ่มีเซลลูโลส เฮมิเซลลูโลส และลิกนิน เป็นองค์ประกอบภายในโครงสร้างของผนังเซลล์ จึงต้องมีการกำจัดเซลลูโลส และลิกนิน เพื่อง่ายต่อการย่อยสลายของจุลินทรีย์ และจากการศึกษาของ McCarty (1968), Tataru et al. (2008) การเปลี่ยนน้ำตาลรีดิซให้กลายเป็นกรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acids, VFAs) ได้นั้น ยังมีข้อจำกัดอยู่ คือ VFAs ที่ได้จากกระบวนการย่อยสารอินทรีย์มีหลายชนิด ซึ่งบางชนิดแบคทีเรียสร้าง CH_4 ไม่สามารถนำไปใช้ในกระบวนการสร้าง CH_4 ได้ โดยเป็น VFAs ขนาดใหญ่ เช่น กรดโพรไพโอนิก และกรดบิวทริก จึงได้นำวิธีการให้ความร้อนกับ Alkaline Hydrolysis เพื่อให้ VFAs เป็นสารตั้งต้นหลักในการผลิต CH_4

เหล็กประจุศูนย์ (Zero Valent Iron, ZVI) เป็นวัสดุโลหะราคาถูก สามารถพบได้จากโรงงานเครื่องจักร (Wei et al., 2018) เป็นตัวรีดิวซ์เชิงเอนเจนท์ที่แรง (ตัวให้อิเล็กตรอนได้ดี) เนื่องจากมีค่าศักย์การนำไฟฟ้า ($E^0 = -0.447 \text{ V}$) น้อยกว่าคาร์บอนไดออกไซด์ (Carbon Dioxide, CO_2) น้ำ และ CH_4 (Klas et al., 2013) โดยทั่วไปเหล็กมีสถานะออกซิเดชันเป็น 0, +2 และ +3 มีเพียงเหล็กสถานะออกซิเดชันศูนย์หรือเหล็กวาเลนซ์ศูนย์ (ZVI) เท่านั้น ที่ปรากฏในรูปธาตุเหล็กหรือเหล็กบริสุทธิ์ เหล็กที่ใช้ประโยชน์ส่วนใหญ่นั้นไม่ใช่เหล็กบริสุทธิ์แต่จะผสมธาตุอื่นด้วย เพื่อทำให้มีคุณสมบัติดีขึ้นและนำมาใช้งานในลักษณะงานที่แตกต่างกันออกไป ZVI ที่นำมาใช้สามารถเกิดปฏิกิริยากับกรดเจือจางได้ผลิตภัณฑ์ คือเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) และก๊าซไฮโดรเจน (H_2) Fe^{2+} จะเกิดเป็นเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) นอกจากนี้ Fe^{2+} และ Fe^{3+} เมื่อทำปฏิกิริยากับไฮดรอกไซด์ไอออน (OH^-) จะได้เฟอร์รัสไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_2$) และเฟอร์ริกไฮดรอกไซด์ ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ทั้งนี้ $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ที่เกิดขึ้นจะละลายน้ำได้น้อยจึงตกผลึกเป็นของแข็งสีขาวได้อย่างรวดเร็วและเคลือบอยู่บนผิวโลหะ ในกรณีที่มีความคงตัวต่ำจะทำปฏิกิริยากับออกซิเจนจะถูกเปลี่ยนเป็น $\text{Fe}(\text{OH})_3$ อย่างรวดเร็วและยังสามารถเปลี่ยนเป็นเฟอร์ริกออกไซด์ (Ferric Oxide) ได้โดยการดึงน้ำออกหรือทำให้เหล็กแห้ง (Feng et al., 2014) การบำบัดน้ำเสียนิยมใช้ ZVI อย่างกว้างขวางและยังสามารถใช้กับ การผลิตน้ำบริสุทธิ์จากน้ำ

บาดาล และการฟื้นฟูดิน โดย ZVI ยังมีความสามารถในการให้อิเล็กตรอนที่ดี ซึ่งทำให้ CH_4 ในระบบไร้ออกซิเจนเพิ่มขึ้น หลังจากนั้น Feng et al. (2014) ได้ศึกษาการใช้ ZVI สำหรับน้ำเสียจากถังตกตะกอนชั้นที่ 2 และพบว่า ZVI ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการสลายของโปรตีนและเซลลูโลสซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักของกากตะกอน โดยใช้ ZVI 20 g/l เมื่อเทียบกับการทดสอบ การควบคุมโดยไม่ใช้ ZVI การย่อยสลายของโปรตีนเพิ่มขึ้น 21.9% และการผลิตกรดไขมันระเหยเพิ่มขึ้น 37.3% ทำให้สามารถเพิ่ม CH_4 ได้ถึง 43.5% ต่อมา Zhang et al. (2015) ได้ทำการศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิต CH_4 ในน้ำเสียจากถังตกตะกอน โดยใช้ ZVI ความเข้มข้น 10 g/l ภายหลังจากที่มีการปรับสภาพตะกอนโดยใช้ค่าปรับให้ได้ pH 10 พบว่าการเพิ่ม ZVI ช่วยลดเวลาในกระบวนการสร้าง CH_4 ให้สั้นลงและ CH_4 เพิ่มขึ้น 91.5% เมื่อเทียบกับกลุ่มควบคุม และพบว่า ZVI สามารถช่วยเร่งการเปลี่ยนปฏิกิริยาจากกรดไขมันระเหยง่าย (VFAs) ไปเป็นอะซิเตตได้ โดย ZVI มีความเข้มข้นเท่ากับ 10 mg/l และเมื่อ ZVI เกิดการกัดกร่อน ทำให้มีอิเล็กตรอนกับไอออนของ ZVI เกิดขึ้น จุลินทรีย์จะนำ Fe^{2+} ของ ZVI เข้าสู่เซลล์ เพื่อใช้ในการเจริญเติบโตและดำรงชีวิต ทำให้จุลินทรีย์มีความสามารถในการผลิต CH_4 เพิ่มขึ้น ดังการศึกษาของศุภกรณ์นิมิตร (2555) นอกจากนี้การศึกษาของ Dieter and Angelika (2008) พบว่าจุลินทรีย์ยังช่วยเร่งปฏิกิริยาในการเปลี่ยน VFAs ไปเป็นอะซิเตตได้มากขึ้นเมื่อมี ZVI เข้ามาร่วมด้วย

ถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ (Completely Stirred Tank Reactor, CSTR) เป็นระบบไร้ออกซิเจนการกวนตะกอนเพื่อให้แบคทีเรียผสมกับน้ำเสียได้อย่างทั่วถึง เหมาะกับน้ำเสียที่มีสารแขวนลอยสูงและมีระยะเวลาการกักเก็บตะกอนเท่ากับระยะเวลาการกักเก็บน้ำรองรับสารอินทรีย์ได้ต่ำเมื่อเทียบกับระบบอื่นๆ (นราธิราชพร และ วณิชพร, 2561) ระบบ CSTR มีการหมุนวนของเหลวหรือก๊าซ เพื่อกวนผสมนี้อาจจะสิ้นเปลืองพลังงานมากกว่าการกวนด้วยใบกวน แต่จะช่วยลดปัญหาเรื่องการบำรุงรักษา ใบกวนภายในถังปฏิกรณ์ได้ โดยหลักการแล้วการกวนผสมที่เกิดขึ้น ทำให้ภายในถังปฏิกรณ์มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์และเชื้อจุลินทรีย์เท่ากันทั่วทั้งถัง (Completely Mixed) ทำให้มีการสัมผัสระหว่างจุลินทรีย์ และสารอินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ได้ดี ปฏิกิริยาการย่อยสลายจึงเกิดได้ดี จากการศึกษาพบว่า Wang et al. (2014) ศึกษาศักยภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากการใช้วัตถุดิบหมักแบบร่วม ระหว่างเศษอาหารและมูลไก่ ภายในถังหมัก CSTR ขนาด 5 l และปริมาตรใช้งาน 3.5 l ภายใต้อุณหภูมิ Mesophilic (35°C) ดำเนินระบบแบบกึ่งต่อเนื่อง โดยใช้เศษอาหารและมูลไก่เป็นวัตถุดิบ จากการทดลองพบว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น เมื่อเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ โดยเมื่อป้อนของสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบ (OLR) สูงสุดที่ $2.50 \text{ kg VS/m}^3 \cdot \text{d}$ ให้ค่ามี CH_4 yield สูงสุด เท่ากับ 507.58 ml/g VS และ อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ เท่ากับ $2.11 \text{ l/l} \cdot \text{d}$ และการศึกษาของ Sosnowski et al. (2003) ศึกษาผลของการผลิต CH_4 ของตะกอนของเสียและขยะเทศบาลที่ได้คัดแยก ที่สภาวะ Thermophilic และ Mesophilic แบ่งการทดลองออกเป็น 5 การทดลอง

คือ โดยชุดการทดลองที่ 1 และ 2 ใช้ระบบการหมักแบบขั้นตอนเดียว ในถังหมักขนาด 40 l โดยในชุดการทดลองแรกใช้ตะกอนของเสียจากบ่อบำบัดน้ำเสียเทศบาล Primary Sludge และ Activated Sludge เป็นสารตั้งต้น หมักที่สภาวะ Thermophilic และชุดการทดลองที่ 2 ใช้ตะกอนของเสียจากบ่อบำบัดน้ำเสีย (75%) ผสมกับขยะเทศบาลที่ได้คัดแยก (25 %) การทดลองที่ 3 4 และ 5 ใช้ระบบสองขั้นตอน ซึ่งประกอบด้วย ถังหมักกรดแบบ CSTR ที่สภาวะ Thermophilic (56 °C) และถังหมักก๊าซที่สภาวะ Mesophilic (36 °C) โดยในชุดการทดลองที่ 3 ใช้ขยะเทศบาลที่ได้คัดแยกเป็นสารตั้งต้นเพียงชนิดเดียว ชุดการทดลองที่ 4 ใช้ตะกอนของเสียจากบ่อบำบัดน้ำเสียเทศบาล ชุดการทดลองที่ 5 ใช้ตะกอนของเสียและขยะเทศบาลที่ได้คัดแยกผสมกัน พบว่า CH_4 มากกว่า 60 % ในทุกการทดลอง และ Biogas Productivity มีค่าอยู่ระหว่าง 0.4 และ 0.6 l/g VSS add ซึ่งขึ้นอยู่กับ Substrate ที่ใช้และชนิดของถังหมักด้วย

จากงานวิจัยข้างต้น พบว่าเมื่อต้องการนำกากมันสำปะหลังมาผลิต CH_4 ต้องมีการทำลายโครงสร้างเส้นใยของกากมันสำปะหลังก่อน เนื่องจากเส้นใยลดความสามารถในการย่อยของจุลินทรีย์ ทำให้ VFAs มีปริมาณน้อย ซึ่งส่งผลต่อการเกิด CH_4 โดยการศึกษาที่ใช้ Alkaline Hydrolysis ร่วมกับความร้อน และ ZVI เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิต VFAs ในระบบแบบกะ (Batch Test) และแบบกวนสมบูรณ์ (Completely Stirred Tank Reactor , CSTR) เพื่อส่งผลทำให้ CH_4 เพิ่มขึ้น

1.2 วัตถุประสงค์

1. ศึกษาผลของความเป็นด่าง ระยะเวลาให้ความร้อน และความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ ต่อการผลิตก๊าซชีวภาพจากกากมันสำปะหลังแบบกะ (Batch Test) ให้ได้ปริมาณก๊าซมีเทนสูงสุด
2. ศึกษาการเดินระบบในถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ (Completely Stirred Tank Reactor) โดยใช้ผลจากการทดลองแบบกะที่ทำให้เกิดก๊าซมีเทนสูงสุด

1.3 ขอบเขตการศึกษา

1. ใช้กากมันสำปะหลังและจุลินทรีย์จากบริษัท แบริ่งมันเอี่ยมเฮงอุตสาหกรรม จำกัด ตำบล กุดโบสถ์ อำเภอเสิงสาง จังหวัดนครราชสีมา 30330
2. พารามิเตอร์ที่ทำการศึกษาดังนี้ วิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ก่อนเข้าระบบ และหลังออกจาก ระบบ ได้แก่ Total Solid (TS), Temperature, pH, Chemical Oxygen Demand (COD), Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), Mix Liquor Suspended Solids (MLSS), CH_4 , CO_2 , O_2 , H_2S , Mixed Liquor Volatile Suspended Solids (MLVS), F/M ratio, Volatile Fatty Acids (VFAs) และ Total Phosphate (TP), Moisture, เครื่อง Scanning Electron Microscopy (SEM) รุ่น JEOL 6010LV (ทดสอบพื้นผิวของ เหล็ก), เครื่อง X-ray diffractometer (XRD) ของ BRUKER axs รุ่น D8 ADVANCE (ทดสอบ ลักษณะทางเคมีของเหล็ก)
3. ทำการทดลองแบบกะ (Batch Test) ถังปฏิกรณ์ปริมาตร 6 l และ แบบกวนสมบูรณ์ CSTR (Completely Stirred Tank Reactor) ถังปฏิกรณ์ปริมาตร 12 l
4. เศษเหล็ก ขนาด 2 - 3 mm (มี Fe 99%) ที่ได้จากบริษัทผลิตโซลค์และเบรครถยนต์

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ได้สถานะของความเป็นด่าง ระยะเวลาให้ความร้อน และความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ เพื่อการผลิตก๊าซมีเทน ให้ได้ปริมาณสูงสุด
2. ได้ลักษณะสัณฐานของเหล็กประจุศูนย์จากการวิเคราะห์ XRD และ SEM ที่มีผลต่อการ เกิดก๊าซมีเทนสูงสุด

1.5 สมมติฐานงานวิจัย

ผลของเหล็กประจุศูนย์ช่วยเพิ่มการผลิตก๊าซมีเทนในระบบการทำงานแบบกวนสมบูรณ์ อย่างน้อย 2 เท่า จากกากมันสำปะหลัง

บทที่ 2

ปรัทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 กากมันสำปะหลัง

กากมันสำปะหลังเกิดจากระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง นอกจากแป้งมันที่ได้แล้วยังมีผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้น ซึ่งเกษตรกรสามารถนำไปใช้ได้ คือ เปลือกดิน สำหรับเพาะเห็ด เปลือกล้างสำหรับอาหารสัตว์ และกากมันสำปะหลัง โดยทั่วไปหัวมันสด 1,000 kg จะได้กากมันสำปะหลัง 600 kg (แป้งมันเยี่ยมเสงอุตสาหกรรม, 2562) เนื่องจากสามารถนำไปทำประโยชน์ได้หลากหลายไม่ว่าจะเป็น การนำไปเป็นอาหารสัตว์โดยตรงหรืออบแห้งเพื่อเป็นส่วนประกอบของอาหารสัตว์นำไปเป็นส่วนประกอบของมัลติเม็ค ใช้เป็นวัตถุดิบในการผลิตเอทานอลและการนำไปหมักเพื่อผลิตก๊าซชีวภาพ กากมันสำปะหลังแห้งมีค่าพลังงานที่ใช้ประโยชน์ได้ 3,027 kg calories/kg และมีส่วนที่สามารถย่อยได้ 65 - 70%

กากของเสียที่ได้จากระบวนการผลิตแป้งมันสำปะหลัง เช่น เปลือกและกากมันสำปะหลัง ถึงแม้ว่าจะสามารถนำไปขายทำเป็นปุ๋ย และอาหารสัตว์ แต่ราคาขายของเปลือก และกากมันสำปะหลังจะขึ้นอยู่กับความต้องการของตลาด ดังนั้นการนำของเสียจากมันสำปะหลังมาผลิตเป็นพลังงานทดแทนจึงเป็นแนวความคิดใหม่ที่จะลดปัญหาเรื่องมลพิษ และสร้างรายได้ให้กับผู้ประกอบการที่มีความเกี่ยวข้องกับพืชเศรษฐกิจชนิดนี้ กากมันสำปะหลัง 1,000 kg (น้ำหนักเปียก) สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ประมาณ 50 m³ ซึ่งก๊าซชีวภาพนี้ประกอบด้วย CH₄ ร้อยละ 60 - 65 โดยปริมาตร สามารถนำไปใช้ในการอบกากมันสำปะหลัง หรือผลิตกระแสไฟฟ้าได้

2.1.1 องค์ประกอบของกากมันสำปะหลัง

กากมันสำปะหลังเป็นวัสดุเศษเหลือจากโรงงานอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง โดยปกติกากมันสำปะหลังที่ออกจากโรงงานจะมีลักษณะเปียก ความชื้นประมาณ 80% และมีการใช้กากมันสำปะหลังเปียกนี้เป็นอาหารสัตว์ อาทิ อาหารโค กระบือ และปลา แต่กากมันสำปะหลังที่ตากแห้งและใช้เป็นวัสดุเจือปนผสมกับมันเส้นบดหรือมันอัดเม็ด ทำให้มันเส้นบดและมันอัดเม็ดมีคุณภาพต่ำลง อย่างไรก็ตามกากมันสำปะหลังก็ยังคงมีคุณค่าทางอาหารเหลืออยู่ โดยเฉพาะคาร์โบไฮเดรต

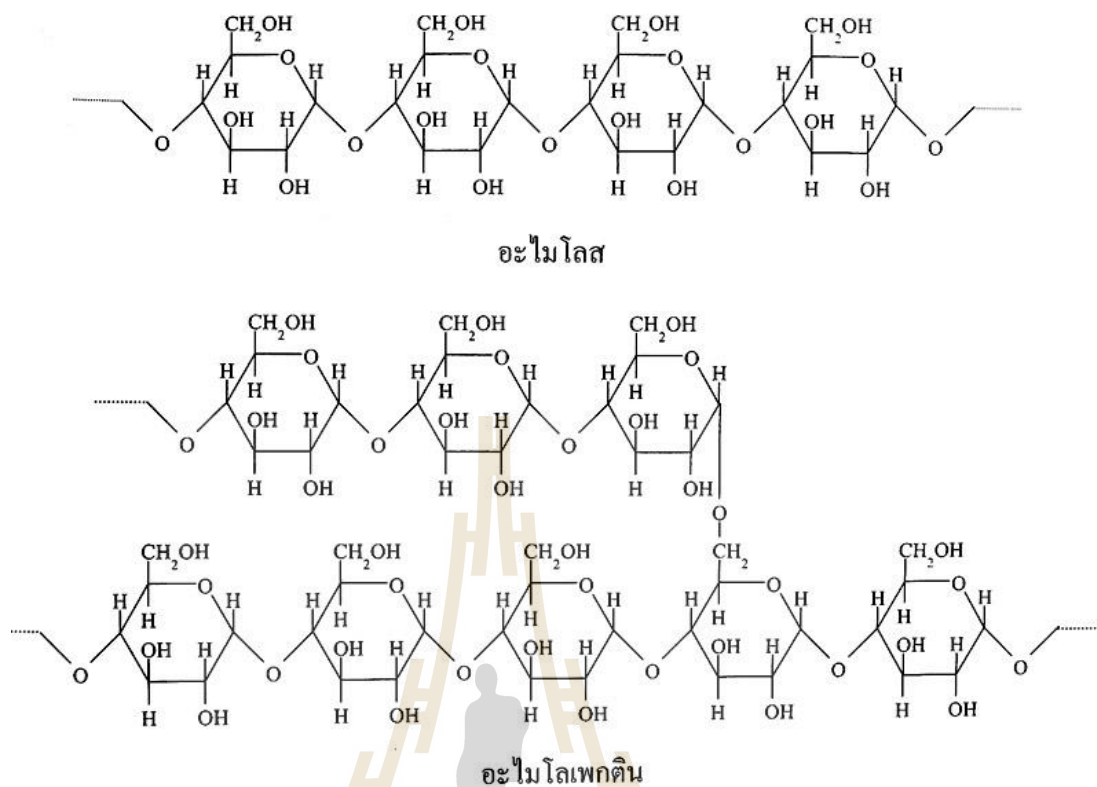
ตารางที่ 2.1 องค์ประกอบของกากมันสำปะหลัง

นักวิจัย	องค์ประกอบของกากมันสำปะหลัง (%)							
	แป้ง	ความชื้น	เถ้า	โปรตีน	แคลเซียม	เยื่อใย	ฟอสฟอรัส	ไขมัน
พลกฤษณ์ จิตรโฑ (2559)	69.27	16.30	-	-	-	7.19	-	-
พุทธพร แสงเทียน (2559)	46.00	11.72	1.97	-	-	40.14	-	-
Ali (2011, 2554)	65.50	-	-	3.10	-	20.10	-	-
Sriroth (2010, 2553)	68.89	-	-	1.55	-	27.75	-	-
ปรีดา คำศรี (2552)	47.97	11.34	5.73	3.42	0.73	14.75	0.21	0.5
Kosugi (2009, 2552)	68.8	-	-	2.49	-	28.1	-	-
ไกรวุฒิ พ่วงเพชร (2550)	66.22	2.21	2.65	3.39	-	15.26	-	-

2.1.2 แป้ง (Starch)

แป้ง คือผลผลิตสุดท้ายของกระบวนการสังเคราะห์แสงของพืช โดยทั่วไปแป้งคือแหล่งพลังงานสะสมของพืช พบมากในพืชประเภทหัว เช่น เผือกและมัน ตามสูตรโครงสร้างแป้งประกอบด้วย 2 ส่วน คือส่วนที่เรียกว่า อะไมโลส (Amylose) เป็นสายของกลูโคสที่ต่อกันเป็นพันธะไกลโคไซด์ชนิด α 1 - 4 มีประมาณ 15 - 20% ส่วนที่สองคือ อะไมโลเพกติน (Amylopectin) ซึ่งมีโครงสร้างที่เป็นแขนง เนื่องจากมีพันธะไกลโคไซด์แบบ α 1 - 6 มีประมาณ 80 - 85% แสดงในรูปแบบที่

2.1



รูปที่ 2.1 โครงสร้างของอะไมโลสและอะไมโลเพกติน

ที่มา : Chaplin (2001)

2.1.2.1 อะไมโลส (Amylose)

อะไมโลสเป็นโพลิเมอร์เชิงเส้นที่ประกอบด้วยกลูโคสประมาณ 1,000 - 6,000 หน่วย เชื่อมต่อกันด้วยพันธะ α - 1,4-glycosidic linkage แสดงในรูปที่ 2.1 อาจพบกิ่งก้านสาขาในโมเลกุลของอะไมโลสได้บ้างในปริมาณเล็กน้อย (Hizukuri, 1988)

โดยทั่วไปแบ่งจากธัญพืช เช่น แป้งข้าวโพด แป้งสาลี แป้งข้าวฟ่าง มีปริมาณอะไมโลสสูง ประมาณ 22 - 30% ส่วนแบ่งจากรากและหัว เช่น แป้งมันสำปะหลัง แป้งมันฝรั่ง แป้งสาจะจะมีปริมาณ อะไมโลสต่ำกว่าคืออยู่ในช่วง 18 - 24% น้ำหนักโมเลกุลอะไมโลสอยู่ในช่วง 105 ถึง 106 dalton โดย อะไมโลสในแป้งแต่ละชนิดจะมีน้ำหนักโมเลกุลที่แตกต่างกันไป เนื่องจากแป้งแต่ละชนิดมี Degree of Polymerization (DP) ของอะไมโลสแตกต่างกัน แป้งมันฝรั่งและแป้งมันสำปะหลังมี DP ของ อะไมโลส อยู่ในช่วง 1,000 ถึง 6,000 สูงกว่าแป้งข้าวโพดและแป้งสาลีซึ่งมี DP ของอะไมโลสในช่วง 200 ถึง 1,200 แป้งที่มีสายของอะไมโลส ยาวมากจะมีแนวโน้มในการเกิดรีโทรเกรดชัน (Retrogradation) ลดลง (Hizukuri, 1988)

อะไมโลสสามารถรวมตัวเป็นสารประกอบเชิงซ้อนกับไอโอดีนและสารประกอบอินทรีย์อื่นๆ เช่น Butanol, Fatty acid, Surfactant, Phenol และ Hydrocarbon สารประกอบเชิงซ้อนเหล่านี้ จะไม่ละลายในน้ำ โดยอะไมโลสจะพันเป็นเกลียวล้อมรอบสารประกอบอินทรีย์ (Galliard และ Bowler, 1987) อะไมโลสที่มีความยาวสายโซ่มากกว่า 45 หน่วยกลูโคสเมื่อรวมตัวกับไอโอดีนจะให้สีน้ำเงินม่วง ซึ่งใช้เป็นลักษณะเฉพาะที่บ่งบอกถึงแป้งที่มีอะไมโลสเป็นองค์ประกอบ และใช้ในการตรวจสอบปริมาณอะไมโลสในแป้ง

การตรวจสอบปริมาณอะมิโลสโดยการทำให้เกิดสารประกอบเชิงซ้อนกับไอโอดีนและวัสดุที่เกิด ขึ้น เป็นวิธีการที่ง่ายและนิยมใช้กันมาก แต่อาจมีข้อผิดพลาดได้จากความไม่อยู่ตัวของสีที่เกิดขึ้น การรบกวน ผลการวัดจากอะมิโลเพคติน โดยเฉพาะอะมิโลเพคตินที่มีความยาวสายโซ่มากๆ ซึ่งจะเกิดสารเชิงซ้อนกับ ไอโอดีนได้เช่นเดียวกันทำให้วิเคราะห์ปริมาณอะมิโลสได้มากเกินจริง นอกจากนี้ไขมันที่เกิดสารเชิงซ้อน กับอะมิโลสอยู่เดิมจะทำให้อะมิโลสโมเลกุลนั้น จับกับไอโอดีน ไม่ได้ทำให้ค่าที่วิเคราะห์ได้ ต่ำกว่าความเป็นจริง ในกรณีนี้ต้องทำการสกัดไขมันออกก่อน การวิเคราะห์ปริมาณอะมิโลส อาจใช้วิธีการวัดเอนทราลปีในการหลอมเหลวของ Starch Lipid Complex แต่ประสิทธิภาพของวิธีการนี้ จะขึ้นกับความสามารถในการละลายของอะมิโลสในตัวอย่างแป้งแต่ละชนิด วิธีการที่มีความแม่นยำมากกว่า คือการใช้ Gel Permeation Chromatography (GPC) (Salomonsson & sundberg, 1994) แต่วิธีการนี้ไม่เหมาะกับตัวอย่างที่มีจำนวนมาก นอกจากนี้ก็มีการใช้ High Pressure Size Exclusion Chromatography (Bradbury & Bello, 1993) ซึ่งจะเร็วกว่าการใช้ GPC อีกวิธีการคือการใช้ Concanavalin A มาตกตะกอนอะมิโลเพคติน ออกไปและวิเคราะห์ปริมาณอะมิโลสที่เหลืออยู่ (Gibson et al., 1997)

2.1.2.2 อะไมโลเพคติน (Amylopectin)

อะไมโลเพคตินเป็นโพลิเมอร์เชิงกิ่งของกลูโคส ส่วนที่เป็นเส้นตรงของกลูโคสเชื่อมต่อกันด้วย พันธะ α - 1, 4 - glycosidic linkage และส่วนที่เป็นกิ่งสาขาที่เป็นโพลิเมอร์กลูโคสสายสั้นมี DP อยู่ในช่วง 10 ถึง 60 หน่วย เชื่อมต่อกันด้วยพันธะ α - 1, 6 - glycosidic linkage แสดงในรูปที่ 2.1

หน่วยกลูโคสที่มีพันธะ α - 1, 6 - glycosidic linkage มีอยู่ประมาณ 5% ของปริมาณหน่วยกลูโคสใน อะไมโลเพคตินทั้งหมด อะไมโลเพคตินมีน้ำหนักโมเลกุลประมาณ 1,000 เท่าของอะไมโลสคือ ประมาณ 107 ถึง 109 ดาลตัน และมีการคั่นตัวต่ำ เนื่องจากอะไมโลเพคตินมีลักษณะ โครงสร้างเป็นกิ่ง อะไมโลเพคตินทำหน้าที่เป็นโครงสร้างหลักของเม็ดแป้ง ดังนั้นเมื่อมีอะไมโล-เพคตินเพียงอย่างเดียว จึงยังสามารถรวมตัวเป็นเม็ดแป้งได้

ในปี 1940 Meyer และคณะ เสนอโมเดลโครงสร้างของอะมิโลเพคติน ว่า เป็นแบบการแตกกิ่งแบบสุ่ม (Random Branching) ดังรูปที่ 2.4 หลังจากนั้น Nikuni (1978) เสนอ

Clustered Branching Model เป็นต้นแบบของโมเดลที่ยอมรับกันในปัจจุบันซึ่งเสนอโดย Hizukuri (1986) ลักษณะที่สำคัญของโมเดลนี้ ก็คือ จะมีการแบ่งสายโซ่กิ่งเป็นกลุ่มๆ ตามขนาดความยาวของสายโซ่ที่มีช่วงที่แน่นอน (Certain Periodicity) อะไมโลเพคตินประกอบด้วยสายโซ่ (Chain) 3 ชนิด คือ

1) สาย A (A - chain) เชื่อมต่อกับสายอื่นที่ตำแหน่งเดียว ไม่มีกิ่งเชื่อมต่อออกจากสายชนิดนี้ (unbranched structure)

2) สาย B (B - chain) มีโครงสร้างแบบกิ่งเชื่อมต่อกับสายอื่นๆ 2 สาย หรือมากกว่า สายโซ่แบบ B นี้ยังแบ่งเป็นกลุ่มย่อย B1, B2, B3 และ B4 ซึ่งมีความยาวคร่อมหนึ่ง สอง สามและสี่คลัสเตอร์ (Cluster) ตามลำดับ

3) สาย C (C - chain) แบบสายแกนซึ่งประกอบด้วยหมู่รีดิวซิง 1 หมู่ ในอะไมโลเพคติน แต่ละโมเลกุล ประกอบด้วยสาย C หนึ่งสายเท่านั้น

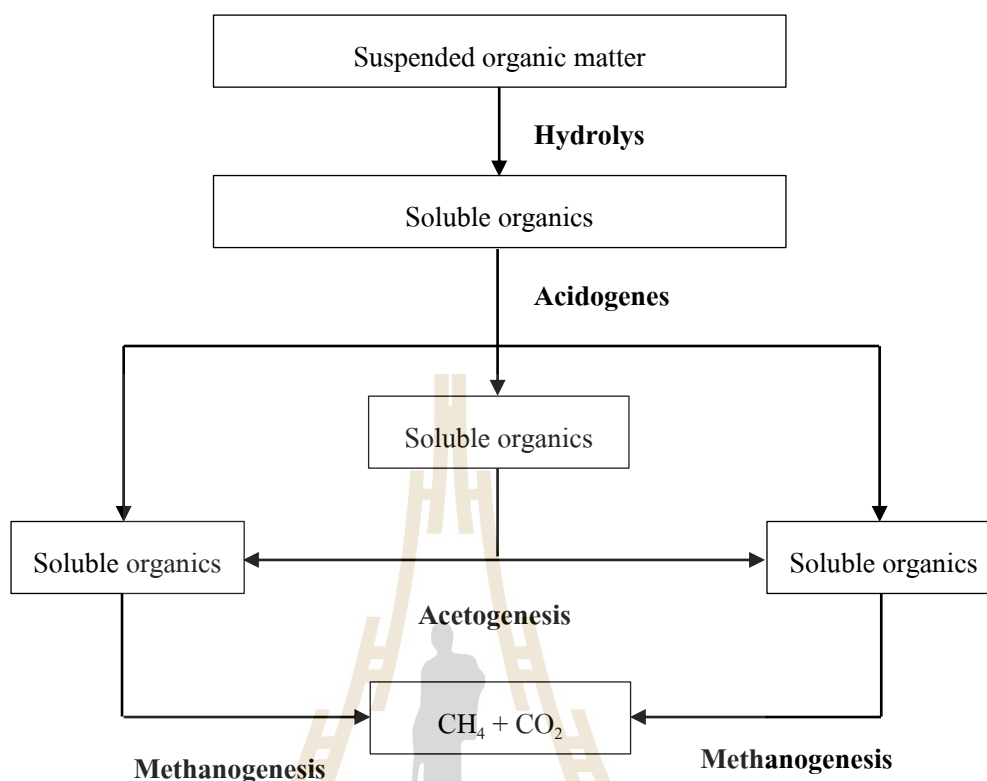
ความยาวของสายกิ่งอะไมโลเพคตินมีตั้งแต่ขนาดเล็กซึ่งมี DP ประมาณ 15 หน่วย ประกอบด้วยสาย A และสาย B ขนาดเล็ก จนถึงโมเลกุลขนาดใหญ่ซึ่งมี DP ประมาณ 45 - 60 หน่วยประกอบด้วยสาย B สายยาว สายโซ่เหล่านี้อยู่รวมตัวกันเป็นกลุ่มก้อน (Cluster) ซึ่งจะกล่าวถึงรายละเอียดต่อไปในหัวข้อโครงสร้างของเม็ดแป้ง

2.1.3 เส้นใย (Fiber)

กากมันสำปะหลังมีองค์ประกอบที่มีปริมาณเส้นใยสูง โดยเส้นใยเหล่านี้จะทำให้การย่อยสลายของจุลินทรีย์ทำงานได้น้อยลง เส้นใยในกากมันสำปะหลังส่วนใหญ่ประกอบไปด้วย เซลลูโลส เฮมิเซลลูโลส และ ลิกนิน (Rattanachomsri, Tanapongpipat, Eurwilaichirt and Champreda, 2009; Ali, Soewarno, Sumarno, Primarini and Sumaryono, 2011) อย่างไรก็ตาม สัดส่วนเส้นใยที่อยู่ในกากมันสำปะหลังยังมีความแปรปรวนอยู่ ซึ่งอาจมาจากปัจจัยที่เกี่ยวข้องได้แก่ ลักษณะสายพันธุ์ อายุและคุณภาพของหัวมันสำปะหลังสด หรือสภาพดินที่ปลูก วิธีการเก็บเกี่ยว และกระบวนการสกัดแป้งมันสำปะหลังที่แตกต่างกัน (Sriroth et al., 1999)

2.2 กระบวนการเกิดก๊าซชีวภาพในสภาวะไร้ออกซิเจน

กระบวนการแอนแอโรบิก คือ กระบวนการทางจุลชีววิทยาใน ย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยผลิตภัณฑ์หลักที่ได้จากกระบวนการแอนแอโรบิกคือ ก๊าซชีวภาพและสารอินทรีย์ที่เหลือ จากการย่อยสลาย ซึ่งก๊าซชีวภาพเป็นก๊าซที่ติดไฟได้ง่ายมีองค์ประกอบหลัก ได้แก่ CH_4 และ CO_2 (Teodorita et al., 2008) กระบวนการแบบแอนแอโรบิก สามารถแบ่งขั้นตอนการย่อยสลาย เป็น 4 ขั้นตอน แสดงในรูปที่ 2.2 โดยมีจุลินทรีย์เฉพาะกลุ่มสำหรับ ในแต่ละขั้นตอนของการย่อยสลายสารอินทรีย์



รูปที่ 2.2 กระบวนการแอนแอโรบิก

ที่มา : Dieter and Angelika (2008)

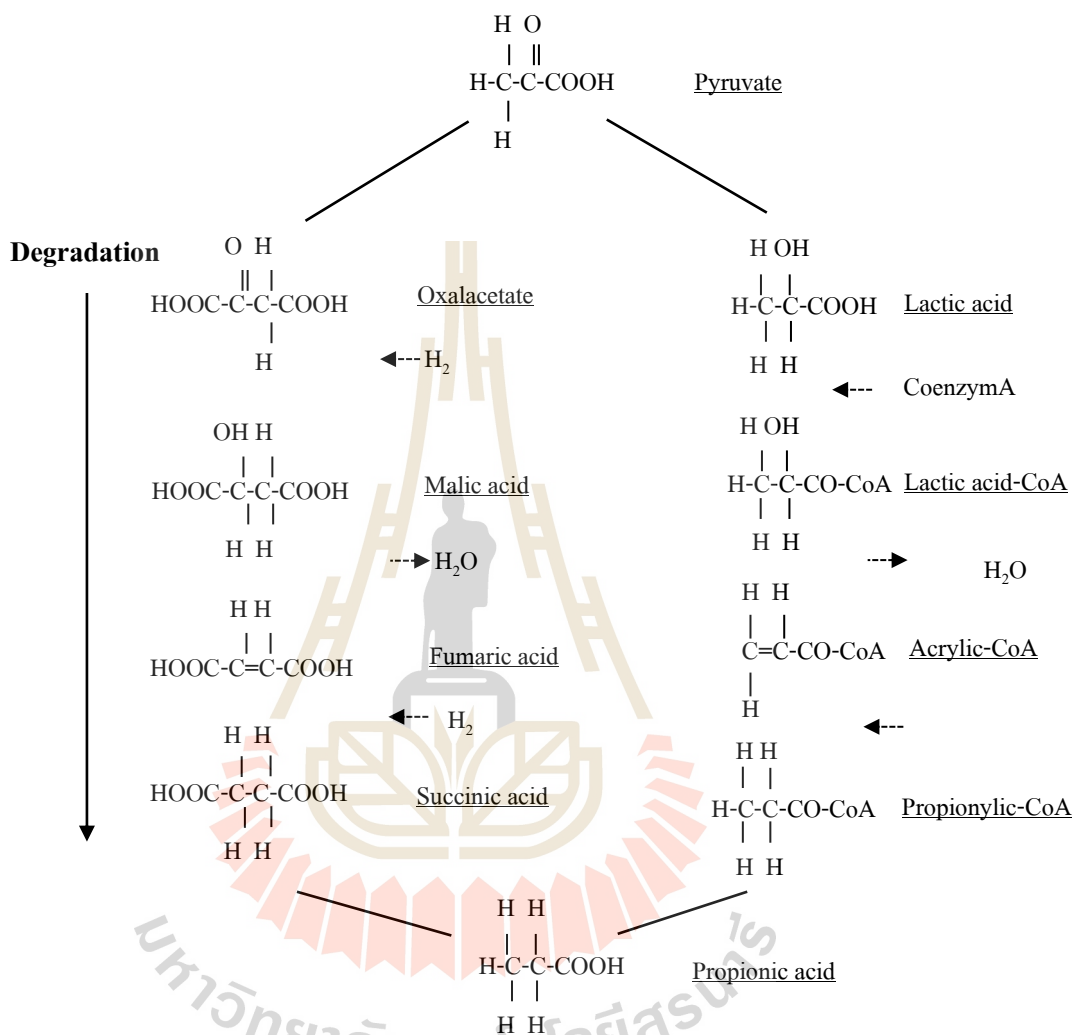
2.2.1 การย่อยสลาย (Hydrolysis)

การย่อยสลายสารประกอบอินทรีย์ขนาดใหญ่ (พอลิเมอร์) ให้เป็นโมเลกุลเดี่ยว (โมโนเมอร์) โดยขั้นตอนการย่อยสลายจะทำการย่อย คาร์โบไฮเดรต ไขมัน กรดนิวคลีอิก โปรตีน เปลี่ยนเป็นกลูโคส กลิเซอรอล เพียวรีน ไพรีดีน โดยกลุ่มแบคทีเรีย Hydrolytic ที่ใช้เอนไซม์ Hydrolytic เพื่อเปลี่ยนสารชีวโมเลกุลขนาดใหญ่เป็นสารเชิงเดี่ยวและสารละลาย (Teodorita et al., 2008)

2.2.2 อะซิโดเจเนซิส (Acidogenesis)

โมโนเมอร์จากขั้นตอนการย่อยสลายถูกแบคทีเรียกลุ่มที่สร้างกรด (Acid Forming Bacteria) นำไปใช้ โดยสารอินทรีย์ถูกเปลี่ยนเป็นกรดอินทรีย์สายโซ่สั้น กลุ่มโมเลกุลที่ประกอบด้วยคาร์บอน 1 - 5 อะตอม (กรดอะซิติก กรดไพรูวอิก กรดบิวทิริก กรดวาเลอริก) แอลกอฮอล์ ก๊าซไฮโดรเจน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์แสดงในรูปที่ 2.3 ความเข้มข้นของสาร

ตัวกลางในการสร้างไฮโดรเจนอออนมี ผลต่อชนิดของการเกิดผลิตภัณฑ์ในขั้นตอนอะซิโดรเจน ซิสและความดัน ย่อย ของไฮโดรเจนที่สูงส่งผลทำให้เกิดผลิตภัณฑ์ที่ลดลง



รูปที่ 2.3 การย่อยสลายของไพรูเวท

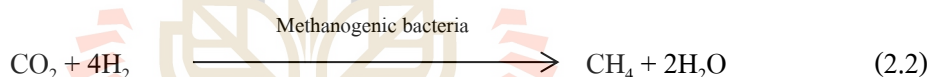
ที่มา : Dieter and Angelika (2008)

2.2.3 อะซิโตเจเนซิส (Acetogenesis)

ผลผลิตจากขั้นตอนอะซิโตเจเนซิสไม่สามารถผลิต CH_4 โดยตรงได้ ดังนั้นกรดไขมันระเหยง่ายที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม เช่น โพรไพอเนท บิวทิเรท ถูกแบคทีเรียย่อยสลายผลผลิตที่ได้ประกอบไปด้วย กรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์ และไฮโดรเจน

2.2.4 เมทาโนเจเนซิส (Methanogenesis)

กรดอะซิติกและไฮโดรเจนจะถูกแบคทีเรียที่ใช้สร้าง CH_4 สร้าง CH_4 ขึ้น ส่วนกรดไขมันระเหยง่ายที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม จะไม่สามารถถูกเปลี่ยนเป็น CH_4 ได้ การเกิด CH_4 เกิดได้ 2 แบบ แบบแรกคือ เกิดจากการเปลี่ยนกรดอินทรีย์ไปเป็น CH_4 ซึ่ง CH_4 ที่เกิดขึ้นจากขั้นตอนนี้มีปริมาณเป็น 70% และอีกส่วนหนึ่งจะเกิดจากการรีดิวซ์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซไฮโดรเจนให้กลายเป็น CH_4 ดังสมการที่ 2.1 - 2.2 จะเห็นได้ว่ากระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจะต้องอาศัยการทำงานร่วมกันของแบคทีเรีย หลาย ๆ กลุ่มดังที่กล่าวมาแล้ว โดยความสามารถในการย่อยสลายของแต่ละกลุ่มก็จะมีผลซึ่งกัน และกัน ซึ่งมีผลต่อความสามารถในการผลิต CH_4



ที่มา : Dieter and Angelika (2008)

2.3 ก๊าซชีวภาพ

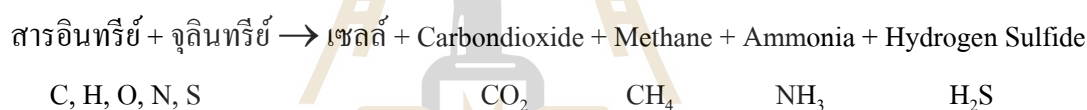
การบำบัดน้ำเสีย จะอาศัยแบคทีเรียช่วยย่อยสลายสารอินทรีย์เหล่านั้น โดยแบ่งออกเป็น 2 ประเภทหลัก คือ แบคทีเรียที่ใช้อากาศหรือระบบบำบัดแบบใช้อากาศ และ แบคทีเรียที่ไม่ใช้อากาศ หรือระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ ผลจากการบำบัดจะได้ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซชีวภาพ ออกมาเป็นองค์ประกอบหลักตามลำดับ ก๊าซชีวภาพเกิดขึ้นตามธรรมชาติจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยวิธีทางชีววิทยา (Biological Treatment) ในสภาวะที่ไร้ออกซิเจน แหล่งที่เกิดก๊าซชีวภาพได้แก่น้ำเสียของโรงงานแปรรูปสินค้าทางการเกษตรและเลี้ยงสัตว์ เช่น โรงงานแปรงมัน ลำปะหลัง, โรงงานสกัดน้ำมันปาล์มดิบ, โรงงานผลไม้กระป๋อง, โรงงานผลิตแอลกอฮอล์, และฟาร์มเลี้ยงหมู เป็นต้น

2.3.1 องค์ประกอบของการเกิดก๊าซชีวภาพ

สารอินทรีย์ เป็นสารอาหารที่แบคทีเรียใช้ในการดำรงชีพ โดยแบคทีเรียเป็นจุลินทรีย์หรือสิ่งมีชีวิตขนาดเล็กที่ดำรงชีวิตในน้ำเสียมีทั้งกลุ่มที่ใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน สภาพแวดล้อมที่อาศัยเป็นระบบปิดแบบไร้ออกซิเจน มีอุณหภูมิและความชื้นที่เหมาะสม สำหรับแบคทีเรียชนิดต่างๆสภาพอากาศแบบร้อนชื้นของเมืองไทยนับว่ามีความเหมาะสมมากในการดำรงชีวิต

2.3.2 องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ

ก๊าซชีวภาพประกอบไปด้วยก๊าซหลายชนิดส่วนใหญ่เป็น CH_4 50 - 70% และ คาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) 30 - 50 % ส่วนที่เหลือเป็นก๊าซอื่นๆ เช่น แอมโมเนีย (NH_3), ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) และ ไอน้ำ CH_4 เป็นก๊าซที่จุดติดไฟได้จึงสามารถใช้เป็นเชื้อเพลิงได้ดี และเป็นส่วนสำคัญที่ทำให้เราสามารถนำก๊าซชีวภาพไปใช้เป็นพลังงานหมุนเวียน เพื่อทดแทนเชื้อเพลิงได้ ส่วนก๊าซอื่นๆ คือ ไฮโดรเจนซัลไฟด์และแอมโมเนียจะมีปริมาณมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์ตั้งต้นว่ามีส่วนประกอบของไนโตรเจน (N) และ ซัลเฟอร์ (S) มากน้อยเพียงใด



ก๊าซชีวภาพประกอบด้วย CH_4 เป็นส่วนใหญ่ซึ่งถือว่าเป็นก๊าซเรือนกระจกชนิดหนึ่ง มีอันตรายมากกว่าก๊าซคาร์บอน ไดออกไซด์ 21 เท่า ดังนั้นการปล่อยให้ก๊าซชีวภาพลอยไปสู่บรรยากาศ เป็นการทำลายสภาพแวดล้อมอย่างหนึ่ง ปัจจุบันได้มีเทคโนโลยีในการนำก๊าซชีวภาพมาใช้งาน เช่น เชื้อเพลิงทดแทนน้ำมันเตา และ เชื้อเพลิงผลิตไฟฟ้า เป็นต้น

2.4 แบคทีเรียที่เกี่ยวข้อง

ในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน ต้องอาศัยการทำงานของแบคทีเรียหลายชนิดร่วมกัน ซึ่งแบคทีเรียที่มีบทบาทต่อกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไม่ใช้ออกซิเจนแบ่งเป็น 2 กลุ่มใหญ่ๆคือ แบคทีเรียกลุ่มผลิตกรด (Acid Forming Bacteria) และแบคทีเรียกลุ่มผลิต CH_4 (Methane Producing Bacteria)

2.4.1 แบคทีเรียกลุ่มผลิตกรด (Acid - Forming Bacteria)

แบคทีเรียส่วนใหญ่ในกลุ่มนี้ คือ Facultative Anaerobic Bacteria ซึ่งสามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ทั้งในสภาวะแวดล้อมที่มีและไม่มีอากาศ โดยได้รับพลังงานที่ใช้ในการเจริญเติบโตจากการย่อยสลายสารอินทรีย์โครงสร้างโมเลกุลใหญ่ให้เป็นกรดไขมัน กรดอินทรีย์ระเหยง่าย แอลกอฮอล์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซไฮโดรเจน ก๊าซแอมโมเนียและก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ สภาวะที่เหมาะสมในการเจริญเติบโตได้ดีในช่วงค่าความเป็นกรด - ด่าง 4.0 - 6.5 และทนต่อการเปลี่ยนแปลงสภาวะแวดล้อมได้ดี มีอัตราการเจริญเติบโตสูง แบคทีเรียกลุ่มผลิตกรดแบ่งได้เป็น 2 กลุ่มดังนี้

2.4.1.1 อะซิโดเจเนติกแบคทีเรีย

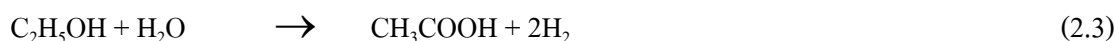
แบคทีเรียกลุ่มนี้เป็นกลุ่มใหญ่ที่สุดในกระบวนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน เนื่องจากสามารถใช้อาหารได้หลายชนิดและมีอัตราการเจริญเติบโตสูง แบคทีเรียกลุ่มนี้จะทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์โครงสร้างโมเลกุลใหญ่ให้เป็นสารโมเลกุลเดี่ยวที่ละลายน้ำได้ ผลผลิตที่ได้จากการย่อยสลายจะเป็นกรดอินทรีย์ระเหยง่าย ได้แก่ กรดอะซิติก กรดไพรูวอิก กรดบิวทีริก กรดฟอรั่มิก เป็นต้น นอกจากนี้ยังได้สารประกอบพวกแอลกอฮอล์ คีโตน ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซไฮโดรเจน แบคทีเรียในกลุ่มนี้ประกอบด้วยแบคทีเรียกลุ่มที่ไม่ชอบออกซิเจนและแบคทีเรียกลุ่มที่เจริญได้ทั้งที่มีและไม่มีออกซิเจน (Facultative Anaerobic Bacteria)

2.4.1.2 อะซิโดเจเนติกแบคทีเรีย

แบคทีเรียกลุ่มนี้เป็นพวกย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ได้จากการย่อยสลายในกระบวนการไฮโดรไลซิสและอะซิโดเจเนซิส เปลี่ยนเป็นให้กรดอะซิติก แบ่งได้เป็น 2 กลุ่มย่อย คือ

2.4.1.2.1 Hydrogen - Producing Acetogenic Bacteria

แบคทีเรียในกลุ่มนี้ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้นตอนไฮโดรไลซิส ซึ่งได้แก่ แอลกอฮอล์และกรดอินทรีย์ที่มีอะตอมของคาร์บอนเป็นส่วนประกอบหลายตัว แล้วได้เป็นกรด อะซิติกและก๊าซไฮโดรเจน หรือกรดอะซิติก ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซไฮโดรเจนเป็นผลผลิต ดังสมการที่ (2.3) – (2.5)



2.4.1.2.2 Homoacetogenic Bacteria แบ่งออกได้เป็น 2 กลุ่ม ได้แก่

1) Autotrophs ได้แก่ แบคทีเรียที่ใช้สารประกอบที่มีคาร์บอน 1 อะตอม เช่น ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซไฮโดรเจน ในการเจริญเติบโต และได้ผลผลิตสุดท้ายเป็น อะซิเตต (หรือกรดอะซิติก) ดังสมการที่ (2.6)



2) Heterotrophs ได้แก่ แบคทีเรียที่ใช้สารประกอบที่มีคาร์บอนหลายอะตอมในการเจริญเติบโต ผลผลิตที่ได้มีทั้งอะซิเตตและโพรพิอเนตซึ่งเป็นสารตัวกลางที่สำคัญในการผลิต CH_4 ดังสมการที่ (2.7)



2.4.2 แบคทีเรียกลุ่มผลิตก๊าซมีเทน (Methane Producing Bacteria)

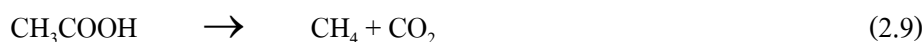
แบคทีเรียกลุ่มผลิต CH_4 สามารถใช้สารอาหารได้ไม่กี่ยชนิด แบคทีเรียกลุ่มนี้สามารถแบ่งตามชนิดการใช้สารอาหารตั้งต้นได้เป็น 2 กลุ่ม คือ

2.3.2.1 Hydrogenotrophic Methanogens หรือ Hydrogen Utilizing Chemolith - Otrophs ซึ่งเปลี่ยนก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ไปเป็น CH_4 ดังสมการที่ (2.8)



แบคทีเรียกลุ่มนี้มีบทบาทสำคัญคือจะใช้ก๊าซไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นในขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไม่ใช้ออกซิเจนขั้นตอนที่ 2 โดยช่วยคงสภาวะให้มีปริมาณก๊าซไฮโดรเจนต่ำลง ซึ่งมีผลต่อการเกิด อะซิเตตอย่างต่อเนื่อง

2.3.2.2 Acetotrophic Methanogens หรือ Acetoclastic Bacteria ซึ่งจะเปลี่ยนอะซิเตตไปเป็น CH_4 และ CO_2 ดังสมการที่ (2.9)



ปริมาณ CH_4 ที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ประมาณ 2 ใน 3 เกิดจากการเปลี่ยนอะซิเตตไปเป็น CH_4 โดยแบคทีเรียกลุ่ม Acetotrophic Methanogens และที่เหลือเป็นผลของปฏิกิริยาระหว่างก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซไฮโดรเจนโดยแบคทีเรียกลุ่ม Hydrogenotrophic Methanogens

2.5 กระบวนการย่อยสลาย (Hydrolysis) ขั้นต้น

กระบวนการย่อยสลายขั้นต้นมีวัตถุประสงค์เพื่อ กำจัดลิกนินซึ่งมีสมบัติไปห่อหุ้มหรือเคลือบ โครงสร้างของเซลลูโลสและเฮมิเซลลูโลสออกไป (Ververis et al., 2007) ลิกนินจึงเป็นเหมือนผนังป้องกันไม่ให้จุลินทรีย์ย่อยสลายเซลลูโลสและเฮมิเซลลูโลส นอกจากนี้ยังมีวัตถุประสงค์เพื่อเพิ่มขนาดรูพรุนของตัววัตถุดิบและลดการเกิดผลึกของเซลลูโลส (Cellulose Crystallinity) ทำให้เอนไซม์สามารถเข้าถึงวัตถุดิบได้ง่ายขึ้น (Sun and Cheng, 2002) อีกทั้งยังช่วยลดค่าใช้จ่ายสำหรับเอนไซม์ในการย่อยเซลลูโลส เนื่องจากใช้เอนไซม์ในการย่อยเพียงอย่างเดียว โดยไม่มีการปรับสภาพวัตถุดิบก่อนจะมีค่าใช้จ่ายสำหรับเอนไซม์ถึง 25 % ของต้นทุนการผลิต (Brodeur et al., 2011) การศึกษาการย่อยสลายขั้นต้นวัสดุชีวมวลให้ดีขึ้นเพื่อผลิต CH_4 และเอทานอล มีงานวิจัยมากมายเกี่ยวกับการย่อยสลายขั้นต้นด้วยวิธีที่แตกต่างกันเพื่อการย่อยสลายที่ดีขึ้น

ประเภทชีวมวลนั้นมีส่วนประกอบ 3 ชนิดเป็นหลัก คือ 1) เซลลูโลส คือ หน่วยย่อยของกลูโคสที่เชื่อมต่อกันด้วยพันธะ β -1-4 กลูโคซิดิก การรวมตัวของเซลลูโลสมีรูปแบบที่เรียกว่า เส้นใย หรือกลุ่มที่เรียกว่าเซลลูโลส 2) เฮมิเซลลูโลส คือ โครงสร้างของคาร์โบไฮเดรต ประกอบด้วยโพลีเมอร์ที่แตกต่างกัน เช่น เพนโตส เฮกโซส และกรดน้ำตาล โดยมีน้ำหนักโมเลกุลน้อยกว่าเซลลูโลสและสั้นกว่า ซึ่งย่อยสลายได้ง่ายกว่าเฮมิเซลลูโลสมีหน้าที่เชื่อมต่อระหว่างเซลลูโลสและลิกนินทำให้เป็นเครือข่ายที่แข็งแรง การละลายของเฮมิเซลลูโลสจะได้ส่วนประกอบที่แตกต่างกันไป เช่น แมนโนส ไซโลส กลูโคส อาราบิโนส และกาแลกโตส 3) ลิกนิน คือ ส่วนประกอบหนึ่งที่มีในผนังเซลล์โดยเป็นพอลิเมอร์ที่ประกอบด้วยมอนอเมอร์ต่างชนิดกันไม่เป็นผลึก ทำให้พืชมีโครงสร้างที่น้ำซึมผ่านไม่ได้และป้องกันการย่อยสลายจากจุลินทรีย์หรือการออกซิเดชัน การจะเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตเอทานอลหรือ CH_4 นั้นจึงต้องมีการจัดการ โครงสร้างที่ย่อยสลายโดยจุดมุ่งหมายของการย่อยสลายขั้นต้นคือเปลี่ยนคุณสมบัติเหล่านี้ให้ย่อยสลายขึ้น โดยเอนไซม์

สลับซับซ้อนออกเพื่อให้เอนไซม์สามารถเข้าถึงได้ง่าย ซึ่งจากคุณสมบัติข้างต้นนั้นแล้วทำให้วัสดุชีวมวลทนต่อการ

2.5.1 กระบวนการทางกล

ในการย่อยสลายขั้นต้นทางกลมีจุดมุ่งหมายเพื่อทำการลดขนาดของวัสดุรวมทั้งลดความเป็นผลึก เพื่อเป็นการเพิ่มพื้นที่ผิวและลดระดับความเป็นพอลิเมอร์ลง (Alvira et al., 2010) ทั้งนี้กระบวนการย่อยสลายขั้นต้นทางกลประกอบด้วย การสับ (Chipping) การบด (Grinding) หรือ การโม่ (Milling) โดยปกติขนาดของวัสดุที่ถูกย่อยขั้นต้นแล้วจะมีขนาดแตกต่างกันตามกระบวนการ อาทิ ขนาด 10 - 30 mm (การสับ), 0.2 - 2 mm (การโม่หรือการบด) (Sun and Cheng, 2002) การลดขนาดนี้จะทำให้ความสามารถในการนำไปใช้ประโยชน์ในรูปแบบอื่นเป็นไปได้ง่าย ซึ่งพบว่า การสับย่อยให้มีขนาดเล็กจะช่วยทำให้สามารถเพิ่มอัตราการย่อยสลาย (Degradability) ได้ อย่างมีนัยสำคัญ (Sarnklong et al., 2010.; Shen et al., 1998; Abou – El - Enin et al., 1999) (Taherzadeh and Karimi, 2008) ได้ทดสอบการย่อยสลายขั้นต้นวัสดุจำพวก lignocelluloses ด้วยวิธีการโม่ในรูปแบบต่าง ๆ อาทิ Ball milling, Two - roll milling, Hammer milling, Colloid milling และ Vibro energy milling พบว่าสามารถทำให้เอนไซม์เข้าทำการไฮโดรไลซิสได้ดีขึ้น (Mshandete et al., 2006) ได้ทำการทดสอบถึงขนาดของวัสดุที่เล็กลงและการเพิ่มพื้นที่ผิว ซึ่งผลการทดสอบแสดงให้เห็นถึงความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้สูงขึ้น โดยพบว่าขนาดของวัสดุที่เล็กลงจะทำให้กระบวนการไฮโดรไลซิสได้ง่ายขึ้นและทำให้ขั้นตอนของการสร้างกรดเกิดการสลายอินทรีย์ระเหยง่าย (VFAs) ได้สูงขึ้นทำให้สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงขึ้น Izumi et al., (2010) ได้ทำการศึกษาผลของการลดขนาดและความสามารถในการละลายน้ำในการผลิตก๊าซชีวภาพ โดยใช้กระบวนการ Bead milling พบว่าสามารถเพิ่มความสามารถในการละลายน้ำได้สูงถึงร้อยละ 30 ซึ่งข้อดีของการย่อยสลายขั้นต้นทางกลที่เห็นได้ชัดคือ ไม่เกิดกลิ่นรบกวนจากการทำปฏิกิริยาของสารเคมีต่าง ๆ ไม่มีการเกิดสารประกอบเฟอร์พิวรัลและไฮดรอกซีเมทิลเฟอพิวรัล ง่ายต่อการนำไปใช้จริง และความสิ้นเปลืองการใช้พลังงานอยู่ในระดับที่เหมาะสม โดยการย่อยสลายขั้นต้นทางกลจะใช้พลังงานมากขึ้นกับขนาดสุดท้ายของวัสดุที่จะนำมาลดขนาดและองค์ประกอบของวัสดุนั้นๆ (Cesaro และ Belgiorno, 2014)

2.5.2 กระบวนการทางความร้อน

2.5.2.1 การระเบิดด้วยไอน้ำ (Stream Explosion)

การระเบิดด้วยไอน้ำ (Stream Explosion) ชีวมวลที่ผ่านการหั่นและบดแล้วจะถูกย่อยสลายขั้นต้นด้วยไอน้ำอัมตัวที่ความดันสูง หลังจากนั้นจึงลดความดันลง โดยส่วนใหญ่จะควบคุมอุณหภูมิที่ 160 - 260 °C ที่ความดัน 0.69 - 4.83 MPa วัระยะหนึ่ง หลังจากนั้นจึงลดความดันลงให้เหลือเท่ากับความดันบรรยากาศ ซึ่งเป็นสาเหตุให้เกิดการย่อยสลายเฮมิเซลลูโลสและการเปลี่ยนรูปลิกนิน เนื่องจากอุณหภูมิสูงและเป็นการเพิ่มศักยภาพในการย่อยเซลลูโลสด้วย ปัจจัยที่มีผลต่อการระเบิดด้วยไอน้ำ ได้แก่ ระยะเวลา อุณหภูมิ และขนาดของชิ้นชีวมวล (Pejo et al., 2008) ข้อดีของวิธีนี้ คือ ใช้พลังงานต่ำเมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการบดด้วยเครื่องจักรเพียงอย่างเดียว มีความคุ้มค่าเมื่อใช้ในการย่อยสลายขั้นต้น ไม้เนื้อแข็งและวัสดุเหลือใช้ทางการเกษตร แต่มีประสิทธิผลน้อยเมื่อใช้กับไม้เนื้ออ่อน ข้อจำกัดของวิธีการนี้ คือ การทำลายส่วนประกอบของไซแลน (Xylan) ซึ่งเป็นพอลิแซคคาไรด์พบอยู่ในผนังเซลล์ของพืชและก่อให้เกิดสารองค์ประกอบที่อาจไปขัดขวางการทำงานของจุลินทรีย์ที่ใช้ในกระบวนการต่อจากนี้ (Cheng, 2009)

2.5.2.2 การระเบิดด้วยแอมโมเนีย (Ammonia Fiber Explosion, AFEX)

การระเบิดด้วยแอมโมเนีย (Ammonia Fiber Explosion, AFEX) การทำให้ชีวมวลสัมผัสกับแอมโมเนียเหลวที่อุณหภูมิและความดันสูงในระยะเวลาหนึ่ง หลังจากนั้นจึงลดความดันลง โดยมีตัวแปร 4 ตัวสำคัญ ในการปรับสภาวะของวิธีนี้ให้มีประสิทธิผล ได้แก่ ภาวะบรรจุทุกแอมโมเนีย ภาวะบรรจุทุกน้ำ อุณหภูมิ และระยะเวลาในการทำปฏิกิริยาโดยทั่วไปกระบวนการ AFEX จะใช้แอมโมเนียเหลวประมาณ 1 - 2 kg NH₃/kg dry ที่อุณหภูมิ 60 - 120 °C และความดัน 1.72 - 2.06 MPa เป็นเวลา 30 min (Kumar et al., 2009) กระบวนการนี้สามารถช่วยเพิ่มอัตราการเปลี่ยนแปลงเป็นน้ำตาล อย่างไรก็ตาม กระบวนการนี้มีประสิทธิผลน้อยเมื่อใช้ย่อยสลายขั้นต้นชีวมวลที่มีองค์ประกอบของลิกนินสูง เช่น หนังกื่อพิมพ์ (มีลิกนิน 18 - 30%) เศษไม้ (มีลิกนิน 25 - 35%) นอกจากนี้พบว่ากระบวนการ AFEX มีค่าใช้จ่ายสูงกว่าการระเบิดด้วยไอน้ำ (Cheng, 2009)

2.5.3 กระบวนการทางเคมี

2.5.3.1 การย่อยสลายด้วยโอโซน (Ozonolysis)

โอโซนสามารถย่อยสลายลิกนินและเฮมิเซลลูโลสในวัตถุดิบพวกลิกโนเซลลูโลสได้ เช่น ฟางข้าวสาลี ชานอ้อย หญ้า พืชถั่ว ไม้สน ก๊าซโอโซนเป็นสารออกซิแดนท์ที่ดีสามารถละลายน้ำได้ สามารถเข้าไปแตกโครงสร้างของลิกนินและปลดปล่อยสารประกอบที่ละลายน้ำได้และมีน้ำหนักโมเลกุลน้อย เช่น กรดอะซิติก กรดฟลอมิก (Balat, 2011) ประสิทธิภาพการย่อยสลายชีวมวลด้วยเอนไซม์จะเพิ่มขึ้นเมื่อผ่านการย่อยสลายขั้นต้นด้วยโอโซน ข้อดีของวิธีนี้คือ 1) มีประสิทธิภาพในการกำจัดลิกนิน 2) ไม่ผลิตสารตกค้างที่เป็นพิษต่อกระบวนการต่อไป 3) ปฏิบัติการสามารถดำเนินได้ภายใต้สภาวะอุณหภูมิและความดันห้อง อย่างไรก็ตาม ต้องใช้อิออนโซนปริมาณมากในกระบวนการย่อยสลายขั้นต้นทำให้มีค่าใช้จ่ายสูง (Cheng, 2009)

2.5.3.2 การย่อยสลายด้วยกรด (Acid Hydrolysis)

กรดที่นิยมใช้ได้แก่ กรดซัลฟูริก และกรดไฮโดรคลอริก ซึ่งเดิมเคยใช้กรดเข้มข้นในการย่อยสลายขั้นต้นลิกโนเซลลูโลส แต่เนื่องจากกรดเข้มข้นเหล่านี้มีฤทธิ์กัดกร่อน มีความเป็นพิษและเป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อมจึงจำเป็นต้องใช้ถึงปฏิบัติการที่ทนทานต่อการกัดกร่อน และมีค่าใช้จ่ายในการคืนสภาพของกรดนั้นสูงมาก ดังนั้นจึงใช้การเจือจางกรดในการย่อยสลายขั้นต้นพบว่าเมื่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาสูงสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายเซลลูโลสได้ การย่อยสลายขั้นต้นด้วยการเจือจางกรด แบ่งเป็น 2 ชนิด คือ การเจือจางกรดที่อุณหภูมิสูง ($> 160^{\circ}\text{C}$) และการเจือจางกรดที่อุณหภูมิต่ำ ($< 160^{\circ}\text{C}$) (Jung et al., 2013) ได้ศึกษาการย่อยสลายขั้นต้นหลายปาล์มเปล่าด้วยวิธีการเจือจางกรด พบว่าวิธีการนี้มีประสิทธิภาพมากโดยใช้กรดซัลฟูริก 1% (w/v) ทำปฏิกิริยาภายในเวลา 3 min ที่อุณหภูมิ 190°C และทำการย่อยในไมโครเวฟ ถึงแม้ว่าการย่อยสลายขั้นต้นด้วยกรดจะสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยเซลลูโลสได้ แต่ถ้าพิจารณาในเรื่องค่าใช้จ่ายพบว่าค่าใช้จ่ายที่สูงกว่าการย่อยสลายขั้นต้นทางกลร่วมกับเคมีนอกจากนี้จำเป็นต้องปรับ pH ให้เป็นกลางก่อนหลังจากทำการย่อยสลายขั้นต้น เพื่อไม่ให้ขัดขวางการทำงานของกระบวนการในขั้นตอนต่อไป

2.5.3.3 การย่อยสลายด้วยด่าง (Alkaline Hydrolysis)

โซเดียมไฮดรอกไซด์และปูนขาวเป็นสารเคมีที่นิยมใช้ในกระบวนการย่อยสลายขั้นต้นด้วยด่าง ซึ่งด่างเหล่านี้สามารถแตกโครงสร้างของลิกนินและลดการเกิดผลึกของเซลลูโลส (Sun and Cheng, 2002) การย่อยสลายขั้นต้นด้วยด่างเป็นกระบวนการที่ง่ายและไม่ต้องใช้เวลาทำงานมากเมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการย่อยสลายขั้นต้นด้วยกรด (นันทิกา และคณะ, 2554) รายงานว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของโซเดียมไฮดรอกไซด์จะทำให้ปริมาณของเซลลูโลสเพิ่มขึ้นในขณะที่ปริมาณเฮมิเซลลูโลสและลิกนินลดลง นอกจากนี้ (Chen et al., 2012) พบว่า 70% ของเฮมิเซลลูโลสถูกกำจัดภายใน 4 week ภายใต้การปรับสภาพด้วยด่างที่สภาวะอุณหภูมิห้อง และการใช้เอนไซม์ชนิดผสมหลังจากการปรับสภาพวัตถุดิบด้วยด่างแล้วสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยสลายชีวมวลได้อย่างมีนัยสำคัญ

2.5.3.4 การย่อยสลายออกซิเดชัน (Oxidative Delignification)

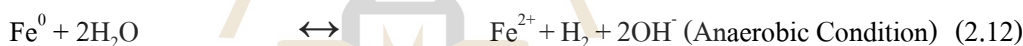
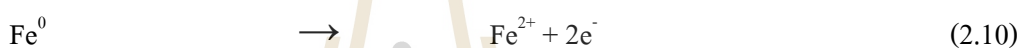
การกำจัดลิกนินโดยการออกซิเดชัน (Oxidative Delignification) การย่อยสลายด้วยไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายด้วยเอนไซม์ขั้นต่อไปนี้ได้ พบว่าปฏิกิริยาเฟนตัน [ปฏิกิริยาระหว่างเหล็ก (Fe) และไฮโดรเจนเปอร์ออกไซด์ (H_2O_2) เกิดเป็นไฮดรอกซิลเรดิคัล (OH)] สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการหมักวัตถุดิบที่ผ่านการย่อยสลายขั้นต้นด้วยการระเบิดด้วยไอน้ำ เนื่องจากปฏิกิริยาเฟนตันสามารถย่อยสลายสารประกอบที่เป็นพิษที่เกิดขึ้นได้ เช่น ฟูแรน (Furan) ฟีนอลิก (Phenolic) (Jain and Vigneshwaran, 2012) ได้ศึกษาผลของการปรับสภาพเซลลูโลสด้วยสารละลายเฟนตัน พบว่า ปฏิกิริยาเฟนตันที่เกิดขึ้นมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายวัตถุดิบให้มีสภาพที่เอนไซม์สามารถ เข้าถึงและย่อยสลายได้ดี นอกจากนี้ (Sinnaraprasat and Fongsatitkul, 2011) พบว่าปฏิกิริยาเฟนตัน ภายใต้สภาวะอุณหภูมิห้อง (28 - 30 °C) ที่อัตราส่วนระหว่าง $H_2O_2 : Fe^{2+}$ เท่ากับ 20 และ COD : H_2O_2 เท่ากับ 130 สามารถย่อยสลายน้ำเสียจากโรงงานผลิตน้ำมันปาล์มดิบซึ่งมี องค์ประกอบของพวกคาร์โบไฮเดรตและให้ปริมาณน้ำตาลที่สามารถนำไปหมักเพื่อผลิต แอลกอฮอล์ได้สูงสุด

2.6 เหล็กประจุศูนย์

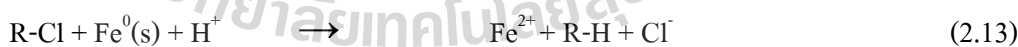
2.6.1 กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ (Zero Valent Iron Reduction)

กระบวนการรีดักชันด้วยเหล็กประจุศูนย์ ในระยะที่ผ่านมานิยมใช้ในการบำบัดสารประกอบคลอรีนสารกำจัดศัตรูพืช สารประกอบไฮโดรคาร์บอน เป็นต้น เหล็กประจุศูนย์เป็นสารรีดิวซิงเอเจนต์ (Reducing agent) ที่สารต่างๆ ในสิ่งแวดล้อมสามารถที่จะทำปฏิกิริยาออกซิเดชันโดยง่ายเนื่องจากตัวมันเองนั้นพยายามที่จะเปลี่ยนรูปให้อยู่ในรูปที่มีความเสถียรมากกว่าคือ อยู่ในรูปของอนุมูลเฟอร์รัสที่ละลายน้ำหรืออยู่ในรูปของอนุมูลเฟอร์ริกที่เป็นของแข็ง

Matheson and Tratnyek (1994) ได้เสนอการเปลี่ยนรูปจากเหล็กประจุศูนย์ไปเป็นอนุมูลเฟอร์รัส ซึ่งเป็นสาเหตุของผุกร่อนของเหล็ก มีค่าศักย์มาตรฐานรีดักชัน (Standard reduction potential) เท่ากับ -0.44 V

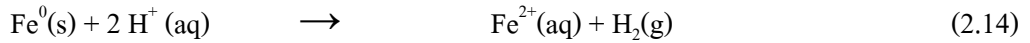


จากสมการที่ (2.10) แสดงให้เห็นถึงกลไกการให้อิเล็กตรอน เหล็กประจุศูนย์จะเปลี่ยนรูปเป็นอนุมูลเฟอร์รัสและให้อิเล็กตรอน 2 ตัว โดยตรงจากผิวของเหล็กเองหรือถ่ายทอดไปยังสารที่ต้องการบำบัด (Weber, 1996)

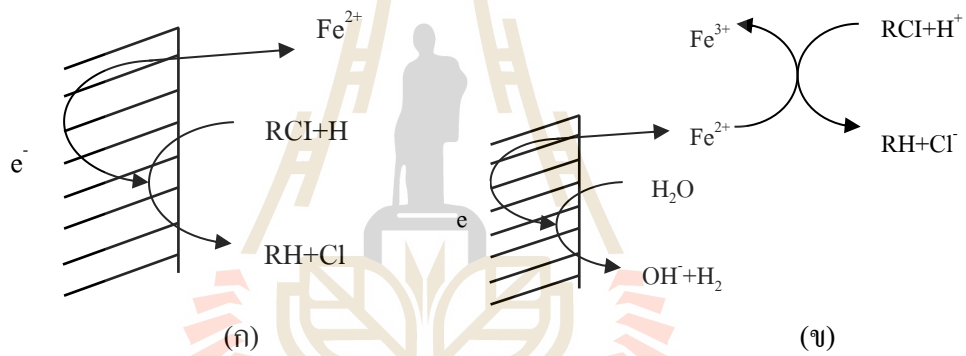


สมการที่ (2.13) แสดงให้เห็นว่า pH ที่ใช้ในการทำปฏิกิริยามีความสำคัญเป็นอย่างมากที่ pH ต่ำ จะช่วยให้ผิวของเหล็กยังคงสภาพที่เหมาะสมต่อการทำปฏิกิริยากับโมเลกุลกลุ่มฮาโลเจนต์ (halogenated molecule) นอกจากนี้ในบางกรณีน้ำอาจจะเข้ามารับอิเล็กตรอนที่ผิวของเหล็กประจุศูนย์ก่อนสารอินทรีย์ ทำให้เกิดเป็นอนุมูลไฮดรอกซิลและก๊าซไฮโดรเจนและปล่อยอนุมูลเฟอร์รัสออกมา อนุมูลเฟอร์รัสที่เกิดขึ้นยังสามารถที่จะทำปฏิกิริยาต่อจนเปลี่ยนรูปเป็นอนุมูลเฟอร์ริก

นอกจากนั้นเหล็กประจุศูนย์ยังสามารถรีดิวซ์ไฮโดรเจนออกไซด์ในน้ำให้กลายเป็นก๊าซไฮโดรเจนได้อีกด้วยดังสมการที่ (2.14) (Weber, 1996)



สภาพแวดล้อมที่เป็นด่างนั้นออกไซด์และไฮดรอกไซด์จะเกาะติดอยู่ที่ผิวของเหล็กประจุศูนย์ ทำให้ไม่เหมาะแก่ การนำไปใช้งาน ควรมีการทำมาความสะอาดก่อนการนำไปใช้ (Pre-Treatment) ด้วยกรด 2 - 3 รอบ และปล่อยให้แห้งในสภาวะที่มีการรมก๊าซไนโตรเจน จากนั้นเก็บไว้ในที่อับอากาศ ในระหว่างการทำปฏิกิริยา สภาพที่เป็นด่างก็จะเป็นตัวยับยั้งการปลดปล่อยอิเล็กตรอนของเหล็ก กล่าวคือไฮโดรเจนไอออน (H⁺) ที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาจะถูกสะเทินโดยไฮดรอกไซด์ไอออน (OH⁻) ที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยากัดกร่อน อีกทั้งเหล็กจะเกิดการตกผลึกเป็นเหล็กไฮดรอกไซด์ (Fe(OH)₂ or Fe(OH)₃) ที่ pH สูงกว่า 9 (Matheson และ Tratnyek, 1994) แสดงในรูปแบบที่ (2.4)



รูปที่ 2.4 ลำดับการทำปฏิกิริยาการกำจัดโมเลกุลกลุ่มฮาโลเจนที่ของเหล็กประจุศูนย์ในน้ำ (ก) การถ่ายเทอิเล็กตรอนจากผิวของโลหะโดยตรง (ข) การรีดักชันโดยอนุมูลเฟอร์รัส ทำให้เปลี่ยนรูปเป็นอนุมูลเฟอร์ริก (Matheson และ Tratnyek, 1994)



การเปลี่ยนรูปจาก Fe⁰ ไปเป็น Fe²⁺ มีค่าศักย์การนำไฟฟ้าต่ำ เท่ากับ -0.447 V ซึ่งต่ำกว่า CO₂ H₂O และ CH₄ จึงให้ electron (e⁻) ได้ง่าย ดังสมการที่ 2.10 - 2.12 จูลินทรีย์ จะนำ e⁻ ของเหล็ก ที่ถูกปลดปล่อยออกมาไปใช้ โดย e⁻ จะถูกเก็บอยู่ในรูปสารตัวกลาง ได้แก่ NADH คิวโนน ไฮโดโรควิโนน เป็นต้น เมื่อ สารตัวกลางถูกออกซิไดซ์ ตัว e⁻ ก็จะถูกส่งต่อเป็นทอดๆ ในกระบวนการ

ขนส่งอิเล็กตรอน ระหว่างที่อิเล็กตรอนถูกส่งต่อเป็นทอดๆ นั่นก็จะ ให้พลังงานแก่จุลินทรีย์ จุลินทรีย์จะ นำไปผลิตเป็น CH_4 ต่อไป (สุกรณ์นิมิต, 2555)

2.7 ปัจจัยที่มีผลต่อการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจน

2.7.1 pH

pH เป็นตัวที่วัดค่าความเป็นกรดหรือด่างในระบบ บ่อยครั้งพบว่า pH ของน้ำในระบบบำบัด น้ำเสียตกลงไปถึง 3 - 4 ซึ่งไม่เป็นผลดีต่อระบบบำบัด เพราะระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนต้องควบคุมให้อยู่ในระดับ pH ประมาณเท่ากับ 7 - 8 ดังนั้นอาจใช้ปูนขาวหรือด่างชนิดอื่นๆ ใสลงไปทำให้ pH ของระบบมีสูงขึ้น ถ้าเติมด่างมากเกินไปจะทำให้ pH ในระบบสูงเกิน 8 ไม่เหมาะสมอีก ดังนั้นค่า pH ที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 6.6 - 8.0 เพราะว่าเมื่อมี pH ต่ำกว่า 6.6 จะทำให้เกิดก๊าซ CO_2 มากกว่าปกติ และจะเกิดกลิ่นเหม็นพร้อมๆ กับมีฟlocs ก้อนลอยขึ้นมากมาย (ถ้าในระบบมีตะกอนมาก) และเมื่อมี pH สูงกว่า 7.5 - 8.0 จะทำให้แบคทีเรียประเภทที่จะช่วยผลิต CH_4 มีน้อยลงและเชื้อขี้ และถ้ามี pH สูงขึ้นถึง 9.0 ระบบการย่อยสลายสารอินทรีย์จะไม่ทำงาน นั่นคือการกำจัด BOD ของน้ำเสียนี้น้อยลงอย่างมาก (ภัทรา วงษ์พันธ์กุล, 2554)

2.7.2 สภาพความเป็นกรด (Acidity) และความเป็นด่าง (Alkalinity)

สภาพความเป็นกรดและความเป็นด่างต่างเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญต่อการทำงานของแบคทีเรียในกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน ซึ่งต้องอาศัยแบคทีเรียสองพวกทำงานร่วมกันอย่างต่อเนื่อง ความเป็นกรดในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจะมาจากกรดคาร์บอนิกและกรดไขมันระเหยง่าย โดยกรดไขมันระเหยง่ายจะมีผลต่อระบบบำบัดมากกว่ากรดคาร์บอนิก ปกติปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายในรูปของกรดอะซิติก (CH_3COOH) ควรมีค่าอยู่ในช่วง 50 - 500 mg/l หากปริมาณของกรดไขมันระเหยง่ายในรูปของกรดอะซิติกมีค่ามากกว่า 2,000 mg/l จะทำให้ประสิทธิภาพของระบบผลิตก๊าซชีวภาพลดลงและถ้าระบบมีปริมาณกรดไขมันระเหยง่าย ในรูปของกรดอะซิติกมีค่าตั้งแต่ 8,000 - 10,000 mg/l ขึ้นไปจะมีผลทำให้เกิดความเป็นพิษต่อระบบโดยตรง

ดังนั้นต้องมีการรักษาสมดุลของระบบให้มีปริมาณการสร้างกรดไขมันระเหยง่ายให้เท่ากับหรือต่ำกว่าอัตราการใช้ไป เพื่อสร้าง CH_4 แต่ถ้ามีการสร้างกรดไขมันระเหยง่ายมากเกินไปจะส่งผลให้ pH ของระบบต่ำ เกิดการยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียสร้าง CH_4 ซึ่งเป็นปัญหาที่เกิดขึ้นได้บ่อยในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน การป้องกันปัญหาที่เกิดขึ้นจากการสร้างกรดมากเกินไปทำได้โดยการปรับให้ระบบมีบัฟเฟอร์ที่เพียงพอ เพื่อป้องกันการลดลงอย่างรวดเร็วของ pH ในระบบทั้งนี้สภาพ ความเป็นด่างในระบบจะเป็นตัวบ่งชี้ถึงบัฟเฟอร์ที่มีอยู่ในระบบ โดยสภาพความเป็นด่างในถังหมักแบบไร้ออกซิเจนจะอยู่ในรูปของไบคาร์บอเนตซึ่งทำหน้าที่ในการสะเทิน

คาร์บอนไดออกไซด์และกรดไขมันระเหยง่ายในระบบเพื่อให้ pH เป็นกลาง สำหรับสภาพความเป็นด่างน้อยที่สุดในการป้องกันไม่ให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของ pH อย่างรวดเร็ว ต้องมีค่าเท่ากับปริมาณด่างไบคาร์บอเนตที่ใช้ในการสะเทินกรดคาร์บอนิก รวมกับปริมาณด่างไบคาร์บอเนต เพื่อใช้ในการสะเทินกรดไขมันระเหยง่าย

สำหรับปริมาณด่างที่ต้องการเพื่อใช้ในการสะเทินกรดคาร์บอนิก ขึ้นอยู่กับความสามารถในการละลายของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในน้ำ ซึ่งความสามารถในการละลายจะสอดคล้องกับความดันย่อยของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ หากถึงปฏิกิริยามีระบบระบายก๊าซที่ดี การสะสมของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในระบบไม่มาก ทำให้ความต้องการด่างเพื่อสะเทินกรดคาร์บอนิกมีค่าต่ำ และมีการเปลี่ยนแปลงน้อย (เกื้อกูล บุญยี่, 2552)

2.7.3 อุณหภูมิ

อุณหภูมิมีความสำคัญต่อประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ อัตราการเกิดปฏิกิริยาเคมีหรือปฏิกิริยาชีวเคมีจะมีค่าสูงขึ้นเมื่อมีอุณหภูมิสูงขึ้น และอุณหภูมิที่แบคทีเรียเจริญเติบโตได้เป็นอุณหภูมิที่มีผลต่อองค์ประกอบของเซลล์และกิจกรรมของเอนไซม์ภายในเซลล์ อุณหภูมิถูกแบ่งเป็น 3 ช่วง คือ

ก) ช่วงไซโครฟิลิก (Psychrophilic) เป็นช่วงอุณหภูมิที่ต่ำกว่า 20 °C

ข) ช่วงมีโซฟิลิก (Mesophilic) เป็นช่วงอุณหภูมิระหว่าง 20 - 45 °C

ค) ช่วงเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic) เป็นช่วงอุณหภูมิที่สูงกว่า 45 °C

สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศจะมีช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ 2 ช่วงที่ทำให้เกิด CH_4 ขึ้นในระบบได้คือ ช่วง 30 - 38 °C และช่วง 48 - 57 °C อย่างไรก็ตามการเดินระบบที่ช่วงอุณหภูมิสูง มีข้อเสียที่ Thermophilic bacteria ทนทานต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิได้ไม่ดีเท่ากับ Mesophilic bacteria จึงมีความเสี่ยงต่อการล้มเหลวของระบบสูง และการเดินระบบที่อุณหภูมิสูงยังสิ้นเปลืองพลังงานในการควบคุมอุณหภูมิของถังปฏิกรณ์อีกด้วย

2.7.4 อีออนบวก

อีออนบวกที่เป็นพิษต่อแบคทีเรียในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนได้แก่ โซเดียม (Na^+) โพแทสเซียม (K^+) แมกนีเซียม (Mg^{2+}) และแคลเซียม (Ca^{2+}) ซึ่งธาตุเหล่านี้หากมีความเข้มข้นที่พอเหมาะจะเป็นธาตุที่มีประโยชน์ต่อแบคทีเรีย แต่ถ้ามากเกินไปจนความจำเป็นจะเกิดเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ ปกติอีออนบวกที่มีวาเลนซ์สูง (มีประจุบวกสูง) จะมีความเป็นพิษมากกว่าอีออนบวกที่มีวาเลนซ์ต่ำ ระดับความเป็นพิษของอีออนบวกต่างๆ แสดงในตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.2 ความเข้มข้นของไอออนบวกที่กระตุ้นและยับยั้งปฏิกิริยา

ชนิดของไอออนบวก	ความเข้มข้น (mg/l)		
	กระตุ้น	ยับยั้งปานกลาง	ยับยั้งมาก
Na ⁺	100 – 200	3,500 – 5,500	>8,000
K ⁺	200 – 400	2,500 – 4,500	>12,000
Ca ²⁺	100 – 200	2,500 – 4,500	>8,000
Mg ²⁺	75 – 150	1,000 – 1,500	>3,000

ที่มา : สำนักวิจัยค้นคว้าพัฒนากรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน (2549)

พิษของไอออนบวกสามารถลดลงได้ (Antagonism) เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่นๆ ในปริมาณที่เหมาะสม เช่น พิษของ Na⁺ มีความเข้มข้น 3,500 mg/l สามารถทำให้ลดลงได้ ถ้าในระบบมี Mg²⁺ และ Ca²⁺ ที่มีความเข้มข้นอยู่ระหว่าง 50 – 1,000 mg/l แต่ในทางตรงกันข้ามไอออนบางชนิดจะไปเพิ่มความความเป็นพิษให้มากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกัน (Synergism) การลดหรือเพิ่มความความเป็นพิษของไอออนบวกแต่ละชนิด ดังแสดงได้ตามตารางที่ 2.3 และ 2.4

ตารางที่ 2.3 การเพิ่มความความเป็นพิษของไอออนแต่ละชนิด

ไอออนที่เป็นพิษ	ไอออนเสริมความเป็นพิษ
Ammonium (NH ⁴⁺)	Calcium, Magnesium, Potassium
Calcium (Ca ²⁺)	Ammonium, Magnesium
Magnesium (Mg ²⁺)	Ammonium, Calcium
Potassium (K ⁺)	None
Sodium (Na ⁺)	Ammonium, Calcium, Magnesium

ที่มา : Kugelman and Chin (1971)

ตารางที่ 2.4 การลดความเป็นพิษของไอออนแต่ละชนิด

ไอออนที่เป็นพิษ	ไอออนลดความเป็นพิษ
Ammonium (NH_4^+)	Sodium
Calcium (Ca^{2+})	Sodium, Potassium
Magnesium (Mg^{2+})	Sodium, Potassium
Potassium (K^+)	Ammonium, Calcium, Magnesium, Sodium
Sodium (Na^+)	Potassium

ที่มา : Kugelman and Chin (1971)

2.7.5 โลหะหนัก

โลหะหนักที่เป็นพิษต่อแบคทีเรียในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนได้แก่ แมงกานีส (Mn) สังกะสี (Zn) แคดเมียม (Cd) นิกเกิล (Ni) โคบอลต์ (Co) ทองแดง (Cu) และโครเมียม (Cr) ซึ่งจะอยู่ในน้ำทิ้งในรูปของไอออน ทั้งนี้โลหะหนักที่อาจพบในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน แสดงดังตารางที่ 2.5 โดยทองแดง (Cu^{2+}) จะมีผลต่อระบบผลิตก๊าซชีวภาพมากที่สุด ทั้งนี้ค่าความเป็นพิษของสารประกอบโลหะหรือไอออนโลหะหนักจะขึ้นอยู่กับระดับพลังศักย์ทางไฟฟ้า pH และ Ionic strength ของระบบ เนื่องจากโลหะหนักแต่ละชนิดสามารถที่จะรวมตัวเป็นการประกอบเชิงซ้อนกับแอมโมเนีย คาร์บอเนต ซัลไฟด์ และฟอสเฟตได้ ดังนั้นจึงเป็นการยากในการประเมินความเป็นพิษของโลหะหนักแต่ละชนิด ในตารางที่ 2.6 แสดงถึงความเป็นพิษของโลหะหนัก ส่วนในตารางที่ 2.5 แสดงถึงการสะสมของโลหะหนักในตำแหน่งต่าง ๆ ในเซลล์ของแบคทีเรีย แม้ว่าโลหะหนักจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียในระบบไร้ออกซิเจน แต่โลหะหนักบางประเภทยังมีความจำเป็นสำหรับการเจริญเติบโตและการทำงานของแบคทีเรีย โดยมีความต้องการใช้ในปริมาณเพียงเล็กน้อย เช่น นิกเกิล หรือ โคบอลต์ เป็นต้น

ตารางที่ 2.5 โลหะหนักที่พบในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

พบบาก	พบบ่อย	ไม่ค่อยพบ
Cadmium (Cd^{2+}), Chromium (Cr^{+6}), Copper (Cu^{2+}), Lead (Pb^{2+}), Nickel (Ni^{2+}), Zinc (Zn^{2+})	Arsenic (As), Iron (Fe), Manganese (Mn), Mercury (Hg), Silver (Ag)	Aluminum (Al), Cobalt (Co), Molybdenum (Mo), Selenium (Se), Tin (Sn)

ที่มา : USEPA (1981)

ตารางที่ 2.6 ความเข้มข้นของโลหะหนักที่สามารถยับยั้งการทำงานของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

โลหะหนัก	ความเข้มข้น (mg/l)
Arsenic (As)	0.05 to 1.0
Cadmium (Cd)	0.01 to 0.02
Chromium (Cr ⁺⁶)	1.0 to 1.5
Copper (Cu)	0.5 to 1.0
Nickel (Ni)	1.0 to 2.0
Zinc (Zn)	0.5 to 1.0

ที่มา : Mignone (2005)

2.7.6 แอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีไนโตรเจนรวมอยู่ เช่น โปรตีน หรือ ยูเรีย เป็นต้น ได้ผลิตในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH₄⁺) หรือ แอมโมเนีย (NH₃) ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับค่า pH ของระบบดังสมการที่ (2.17)



ปริมาณของแอมโมเนียมไอออนจะมีความสัมพันธ์กับค่า pH เมื่อ pH มีค่าประมาณ 7.0 ความเข้มข้นของแอมโมเนียจะมีประมาณ 1% ของแอมโมเนียทั้งหมด โดยจะมีความเข้มข้นของแอมโมเนียมากขึ้น เมื่อ pH สูงขึ้น สำหรับความเป็นพิษของแอมโมเนียนั้นพบว่าแอมโมเนียจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียมากกว่าแอมโมเนียมไอออน โดยพบว่าแอมโมเนียจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียเมื่อมีความเข้มข้นมากกว่า 150 mg/l ในขณะที่แบคทีเรียสามารถทนต่อความเข้มข้นของแอมโมเนียมไอออนได้สูงถึง 3,000 mg/l ดังนั้นการรักษา pH ให้มีค่าประมาณ 7.0 หรือต่ำกว่า ทำให้แอมโมเนียทั้งหมดอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออนซึ่งเป็นพิษต่อระบบน้อยกว่า ตารางที่ 2.7 แสดงระดับความเป็นพิษของแอมโมเนียที่ความเข้มข้นต่าง ๆ สำหรับการลดพิษของแอมโมเนียในโตรเจน ทำได้โดยการเจือจางน้ำทิ้ง หรือทำการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำทิ้งก่อนเข้าสู่ระบบบำบัด เช่น ใช้กระบวนการ Ammonia Stripping เป็นต้น

ตารางที่ 2.7 ระดับความเป็นพิษของแอมโมเนียอออน

แอมโมเนียไนโตรเจน, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/l)	ผลกระทบต่อระบบ
50 – 200	ปริมาณพอเหมาะ
200 – 1,000	ยังไม่เกิดผลชัด
1,500 – 3,000	เริ่มยับยั้งเมื่อมีค่า pH สูงกว่า 7.0
>3,000	เป็นพิษโดยตรง

ที่มา : McCarty (1964)

2.7.7 ซัลเฟต (SO_4^{2-})

พิษของซัลไฟด์ต่อแบคทีเรีย เกิดขึ้นเนื่องจากน้ำทิ้งที่เข้าสู่ระบบมีปริมาณซัลไฟด์สูง การย่อยสลายซัลเฟต (SO_4^{2-}) หรือโปรตีนในน้ำทิ้งโดยซัลเฟตในน้ำเสีย มีทั้งที่อยู่ในรูปของสารละลายน้ำได้และไม่ละลายน้ำ ขึ้นอยู่กับอออนประจุบวกที่ซัลเฟต รวมอยู่โดยส่วนที่มีการรวมกับโลหะหนักจะตกตะกอน ส่วนที่เหลือจะละลายน้ำหรืออยู่ในรูปของก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) และเมื่อละลายน้ำสามารถเปลี่ยนเป็นกรดซัลฟูริก (H_2SO_4) ความเข้มข้นของซัลไฟด์ละลายน้ำที่แบคทีเรียสามารถทนได้อยู่ระหว่าง 50 - 160 mg/l และจะเกิดความเป็นพิษขึ้นเมื่อความเข้มข้นมากกว่า 200 mg/l วิธีซึ่งสามารถลดความเป็นพิษของซัลไฟด์ลงได้ โดยการทำให้ซัลไฟด์ตกตะกอน การเจือจางน้ำทิ้งหรือการแยกซัลไฟด์ออกจากน้ำทิ้งก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดสำหรับน้ำเสียที่มีปริมาณของซัลเฟตมาก เช่น น้ำเสียจากโรงงานน้ำยางชั้น ปริมาณของซัลเฟต ที่มากเกินไป จะทำให้แบคทีเรียที่สามารถรีดิวซ์ซัลเฟตให้เป็นซัลไฟด์ (Sulfate Reducing Bacteria, SRB) เช่น *Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum* เจริญเติบโตได้ดี แบคทีเรียในกลุ่มของ SRB จะใช้ซัลเฟต (SO_4^{2-}) เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายและเปลี่ยนเป็นซัลไฟด์ การที่น้ำเสียมียซัลเฟตมาก ส่งผลให้แบคทีเรียสร้าง CH_4 ทำงานได้น้อยลง ทำให้การผลิต CH_4 ลดน้อยลง แต่จะได้ H_2S ที่มีกลิ่นเหม็นแทนที่ซึ่งการอธิบายจะอาศัยการเปรียบเทียบกลไกการเกิดปฏิกิริยารีดิวซ์ซัลเฟตและการสร้าง CH_4 ในรูปของอุณหพลศาสตร์ ซึ่งแสดงไว้ใน ตารางที่ 2.8

ตารางที่ 2.8 ค่า ΔG° ในการรีดิวซ์ซัลเฟตและสร้าง CH_4

ปฏิกิริยา	ΔG° (kJ)
1. $4\text{H}_2 + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ \rightarrow \text{HS}^- + 4\text{H}_2\text{O}$	-152.2
2. $4\text{H}_2 + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$	-135.6
3. $\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{SO}_4^{2-} + \text{H}^+ \rightarrow 2\text{HCO}_3^- + \text{H}_2\text{S}$	-47.6
4. $\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{HCO}_3^- + \text{CH}_4$	-31.0
5. $4\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + \text{SO}_4^{2-} \rightarrow 4\text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{HCO}_3^- + 3\text{HS}^- + \text{H}^+$	-150.6
6. $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 3\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + \text{H}_2$	-76.1
7. $4\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^- + 12\text{H}_2\text{O} \rightarrow 4\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 3\text{CH}_4$	-102.4

ที่มา : สำนักวิจัยค้นคว้าพัฒนากรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน (2549)

จากตารางที่ 2.8 จะเห็นว่าเมื่อทำการเปรียบเทียบการเกิดปฏิกิริยารีดิวซ์ซัลเฟตและการสร้าง CH_4 โดยใช้สารตั้งต้นชนิดเดียวกันคือไฮโดรเจนและกรดอะซิติคในปฏิกิริยารีดิวซ์ซัลเฟตเป็นซัลไฟด์ (ปฏิกิริยาที่ 1 และ 3) โดยใช้ไฮโดรเจนและกรดอะซิติคเป็นสารตั้งต้นตามลำดับ จะมีค่า G° ที่ต่ำกว่าในปฏิกิริยาที่สร้าง CH_4 (ปฏิกิริยาที่ 2 และ 4) แสดงให้เห็นว่าปฏิกิริยารีดิวซ์ซัลเฟตเป็นปฏิกิริยาที่ให้พลังงานมากกว่า ดังนั้นจึงสามารถเกิดปฏิกิริยาขึ้นได้ง่ายกว่าปฏิกิริยาการสร้าง CH_4 การที่น้ำเสียมีซัลเฟตในปริมาณสูงจึงทำให้ได้ผลผลิตที่เป็น CH_4 ลดน้อยลง เนื่องจากสารตั้งต้นถูกใช้ไปในการรีดิวซ์ซัลเฟตมากกว่าการสร้าง CH_4 ผลผลิตที่ได้จึงเป็น H_2S ที่มีกลิ่นเหม็นและที่ pH ต่ำอาจเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้

แต่หากพิจารณาในแง่ของการย่อยสลายกรดโพธิออนิกเป็นกรดอะซิติคแล้ว (ปฏิกิริยาที่ 5 ถึง 7) พบว่าการรีดิวซ์ซัลเฟตที่เกิดขึ้น สามารถลดการสะสมของกรดโพธิออนิกในระบบได้ ดังนั้น การที่มีซัลเฟตในน้ำเสยจึงมิได้ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ความเป็นพิษของซัลเฟตที่มีต่อระบบมีความสัมพันธ์กับค่า pH โดยที่ pH 6.4 – 7.2 H_2S สามารถยับยั้งการทำงานของระบบได้ 50% เมื่อมีความเข้มข้น 250 mg/l ในขณะที่ H_2S เพียง 90 mg/l สามารถส่งผลในการยับยั้งการทำงานของระบบได้เท่ากัน เมื่อ pH มีค่า 7.8 – 8.0

2.7.8 สารพิษ

โดยทั่วไปในน้ำเสียมักมีสารพิษหลายชนิดปะปนเป็นองค์ประกอบอยู่ ซึ่งระดับความเป็นพิษจะมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับชนิดและปริมาณของสารนั้นๆ หากมีการสะสมของสารบางอย่างภายในถึงปฏิกรณ์ในปริมาณที่มากเกินไปจะเป็นพิษต่อแบคทีเรียได้ โดยอาจมีผลต่อการยับยั้ง (Inhibition) การเจริญเติบโต จนถึงทำให้แบคทีเรียตายได้ และจะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพหรือเสถียรภาพของระบบลดลง

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศได้แบ่งสารพิษที่มีผลต่อแบคทีเรีย เช่น พิษของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย ซึ่งมีผลต่อแบคทีเรียกลุ่มผลิต CH_4 พิษของสารโลหะหนักชนิดต่างๆ พิษของแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) เป็นต้น ระดับความเข้มข้นของสารพิษที่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไม่ใช้อากาศ แสดงดังตารางที่ 2.9

สำหรับโลหะหนักบางชนิดเช่น นิกเกิล (Ni) โคบอลต์ (Co) เหล็ก (Fe) สังกะสี (Zn) ทองแดง (Cu) นั้นจัดเป็นธาตุอาหาร (Trace Element) ที่จำเป็นต่อแบคทีเรียด้วย ซึ่งมีความจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มผลิตก๊าซ CH_4 โดยแบคทีเรียมีความต้องการในปริมาณที่ต่ำมาก

ตารางที่ 2.9 ระดับความเข้มข้นของสารต่างๆ ที่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไม่ใช้อากาศ

สารพิษ	ความเข้มข้นสูงสุดที่ไม่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรีย (mg/l)
Cu	1
Zn	5
Cr^{6+}	5
Cr^{3+}	2,000
Total Chromium (Cr)	5
Ni	2
Cd	0.02
S^-	100
SO_4^{2-}	500
Ammonia	1,500
Na^+	3,500
K^+	2,500

ตารางที่ 2.9 ระดับความเข้มข้นของสารต่างๆ ที่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไม่ใช้อากาศ (ต่อ)

สารพิษ	ความเข้มข้นสูงสุดที่ไม่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรีย (mg/l)
Ca ²⁺	2,500
Mg ²⁺	1,000
Acrylonitrile	5
Benzene	50
CCl ₄	10
Chloroform	0.1
Pentachlorophenol	0.4
Cyanide	1

ที่มา : ชงชัย พรรณสวัสดิ์ (2525)

2.7.9 สารอาหาร

สารอาหารแบ่งออกเป็น 2 ชนิด คือ สารอาหารหลัก (Macronutrient) ได้แก่ คาร์บอน (C) ไนโตรเจน (N) ฟอสฟอรัส (P) และกำมะถัน (S) และสารอาหารรอง (Micronutrient) ได้แก่ แคลเซียม (Ca) แมกนีเซียม (Mg) สังกะสี (Zn) แมงกานีส (Mn) ทองแดง (Cu) โคบอลต์ (Co) เหล็ก (Fe) และนิกเกิล (Ni) ปริมาณ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ต้องการในการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนอย่างน้อยที่สุดต้องมีอัตราส่วน COD : N : P เท่ากับ 150 : 1.1 : 0.2 (McCarty, 1964 อ้างอิงใน อาริยา วิรัชวรกุล, 2546) โดยใช้คาร์บอนในการสังเคราะห์พลังงาน ไนโตรเจนในการสังเคราะห์โปรตีน และฟอสฟอรัสในการสังเคราะห์กรดนิวคลีอิก ดังนั้นในการควบคุมสภาวะให้เหมาะสมจึงต้องใส่สารอาหารให้เพียงพอแก่ความต้องการเพราะของเสียที่เข้าสู่ระบบนั้นมีคุณสมบัติที่แตกต่างกันออกไป

2.7.10 สารอินทรีย์

สารอินทรีย์บางชนิดสามารถยับยั้งการทำงานของแบคทีเรียไร้ออกซิเจนซึ่งได้แก่ แอลกอฮอล์ (Alcohol) จำพวกเมทานอล (Methanol) และกรดไขมันที่มีโมเลกุลยาว (Long Chain Fatty Acid) การทำลายความเป็นพิษสารอินทรีย์เหล่านี้ สามารถทำได้โดยการป้อนน้ำทิ้งเข้าสู่ระบบอย่างต่อเนื่อง (Continuous Feed) ซึ่งจะต้องเริ่มจากความเข้มข้นที่น้อย ๆ แล้วจึงปรับให้มีความเข้มข้นเป็นลำดับเพื่อทำให้แบคทีเรียมีความคุ้นเคยและปรับตัวได้ (เกื้อกุล บุญยี่, 2552)

2.7.11 การกวน

การกวนเป็นการทำให้ของเหลวและส่วนผสมที่อยู่ในระบบ มีการผสมและกระจายตัวอย่างทั่วถึงและสม่ำเสมอ ช่วยให้ของเสียที่เข้ามาใหม่เข้าไปแทนที่ของเสียที่ถูกย่อยสลายแล้ว ทำให้ระบบมีการย่อยสลายได้อย่างต่อเนื่องและมีประสิทธิภาพ นอกจากนี้การกวนยังช่วยป้องกันมิให้มีการแยกชั้นของเสีย ซึ่งการแยกชั้นของเสียจะสร้างปัญหาให้กับระบบ โดยตะกอนลอยด้านบนสุด (Scum) จะทำให้ประสิทธิภาพในการสร้าง CH_4 และเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ในระบบลดลง ในทางปฏิบัติสามารถลดปัญหาการเกิดตะกอนลอยได้ โดยการเพิ่มการกวนให้แก่ระบบ ถ้าหากระบบมีสภาพความเข้มข้นของแข็งต่ำ (ความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยน้อยกว่า 500 mg/l) และมีสารที่มีเส้นใยอยู่ไม่มาก สามารถใช้การหมุนเวียนของเหลวหรือก๊าซที่เกิดขึ้นในถัง เพื่อกวนผสมน้ำเสียได้ แต่หากระบบมีแนวโน้มการสะสมตัวของตะกอนลอยค่อนข้างสูง หรือของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียนั้นมีมาก จำเป็นต้องใช้การกวนโดยใช้เครื่องมือทางกล เช่น ในกวน เป็นต้น และกลุ่มแบคทีเรียที่ผลิต CH_4 มีความไวต่อการผสมเร็ว (Rapid Mixed, Velocity Gradient, $G > 500 \text{ s}^{-1}$) ควรหลีกเลี่ยงการผสมที่อาจทำให้แบคทีเรียผลิต CH_4 หลุดออกจากระบบ เพราะจะทำให้ระบบล้มเหลวได้ (Gerardi, 2003)

2.7.12 อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR)

อัตราการการบรรทุกสารอินทรีย์เป็นปัจจัยอย่างหนึ่งที่จะมีผลต่อประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายในระบบ และเป็นตัวแปรสำคัญที่ใช้ในการออกแบบระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนอีกด้วย เนื่องจากการเปลี่ยนสารอินทรีย์ในถังกลายเป็น CH_4 ต้องมีความเข้มข้นของแบคทีเรียในปริมาณพอเหมาะสำหรับปริมาณสารอินทรีย์ จึงจะทำให้แบคทีเรียสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพ หากมีการป้อนสารอินทรีย์เข้าระบบมากเกินไปจะทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลง เนื่องจากแบคทีเรียบางส่วนถูกทำลายไปเพราะสภาพที่ไม่สมดุลในทางตรงกันข้ามหากมีการป้อนสารอินทรีย์เข้าระบบน้อยเกินไป จะทำให้การใช้ถังหมักไม่เต็ม ประสิทธิภาพไม่คุ้มค่าในการลงทุน และยังส่งผลให้แบคทีเรียในระบบปรับตัวเข้ากับสภาพสารอินทรีย์ที่มีปริมาณต่ำ ผลที่ตามมาคือระบบล้มเหลวได้เช่นกัน (เกื้อกุล บุญยี่, 2552)

อย่างไรก็ตามค่าของอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์จะแตกต่างกันไปตามธรรมชาติและชนิดของน้ำเสีย จึงจำเป็นต้องปรับค่าอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ในการเดินระบบให้เหมาะสมกับน้ำเสียที่ใช้ด้วย สำหรับอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ที่จะใช้เป็นเกณฑ์ในการออกแบบหาได้จากการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการหรือจากระบบจริงที่มีผู้เดินระบบสำเร็จมาแล้ว

2.7.13 เวลาเก็บกัก

เวลาเก็บกักในระบบของการหมักแบบไร้ออกซิเจนในที่นี้มีหมายถึงเวลากักเก็บแบบที่เรีย (Solid Retention Time, SRT) หรือเวลากักเก็บของเหลว (Hydraulic Retention Time, HRT) อยู่ในระบบจนกระทั่งหลุดออกมาจากระบบ ซึ่งการควบคุมระบบนิยมใช้ค่าเวลากักเก็บของเหลว เนื่องจากคำนวณได้ง่ายกว่า การควบคุมเวลากักเก็บในการเดินระบบมีความสำคัญเนื่องจากถ้าเวลาเก็บกัก ยาวนานเกินไป ก็จะทำให้สิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในการก่อสร้าง เพราะต้องใช้อ่างหมักขนาดใหญ่ในทางตรงกันข้าม หากใช้เวลาเก็บกักสั้นเกินไป แบบที่เรียก็จะเจริญเติบโตไม่ทันเกิดการหลุดออกจากระบบจำนวนมาก ซึ่งส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการทำงานของระบบลดลง การควบคุมเวลาเก็บกักเป็นค่าที่ขึ้นอยู่กับปัจจัยสภาพแวดล้อมภายในระบบและลักษณะของเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบรวมไปถึงชนิดของแบคทีเรียในระบบเป็นสำคัญ (จิรวัดน์, 2546) ในการผลิตก๊าซชีวภาพ พบว่าเมื่อ HRT มากขึ้น จะมีอัตราการเติม NaOH เพื่อปรับ pH ลดลง เนื่องจากมีการเปลี่ยนแปลงของ pH น้อยกว่า ดังนั้นการเพิ่มระยะเวลาเก็บกัก จะช่วยให้ระบบมีเวลามากขึ้นที่จะเพิ่มสภาพด่างโดยธรรมชาติ ให้สูงขึ้นเพื่อรองรับสภาพกรดที่แบคทีเรียสร้างกรดผลิตขึ้น

2.7.14 อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน

อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N Ratio) อัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจนของขยะอินทรีย์ที่สามารถใช้ผลิตก๊าซชีวภาพคือตั้งแต่ 8 - 30 แต่อัตราส่วนที่เหมาะสมที่สุดสำหรับการผลิตก๊าซชีวภาพคือประมาณ 23 ถ้าอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน สูงมาก ไนโตรเจนจะถูกMethanogen นำไปใช้เพื่อเสริมโปรตีนให้ตัวเองและจะหมดอย่างรวดเร็ว ส่งผลให้ได้ก๊าซน้อย แต่ถ้าหาก C/N Ratio ต่ำ จะทำให้ไนโตรเจนมีมากและไปเกาะกันเป็นแอมโมเนีย แอมโมเนียจะไปเพิ่มค่า pH ซึ่งถ้าหากค่า pH สูงถึง 8.5 ก็จะเริ่มเป็นพิษกับแบคทีเรียทำให้จำนวนMethanogen ลดลง นอกจากนี้หาก C/N ratio อยู่นอกเหนือจากช่วง 8 - 30 จะทำให้มีสัดส่วนปริมาณก๊าซที่ได้เป็นก๊าซอื่นๆ เช่นคาร์บอน ไดออกไซด์สูงขึ้น (สถาบันวิจัยและพัฒนาพลังงานนครพิงค์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่, 2553)

2.7.15 อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์

สัดส่วนปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบในแต่ละวันต่อปริมาณจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบ (คำนวณจากปริมาตรของถังเดิมอากาศเท่านั้น) มีความสัมพันธ์กับค่าอายุตะกอน เป็นอีกพารามิเตอร์ที่ใช้ในการแบ่งชนิดของระบบแอกติเวเตดสลัดจ์ (เป็นแบบ High or Low Rate) และกำหนดประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์

2.8 รูปแบบของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

กระบวนการไร้ออกซิเจนอาจใช้ในการบำบัดน้ำเสียหรือบำบัดสลัดจ์ก็ได้ ขึ้นอยู่กับว่าถึงปฏิกิริยาจะเป็นแบบใด แต่ไม่ว่าวัตถุประสงค์จะเป็นเช่นใดก็ตาม กระบวนการไร้ออกซิเจนก็มักมีลักษณะสำคัญร่วมกันคือสามารถสร้างก๊าซชีวภาพจากสารเคมี กระบวนการบำบัดสลัดจ์มักเป็นถึงรูปแบบเดียวกันคือ ถังย่อยสลัดจ์ (Sludge Digestion Tank) ส่วนรูปแบบอื่น ๆ มักใช้ในการบำบัดน้ำเสีย

ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพไร้ออกซิเจนได้มีการพัฒนาอย่างต่อเนื่อง จากถึงปฏิกรณ์ที่ใช้สำหรับหมักธรรมดา จนถึงกระบวนการที่มีอัตราสูงที่ใช้ระยะเวลาสั้นมาก ภาพที่ 2 ได้สรุปรูปแบบของถึงปฏิกรณ์ที่มีใช้กันในปัจจุบัน โดยด้านซ้ายจะเป็นกระบวนการที่เหมาะสมสำหรับระบบย่อยตะกอนหรือน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์อยู่ในรูปของแข็งปนอยู่มาก ส่วนกระบวนการด้านขวามือเหมาะสำหรับน้ำเสียที่สารอินทรีย์ส่วนใหญ่ละลายอยู่ในน้ำ ส่วนกระบวนการตรงกลางเหมาะสมสำหรับน้ำเสียที่มีของแข็งไม่มากนักและน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ละลายน้ำความแตกต่างของทั้งในด้านรูปแบบและข้อพิจารณาในการเลือกใช้งานได้แสดงอยู่ในตารางที่ 2.10

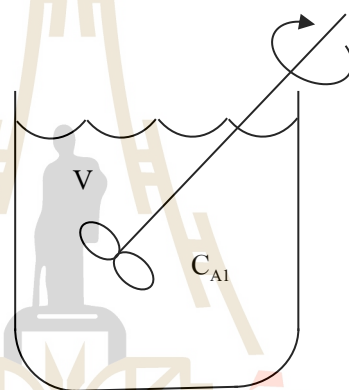
ตารางที่ 2.10 การเปรียบเทียบกระบวนการบำบัดน้ำเสียไร้ออกซิเจนแบบต่าง ๆ

ข้อพิจารณา	ระบบเดบิโต แขวนลอยในน้ำ	ระบบผสม	ระบบมีตัวกลาง เกาะยึด
ความเข้มข้นของแบคทีเรีย	ต่ำ	สูง	สูง
อายุตะกอน (SRT)	ต่ำ	สูง	สูง
การใช้บำบัดน้ำเสียที่มี อนุภาคของแข็ง	เหมาะสม	กำจัดอนุภาค ของแข็งได้บ้าง	กำจัดอนุภาคของแข็ง ได้บ้าง
การใช้บำบัดน้ำเสียที่ไม่มี อนุภาคของแข็ง	เหมาะสม	ไม่เหมาะสม	ไม่เหมาะสม

ที่มา : มั่นสิน ตันทุลเวศม์ (2546)

2.8.1 เครื่องปฏิกรณ์แบบกะ (Batch Reactor)

การทำงานคือ นำสารทำปฏิกิริยาทั้งหมด ป้อนเข้าไปในเครื่องปฏิกรณ์ทิ้งไว้ก่อน แล้วจึงเริ่มปฏิกิริยา เมื่อเสร็จสิ้นปฏิกิริยาตามเวลาที่กำหนด จึงนำของผสม (สารทำปฏิกิริยาที่ยังเหลืออยู่ และผลิตภัณฑ์) ออกจากเครื่องปฏิกรณ์ โดยทั่วไปจะใช้เครื่องปฏิกรณ์แบบถังกวน โดยมีใบกวนช่วยกวนสารทำปฏิกิริยาให้มีอุณหภูมิและความเข้มข้นเท่ากันตลอด การถ่ายเทความร้อนทำได้โดยการติดตั้งแจ็กเก็ต บริเวณรอบถังหรือใช้คอยล์ติดตั้งภายในถังใช้ได้ ในปฏิกิริยาแบบเอกพันธ์ วัฏภาคของเหลวและปฏิกิริยาวิวิธพันธ์ วัฏภาคก๊าซ - ของเหลว วัฏภาคก๊าซ - ของเหลว - ของแข็งที่เป็นคละคิสต์ และวัฏภาคของเหลว - ของเหลว แสดงในรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 การทำงานของ Batch Reactor

ปฏิกรณ์แบบ Batch เป็นกระบวนการไม่ใช่สถานะคงที่ ทำงานเป็นรอบๆ



คิดเทียบอัตราการเกิดปฏิกิริยาได้จากอัตราการหายไปของสาร A

$$\text{เข้า} - \text{ออก} + \text{ผลิต} - \text{การย่อยสลาย} = \text{สะสม}$$

โดยที่	เข้า	=	0	ระบบกะ (Batch) ไม่มีการไหลเข้าของสาร ดังนั้น $FA_0 = 0$
	ออก	=	0	ระบบกะ (Batch) ไม่มีการไหลออกของสาร ดังนั้น $FA = 0$
	ผลิต	=	0	ไม่มีการเกิดของสาร A
	การย่อยสลาย	=		อัตราการหายไปของสาร A $= r_A V$
	สะสม	=		dN_A/dt

จะได้สมการการออกแบบถังปฏิกรณ์แบบกะ (Batch Reactor) ในกรณีที่ปริมาตรคงที่คือ

$$dN_A/dt = r_A V \quad (2.19)$$

สมการที่ (2.19) ใช้ในกรณีที่เป็ถังปฏิกรณ์แบบกะ (Batch Reactor) ปริมาตรคงที่คือ ขนาดของถังปฏิกรณ์ไม่สามารถขยายตัว สำหรับในกรณีที่ปริมาตรไม่คงที่นั่นคือ ขนาดของถังปฏิกรณ์สามารถขยายตัวได้เช่น ในกรณีที่ ปฏิกิริยาเกิดในวัฏภาคแก๊ส (Gas Phase)

$$\text{ดังนั้น จะได้ อัตราการสลายตัวของสาร A} = -\int r_A dV \quad (2.20)$$

สมการการออกแบบถังปฏิกรณ์แบบกะ (Batch Reactor) ในกรณีที่ปริมาตรไม่คงที่ คือ

$$dN_A/dt = \int_0^V r_A dV \quad (2.21)$$

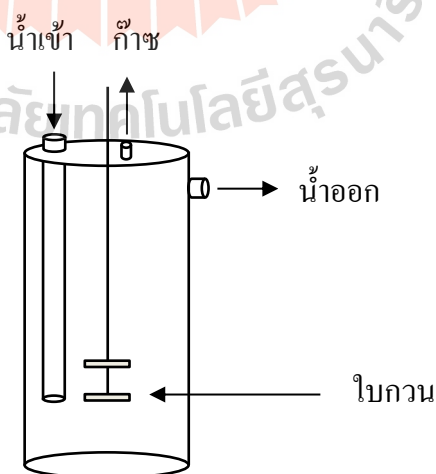
การผลิต CH_4 ที่คำนวณได้ ที่สภาวะมาตรฐาน ($0^\circ C$ and $1,013.25$ mbar) แสดงดังสมการที่ (2.22)

$$V_{CH_4} = (\Delta P \times V_U \times T_{std}) / (T_{test} \times P_{std}) \times \%CH_4 \quad (2.22)$$

2.8.2 ระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบถังกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor , CSTR)

ระบบถังกวนสมบูรณ์แบบไม่ใช้อากาศ (Continuous Stirred Tank Reactor) เป็นการเรียกตามลักษณะของสสารที่อยู่ภายในถังซึ่งมีความเข้มข้นของสารละลายเท่ากันทุกจุด (Completely Mixed) ถังปฏิกรณ์แบบนี้ถือเป็นถังปฏิกรณ์อุดมคติ (Ideal Reactor) แบบหนึ่งและเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศที่เก่าแก่ที่สุดประเภทหนึ่งด้วย โดยถังกวนสมบูรณ์นี้ถูกพัฒนาขึ้นมาจากถังย่อยสลัดจ์ซึ่งเป็น Conventional Anaerobic Digester ที่มีประสิทธิภาพต่ำ เนื่องจากการกวนผสมไม่ดี ทำให้ระยะเวลาย่อยสลายยาวนาน จึงได้มีการพัฒนาเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการสัมผัสกันของสารอาหารในน้ำเสียและจากถังย่อยสลัดจ์ (Septic Tank) โดยมีการติดตั้งใบกวน เช่น แบบ Paddle แบบสกรู (Screw) หรือ ใช้ Gas Diffuser ในการกวนผสม เพื่อให้จุลินทรีย์และสารอาหารในถังปฏิกรณ์มีการสัมผัสกันมากขึ้น ซึ่งจะทำให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียดีขึ้น

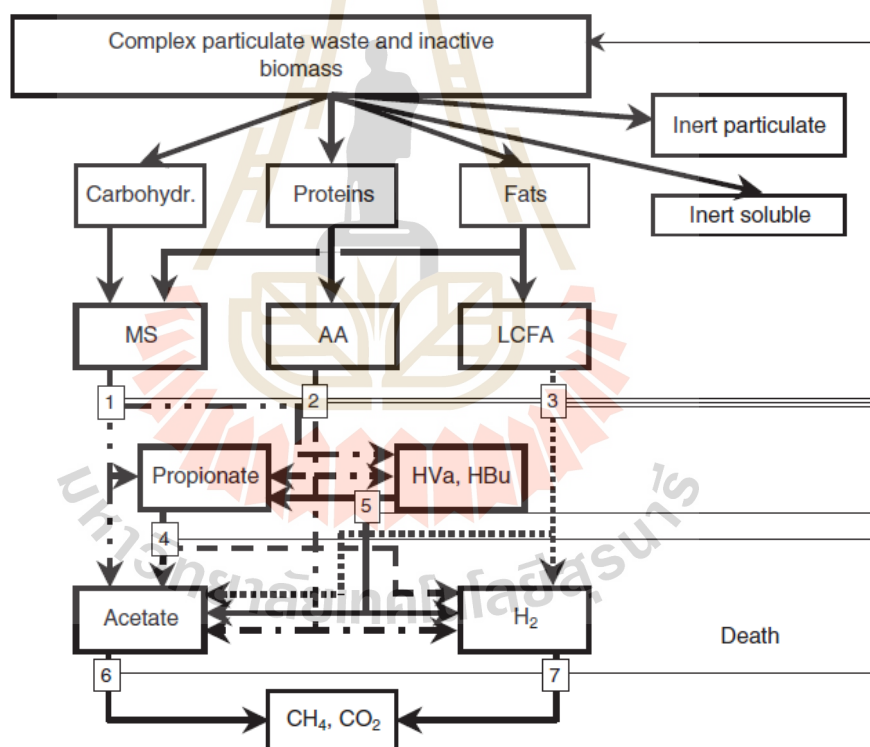
ถังปฏิกรณ์แบบนี้ระยะเวลาเก็บของแข็ง (Solid Retention Time) เท่ากับ ระยะเวลาเก็บน้ำเสีย (Hydraulic Retention Time) ทำให้ถังปฏิกรณ์จะมีขนาดใหญ่หากของเสียหรือน้ำเสียที่เป็นวัตถุดิบย่อยสลายได้ยาก ใช้เวลานาน ถัง CSTR นี้จึงเหมาะกับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง (High Concentration) มีสารแขวนลอยสูง หรือแม้กระทั่งมีสารพิษปนอยู่ (Toxic Wastewater) ทั้งนี้เนื่องจากถังปฏิกรณ์มีการกวนอยู่ตลอดเวลา ทำให้เมื่อสารพิษถูกป้อนเข้าระบบจะถูกเจือจางทันที จึงไม่ก่อให้เกิดผลเสียต่อจุลินทรีย์เหมือนระบบอื่น แสดงในรูปที่ 2.6



รูปที่ 2.6 ถังหมัก CSTR

2.8.2.1 กระบวนการทางเคมีของแบบจำลองแบบไม่ใช้ออกซิเจน

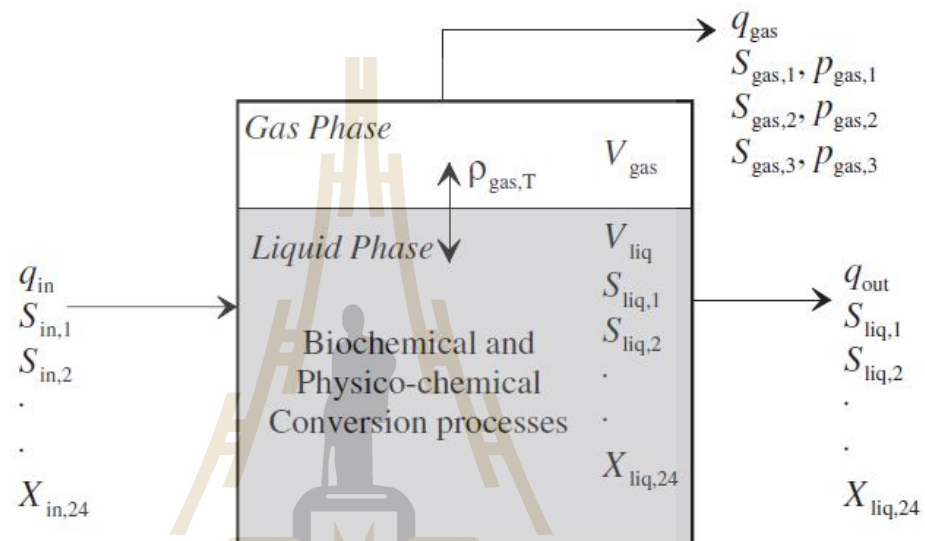
การแยกแยะระหว่างการย่อยสลายได้ (Substrate) และ Total Input ของ COD (Gossett and Belser, 1982) ซึ่งเป็นส่วนสำคัญ เราใช้คำว่า "Substrate" เพื่อระบุ COD ที่สามารถย่อยสลายได้ สมการทางชีวเคมีเป็นแกนหลักของแบบจำลองต่างๆ และจะแสดงถึงระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยใช้สมการเหล่านี้อธิบาย ถึงผลกระทบต่อปฏิกิริยาทางชีวเคมีของสถานะทางกายภาพเคมี (เช่นค่าความเป็นกรด - ด่างและความเข้มข้นของก๊าซ) รวมไปถึงการแปลงทางกายภาพเคมีเข้าไปด้วยเช่นกัน แบบจำลองนี้รวมถึงขั้นตอนทางชีววิทยา (Cellular) ชั้นที่สาม เช่น Acidogenesis หรือการหมัก Acetogenesis หรือการออกซิเจนแบบไม่ใช้ออกซิเจนของ VFAs, Long - Chain Fatty acids (LCFAs) และ Methanogenesis รวมถึงขั้นตอนการสลายตัวของเซลล์ที่ไม่ใช่เซลล์ (Extracellular) และขั้นตอนการย่อยสลาย แสดงในรูปที่ 2.7



รูปที่ 2.7 แบบจำลองกระบวนการทางชีวเคมี: (1) Acidogenesis จากน้ำตาล, (2) Acidogenesis จากกรดอะมิโน, (3) Acetogenesis จาก LCFA, (4) Acetogenesis จาก Propionate, (5) Acetogenesis from Butyrate and Valerate, (6) Aceticlastic Methanogenesis, and (7) Hydrogenotrophic Methanogenesis

2.8.2.2 การดำเนินงาน

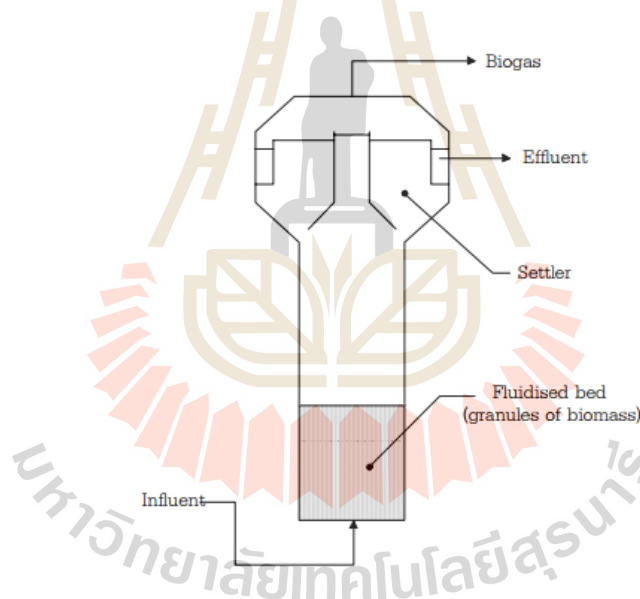
ระบบการย่อยอาหารแบบไม่ใช้ออกซิเจนโดยปกติจะประกอบด้วยเครื่องปฏิกรณ์ที่มีปริมาตรของเหลวและส่วนที่เป็นก๊าซหกเหลี่ยมที่ความดันบรรยากาศด้วยก๊าซที่ถูกนำออกไปจนถึงการใช้ล่องระบบที่จะแสดงให้เห็นที่นี้คือเครื่องปฏิกรณ์แบบ stirred ที่มีการป้อนข้อมูลและกระแสข้อมูลขาออกและปริมาณของเหลวคงที่ ($q_{out} = q_{in}$ แสดงในรูปที่ 2.8)



รูปที่ 2.8 แผนผังของถังแยกเดี่ยว (q = การไหล, $m^3 \cdot d^{-1}$; V = ปริมาตร, m^3 ; $S_{stream, i}$ = ความเข้มข้นของส่วนประกอบของเหลว $X_{stream, i}$ = ความเข้มข้นของอนุภาคส่วนประกอบทั้งหมดใน $kg \text{ COD} \cdot m^{-3}$; i คือดัชนีส่วนประกอบ

2.8.3 ระบบยูเอเอสบี (UP - Flow Anaerobic Sludge Blamket, UASB)

การที่ต้องมีสารตัวกลางอยู่ในเครื่องกรองไร้ออกซิเจนและระบบ AFB ทำให้ถึงปฏิบัติการต้องเสียปริมาณใช้งานและเสียเงินซื้อสารตัวกลางเป็นจำนวนมาก ซึ่งมีผู้คิดค้นระบบยูเอเอสบี (UP - Flow Anaerobic Sludge Blamket) ซึ่งไม่จำเป็นต้องใช้สารตัวกลาง ระบบนี้มีทิศทางการไหลของน้ำเสียจากด้านล่างขึ้นด้านบน โดยไม่ใช่ตัวกลาง แต่แบคทีเรียจะถูกเลี้ยงให้จับตัวกันเป็นเม็ดขนาดใหญ่จนกระทั่งมีน้ำหนักมากมาและสามารถตกตะกอนได้ดี เม็ดสลัดจ์ขนาดใหญ่จะจมอยู่ด้านล่างส่วนเม็ดขนาดเล็กจะอยู่ด้านบน เม็ดเล็กที่สุดจะลอยตัวอยู่เป็นชั้นสลัดจ์ เม็ดบางส่วนอาจหลุดขึ้นถึงตอนบนของถัง แต่ตอนบนของระบบยูเอเอสบีมีอุปกรณ์ที่คล้ายถังตกตะกอนมีหน้าที่แยกเม็ดตะกอนขนาดเล็กและก๊าซชีวภาพออกจากน้ำเสียเรียกว่า GSS (Gas solids Separator) หรือระบบแยกก๊าซและของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำ) ก๊าซจะถูกเก็บรวบรวมไปใช้และเม็ดตะกอนถูกส่งกลับลงไปในถัง แสดงในรูปที่ 2.9



รูปที่ 2.9 ระบบยูเอเอสบี

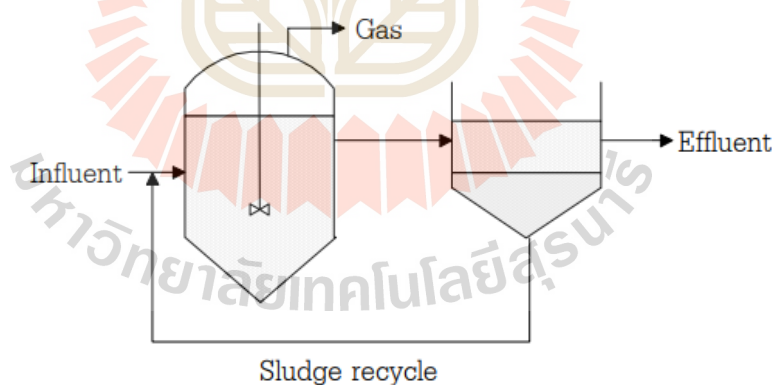
ที่มา : มั่นสิน ตันทุลเวศม์ (2542)

อนึ่งการเลี้ยงแบคทีเรียไร้ออกซิเจนให้สามารถจับตัวกันเป็นเม็ดใหญ่นั้นเป็นเรื่องยาก ผู้ใช้จึงมีเทคนิคต่างๆ ในการทำให้เกิดเม็ดตะกอนที่จับกันเป็นชั้นสลัดจ์ภายในถังปฏิบัติการและถือเป็นเรื่องเฉพาะด้วย ระบบนี้มีรายงานว่าใช้กันมากในประเทศแถบอเมริกาใต้ เอเชีย และมีใช้ในยุโรปบางประเทศ จุดอ่อนของระบบคือการสร้างชั้นสลัดจ์เป็นเรื่องยาก และอาจถือว่าเป็นเรื่องไม่ธรรมดาเนื่องจากธรรมชาติของแบคทีเรียไม่ใช้อากาศไม่มีนิสสัยเกาะจับกันเป็นกลุ่มฟล็อกผู้ที่นำ

ระบบนี้ไปใช้และประสบความสำเร็จอ้างว่าระบบนี้สามารถรับภาระสารอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบไร้ออกซิเจนแบบอื่นๆ และสามารถผลิตน้ำทิ้งที่มีคุณภาพสูงได้ เนื่องจากสามารถป้องกันมิให้แบคทีเรียหลุดออกจากระบบได้ดีกว่าแบบอื่น

2.8.4 ถังย่อยแบบสัมผัส (Anaerobic Contact)

ถังย่อยแบบนี้ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสีย สารอินทรีย์ที่ต้องการกำจัดอาจเป็นของแข็งหรือสารละลายก็ได้ ถังย่อยแบบสัมผัสนี้อาจเป็นถังปฏิกิริยาแบบมีการหมุนเวียนตะกอนหรือไม่มีก็ได้ แต่นิยมใช้แบบที่มีการหมุนเวียนตะกอน ดังนั้น ถังย่อยแบบสัมผัสจึงมีส่วนประกอบที่คล้ายคลึงกับระบบเอเอส จนกระทั่งในบางครั้งอาจเรียกถังย่อยแบบนี้ว่าเป็นระบบเอเอสแบบไร้ออกซิเจน (Anaerobic Activated Sludge) อย่างไรก็ตามระบบนี้ไม่สามารถบำบัดน้ำเสียได้ดีเหมือนกับระบบเอเอส การสะสมแบคทีเรียให้คงอยู่ในระบบไม่สามารถกระทำได้นี้เนื่องจากสลัดจ์ที่เกิดขึ้นไม่สามารถตกตะกอนได้ดีเหมือนสลัดจ์ของระบบเอเอส จึงมีการหลุดหนีของสลัดจ์เกิดขึ้นตลอดเวลาอย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้ ในปัจจุบันระบบถังย่อยแบบสัมผัสมีจำนวนน้อยเนื่องจากไม่เป็นที่นิยม ระบบที่ยังคงใช้ได้จะมีความสามารถในการรับภาระสารอินทรีย์ได้ต่ำสะสมตัวจนเป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สร้างกรด วิศวกรบางคนอาจมีวิธีอื่นในการควบคุมแบคทีเรียในถังย่อยโดยมิต้องใช้ pH เช่น โดยการควบคุมระดับ SRT เป็นต้น โดยถังย่อยแบบสัมผัส แสดงในรูปที่ 2.10



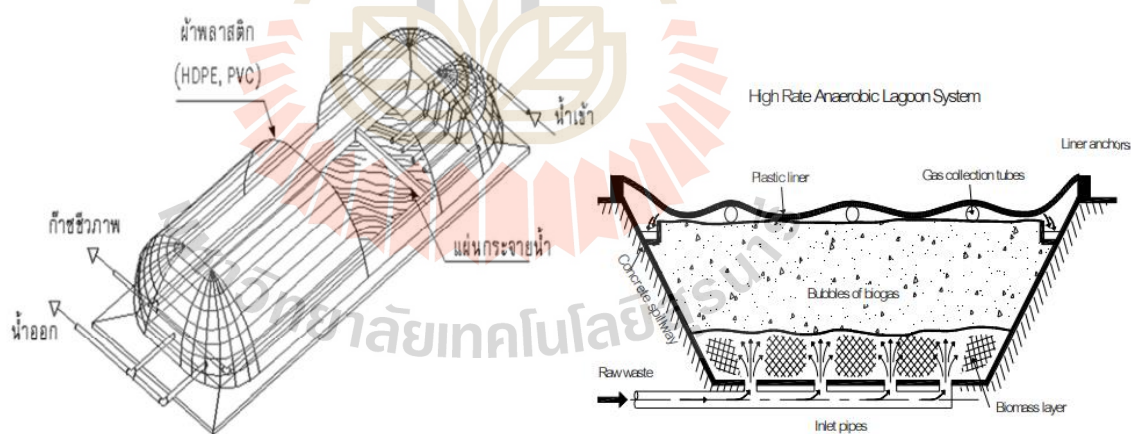
รูปที่ 2.10 ระบบถังย่อยแบบสัมผัส

ที่มา : มั่นสิน ตันจุลเวศม์ (2546)

2.8.5 Modified Covered Lagoon, MCL

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Modified Covered Lagoon เป็นระบบบ่อหมักย่อยที่ลักษณะการไหลของน้ำเสียเป็นแบบตามแนวยาว (Horizontal Flow) ที่ถูกออกแบบให้มีลักษณะการหมักย่อยแบบต่อเนื่องกันไป ก๊าซชีวภาพที่ผลิตขึ้นได้จะถูกกักเก็บเอาไว้ใต้พื้นพลาสติกคลุมบ่อก๊าซ

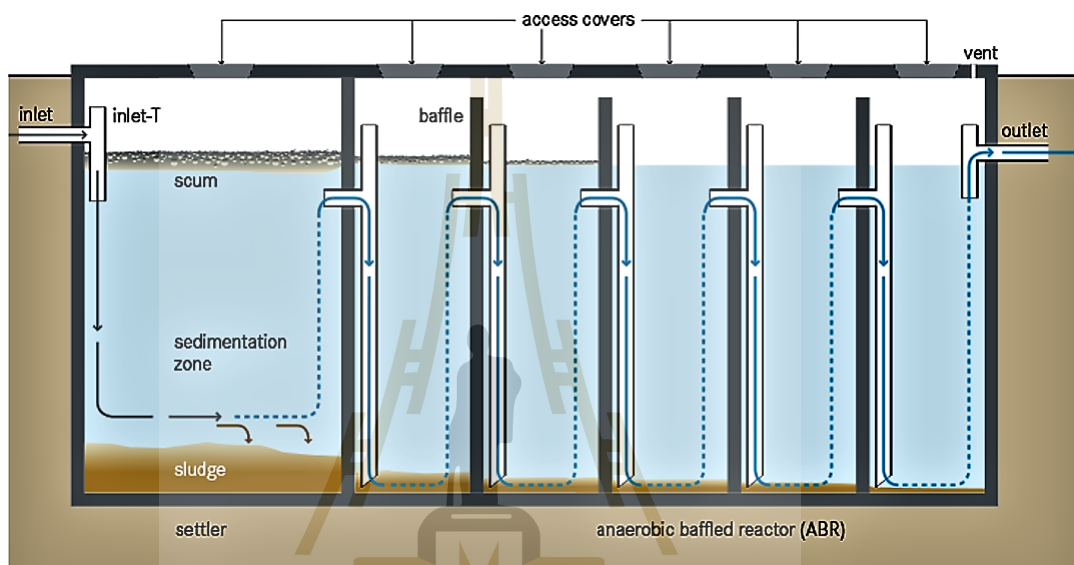
ชีวภาพนี้ซึ่งพร้อมนำไปใช้ได้ทันทีที่กักตะกอนที่ผ่านการหมักย่อยแล้วจะไหลไปตามแนวการเคลื่อนตัวของน้ำเสียตามแนวยาวและถูกระบายออกที่ด้านท้ายของบ่อนี้เพื่อนำไปใช้ประโยชน์ในรูปของปุ๋ยชีวภาพต่อไป ด้านท้ายบ่อหมักก๊าซชีวภาพจะติดตั้งอุปกรณ์แยกการตะกอนออกจากน้ำเสียส่วนใส เพื่อระบายเฉพาะน้ำเสียส่วนใสออกจากระบบก๊าซชีวภาพเท่านั้น โดยระบบดังกล่าวจะมีการติดตั้งระบบหมุนเวียนน้ำเสียและตะกอน เพื่อทำน้ำที่หมุนเวียนตะกอนและ น้ำเสียเพื่อรักษา สภาวะสมดุลของการย่อยสลาย ทำให้เดินระบบได้ง่าย และระบบมีเสถียรภาพลักษณะของระบบ บำบัดน้ำเสียแบบ Modified Covered Lagoon เป็นสระหรือบึงรูปร่างสี่เหลี่ยมผืนผ้า ที่มีการคลุมด้วย แผ่นพลาสติกจำพวก High Density Polyethylene (HDPE) หรือแผ่นพีวีซี (PVC) เพื่อให้เกิดสภาพ ไม้ใช้อากาศและใช้เป็นตัวเก็บรวบรวมก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น โดยอาจคลุมทั้งบ่อหรือคลุมเฉพาะใน ส่วนที่มีการสร้าง CH_4 ก็ได้โดยที่มีการเพิ่มพื้นที่ผิวสัมผัสของตะกอนแบคทีเรียกับน้ำเสียให้มากขึ้น ซึ่งทำได้หลายวิธีเช่น ปรับปรุงให้มีการกระจายน้ำเข้าที่ดีขึ้น และพัฒนาระบบดักกักตะกอนภายใน บ่อ Covered Lagoon เพื่อลดการสะสมของตะกอนภายในบ่อ ซึ่งระบบที่พัฒนาขึ้น เรียกว่า Modified Cover Lagoon ในปัจจุบันมีการใช้งานแพร่หลายโดยเฉพาะในโรงงานแป้งมัน และฟาร์มสุกร รูปแบบการทำงานของระบบ Modified Covered Lagoon แสดงได้ดังรูป 2.11



รูปที่ 2.11 ระบบบ่อ Modified Covered Lagoon (ซ้าย) และลักษณะของทอกระจายน้ำในบ่อ (ขวา)

2.8.6 ระบบถังปฏิกรณ์ไร้ออกซิเจนแบบแผ่นกั้น (Anaerobic Baffle Reactor, ABR)

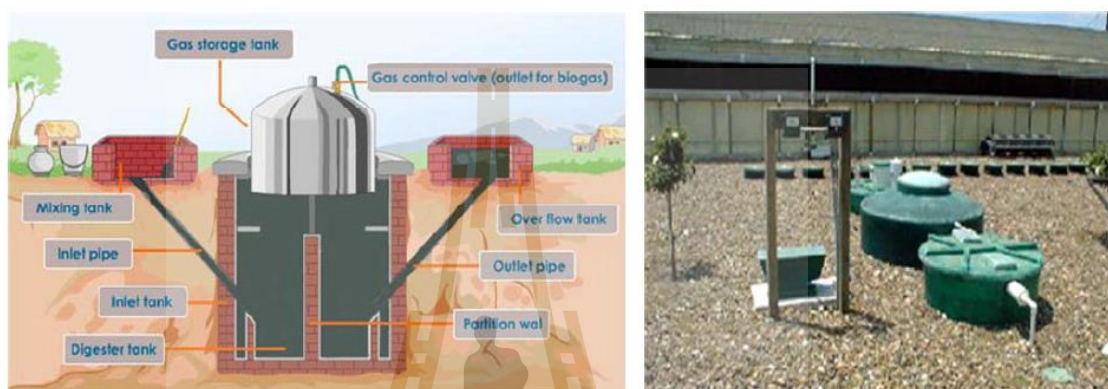
ระบบ Anaerobic Baffle Reactor (ABR) เป็นบ่อยาวและมีแผ่นกั้นในแนวตั้งหลายแผ่นวางสลับกัน เพื่อบังคับทิศทางการไหลของน้ำให้ไหลขึ้นลงสลับกันไป โดยมีความเร็วในการไหลขึ้น ประมาณ 0.2 - 0.4 m/h ระบบนี้สามารถใช้กับน้ำเสียที่มีสารแขวนลอยสูง แต่ระบบมีขนาดใหญ่ทำให้ต้องใช้พื้นที่มาก ดังรูปที่ 2.12



รูปที่ 2.12 ระบบถังปฏิกรณ์ไร้ออกซิเจนแบบแผ่นกั้น (Anaerobic Baffle Reactor, ABR)

2.8.7 บ่อหมักช้าแบบราง (Plug Flow digester)

มีลักษณะเป็นรูปสี่เหลี่ยมคางหมูฝังในดิน ส่วนที่ใช้ เก็บก๊าซจะใช้ผ้าพลาสติกที่เรียกว่า red - mud - plastic คลุมด้านบนของบ่อหมักไว้ข้อดีของบ่อแบบนี้คือ เนื่องจากลักษณะของบ่อเป็นแนว จึงทำให้ระยะเวลาในการหมักของเสียมากขึ้นจะทำให้ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นมีมากขึ้นด้วย ดังรูปที่ 2.13

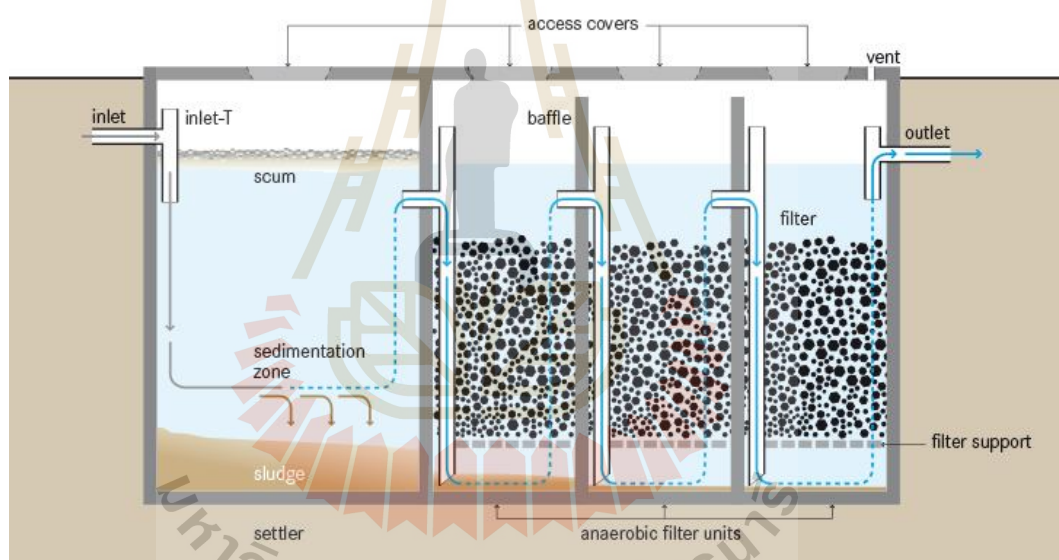


รูปที่ 2.13 บ่อหมักช้าแบบราง (Plug Flow digester)

2.8.8 ระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบตรึงฟิล์มจุลินทรีย์ (Anaerobic Fixed Film)

ถังปฏิกรณ์แบบตรึงฟิล์มมีลักษณะเด่นที่มีการบรรจุวัสดุตัวกลางอย่างเป็นระเบียบ มีระยะห่าง (Orderly Pack) มีการไหลของน้ำเสียสม่ำเสมอ โดยวัสดุตัวกลางที่ใช้เช่น เชือกไนลอน ตาข่าย เป็นต้น โดยการบรรจุวัสดุตัวกลางลักษณะนี้ทำให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตแบบยึดเกาะบนผิววัสดุตัวกลาง โดยทั่วไปจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ไร้ออกซิเจนมีทั้งที่เจริญเติบโตแบบยึดเกาะบนผิววัสดุตัวกลาง แต่ส่วนใหญ่เจริญเติบโตแบบแขวนลอยอยู่ในสารละลายระหว่างช่องว่างของวัสดุตัวกลาง ดังนั้นเมื่อป้อนน้ำเสียเข้าระบบ น้ำเสียจะไหลผ่านชั้นจุลินทรีย์คล้ายการกรองจึงเรียกถังแบบนี้ว่า ถังกรองไร้ออกซิเจน นอกจากนี้การจัดเรียงวัสดุที่แตกต่างกันยังส่งผลถึงการทำงานและเสถียรภาพของระบบในระยะยาวด้วย ระบบนี้อาจมีการป้อนน้ำเสียจากด้านล่างของถังปฏิกรณ์ (Up - Flow Anaerobic Fixed Film) หรือป้อนจากด้านบน (Down - Flow Anaerobic Fixed Film) โดยระบบที่เป็นที่นิยมในปัจจุบันนี้คือ ระบบที่ป้อนน้ำเสียจากด้านล่างของถังปฏิกรณ์เนื่องจากลดปัญหาการอุดตัน โดยน้ำเสียจะถูกป้อนเข้าระบบ (มีทั้งจากด้านล่างขึ้นด้านบนและจากด้านบนลงล่าง) ดังรูปที่ 2.14 ผ่านท่อกระจายน้ำเสียและไหลผ่านชั้นจุลินทรีย์ซึ่งยึดเกาะอยู่บนผิววัสดุตัวกลาง เมื่อน้ำเสียไหลผ่านสัมผัสกับจุลินทรีย์ จุลินทรีย์เหล่านี้จะใช้สารอินทรีย์ในน้ำเสียเป็นแหล่งอาหาร

และเกิดก๊าซชีวภาพไหลขึ้นทางด้านบน น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลออกทางด้านบนด้วยถังกรองไม่ใช้อากาศสามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่แขวนลอยและสารละลายที่มีอยู่ในน้ำ โดยการดึงสารอินทรีย์เข้ามาใกล้ผิวแบคทีเรียที่เกาะติดอยู่บนผิวตัวกลาง นอกจากนี้อาจมีแบคทีเรียบางส่วนอาศัยการเกาะติดบนผนังของถังปฏิกิริยา ตัวกลางที่ใช้ในระบบถังกรองไม่ใช้อากาศ สามารถใช้ได้หลายแบบ เช่น ทราย หิน โฟม พลาสติก เป็นต้น โดยตัวกลางที่ดีจะต้องมีพื้นที่ผิวสูงเพราะทำให้มีบริเวณที่ให้แบคทีเรียอาศัยได้มาก ปกติตัวกลางที่ใช้จะมีพื้นที่ผิวจำเพาะ (Specific Surface Area) อยู่ในช่วง $90\text{-}300\text{ m}^2/\text{m}^3$ - ปริมาตรตัวกลาง ในช่วงแรกแบคทีเรียจะเป็นชนิดที่เกาะติดบนตัวกลางอย่างเดียว เมื่อระบบเดินไปได้ระยะหนึ่งจะมีแบคทีเรียที่หลุดและเติบโตอยู่ในช่องว่างของตัวกลางในลักษณะแขวนลอย ซึ่งพื้นที่ผิวของตัวกลางจะมีความสำคัญน้อยกว่าความสามารถในการรักษาตะกอนเหล่านี้ไว้



รูปที่ 2.14 ระบบผลิตก๊าซชีวภาพแบบตรึงฟิล์มจุลินทรีย์ (Anaerobic Fixed Film)

ตารางที่ 2.11 แสดงสรุปข้อเด่น – ข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพรูปแบบต่างๆ

ชนิดระบบ	ข้อเด่น	ข้อจำกัด
1. ถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ กวนผสมหมุน (Continuously Stirred Tank Reactor; CSTR)	<p>1.1 การกวนผสมของสารอินทรีย์ และจุลินทรีย์ภายในถังเป็นไปได้ อย่างสม่ำเสมอ สามารถรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงได้ดี</p> <p>1.2 รับน้ำเสียหรือของเสียที่มีความเข้มข้นของของแข็งสูงได้ดี</p> <p>1.3 รับของเสียที่มีสิ่งที่เป็นพิษเจือปนได้ดี เนื่องจากการกวนผสม ช่วยเจือจางสารพิษนั้น</p> <p>1.4 การตรวจวัดและควบคุมระบบ ไม่ยุ่งยาก</p>	<p>1.1 ความเข้มข้นของของแข็งไม่ควรเกิน 10%TS มิฉะนั้นการกวนผสมอาจเกิดขึ้นได้ไม่ดี</p> <p>1.2 ถังปฏิกรณ์ต้องมีขนาดใหญ่ เพื่อแก้ปัญหาเชื้อจุลินทรีย์ในระบบลดลง เนื่องจากเกิดการหลุดออกนอกระบบได้ง่าย</p> <p>1.3 มีค่าใช้จ่ายเพิ่มขึ้นในการใช้พลังงาน ในการกวนผสม</p> <p>1.4 น้ำเสียที่ออกจากระบบยังคงมีค่าความสกปรกสูงอยู่</p> <p>1.5 มักมีปัญหาเรื่องการชำระของอุปกรณ์ ใบกวน</p>
2. ถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบ ตะกอนลอยหรือถังยูเอสบี (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket; UASB)	<p>2.1 สามารถรับอัตราภาระการรับ สารอินทรีย์ได้สูง และระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียสั้น ดังนั้นถึงปฏิกรณ์ผลิต CH_4 จึงมีขนาดเล็ก</p> <p>2.2 เหมาะกับน้ำเสียที่มีของแข็งแขวนลอยต่ำ น้ำเสียที่สารอินทรีย์ย่อยสลายง่าย</p>	<p>2.1 ใช้ระยะเวลานานในการเริ่มต้นระบบ (Start Up) เนื่องจากต้องสร้างเม็ดตะกอน และชั้นสลัดจ์ก่อน</p> <p>2.2 การควบคุมดูแลระบบยุ่งยาก ต้องใช้ผู้ดูแลที่มีความเชี่ยวชาญ เพื่อควบคุมให้จุลินทรีย์เกาะตัวเป็นเม็ดตะกอน</p> <p>2.3 ไม่เหมาะกับน้ำเสียที่มีของแข็งแขวนลอยสูง หรือต้องมีขั้นตอนเพิ่มเพื่อปรับสภาพน้ำเสียก่อน</p> <p>2.4 หากออกแบบส่วนแยกก๊าซชีวภาพ/น้ำเสียและเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ได้ไม่ดีจะเกิดปัญหาจุลินทรีย์หลุดออกนอกระบบได้</p>

ตารางที่ 2.11 แสดงสรุปข้อเด่น – ข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพรูปแบบต่างๆ
(ต่อ)

ชนิดระบบ	ข้อเด่น	ข้อจำกัด
3. ระบบบ่อปิดแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Covered Lagoon)	3.1 การก่อสร้างได้ง่าย รวดเร็ว 3.2 เงินลงทุนต่ำ 3.3 บ่อมีต่อผลกระทบต่ำ ถึงแม้ว่าน้ำเสียที่ป้อนเข้ามีการเปลี่ยนแปลงสมบัติอย่างรวดเร็ว 3.4 เหมาะกับน้ำเสียหรือของเสียที่มีความเข้มข้นของแข็งสูง	3.1 อัตราการระบับสารอินทรีย์ต่ำ 3.2 ต้องการพื้นที่ระบบมาก 3.3 ประสิทธิภาพต่ำ การกวนผสมเกิดขึ้นไม่ดี 3.4 มีปัญหาการไหลลัดวงจรของน้ำเสียสูงเกิดบริเวณที่เป็น Dead zone ได้มาก 3.5 การจัดการตะกอนที่สะสมในบ่อทำได้ยาก
4. ระบบบ่อปิดแบบไม่ใช้อากาศดัดแปลง (Modified Anaerobic Covered Lagoon)	4.1 การก่อสร้างทำได้ง่าย 4.2 บ่อมีผลกระทบต่ำ ถึงแม้ว่าน้ำเสียที่ป้อนเข้ามีการเปลี่ยนแปลงสมบัติอย่างรวดเร็ว 4.3 เหมาะกับน้ำเสียหรือของเสียที่มีความเข้มข้นของแข็งสูง	4.1 อัตราการระบับสารอินทรีย์ต่ำ 4.2 ต้องการพื้นที่ระบบมาก 4.3 ประสิทธิภาพต่ำ การกวนผสมเกิดขึ้นไม่ดี 4.4 อาจเกิดปัญหาเรื่องการถลอกหรือการขวางการคูดักก๊าซออกจากบ่อกรณีที่มีก๊าซไม่มากพอ ควรมีการดูแลแผ่นพลาสติกที่คลุมบ่อให้ตั้งอยู่ตลอดเวลา
5. ระบบแผ่นกั้นแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Baffle Reactor; ABR)	5.1 ไม่มีปัญหาการหลุดออกของเชื้อจุลินทรีย์ แม้เชื้อจุลินทรีย์จะเจริญเติบโตแบบตะกอนแขวนลอยและไม่เป็นเม็ดตะกอน (Granule) 5.2 สามารถลด HRT ได้น้อยเท่าที่ต้องการโดยที่ SRT ยังสูงอยู่ 5.3 ไม่จำเป็นต้องมีระบบแยก Sludge และ Gas	5.1 ไม่เหมาะกับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นและสารแขวนลอยสูง เนื่องจากอาจเกิดการสะสมของตะกอนในแต่ละห้องทำให้กีดขวางการไหลของน้ำเสียและก๊าซชีวภาพ 5.2 การมีน้ำเสียที่ป้อนเข้ามีการเปลี่ยนแปลงสมบัติอย่างรวดเร็ว อาจเกิดผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในบริเวณห้องแรกของบ่อ ทำให้ระบบล้มเหลวได้

ตารางที่ 2.11 แสดงสรุปข้อเด่น – ข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียและผลิตก๊าซชีวภาพรูปแบบต่างๆ
(ต่อ)

ชนิดระบบ	ข้อเด่น	ข้อจำกัด
6. บ่อแบบราง (Plug flow Anaerobic Digester) หรือ Channel Digester	6.1 ก่อสร้างง่ายไม่ต้องมีอุปกรณ์ติดตั้งภายในบ่อ 6.2 ไม่เกิดปัญหาการหลุดของจุลินทรีย์ออกนอกระบบ 6.3 การดูแลรักษาไม่ยุ่งยาก 6.4 สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของของแข็งสูงหรือไขมันสูงได้ดี	6.1 อาจมีปัญหาคาการกวนผสมและการกระจายน้ำเสียได้เนื่องจากการกวนผสมขึ้นอยู่กับกำลังของน้ำและก๊าซที่เกิดขึ้นในบ่อเท่านั้น 6.2 การมีที่น้ำเสียที่ป้อนเข้ามีการเปลี่ยนแปลงสมบัติอย่างรวดเร็วอาจจะเกิดผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในบริเวณแรกของบ่อ เป็นเหตุให้ระบบล้มเหลวได้ 6.3 ต้องมีการเพิ่มพื้นที่ส่วนลานตากตะกอนเพื่อดึงตะกอนออกอย่างสม่ำเสมอ
7. ถังกรองไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Filter, AF)/ ถังแบบตรึงฟิล์มจุลินทรีย์ (Anaerobic Fixed Film, AFF)	7.1 มีอัตราการการรับสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate) ได้สูง 7.2 จุลินทรีย์หลุดออกนอกถังปฏิกรณ์ได้ยาก 7.3 สามารถรองรับชนิดน้ำเสียที่มีการเปลี่ยนแปลงกะทันหันได้ดี	7.1 มีเงินลงทุนในส่วนของตัวกลาง 7.2 เกิดปัญหาอุดตันได้ง่ายและเกิดการไหลลัดวงจร ในกรณีที่มีการจัดเรียงตัวกลางแบบไม่เป็นระเบียบ 7.3 การเริ่มต้นระบบอาจทำได้ช้ากว่า เนื่องจากต้องมีการเลี้ยงให้เชื้อจุลินทรีย์ไปติดที่ตัวกลาง

ที่มา : กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2553)

ตารางที่ 2.12 แสดงการเปรียบเทียบเทคโนโลยีระบบผลิตก๊าซชีวภาพ

ถังปฏิกรณ์	อัตราการระการรับสารอินทรีย์*	ความต้องการพื้นที่	ความต้องการทักษะในการเดินระบบ	ความต้องการการบำรุงรักษา	เงินลงทุน	ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบ
ถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบกวนสมบูรณ์ (Continuously Stirred Tank Reactor, CSTR)	ปานกลาง	น้อย/ปานกลาง	ปานกลาง	ปานกลาง	สูง	ปานกลาง/สูง
ถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบตะกอนลอยยูเอสบี (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket, UASB)	สูง	น้อย	สูง	สูง	สูง	ปานกลาง/สูง
ระบบบ่อปิดแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Covered Lagoon)	ต่ำ	มาก	น้อย	ต่ำ	ต่ำ	ต่ำ
ระบบบ่อปิดแบบไม่ใช้อากาศดัดแปลง (Modified Anaerobic Covered Lagoon)	ต่ำ/ปานกลาง	มาก	น้อย	ต่ำ	ปานกลาง	ต่ำ/ปานกลาง
บ่อแผ่นกั้นแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Baffle Reactor)	ต่ำ/ปานกลาง	มาก	ปานกลาง	ต่ำ	ปานกลาง	ต่ำ/ปานกลาง
บ่อแบบราง (Anaerobic Plug Flow Reactor)	ต่ำ/ปานกลาง	ปานกลาง/มาก	ปานกลาง	ต่ำ	ปานกลาง	ต่ำ/ปานกลาง
ถังกรองไร้ออกซิเจน และถังแบบตรึงฟิล์มจุลินทรีย์ (Filtered Bed / Fixed Film Reactor)	สูง	น้อย	ปานกลาง	ปานกลาง	สูง	ปานกลาง

*อัตราการระการรับสารอินทรีย์ (kg COD/m³ reactor/day) ต่ำ : < 2 kg COD/m³ reactor/day → ปานกลาง : 2 - 4 kg COD/m³ reactor/day → สูง : > 4 kg COD/m³ reactor/day

ความต้องการพื้นที่ (คิดที่ความลึก 6 เมตร) → น้อย : < 42 m²/ton COD feed/day → ปานกลาง : 42-84 m²/ton COD feed/day → มาก : > 84 m²/ton COD feed/day

ความต้องการทักษะของผู้เดินระบบ → น้อย : อย่างน้อยต้องเข้าใจหลักการของกระบวนการเกิดก๊าซชีวภาพ → ปานกลาง : ต้องเข้าใจหลักการของกระบวนการเกิดก๊าซชีวภาพและหลักการทำงานของอุปกรณ์ในระบบ

→ สูง : เข้าใจหลักการของกระบวนการเกิดก๊าซชีวภาพ การทำงานของอุปกรณ์ในระบบ และการตรวจสอบและจัดการจุลินทรีย์ในระบบ

ความต้องการการบำรุงรักษา → ต่ำ : ต้องการการดูแลอุปกรณ์/เครื่องจักร (ท่อ บีมพ์ วาล์ว) ไม่บ่อย ไม่มาก → ปานกลาง : ต้องการการดูแลอุปกรณ์/เครื่องจักร สม่าเสมอแต่ไม่ซับซ้อน

→ สูง : ต้องการการดูแลอุปกรณ์/เครื่องจักรมากและซับซ้อน เช่น Solidnoid valve ระบบควบคุมการป้อนและน้ำย้อนกลับ ระบบควบคุมแรงดันก๊าซ เป็นต้น

ที่มา : กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2553)

2.9 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Ioannis V. (2018) ศึกษาแนวทางใหม่ในการเปลี่ยนก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) เป็น CH_4 โดยใช้ Zero Valent Iron (ZVI) และกากตะกอนแบบไม่ใช้ออกซิเจนในสภาวะที่ไม่รุนแรง การศึกษานี้ได้ใช้ ZVI เพื่อกระตุ้นการย่อยอาหารแบบไม่ใช้ออกซิเจนของน้ำเสียและน้ำเสียการทดลองการหมักแบบไม่ใช้ออกซิเจนใน โดยทำในห้องปฏิบัติการทำการทดลองแบบแบทช์ ได้ทดลองในขวดเซรุ่ม 125 ml โดยใช้ปริมาตรในการทดลองใส่น้ำตัวอย่าง 60 ml ใช้กากตะกอนจุลินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน (UASB ที่ผ่านการบำบัดน้ำเสียจากนมที่ระดับ pH 6.8 - 7.3) โดยอาศัยความเข้มข้นของเหล็กใช้ตั้งแต่ 2 - 8 ml ZVI ($\text{Iron} \geq 99\%$ ผงละเอียด) สภาวะที่เหมาะสมสำหรับการเปลี่ยน CO_2 ไปเป็น CH_4 โดยใช้ pH เริ่มต้นที่ 6 ภายใต้การควบคุมค่า pH ทุกวัน ดังนั้นจึงสรุปได้ว่า CO_2 จะถูกนำมาใช้ประโยชน์เต็มที่ในระยะเวลา 4 day และสามารถผลิต CH_4 ได้สูงสุดประมาณ 6 day การศึกษานี้ถือได้ว่าเป็นวิธีการที่ยั่งยืนที่มีศักยภาพและไม่เพียง แต่การผลิต CH_4 แต่ยังสามารถสร้าง VFAs ให้เพิ่มขึ้นได้อีกด้วย

Wei W. (2018) ได้นำเสนอเทคโนโลยีเหล็กประจุศูนย์แบบ Zero Valent Iron (ZVI) มาใช้เพื่อเพิ่มการผลิต CH_4 แบบไม่ใช้ออกซิเจนจากกากตะกอนหลักในเครื่องปฏิกรณ์แบบไม่ใช้ออกซิเจนและเพื่อเพิ่มความสามารถในการบำบัดน้ำเสียของกากตะกอนที่ผ่านการย่อยสลายครั้งที่หนึ่ง โดยใช้ความเข้มข้นของ ZVI ได้แก่ 1, 4 และ 20 g/l มีบทบาทในการผลิต CH_4 แบบไม่ใช้ออกซิเจนจากตะกอนหลัก การผลิต CH_4 ที่ความเข้มข้น ZVI เท่ากับ 4 g/l ให้ CH_4 สูงสุดเท่ากับ $439 \pm 51 \text{ CH}_4/\text{kg VS}$ ในขณะที่ไม่เติม ZVI ได้ CH_4 เพียง $345 \pm 21 \text{ CH}_4/\text{kg}$ คิดเป็นอัตราการเพิ่มขึ้นเท่ากับ $26.9 \pm 0.1\%$

Guangyin Z. (2015) ศึกษาอิทธิพลของการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิต CH_4 จากกากตะกอนของเสีย โดยใช้เหล็กประจุศูนย์แบบแผ่น (ZVSI) มีการทดสอบ โดยใช้ Scale experiments offing uence of ZVSI (approx. 2.0 mm ความกว้างและความหนา 0.35 mm) ขนาด 0, 0.05, 0.1, 0.25, 0.5 และ 1.0 g/g VSS ตามลำดับ ในระหว่างการหมักมีการกวน $100 \pm 1 \text{ rpm}$ และควบคุมอุณหภูมิ $35 \pm 0.5 \text{ }^\circ\text{C}$ เป็นระยะเวลา 50 day ผลจากการศึกษาพบว่าเหล็กประจุศูนย์แบบแผ่น (ZVSI) ขนาด 1.0 g-ZVSI /g - VSS สามารถเพิ่มปริมาณ CH_4 ในระบบได้สูงสุดถึง $174.9 \pm 1.5 \text{ ml/g VSS}$ คือเพิ่มขึ้นจากสภาวะควบคุม 38.3% จากการคำนวณยังพบว่าเหล็กประจุศูนย์แบบแผ่น (ZVSI) สำหรับการไฮโดไลซิสของตะกอน การอะซิโดเจเนซิส และอัตราการปล่อย CH_4 เพิ่มขึ้น $52.6 \pm 0.4\%$, $44.5 \pm 2.9\%$ และ $40.8 \pm 0.3\%$ ตามลำดับเมื่อเทียบกับสภาวะควบคุมที่ไม่มีการเพิ่มเหล็กประจุศูนย์แบบแผ่น (ZVSI)

Zhang et al. (2015) ทำการปรับสภาพน้ำเสียจากถังตกตะกอนชั้นที่ 2 ก่อนเข้าสู่กระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน โดยใช้ความร้อนที่อุณหภูมิ $103 \text{ }^\circ\text{C}$ เป็นเวลา 30 min ร่วมกับการ

ย่อยสลายด้วยสารต่าง 4 M เป็นเวลา 20 day ปริมาณตะกอนที่ใช้ 200 ml อย่างไรก็ตามการปรับสภาพด้วยสารต่างอาจยับยั้งจุลินทรีย์ที่ผลิต CH_4 จึงได้มีการเพิ่มเหล็กประจุศูนย์ (ZVI) เข้ามาในกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน ซึ่งเหล็กประจุศูนย์ที่ใช้ในการทดสอบเป็น ZVI powder (0, 1, 2, 5 and 10 g/l, 0.2 mm Diameter, $0.05 \text{ m}^2/\text{g}$ BET Surface Area, Purity > 98%) นอกเหนือจาก ZVI ที่ทำให้ปฏิกิริยาในการเกิด CH_4 เร็วขึ้นยังพบว่าเหล็กประจุศูนย์สามารถทำให้ผลผลิต CH_4 เพิ่มขึ้น 91.5% เมื่อเทียบกับกลุ่มควบคุม เนื่องจากเหล็กประจุศูนย์เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาในการเปลี่ยน VFA ไปเป็นอะซิเตตได้มากขึ้น ทำให้ปริมาณก๊าซไฮโดรเจนที่เกิดในระบบลดลง 27.6 - 18.8 ml/gVSS ปริมาณเหล็กประจุศูนย์ที่เพิ่มขึ้น ZVI 0 - 10 g/l ทำให้ผลผลิต CH_4 เพิ่มขึ้น 1.9 - 32.3 ml/gVSS ตามลำดับ

กิตติกานท์ สุขวานิชย์ (2554) ทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากกากมันสำปะหลังที่ผ่านการย่อยสลายด้วยสารกรดและด่างในครั้งนี ได้แบ่งการศึกษาเป็น 2 ส่วน ส่วนที่ 1 เป็นการหาปัจจัยที่มีผลต่อการย่อยสลายปัจจัยที่เลือกศึกษามี 3 ปัจจัย ได้แก่ pH อุณหภูมิและเวลาที่ใช้ในการให้ความร้อน ส่วนดัชนีที่ใช้ในการประเมินได้แก่ ปริมาณน้ำตาลรีดิวซ์และกรดไขมันระเหย ส่วนที่ 2 เป็นการหาผลของปริมาณน้ำตาลรีดิวซ์และกรดไขมันระเหยที่มีต่อประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซชีวภาพ โดยเลือกสภาวะการย่อยสลายที่ทำให้เกิดปริมาณน้ำตาลรีดิวซ์และกรดไขมันระเหยมากน้อยต่างกัน 6 สภาวะ จากผลการทดลองส่วนแรก เพื่อนำมาใช้ในการเดินระบบหมักกากมันโดยใช้แบบจำลองระดับห้องปฏิบัติการ ผลจากการศึกษาพบว่า pH ของสารละลายเป็นปัจจัยหลักที่มีผลต่อสมรรถนะการย่อยสลายกากมันสำปะหลังด้วยสารกรดและด่าง อย่างมีนัยสำคัญที่ระดับความเชื่อมั่น 95% สภาวะที่เหมาะสมสำหรับการผลิตน้ำตาลรีดิวซ์และกรดไขมันระเหย คือ การย่อยสลายด้วยกรดที่ค่า pH 0 อุณหภูมิ 100°C และ เวลาในการให้ความร้อน 90 min ซึ่งให้ปริมาณน้ำตาลรีดิวซ์และกรดไขมันระเหยเท่ากับ 855 และ 60.3 mg/g dry ตามลำดับ โดยสามารถเพิ่มปริมาณน้ำตาลรีดิวซ์และกรดไขมันระเหยถึง 214 และ 20 เท่า จากระดับเริ่มต้น ในส่วนของการไฮโดรไลซ์ด้วยด่างพบว่าปริมาณน้ำตาลรีดิวซ์สูงสุดมีค่าต่ำกว่าของการย่อยสลายด้วยกรดอย่างมาก สำหรับการผลิตก๊าซชีวภาพพบว่า การย่อยสลายกากมันด้วยสารด่างที่ pH 13 อุณหภูมิ 100°C เป็นเวลา 90 min ก่อนนำไปหมักก๊าซ สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพได้อย่างเด่นชัด โดยปริมาณก๊าซสะสมภายหลังการหมัก 30 day มีค่าเท่ากับ $1.2 \text{ m}^3/\text{kg}$ dry หรือ $0.19 \text{ m}^3/\text{kg}$ wet ซึ่งมากกว่ากรณีการใช้กากที่ไม่ผ่านการย่อยสลายถึง 3 เท่า ซึ่งในส่วนของการย่อยสลายกากมันด้วยกรดที่ให้ปริมาณน้ำตาลรีดิวซ์และกรดไขมันระเหยสูงสุดนั้น กลับให้ก๊าซในปริมาณต่ำโดยมีค่าต่ำกว่าของกรณีการใช้กากมันที่ไม่ผ่านการย่อยสลาย

เกื้อกุล บุญยี่ (2552) ศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพจากกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจน โดยใช้น้ำเสียของโรงงานผลิตแป้งมันสำปะหลังแปรรูป ให้มีประสิทธิภาพดียิ่งขึ้น โดยน้ำเสียจาก

โรงงานแปรงมันสำปะหลังแปรรูปเป็นกรณีศึกษา ซึ่งมีค่า COD ประมาณ 4,400 mg/l และมีปริมาณคลอไรด์สูง คือ 7,250 mg/l โดยใช้ถังปฏิกริยาแบบกวนสมบูรณ์ ขนาด 10 l โดยกำหนดอัตราการระบรทุกของระบบให้มีค่า 0.4, 0.59, 0.8 และ 1.0 kg COD/m³ day ซึ่งอัตราการระบรทุกของระบบจะถูกควบคุมด้วยอัตราการไหลที่ 0.82, 1.22, 1.64 และ 2.05 l/day ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 4.4, 5.5, 7.4 และ 11 day โดยอัตราการระบรทุกของระบบที่ 0.4, 0.59, 0.8 และ 1.0 kg COD/m³ day สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.54, 0.55, 0.47 และ 0.52 m³/kg COD ที่ถูกกำจัด ตามลำดับ (ที่ความดันบรรยากาศและอุณหภูมิห้อง) โดยมีอัตราส่วน CH₄ ร้อยละ 70, 62, 41 และ 34 ประสิทธิภาพการกำจัด COD ในระบบ ร้อยละ 89, 73, 66 และ 62 และมีค่าไออาร์พี -421, -416, -409 และ -404ตามลำดับ

นรากร สุวรรณอนเนก (2550) ศึกษาผลของชนิดถังปฏิกริยาต่อการย่อยสลายกากมันสำปะหลังแบบไร้ออกซิเจน โดยใช้กากมันสำปะหลังละลายน้ำในการทดลอง และได้แบ่งการทดลองออกเป็น 6ชุดการทดลอง ได้แก่ 1. ถังปฏิกริยาแบบขั้นตอนเดียวที่อุณหภูมิปานกลาง 2. ถังปฏิกริยาแบบขั้นตอนเดียวที่อุณหภูมิสูง 3. ถังปฏิกริยาแบบ 2 ขั้นตอนที่อุณหภูมิปานกลาง 4. ถังปฏิกริยาแบบ 2 ขั้นตอนที่อุณหภูมิสูง 5. ถังปฏิกริยาแบบ 2 ขั้นตอนที่ถังหมักกรดอุณหภูมิปานกลางถึงสร้าง CH₄ อุณหภูมิสูง 6. ถังปฏิกริยาแบบ 2 ขั้นตอนที่ถังหมักกรดอุณหภูมิสูงถึงสร้าง CH₄ อุณหภูมิปานกลาง โดยใช้อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ในช่วง 0.05 - 3 g COD/l day ผลจากการทดลองเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมากกว่าร้อยละ 95 ที่การระบรทุกสารอินทรีย์ที่ 0.5 g COD/l day ในส่วนการผลิต CH₄ พบว่าถังปฏิกริยาแบบ 2 ขั้นตอนมีประสิทธิภาพสูงกว่าถังปฏิกริยาแบบขั้นตอนเดียว

วันนีย์ อนันต์พุดกุล (2547) การผลิตก๊าซชีวภาพจากหัวมันสำปะหลัง วัตถุประสงค์เพื่อบำบัดของเสียแต่งงานวิจัยนี้ผลิตก๊าซชีวภาพเพื่อเป็นแหล่งพลังงานทดแทนโดยใช้หัวมันสำปะหลังดิบซึ่งเป็นวัตถุดิบที่หาได้ง่ายและมีมูลค่าต่ำ และเริ่มหมักด้วยปริมาตร 5 l ที่อุณหภูมิห้อง (โดยเฉลี่ย 30 °C) เป็นเวลา 30 day โดยใช้ปริมาณหัวมันแห้งดิบที่ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดต่างกัน พร้อมทั้งทดลองเติมแหล่งไนโตรเจน (ยูเรีย) ในปริมาณต่างกัน และเติมหัวเชื้อที่เตรียมจากมูลสัตว์และน้ำทิ้งจากโรงงานผลิตแปรงมันสำปะหลัง พบว่าที่ 1.00% (น้ำหนักต่อปริมาตร) ของของแข็งทั้งหมด และการเติมยูเรีย 0.04% (น้ำหนักต่อปริมาตร) (สัดส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนเท่ากับ 20:1) ให้ผลผลิตของก๊าซ 1.95 l/day ที่มีปริมาณ CH₄ สูงสุดคือ 67.92% ที่ระยะเวลาการหมัก 10 day โดยกระบวนการหมักสิ้นสุดเมื่อหมักได้ 16 day และมีปริมาณก๊าซและ CH₄ ที่เกิดขึ้นทั้งหมด 530 และ 259 l/kg TS ที่เติมลงไปตามลำดับ ซึ่งเมื่อเพิ่มปริมาตรของวัสดุหมักเป็น 20 และ 50 l ตามลำดับ เพื่อเป็นแนวทางของการขยายกำลังการผลิต พบว่าทั้งในถังหมักที่มีวัสดุหมัก 20 และ 50 l นั้นเมื่อหมักได้ 16 day มีปริมาณก๊าซเกิดขึ้นทั้งหมด 517 และ 546 l/kg TS ซึ่งมีปริมาณ CH₄ 252 และ 299 l/kg TS แต่กระบวนการหมักสิ้นสุดที่ 21 และ 24 day และได้ก๊าซที่เกิดขึ้นทั้งหมดคือ 580 และ 564 l/kg

TS ที่มี CH_4 334 และ 322 l/kg TS ตามลำดับ กล่าวโดยสรุปได้ว่าหิวมันสำปะหลังดิบ (ความชื้น 18.65%) 1 kg ใช้ผลิตก๊าซชีวภาพได้ 443 l ที่มี CH_4 242 l ซึ่งคิดเป็นค่าพลังงานได้ 9,765 KJ



ตารางที่ 2.13 การศึกษางานวิจัยการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพโดยใช้เหล็กประจุศูนย์สามารถสรุปดังตารางต่อไปนี้

อ้างอิง	ปีที่ศึกษา	วัสดุที่ใช้	ระบบการทดลอง	ขนาด	น้ำเสียที่ใช้	CH ₄ (m ³ /kg VSS)	CH ₄ เพิ่มขึ้นจากสภาวะควบคุม (%)
Cigdem Yangin-Gomec	2018	ผงเหล็ก	แบบกะ	ขนาดเหล็ก 50 nm; BET พื้นที่ผิวจำเพาะ 20–25 m ² /g; ความบริสุทธิ์ > 99.5%	จุลินทรีย์หมักแบบไม่ใช้ออกซิเจน	0.09	31.00
Ioannis Vyrides	2018	ผงเหล็ก	แบบกะ	เหล็กมีความบริสุทธิ์ ≥99%	กากตะกอนเมื่อดกลมแบบไม่ใช้ออกซิเจนจากระบบ UASB	0.05	81.30
Wei Wei	2018	เศษผงเหล็ก	แบบกวนสมบูรณ์	ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.2 mm	กากตะกอนหลักในถังหมักแบบไม่ใช้ออกซิเจน	0.44 ± 5	26.90 ± 0.1
Xin Kong	2018	ผงเหล็ก	แบบกวนสมบูรณ์	(ความบริสุทธิ์ 98%, ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.2 mm, พื้นที่ผิวจำเพาะ(BET) 0.05 m ² /g	น้ำเสียชุมชน	0.60	70.59
Yuan Yang	2018	ผงเหล็ก	แบบกะ	0.5–10 μm, ความบริสุทธิ์ของเหล็ก ≥99.5%	มูลสุกร	0.17	54.20
Abdelsalam	2017	ผงเหล็ก	แบบกะ	9 ± 0.3 nm	มูลสุกรจากฟาร์มมหาวิทยาลัย	0.35	31.21

ตารางที่ 2.13 การศึกษางานวิจัยการเพิ่มประสิทธิภาพผลิตก๊าซชีวภาพโดยใช้เหล็กประจุศูนย์สามารถสรุปดังตารางต่อไปนี้ (ต่อ)

อ้างอิง	ปีที่ศึกษา	วัสดุที่ใช้	ระบบการทดลอง	ขนาด	น้ำเสียที่ใช้	CH ₄ (m ³ /kg VSS)	CH ₄ เพิ่มขึ้นจากสถานะควบคุม (%)
Fidèle	2017	เศษผงเหล็ก	แบบกะ	เส้นผ่านศูนย์กลางขนาด 160 nm และพื้นที่ผิว BET เท่ากับ 23.3 m ² g ⁻¹	ตะกอนจุลินทรีย์จากโรงบำบัดน้ำเสียเทศบาล	0.06	25.20
Guangyin	2015	เศษฝอยเหล็ก	แบบกวนสมบูรณ์	ความกว้างประมาณ 2.0 mm และความหนา 0.35 mm	ถังบำบัดน้ำเสียขั้นที่สองในระบบบำบัดน้ำเสียของเทศบาลในเมือง Senda	0.18 ± 1.50	52.60 ± 0.40
Zhu et al.	2015	ผงเหล็ก	แบบกวนสมบูรณ์	ผงเหล็กละเอียด	กากตะกอนจากเมล็ดที่ได้รับจากกากชีวภาพ เทศบาลเมืองหางโจว ประเทศจีน	0.09	54.10
Yuansheng	2015	ผงเหล็ก	แบบกะ	ผงเหล็กขนาดนาโนเมตร	กากตะกอนแบบไม่ใช้ออกซิเจน	0.56	61.00
Zhang et al.	2015	เศษผงเหล็ก	แบบกวนสมบูรณ์	เส้นผ่านศูนย์กลาง 0.2 mm , พื้นที่ผิวจำเพาะ 0.05 m ² /g BET, ความบริสุทธิ์ >98% ความเข้มข้น 10 g/g VSS	กากตะกอนจากถังตกตะกอนในการบำบัดขั้นที่สองที่ผ่านการให้ความร้อนที่ 102 °C เป็นเวลา 30 min และย่อยสลายกากตะกอนด้วยสภาวะด่างที่ pH10	0.30	91.50

ตารางที่ 2.13 การศึกษางานวิจัยการเพิ่มประสิทธิภาพผลิตก๊าซชีวภาพโดยใช้เหล็กประจุศูนย์สามารถสรุปดังตารางต่อไปนี้ (ต่อ)

อ้างอิง	ปีที่ศึกษา	วัสดุที่ใช้	ระบบการทดลอง	ขนาด	น้ำเสียที่ใช้	CH ₄ (m ³ /kg VSS)	CH ₄ เพิ่มขึ้นจากสถานะควบคุม (%)
Feng et al.	2014	ผงเหล็ก	แบบกะ	เส้นผ่านศูนย์กลาง 0.2 mm, BET พื้นที่ผิวจำเพาะ 0.05 m ² /g, ความบริสุทธิ์ >98%	กากตะกอนจากระบบ UASB	0.28	43.50
Su et al.	2013	เศษผงเหล็กขนาดนาโน	แบบกะ	เหล็กประจุศูนย์ขนาด 20 nm 0.10 wt% ความเข้มข้น 2 g/gVSS	กากตะกอนจากถังตกตะกอนในการบำบัดขั้นที่สองที่ผ่านการทำขึ้น	0.02	40.40
Zhang et al.	2011	เศษเหล็ก	แบบกะ	20# steel, about 8mm×4mm×2mm ความเข้มข้น 100 g/g VSS	กากตะกอนที่ได้จากถังตกตะกอนในการบำบัดน้ำเสีย	1.51	48.20



ตารางที่ 2.14 การศึกษางานวิจัยการเพิ่มประสิทธิภาพผลิตก๊าซชีวภาพโดยใช้เหล็กประจุศูนย์ แบบระบบกวนสมบูรณ์ CSTR สามารถสรุปดังตารางต่อไปนี้

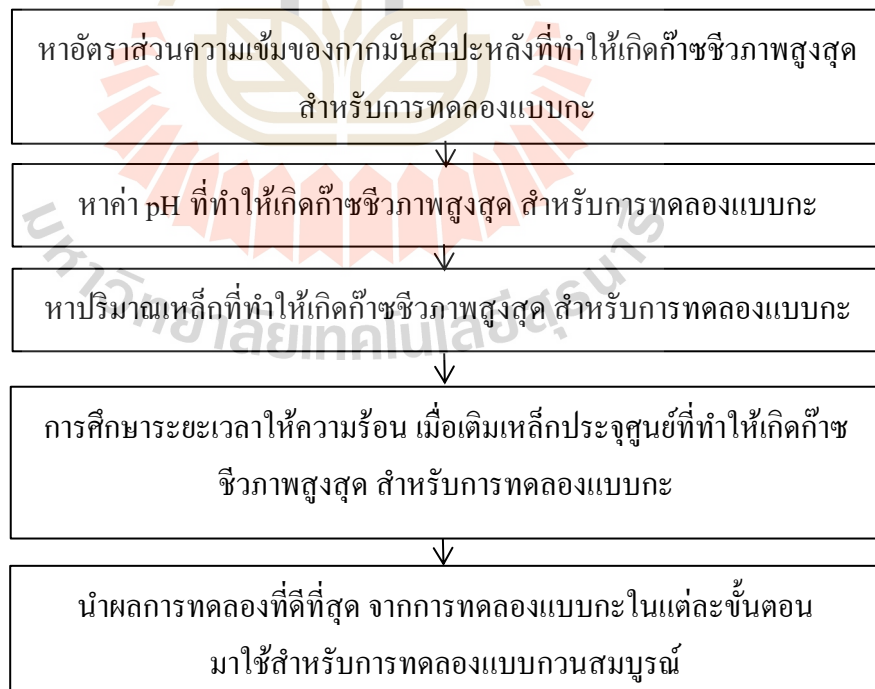
อ้างอิง	ขนาดถัง (l)	น้ำเสียที่ใช้	ขนาดเหล็ก (m)	ความเร็วรอบใบกวน (rpm)	SRT (day)	HRT (day)	CH ₄
Wei et al. (2561)	-	น้ำเสียจากตะกอนชั้นที่ 1	ผงเหล็ก ขนาดนาโน	กวนผสม	18	50	0.42 m ³ /kg VS
Valentine et al. (2558)	2.6	เศษอาหาร	-	100	-	30	1.84x10 ⁻⁴ m ³ /kg VS
Nipon et al. (2557)	5	เศษอาหาร	-	กวนผสม	-	1	0.36 m ³ /kg VS
Fan et al. (2557)	2	น้ำเสียจากระบบแอนแอมโรบิก	ผงเหล็ก ขนาดนาโน	50	-	30	-
Pakarinen et al. (2554)	2	หญ้าหมัก	-	300	-	30	0.22 m ³ /kg VS
Sompong et al. (2554)	1	กากมันสำปะหลัง	-	100	-	5	-
ธนวัฒน์ คำนวนิชกุล (2554)	5	เศษอาหาร	-	171	-	21	0.29 m ³ /kg VS
Gang et al. (2553)	1.5	กากมันสำปะหลัง	-	150	-	5	0.25 m ³ /kg VS

บทที่ 3

วิธีการดำเนินการ

3.1 ขั้นตอนการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นงานวิจัยเชิงทดลองในห้องปฏิบัติการ เพื่อศึกษาผลของเหล็กประจุศูนย์ต่อการเพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพจากกากมันสำปะหลัง สำหรับการทดลองแบบกวนสมบูรณ์ โดยมีขั้นตอนการวิจัยแบ่งออกเป็น 5 ขั้นตอน ได้แก่ 1) หาอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลังที่ทำให้เกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดเมื่อใช้เหล็กประจุศูนย์สำหรับการทดลองแบบกะ 2) หาค่า pH ที่เหมาะสมที่ทำให้เกิดก๊าซชีวภาพสูงสุด 3) หาปริมาณเหล็กที่เหมาะสมทำให้เกิดก๊าซชีวภาพสูงสุด 4) การศึกษาระยะเวลาในการไฮโดรไลซิส ณ อุณหภูมิห้องเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์ที่ทำให้เกิดก๊าซชีวภาพสูงสุด และ 5) หาความสัมพันธ์ปริมาณของเหล็กประจุศูนย์ต่ออัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ สำหรับการทดลองแบบกวนสมบูรณ์มีรายละเอียดในการดำเนินงานวิจัยดังแสดงในรูปที่ 3.1



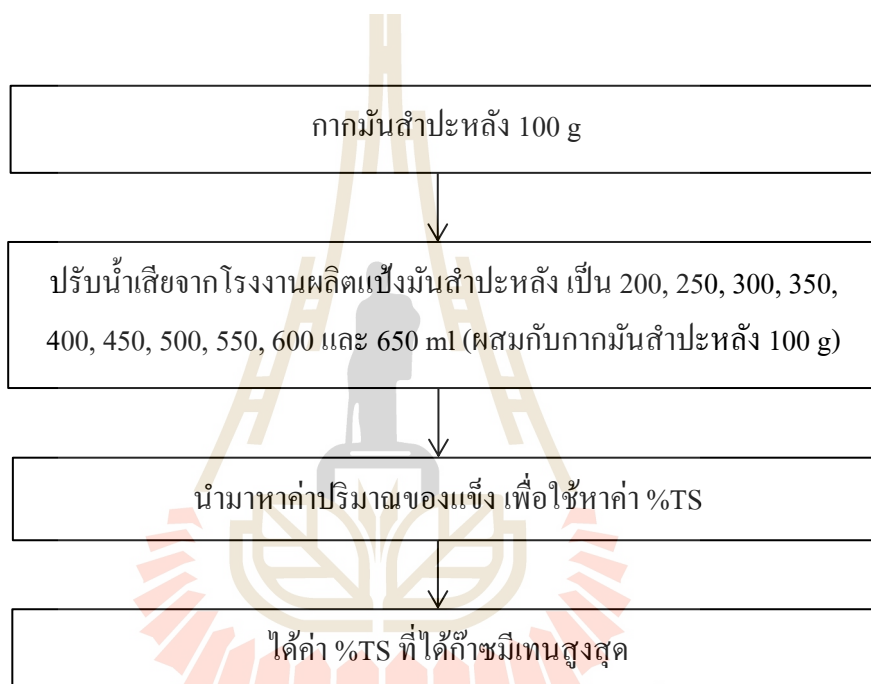
รูปที่ 3.1 ขั้นตอนการดำเนินงานวิจัย

3.2 วิธีดำเนินการ

3.2.1 ขั้นตอนที่ 1 : การหาอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลังที่ทำให้เกิด CH_4

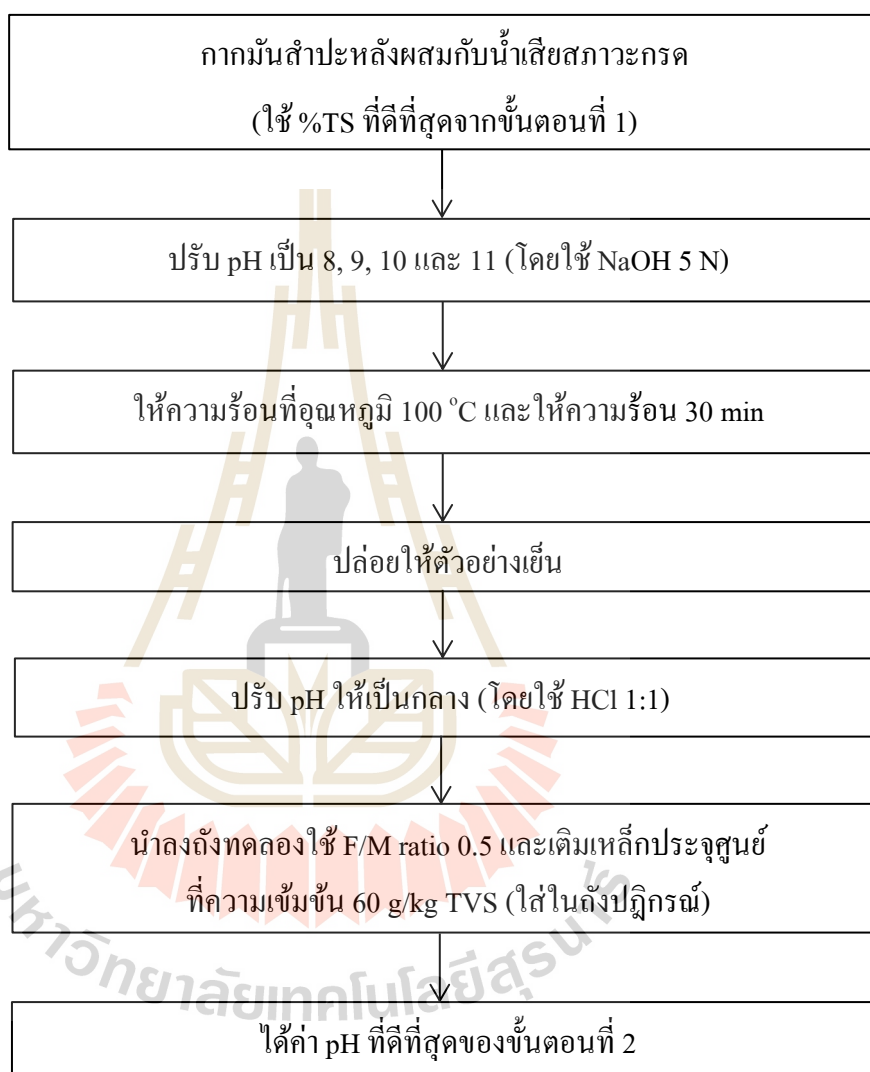
สูงสุด สำหรับการทดลองแบบกะ

วิธีการทดลองหาค่า pH ที่เหมาะสมที่ทำให้เกิดก๊าซชีวภาพสูงสุด โดยในขั้นตอนที่ 1 ต้องทำการหา 3%TS ได้ศึกษาจากงานของ Usa (2017) เพื่อใช้ในการทดลองต่อไป มีวิธีการดังนี้ นำกากมันสำปะหลังผสมกับน้ำเสียสภาวะกรดตามอัตราส่วนต่างๆ โดยใช้กากมันสำปะหลัง 100 g และทำการเพิ่มน้ำเสียสภาวะกรดไปเรื่อยๆ เช่น น้ำเสียสภาวะกรด 200 - 650 ml ดังรูปที่ 3.2



รูปที่ 3.2 การหาค่า %TS ของกากมันสำปะหลัง

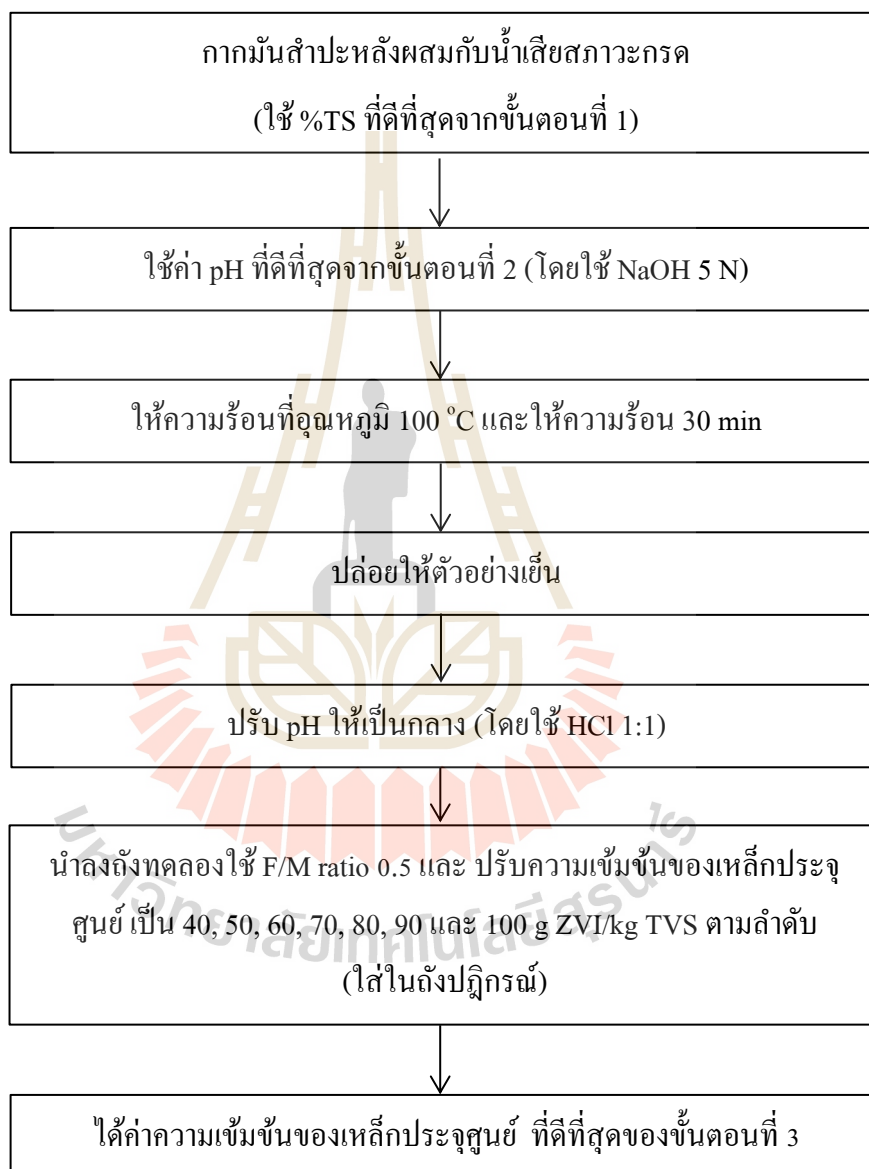
3.2.2 ขั้นตอนที่ 2 : การหาความเป็นด่างต่อการเกิด CH_4 เมื่อใช้เหล็กประจุศูนย์
โดยนำผล %TS ที่ได้ก๊าซมีเทนสูงสุดของขั้นที่ 1 มาใช้ในการผลิตก๊าซชีวภาพของ
ขั้นที่ 2 โดยทำการปรับ pH เป็น 8, 9, 10 และ 11 ดังรูปที่ 3.3



รูปที่ 3.3 การหาค่า pH ต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ ที่ pH 8 - 11 อุณหภูมิ 100 °C และเวลาในการ
ปฏิกิริยา 30 min ความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ที่ 60 g ZVI/kg TVS

3.2.3 ขั้นตอนที่ 3 : การหาปริมาณเหล็กประจุศูนย์ต่อการเกิด CH_4

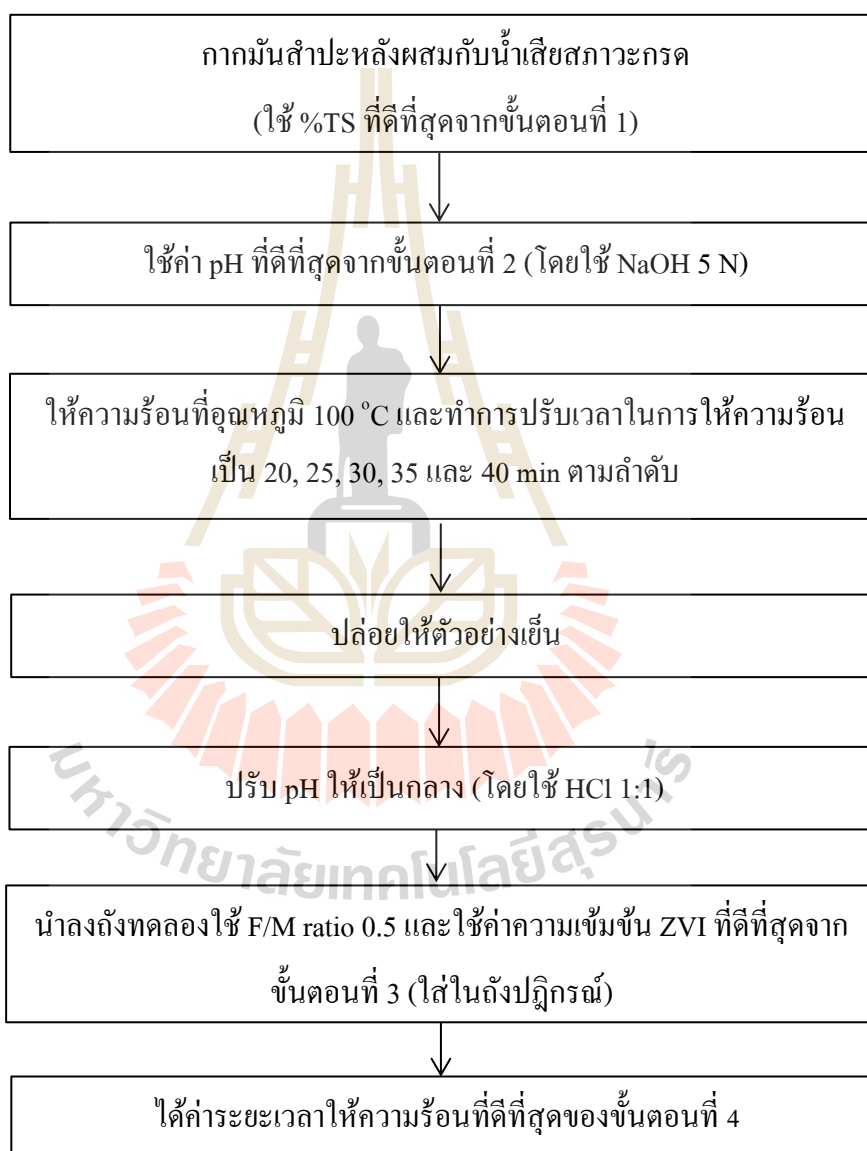
นำผลการทดลองที่ดีที่สุดจากขั้นตอนที่ 2 มาใช้ในขั้นตอนที่ 3 ต่อไป โดยขั้นตอนที่ 2 จะทำการปรับความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์เป็น 40, 50, 60, 70, 80, 90 และ 100 g ZVI/kg TVS ดังรูปที่ 3.4



รูปที่ 3.4 การหาปริมาณเหล็กที่เหมาะสม โดยใช้ปริมาณเหล็กในความเข้มข้นตั้งแต่ 40 - 100 g ZVI/kg TVS ที่ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และเวลาในการปฏิกิริยา 30 min

3.2.4 ขั้นตอนที่ 4 : ผลของระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด CH_4

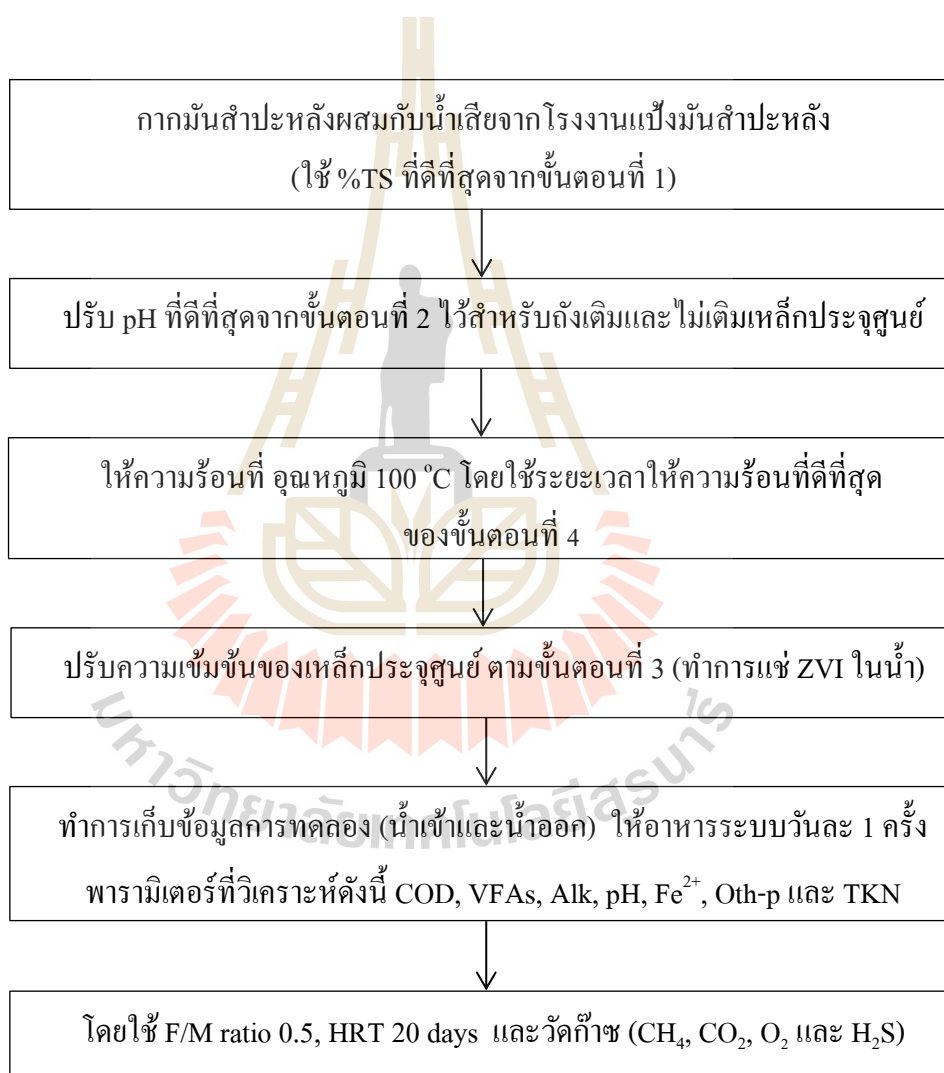
นำผลการทดลองที่ดีที่สุดจากขั้นตอนที่ 3 มาใช้ในขั้นตอนที่ 4 ต่อไป โดยขั้นตอนที่ 3 จะทำการศึกษาระยะเวลาในการไฮโดรไลซิส ปรับเวลาในการให้ความร้อน เป็น 20, 25, 30, 35 และ 40 min ดังรูปที่ 3.5 เมื่อทำการทดลองทั้ง 3 ขั้นตอนเสร็จ จึงนำผลที่ทำให้เกิด CH_4 สูงสุดมาใช้กับการทดลองแบบกวนสมบูรณ์ต่อไป



รูปที่ 3.5 การศึกษาระยะเวลาในการไฮโดรไลซิส โดยใช้ระยะเวลาให้ความร้อน 20, 25, 30, 35 และ 40 min ที่ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C

3.2.5 ขั้นตอนที่ 5 : การทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR)

นำผลการทดลองที่ดีที่สุดจากขั้นตอนที่ 1 2 3 และ 4 มาใช้ในขั้นตอนที่ 5 ต่อไป โดยขั้นตอนที่ 5 ทำการทดลองแบบถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ มี 3 สภาวะ ได้แก่ (1) ถึงควบคุม (2) ถึงไม่เติม ZVI pH 10 อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลาให้ความร้อน 30 min และ (3) ถึงเติม ZVI pH 10 อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ดังรูปที่ 3.6 เมื่อทำการทดลองทั้ง 3 ขั้นตอนเสร็จ จึงนำผลที่ทำให้เกิด CH_4 สูงสุดมาใช้ในการทดลองแบบกวนสมบูรณ์ต่อไป



รูปที่ 3.6 การศึกษาระบบถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์

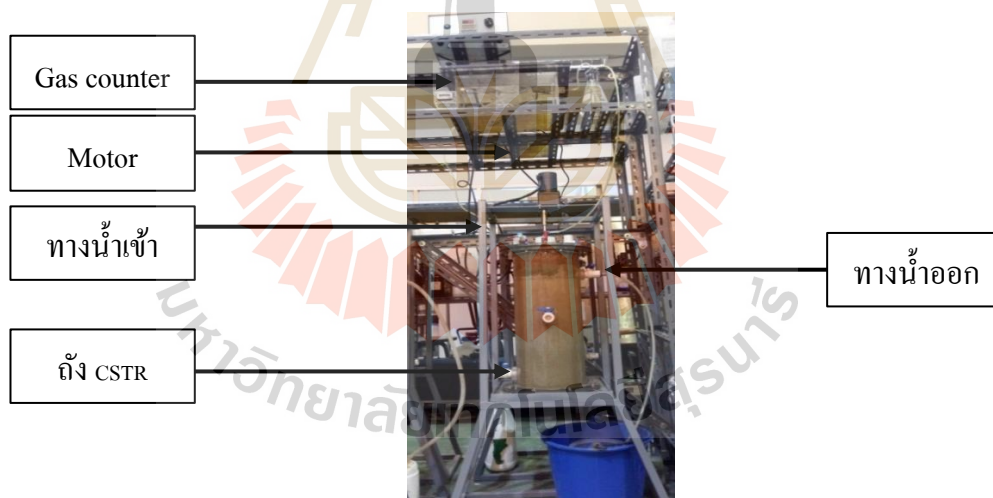
3.3 องค์ประกอบและการทำงานของระบบแบบกะและแบบกวนผสมบูรณ์

3.3.1 ระบบแบบกะ

แบบกะ ถังขนาด ยาว 20 cm สูง 16 cm กว้าง 16 cm ถังปฏิกรณ์ขนาด 6 l ประกอบด้วย 3 ถัง ดังต่อไปนี้ ถังที่ 1 กากมันสำปะหลังผสมกับน้ำเสียโรงงานแป้งมันสำปะหลัง และจุลินทรีย์ ใช้ F/M ratio 0.5 เมื่อเกิดก๊าซชีวภาพ ก๊าซจะเคลื่อนผ่านสายยางไปยัง ถังที่ 2 คือถังน้ำ เมื่อก๊าซถูกส่งผ่านทางสายยางมา ทำให้เกิดการดันน้ำไหลจากถังที่ 2 ไปยังถังที่ 3 ซึ่งเป็นถังรองรับน้ำและวัดปริมาตรก๊าซชีวภาพ โดยการแทนที่น้ำและวัด CH_4 CO_2 O_2 และ H_2S ใช้เครื่องวิเคราะห์ก๊าซชีวภาพแบบพกพา รุ่น Biogas 5000

3.3.2 ระบบแบบกวนผสมบูรณ์

เป็นถังปฏิกรณ์ที่ของเหลวและของแข็งภายในถังเกิดการกวนผสมอย่างดี วิธีการกวนผสมมักทำโดยการติดตั้งใบกวน ถังมีขนาด เส้นผ่านศูนย์กลาง 20 cm สูง 38 cm มีปริมาตร 12 l โดยหลักการแล้วการกวนผสมที่เกิดขึ้น ทำให้ภายในถังปฏิกรณ์มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์และเชื้อจุลินทรีย์เท่ากันทั่วทั้งถัง ดังรูปที่ 3.7



รูปที่ 3.7 ระบบแบบกวนผสมบูรณ์

3.4 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์

ตารางที่ 3.1 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ก่อนและหลังเข้าระบบ

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
1. ปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total Solids, TS)	อบแห้งที่ 103 - 105 °C (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)
2. ปริมาณของแข็งที่แขวนลอย (Total Dissolved Solids, TDS)	อบแห้งที่ 103 - 105 °C (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)
3. ปริมาณกรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acids, VFAs)	การกลั่นด้วยวิธี Direct titration method
4. ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (Total Kjeldahl Nitrogen, TKN)	Kjeldahl (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)
5. ปริมาณฟอสเฟอรัส (Total Phosphate, TP)	Wet digestion method
6. ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand, COD)	Closed reflux titrimetric method (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)
7. ค่าความเป็นกรด - ด่าง (pH)	pH Meter
8. ความเป็นด่าง (Alkalinity, Alk)	Titration method (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)
9. MLSS (Mixed Liquor Suspended Solids)	อบแห้งที่ 103 - 105 °C (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)
10. MLVSS (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids)	เผาที่ 550 °C (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 1992)

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

3.4.1 การวิเคราะห์ส่วนประกอบของกากมันสำปะหลัง

- ปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total Solids, TS)

ตรวจวัดปริมาณของแข็งทั้งหมดในน้ำหมักก๊าซชีวภาพตามวิธีมาตรฐาน Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1992) โดยการอบภาชนะในตู้อบที่อุณหภูมิ 105 °C เป็นเวลา 3 h นำออกจากตู้อบใส่ไว้ในตู้ดูดความชื้นจนกระทั่งอุณหภูมิของภาชนะถึงที่อุณหภูมิห้อง ซึ่งให้น้ำหนักที่แน่นอน ซึ่งตัวอย่างน้ำหมักปริมาตร 50 ml ให้น้ำหนักที่แน่นอนที่บรรจุในภาชนะ หาความชื้นที่ทราบน้ำหนัก อบตัวอย่างในตู้อบที่อุณหภูมิ 105 °C เป็นเวลา 24 h นำออกจากตู้อบ ใส่ในตู้ดูดความชื้นเมื่อเย็นแล้วชั่งน้ำหนัก อบซ้ำอีกครั้งๆ ละประมาณ 30 min ชั่งน้ำหนักจนได้น้ำหนักคงที่ คำนวณหาปริมาณของแข็งทั้งหมด

- ของแข็งระเหยได้ (Volatile Solids, VS)

วัดปริมาณของแข็งที่ระเหยได้ตามวิธีมาตรฐาน Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1992)

- ปริมาณกรดไขมันระเหย (Volatile Fatty Acids, VFA)

การวิเคราะห์กรดไขมันระเหยได้ (Volatile fatty acids, VFA) โดยการกลั่นด้วยวิธี Direct titration method นำของเหลวส่วนที่ใสปริมาตร 100 ml เติมลงไปใน boiling flask เติมน้ำกลั่นปริมาตร 100 ml ลงไปผสมกัน ใช้ปิเปตดูดกรด H₂SO₄ (1:1) เติมลงไป 5.0 ml เมื่อกลั่นครบ 30 min หรือจนของเหลวใน Boiling Flask ลดลงมากให้หยุดกลั่น หยด Phenolphthalein 5 หยด แล้วนำไปไทเทรตกับ 0.1 M NaOH

- ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (Total Nitrogen)

หาปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดตามหลักการ Infrared Radiation Detection และ Thermal Conductivity Detection ด้วยเครื่อง CNS - 2000 Elemental Analyze ตามวิธีมาตรฐาน Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1992)

- ปริมาณฟอสฟอรัส (Phosphorus)

เตรียมตัวอย่างกากมันสำปะหลัง สำหรับการวิเคราะห์หาปริมาณฟอสฟอรัส ด้วย วิธี Wet Digestion Method และตรวจวัดปริมาณฟอสฟอรัสในตัวอย่างด้วยวิธี Vandomolybdate Method โดยนำตัวอย่างปริมาตร 5 ml ลงใน Volumetric flask ขนาด 25 ml เติมน้ำยา Barton ปริมาตร 5 ml เขย่าให้เข้ากัน ปรับปริมาตรให้เป็น 25 ml ด้วยน้ำกลั่นและตั้งทิ้งไว้ให้เกิดสีสมบูรณ์ ประมาณ 30 min วัดความเข้มข้นของสีด้วยเครื่อง Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 420 nm โดยปริมาณฟอสฟอรัสได้จากการคำนวณจากกราฟมาตรฐานที่ทราบความเข้มข้นที่แน่นอน ตามวิธีมาตรฐาน Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1992)

- การวิเคราะห์ค่า COD
ด้วยวิธี Close Reflux Titrimetric Method ตามวิธีมาตรฐาน Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1992)
- การวัดปริมาณน้ำตาลรีดิวซ์
ด้วยวิธีการ DNS Method โดยทำการปิเปตสารละลายตัวอย่าง ใส่ในหลอดทดลองปริมาณ 1 ml จากนั้นทำการเติมสาร DNS Reagent ลงในหลอดทดลองปริมาณ 1 ml ลงในแต่ละหลอด และผสมให้เข้ากัน นำหลอดทั้งหมดไปตั้งไว้ใน Boiling Bath เป็นเวลา 5 min จากนั้นทำให้เย็นลงโดยย้ายมาตั้งไว้ใน Ice bath เดิมก่อก่อนปริมาณ 10 ml ลงในแต่ละหลอด วัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 540 nm โดยใช้หลอดน้ำกลั่นเป็นตัวเปรียบเทียบ นำค่าที่ได้ไปสร้างกราฟของปริมาณน้ำตาลรีดิวซ์
- ค่าความเป็นกรด - ด่าง (pH)
วัดค่าความเป็นกรด - ด่างของน้ำหมักก๊าซชีวภาพด้วยเครื่องวัดความเป็นกรด - ด่าง (pH meter, Mettler delta 320, Mettler - Toledo Ltd., England)
- ความเป็นด่าง (Alkalinity, Alk)
วัดค่าความเป็นด่างด้วยวิธี Titration method ด้วย H_2SO_4 เข้มข้น 0.1 N จนถึงค่าความเป็น กรด-ด่างที่ 5.1, 4.3 และ 3.5 ตามลำดับ ตามวิธีมาตรฐาน Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1992) ค่า Alkalinity แสดง ค่าในรูปมิลลิกรัมต่อลิตรของแคลเซียมคาร์บอเนต (mg as $CaCO_3$ /l) ในขณะที่ปริมาณกรดไขมันระเหย แสดงค่าในรูปมิลลิกรัมต่อลิตรของอะซิเตท (mg as Acetate/l)
- ปริมาณก๊าซชีวภาพ (Biogas volume)
วัดปริมาณก๊าซชีวภาพที่ผลิตได้ด้วยการแทนที่น้ำของก๊าซที่ผลิตได้
- องค์ประกอบของก๊าซ (CH_4 , CO_2 และ O_2)
ในส่วนประกอบก๊าซชีวภาพ วัดปริมาณ CH_4 , CO_2 และ O_2 ที่เป็นส่วนประกอบของก๊าซชีวภาพที่ผลิตได้ด้วยเครื่องวิเคราะห์ BIOGAS รุ่น 5000 องค์ประกอบของก๊าซ (Gas Analyzer, Geotech Biogas Check Analyzer, Geotechnical Instruments Ltd., England)

3.4.2 การวิเคราะห์ส่วนประกอบของจุลินทรีย์

- ปริมาณของแข็งทั้งหมด (Mixed Liquor Suspended Solids, MLSS)
ตรวจวัดปริมาณของแข็งทั้งหมดในน้ำหมักก๊าซชีวภาพตามวิธีมาตรฐาน Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1992)
- ของแข็งระเหยได้ (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids, MLVSS)
วัดปริมาณของแข็งที่ระเหยได้ตามวิธีมาตรฐาน Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1992)

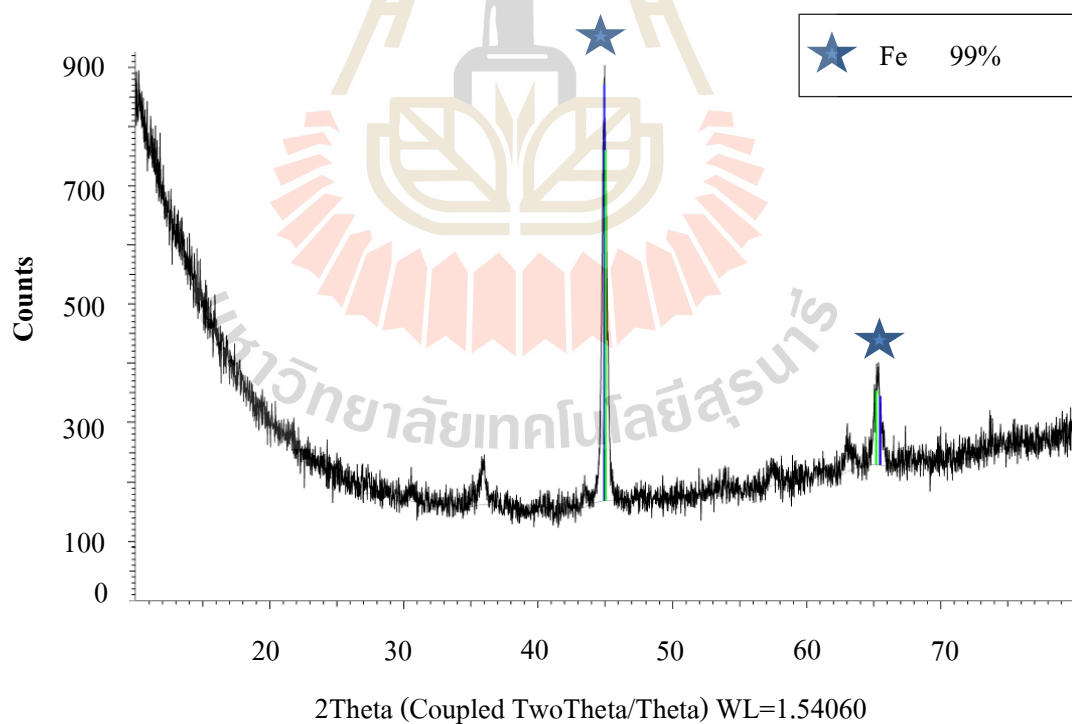
3.5 ผลการวิเคราะห์ข้อมูลลักษณะสัณฐานวิทยาของเหล็กประจุศูนย์ที่ใช้ในงานวิจัย ผลการวิเคราะห์ Scanning Electron Microscopy (SEM) และ X - ray Diffractometer (XRD)

องค์ประกอบทางกายภาพ ดังรูปที่ 3.8 จากลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กประจุศูนย์ (Suanon et al., 2017) ทำการส่องด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด Scanning Electron Microscopy (SEM) รุ่น JEOL 6010LV ใช้ศึกษาโครงสร้างภายนอกของวัสดุ ลักษณะผิวภายนอกของเซลล์ ผิวโลหะ มองเห็นความลึกลับภาพปรากฏบนจอคอมพิวเตอร์เป็นภาพ 3 มิติ มีกำลังขยายสูง ทำให้สามารถศึกษาโครงสร้างขนาดเล็กระดับนาโนเมตรถึงไมโครเมตรได้

องค์ประกอบทางเคมีของเหล็กประจุศูนย์หลังจากการทดลอง ทำการวิเคราะห์องค์ประกอบด้วยเครื่อง X - ray Diffractometer (XRD) ของ BRUKER axs รุ่น D8 ADVANCE เป็นเครื่องมือวิเคราะห์วัสดุขั้นพื้นฐาน ศึกษาเกี่ยวกับโครงสร้างของผลึก การจัดเรียงตัวของอะตอมในโมเลกุลของสารประกอบต่างๆ ทั้งในเชิงคุณภาพและปริมาณ ซึ่งแสดงค่าองค์ประกอบทางเคมีของเหล็กประจุศูนย์ที่ได้จากการคำนวณโดยใช้ โปรแกรม TOPAS พบว่า XRD pattern การวิเคราะห์ด้วยเครื่อง XRD ใช้ 2Theta ระหว่าง 10 - 80 และใช้ Detector lynxeye 0.18 ดังรูปที่ 3.9



รูปที่ 3.8 ลักษณะทางกายภาพของเศษเหล็กที่ใช้ในการศึกษา จากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง SEM



รูปที่ 3.9 ลักษณะทางเคมีของเศษเหล็ก จากการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง XRD และ TOPAS

บทที่ 4

ผลการศึกษาและอภิปรายผล

4.1 หาอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลังที่ทำให้เกิด CH_4 สูงสุด

4.1.1 ผลการวิเคราะห์กากมันสำปะหลังที่ 3% TS และ CH_4

ตารางที่ 4.1 กากมันสำปะหลังและอัตราส่วนกากมันสำปะหลังกับน้ำเสียสภาวะกรด

วัตถุดิบ	% TS	% TVS	TS	TVS
กากมันสำปะหลัง	14.88 ± 0.12	87.20 ± 0.12	148.934 ± 0.12 (mg/g)	143.765 ± 0.12 (mg/g)
กากมัน (g) : น้ำเสียสภาวะ กรด (ml) = 100 g : 650 ml	3.02 ± 0.13	98.28 ± 0.13	$23,284 \pm 0.13$ (mg/l)	$22,644 \pm 0.13$ (mg/l)

จากตารางที่ 4.1 เป็นผลการทดลองเพื่อหาคุณสมบัติของกากมันสำปะหลัง พบว่า กากมันสำปะหลัง มี % TS เท่ากับ 14.88 และ % TVS 87.20 เมื่อนำกากมันสำปะหลังและน้ำเสียสภาวะกรด (จากบริษัท แป้งมันเอี่ยมเฮงอุตสาหกรรม จำกัด) ผสมในอัตราส่วน 100 g : 650 ml พบว่าได้ % TS เท่ากับ 3 % TS ซึ่งเป็นสภาวะที่เหมาะสมในการผลิต CH_4 (อุษา, 2560)

ตารางที่ 4.2 การหาอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลัง

ลำดับที่	ชุดทดลอง		% moisture	% TS
	กาก (g)	น้ำเสียสภาวะกรด (ml)		
1	100	10	85.29 ± 0.13	14.71 ± 0.13
2	100	20	86.42 ± 0.02	13.58 ± 0.02
3	100	30	89.75 ± 0.11	10.25 ± 0.11
4	100	40	87.72 ± 0.02	12.28 ± 0.02
5	100	50	89.33 ± 0.46	10.67 ± 0.46
6	100	60	89.36 ± 0.10	10.64 ± 0.10

ตารางที่ 4.2 การหาอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลัง (ต่อ)

ลำดับที่	ชุดทดลอง		% moisture	% TS
	กาก (g)	น้ำเสียสภาวะกรด (ml)		
7	100	70	89.95 ± 0.08	10.05 ± 0.08
8	100	80	90.59 ± 0.16	9.41 ± 0.16
9	100	90	91.08 ± 0.13	8.92 ± 0.13
10	100	100	91.51 ± 0.01	8.49 ± 0.01
11	100	150	93.02 ± 0.04	6.98 ± 0.04
12	100	200	93.57 ± 0.12	6.43 ± 0.12
13	100	250	94.82 ± 0.04	5.18 ± 0.04
14	100	300	95.63 ± 0.07	4.34 ± 0.07
15	100	350	96.08 ± 0.01	3.92 ± 0.01
16	100	400	96.45 ± 0.01	3.55 ± 0.01
17	100	450	96.80 ± 0.01	3.20 ± 0.01

ตารางที่ 4.3 สัดส่วน CH_4 ที่ pH 0 และ 2 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ที่อัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลังที่ 3% TS และ 5% TS

Time (day)	CH_4 เมื่อ 3% TS			CH_4 เมื่อ 5% TS		
	Control (%)	pH 0 (%)	pH 2 (%)	Control (%)	pH 0 (%)	pH 2 (%)
7	37.9	53.0	66.0	49.0	58.0	50.8
14	42.1	60.5	72.0	53.0	62.1	62.0
21	60.0	63.0	75.3	64.0	63.0	68.0
30	60.0	66.0	78.0	66.0	67.0	73.1.0

จากตารางที่ 4.2 เป็นการหาอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลัง โดยทำการทดลอง เพื่อหาค่า CH_4 สูงสุด และจากตารางที่ 4.3 อัตราส่วนที่ทำให้เกิด CH_4 ได้แก่ % TS ที่ 3% TS และ 5% TS เป็นการทดลองแบบกะ (Batch Test) พบว่า % TS มีผลต่อการเกิด CH_4 โดยทำการวัด วันที่ 7, 14, 21 และ 30 ของการทดลอง จากการวัด CH_4 พบว่า % TS ที่ 3% TS ให้ CH_4 ที่ใกล้เคียงกัน แต่เลือกใช้ที่ 3% TS เพราะใช้กากมันสำปะหลังที่น้อยกว่าเมื่อเทียบกับ 5% TS (อุษา, 2560)

ตารางที่ 4.4 ค่า COD ของอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลังที่ 3% TS และ 5% TS

เวลา (day) TS & COD		เริ่มต้น	7 days	14 days	21 days	30 days
		3% TS	COD in Control (mg/l)	50,400	46,400	41,500
COD in pH 0 (mg/l)	50,800		49,200	44,000	40,040	35,200
COD in pH 2 (mg/l)	51,600		48,400	43,200	25,600	24,000
5% TS	COD in Control (mg/l)	52,400	50,400	46,400	39,200	27,200
	COD in pH 0 (mg/l)	52,800	51,200	47,600	40,480	35,200
	COD in pH 2 (mg/l)	52,400	49,600	44,800	35,200	25,600

ตารางที่ 4.5 ค่าประสิทธิภาพการกำจัด COD ของอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลังที่ 3% TS และ 5% TS

เวลา (day) TS & COD		7 days	14 days	21 days	30 days
		3% TS	COD in Control (%)	3.15	13.39
COD in pH 0 (%)	6.20		16.28	50.39	53.49
COD in pH 2 (%)	7.94		17.66	31.90	44.44
5% TS	COD in Control (%)	3.03	9.85	23.33	33.33
	COD in pH 0 ((%)	5.34	14.50	32.82	51.15
	COD in pH 2 (%)	3.82	11.45	25.19	48.09

จากตารางที่ 4.4 และ 4.5 พบว่า ค่า COD เริ่มต้นมีปริมาณที่สูงอยู่ในช่วง 50,400 - 52,800 mg/l ซึ่งเมื่อเวลาผ่านไป พบว่า COD มีค่าลดลง แต่เมื่อทำการพิจารณาค่า CH_4 ที่ตาราง 4.2 กลับพบว่าประสิทธิภาพการกำจัด COD ไม่ใช่ปัจจัยเดียวที่ทำให้ปริมาณ CH_4 เพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากผลการทดลองตารางที่ 4.4 มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ในวันที่ 30 days ของกากมันสำปะหลังที่ 3% TS และ 5% TS มีประสิทธิภาพในการกำจัด COD ใกล้เคียงกัน

4.1.2 ผลการวิเคราะห์อัตราสถานะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติกโดยใช้กากตะกอน

ชุดการทดลอง (Set) 1 - 3 นำตะกอนจุลินทรีย์มาจากถังหมักแบบไร้ออกซิเจนของระบบผลิตก๊าซชีวภาพ โดยตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ (Raw Sludge, RS) และตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพที่ถูกหมักมา 10 days (Fermentation Sludge, FS) ส่วนน้ำเสียสถานะกรด (Acid Fermented, AF) นำมาจากบ่อหมักกรดของระบบผลิตก๊าซชีวภาพ ซึ่งตะกอนทั้งหมดจะถูกนำมาเก็บรักษาไว้ในถังปิดสนิท ที่อุณหภูมิ 4 °C ก่อนนำมาทำการทดลอง

ในการทำการทดลอง Set 1 - 3 จะนำ AF มาผสมกับตะกอนจากบ่อหมักก๊าซที่สัดส่วนแตกต่างกันคือ RS:AF (4:1) (Set 2) และ RS:AF (1:4) (Set 3) ส่วน Set 1 ใช้แหล่งคาร์บอนเป็น FS ผสมกับ AF ที่สัดส่วน FS:AF (1:1) ซึ่งคุณลักษณะทางกายภาพและเคมี พบว่าคุณลักษณะของตะกอนของกากตะกอนเร่งจากระบบ CAS Set 1 พบว่ามีปริมาณ VFAs สูงที่สุด เท่ากับ 1,357 mg/l COD สูงถึง 24,360 mg/l สัดส่วน TVSS/TSS เท่ากับ 0.32 ส่วน Set 2 - 3 พบว่ามีปริมาณ VFAs ใกล้เคียงกัน คือ 548 และ 341 mg/l ตามลำดับ COD 14,280 และ 21,980 mg/l ตามลำดับ สัดส่วน TVSS/TSS เท่ากับ 0.28 และ 0.19 ตามลำดับ ซึ่งมีปริมาณ TVSS ที่สูงจะเหมาะกับการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน

โดย Set 1 (FS) และ Set 2 - 3 (RS) โดยศึกษาอิทธิพลของแหล่งคาร์บอน อุณหภูมิ การบำบัดขั้นต้น และสัดส่วนของตะกอนและ AF ที่แตกต่างกันของตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตก๊าซชีวภาพ FS:AF (1:1) (Set 1) พบปริมาณกรดอะซิติกมากที่สุด เท่ากับ 1,406 mg/l เมื่อทำการควบคุมระบบที่อุณหภูมิ 35 °C ระยะเวลา 96 h ส่วนในถึงปฏิกิริยาที่ใช้ RS:AF (4:1) (Set 2) และ RS:AF (1:4) (Set 3) มีกรดอะซิติก เท่ากับ 1,018 และ 792 mg/l ตามลำดับ (ถักรลดฯ เพ็ชร์ชัย, 2562)

ในการศึกษาการผลิต VFAs เพื่อนำไปใช้ประโยชน์ จำเป็นต้องทราบสัดส่วนของสารอินทรีย์แต่ละชนิดที่เกิดขึ้น ซึ่ง VFAs เป็นสารอินทรีย์ที่มีคาร์บอน 2 - 5 อะตอม เช่น กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวไทริก พบว่าเวลาผ่านไป 36 h ถึงปฏิกิริยา FS:AF 1:1 (Set 1) มี VFAs 2.5 g/l ผลการทดลองชี้ให้เห็นว่าปฏิกิริยา Hydrolysis Acitogenesis และ Acedogenesis เกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว เมื่อใช้ตะกอนที่ถูกปล่อยทิ้งไว้ 10 days เป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าปริมาณกรดอะซิติกมากกว่า กรดโพรพิโอนิก ซึ่งแตกต่างจากผลก่อนหน้าของ Huijun et al. (2016) ซึ่งพบว่ากรดอะซิติกและกรดนอร์บิวริกเป็นผลผลิต VFAs ที่โดดเด่น กรดอะซิติกเป็นกลุ่ม VFAs ที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย ด้วยจุลินทรีย์ในระบบบำบัด ซึ่งอาจทำให้ปริมาณหรือความเข้มข้นลดต่ำลง เพราะกรดอะซิติกเป็นผลิตภัณฑ์ตัวสุดท้ายที่เกิดจากกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจนก่อนที่จะถูกเปลี่ยนเป็น CH₄ ในกระบวนการ Methanogenesis โดยจุลินทรีย์กลุ่ม Methanogens

4.2 การหาผลของ pH ความเป็นด่างที่มีต่อการเกิด CH_4 เมื่อใช้เหล็กประจุศูนย์

ผลจากการทดลอง การหาความเป็นด่างต่อการเกิด CH_4 ที่ pH 8 - 11 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100°C เป็นเวลา 30 min โดยเลือกใช้ค่า เนื่องจากการศึกษาของ Cheng et al. (2009) พบว่าการเพิ่มประสิทธิภาพ CH_4 นั้นจึงต้องมีการกำจัดลิกนินออกก่อนด้วยกระบวนการ Hydrolysis โดยนำกระบวนการทางเคมีมาใช้ ได้แก่ การย่อยสลายด้วยกรด (Acid hydrolysis) และการย่อยสลายด้วยด่าง (Alkaline hydrolysis) โดย Joseph et al. (2010) ได้ศึกษา Acid hydrolysis โดยใช้สาร 2 ชนิดด้วยกัน คือ กรดซัลฟิวริกและกรดไนตริก พบว่ามีความเป็นพิษและเป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อมและยังมีค่าใช้จ่ายในการคืนสภาพของกรดนั้นสูงมาก และมีผลทำให้ผลผลิต CH_4 ลดลง การทดลองจึงเลือกใช้ Alkaline hydrolysis เพราะสามารถการย่อยสลายโครงสร้างของลิกนินและลดการเกิดผลิตภัณฑ์ของเซลลูโลส นอกจากนี้ยังเป็นกระบวนการที่ง่ายและไม่ต้องใช้พลังงานมากเมื่อเปรียบเทียบกับ Acid hydrolysis โดยการทดลองใช้ปริมาณกากมันสำปะหลัง 100 g ต่อปริมาณ น้ำเสียสภาวะกรด 650 ml ปริมาณกากมันสำปะหลังสดต่อน้ำเสียสภาวะกรด ที่ใช้ มีความเข้มข้นในรูปของแข็งทั้งหมด (TS) 3%TS และความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ที่ 60 g ZVI/kg TVS การทดลองเริ่มระบบมี Control คือ สภาวะควบคุมที่ไม่ปรับ pH มีทั้งไม่เติมและเติมเหล็กประจุศูนย์ และ pH 10 คือ เป็นชุดควบคุมที่ไม่เติมเหล็กประจุศูนย์ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100°C เป็นเวลา 30 min ดังตารางที่ 4.6 และการทดลองมีค่า OLR 7.86 kg/m³ - day HRT 70 days F/M ratio 0.5 จากตารางที่ 4.7 สำหรับค่า pH ไม่เติม ZVI

ตารางที่ 4.6 การทดลองขั้นตอนที่ 2 เพื่อหาความเป็นด่างต่อการเกิด CH_4 เมื่อเติมความเข้มข้น ZVI

60 g ZVI/kg TVS

ชุดทดลอง	เงื่อนไขของชุดทดลอง
Control (pH 5.45) without ZVI	ไม่ปรับ pH ไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อน ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100°C เป็นเวลา 30 min
pH 8 without ZVI	
pH 9 without ZVI	
pH 10 without ZVI	
pH 11 without ZVI	
Control (pH 5.45) with adding ZVI	ไม่ปรับ pH ไม่มีการย่อยสลาย ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100°C เป็นเวลา 30 min
pH 8 with adding ZVI	
pH 9 with adding ZVI	
pH 10 with adding ZVI	
pH 11 with adding ZVI	

ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 เท่ากับ 6.61 6.91 7.15 7.08 และ 7.00 ตามลำดับ สำหรับ pH ที่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 เท่ากับ 6.73 7.11 7.16 7.17 และ 7.19 ตามลำดับ และเมื่อพิจารณาค่า COD ที่ไม่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 47,680 48,427 47,147 47,467 และ 47,787 mg/l ตามลำดับ สำหรับค่า COD ที่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 48,853 48,533 47,253 47,147 และ 47,467 mg/l ตามลำดับ พิจารณาค่า VFAs ที่ไม่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 3,022.5 1,474 2,125 1,723 และ 2,487 mg/l ตามลำดับ พิจารณาค่า VFAs ที่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 3,020.80 1,478 2,121.20 1,714.30 และ 2,482.25 mg/l ตามลำดับ สำหรับค่า Alkalinity ที่ไม่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 766.67 1,033 2,311 1,333 และ 2,144 mg/l ตามลำดับ สำหรับค่า Alkalinity ที่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 788.89 1,111 2,311 1,300 และ 2,100 mg/l ตามลำดับ VFA:Alkalinity ควรอยู่ในช่วง 0.03 - 0.3 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554) จากการทดลองที่ไม่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 3.94 1.43 0.90 1.29 และ 1.16 ตามลำดับ และจากการทดลองที่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 3.83 1.33 0.92 1.32 และ 1.18 ตามลำดับ ซึ่งไม่เป็นไปตามค่าในการควบคุม แสดงว่า ถ้ามีการเพิ่มขึ้นของ VFA จะทำให้ค่า PH ของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว และสารอาหารที่เหมาะสมต่อการเกิด CH_4 ควรมีค่า C:N:P เท่ากับ 100:1.1:0.2 จากการทดลองที่ไม่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 100:1.51:0.047 100:1.36:0.038 100:1.57:0.05 100:1.65:0.05 และ 100:1.80:0.05 ตามลำดับ จากการทดลองที่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 100:1.44:0.04 100:1.34:0.037 100:1.57:0.05 100:1.68:0.05 และ 100:1.82:0.05 ตามลำดับ

จากตารางที่ 4.7 การทดลองปีระบบมีค่า pH ไม่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 7.5 7.46 7.43 7.35 และ 7.6 ตามลำดับ สำหรับ pH เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 7.61 7.75 7.53 7.62 และ 7.78 ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่า COD ที่ไม่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 117 117.3 74.7 32 และ 74.7 mg/l ตามลำดับ สำหรับ COD ที่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 96 75 64 96 และ 75 mg/l ตามลำดับ VFAs ไม่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 187.01 159.31 200.87 202.60 และ 193.07 mg/l ตามลำดับ VFAs เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 166.23 215.58 163.64 93.51 และ 132.47 mg/l ตามลำดับ Alkalinity ไม่เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 3,467 4,022 4,067 3,833 และ 4,356 mg/l ตามลำดับ Alkalinity เดิม ZVI ที่ pH 5.45 8 9 10 และ 11 มีค่าเท่ากับ 3,467 3,600 4,000 3,911 และ 4,589 mg/l ตามลำดับ ประสิทธิภาพในการกำจัด COD มีประสิทธิภาพอยู่ในช่วง 99.80 - 99.93% pH ที่สามารถกำจัดได้มากที่สุดคือ pH 10 ซึ่งสูงถึง 99.93 % การกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดและฟอสฟอรัส ของทั้ง 8 ค่า pH ทั้งเดิม ZVI และไม่เดิม ZVI มีประสิทธิภาพใกล้เคียงกันมาก

ตารางที่ 4.7 ค่าพารามิเตอร์ของการหาความเป็นต่างต่อการเกิด CH₄ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min เมื่อเติม ZVI ความเข้มข้น 60 g ZVI/kg TVS

พารามิเตอร์	Control (pH 5.45)		Control (pH 5.45) with adding ZVI		pH 8		pH 8 with adding ZVI		pH 9	
	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ
1. pH	6.61	7.50	6.73	7.61	6.91	7.46	7.11	7.75	7.15	7.43
2. COD (mg/l)	47,680 ± 0	117 ± 0.03	48,853 ± 0	96 ± 0	48,427 ± 0.04	117.30 ± 0.03	48,533 ± 0.04	75 ± 0.03	47,147 ± 0.07	74.70 ± 0.03
3. TKN (mg/l)	718.67 ± 1.61	589.80 ± 0.15	704.51 ± 0.04	625.39 ± 0.16	656.76 ± 0.66	717.18 ± 0.48	650.84 ± 0.81	593.78 ± 0.21	740.60 ± 0.27	581.95 ± 0.46
4. TP (mg/l)	22.31 ± 0	22.49 ± 0	18.73 ± 0	7.15 ± 0	18.40 ± 0	25.50 ± 0	18.18 ± 0	15.39 ± 0	22.35 ± 0	24.27 ± 0
5. VFAs (mg/l)	3,022 ± 0.04	187.01 ± 0.02	3,020 ± 0.05	166.23 ± 0.13	1,474 ± 0.01	159.31 ± 0.08	1,478 ± 0.05	215.58 ± 0.05	2,125 ± 0.03	200.87 ± 0.01
6. Alk (mg/l)	766.67 ± 0.03	3,467 ± 0	788.89 ± 0.01	3,467 ± 0.05	1,033 ± 0.05	4,022 ± 0.01	1,111 ± 0.01	3,600 ± 0.02	2,311 ± 0.04	4,067 ± 0.03
7. TS (mg/l)	46,464 ± 0.15	27,879 ± 0.30	45,678 ± 0.07	18,331 ± 0.51	37,901 ± 0.84	9,640 ± 0.21	37,709 ± 0.88	11,193 ± 0.10	36,272 ± 0.06	8,462 ± 0.19
8. TVS (mg/l)	44,304 ± 0.15	15,504 ± 0.30	44,283 ± 0.07	12,442 ± 0.51	31,327 ± 0.84	8,011 ± 0.21	31,359 ± 0.88	9,118 ± 0.10	31,729 ± 0.06	8,462 ± 0.19
9. VFAs:Alk	3.94		3.83		1.43		1.33		0.90	
10. C:N:P	100:1.51:0.05		100:1.44:0.04		100:1.36:0.04		100:1.34:0.04		100:1.57:0.05	
ประสิทธิภาพการกำจัด (%)										
11. COD	99.75 ± 0.03		99.80 ± 0.00		99.76 ± 0.03		99.85 ± 0.03		99.84 ± 0.03	
12. TKN	17.93 ± 2.65		11.23 ± 0.67		0*		8.77 ± 14.62		21.42 ± 1.80	
13. TP	0*		61.83 ± 2.34		0*		15.33 ± 1.807		0*	
14. VFA	93.81 ± 0.26		94.50 ± 0.20		89.19 ± 0.39		85.41 ± 0.597		90.55 ± 0.54	
15. TS	40.00 ± 18.24		59.87 ± 6.38		74.57 ± 2.29		70.32 ± 6.22		72.20 ± 1.31	
16. TVS	65.01 ± 18.24		71.90 ± 6.38		74.43 ± 2.29		70.92 ± 6.22		73.33 ± 1.31	

* 0 คือ ค่าพารามิเตอร์สิ้นสุดระบบมีค่ามากกว่าเริ่มระบบ

ตารางที่ 4.7 ค่าพารามิเตอร์ของการหาความเป็นด่างต่อการเกิด CH₄ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min เมื่อเติม ZVI ความเข้มข้น 60 g ZVI/kg TVS (ต่อ)

พารามิเตอร์	pH 9 with adding ZVI		pH 10		pH 10 with adding ZVI		pH 11		pH 11 with adding ZVI	
	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ
1. pH	7.16	7.53	7.08	7.35	7.17	7.62	7.00	7.6	7.19	7.78
2. COD (mg/l)	47,253 ± 0.07	64 ± 0.02	47,467 ± 0	32 ± 0	47,147 ± 0	96 ± 0.07	47,787 ± 0.05	74.70 ± 0	47,467 ± 0.05	75 ± 0.02
3. TKN (mg/l)	743.24 ± 0.14	609.05 ± 1.29	783.07 ± 0.27	627.89 ± 0.24	790.22 ± 0.99	555.97 ± 0.53	860.53 ± 0.27	539.56 ± 0.44	863.18 ± 0.14	561.58 ± 0.07
4. TP (mg/l)	21.63 ± 0	13.08 ± 0	25.70 ± 0	27.04 ± 0	22.31 ± 0	13.9 ± 0	26.04 ± 0	21.98 ± 0	25.06 ± 0	19.76 ± 0
5. VFAs (mg/l)	2,121 ± 0.04	163.64 ± 0.07	1,723 ± 0.08	202.6 ± 0.06	1,714.3 ± 0.24	93.51 ± 0.02	2,487 ± 0.06	193.07 ± 0.06	2,482.2 ± 0.14	132.47 ± 0.07
6. Alk (mg/l)	2,311 ± 0.01	4,000 ± 0	1,333 ± 0	3,833 ± 0.03	1,300 ± 0.05	3,911 ± 0.01	2,144 ± 0.03	4,356 ± 0.04	2,100 ± 0.06	4,589 ± 0.06
7. TS (mg/l)	36,397 ± 0.05	8,298 ± 0.32	34,882 ± 0.01	7,589 ± 0.02	34,983 ± 0.01	9,677 ± 0.58	32,789 ± 0.10	9,294 ± 0.04	32,814 ± 0.09	7,537 ± 0.03
8. TVS (mg/l)	31,871 ± 0.05	6,169 ± 0.32	30,905 ± 0.01	7,589 ± 0.02	31,115 ± 0.01	7,549 ± 0.58	28,597 ± 0.10	5,105 ± 0.04	28,645 ± 0.09	4,816 ± 0.03
9. VFAs:Alk	0.92		1.29		1.32		1.16		1.18	
10. C:N:P	100:1.57:0.05		100:1.65:0.05		100:1.68:0.05		100:1.80:0.05		100:1.82:0.05	
ประสิทธิภาพการกำจัด (%)										
11. COD	99.86 ± 0.00		99.93 ± 0.00		99.80 ± 0.06		99.84 ± 0.03		99.84 ± 0.03	
12. TKN	18.06 ± 12.08		19.82 ± 7.17		29.64 ± 1.32		37.30 ± 2.18		34.94 ± 1.05	
13. TP	39.51 ± 1.69		0*		37.71 ± 10.68		15.62 ± 1.48		21.13 ± 5.38	
14. VFA	92.29 ± 1.70		88.24 ± 0.65		94.55 ± 0.15		92.24 ± 0.412		94.66 ± 0.23	
15. TS	77.20 ± 7.16		71.48 ± 2.38		72.34 ± 12.09		71.66 ± 1.87		77.03 ± 7.01	
16. TVS	80.65 ± 7.16		75.45 ± 2.38		75.74 ± 12.09		82.15 ± 1.87		83.19 ± 7.01	

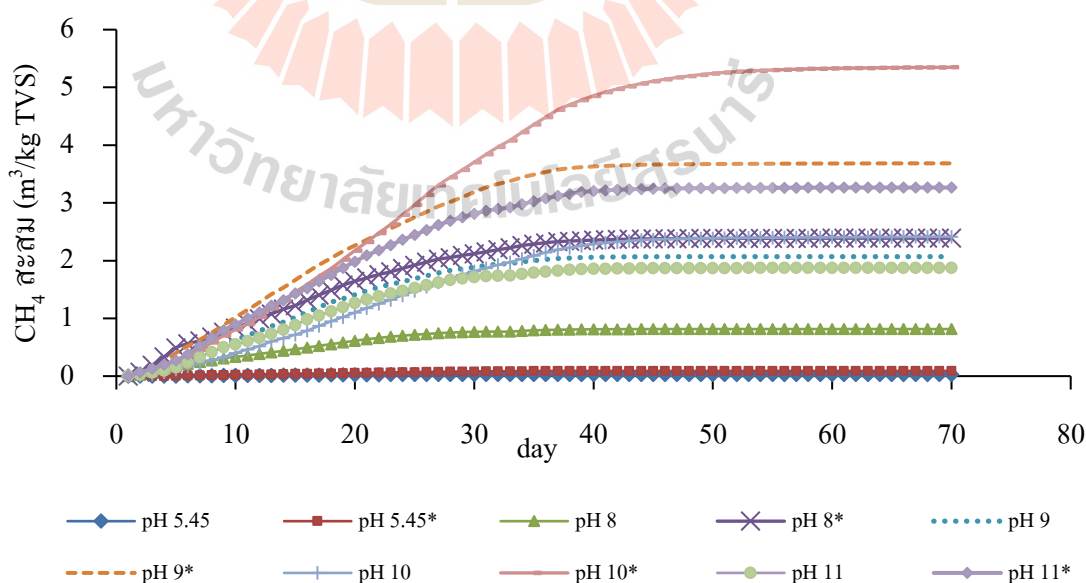
* 0 คือ ค่าพารามิเตอร์สิ้นสุดระบบมีค่ามากกว่าเริ่มระบบ

ตารางที่ 4.8 CH₄ สะสมของการหาความเป็นค่า

CH ₄ สะสม (m ³ CH ₄ /kg TVS)									
Control pH 5.45	Control pH 5.45*	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
0.03	0.09	0.82	2.39	2.07	3.68	2.41	5.35	1.87	3.27

* ZVI คือ With adding ZVI 60 g ZVI/kg TVS

จากตารางที่ 4.8 ระยะเวลาทำการทดลองหา CH₄ สะสม ทั้งหมด 70 day ความเข้มข้น pH ที่ 10 เติมเหล็กประจุศูนย์ความเข้มข้น 60 g ZVI/kg TVS ได้ CH₄ สะสมมากที่สุด 5.35 m³ CH₄/kg TVS ดังรูปที่ 4.1 อัตราการบรรทุกลำอินทรีย์ 7.86 kg.COD/m³ - day การทดลองชุดนี้ใช้ MLVSS เท่ากับ 60,144 mg/l จากค่าสถิติพบว่าอัตราการผลิต CH₄ ที่ pH 10 เติมเหล็กประจุศูนย์ความเข้มข้น 60 g ZVI/kg TVS เป็นเพียงสถานะเดียว ที่มีค่า Significant = 0.00 แตกต่างจากทุกสถานะ ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 อาจเนื่องมาจาก กลไกการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยจะทำการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ ให้กลายเป็นโมเลกุลเล็ก เช่น กรดอะซิติก (Acetic acid) กรดไพรโพนิก (Propionic acid) กรดวาเลอริก (Valeric acid) และกรดแลคติก (Lactic acid) เป็นต้น โดยกรดที่เกิดขึ้นทั้งหมด มีสัดส่วนของกรดอะซิติกสูงสุด แล้วจากกรดอะซิติกจะเปลี่ยนไปเป็น CH₄ (Polprasert, 1996)



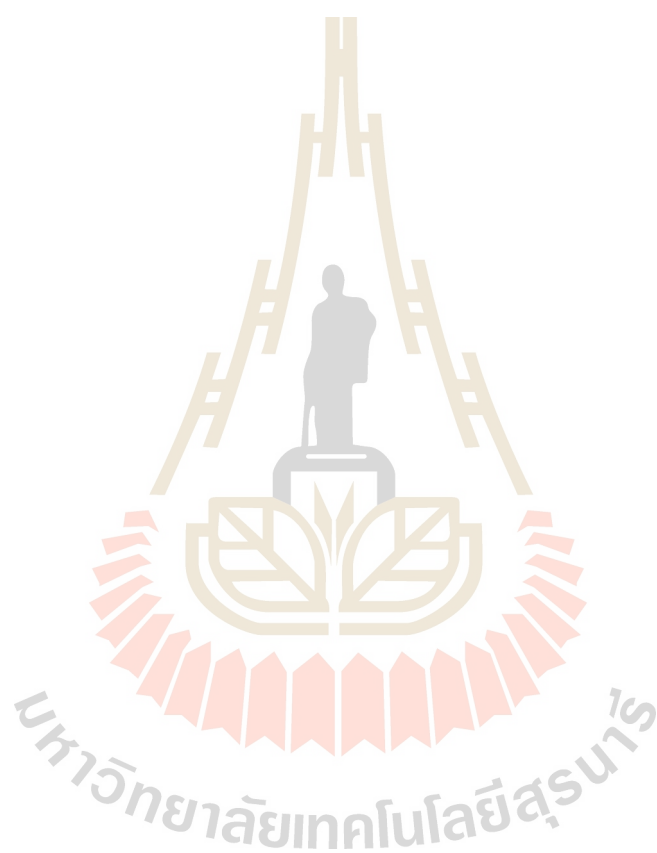
รูปที่ 4.1 CH₄ สะสมของการหาความเป็นค่าของกากมันสำปะหลังเมื่อใช้เหล็กประจุศูนย์

ตารางที่ 4.9 เปรียบเทียบงานวิจัยของการย่อยสลายด้วยต่าง

อ้างอิง	การย่อยสลาย	pH	อุณหภูมิ (°C)	เวลา (min)	วัสดุ	ขนาด ZVI (m)	วัตถุดิบ	ก๊าซชีวภาพ (m ³ /kg TVS)	CH ₄
การศึกษานี้	ความร้อน	5.45	100	30	-	-	กากมันสำปะหลัง	0.13	0.03 m ³ CH ₄ /kg TVS
		5.45			เศษเหล็ก	2-3x10 ⁻³		0.28	0.09 m ³ CH ₄ /kg TVS
		8			-	-		3.52	0.82 m ³ CH ₄ /kg TVS
		8			เศษเหล็ก	2-3x10 ⁻³		6.02	2.39 m ³ CH ₄ /kg TVS
		9			-	-		5.22	2.07 m ³ CH ₄ /kg TVS
		9			เศษเหล็ก	2-3x10 ⁻³		7.22	3.68 m ³ CH ₄ /kg TVS
		10			-	-		6.54	2.41 m ³ CH ₄ /kg TVS
		10			เศษเหล็ก	2-3x10 ⁻³		9.96	5.35 m ³ CH ₄ /kg TVS
		11			-	-		5.28	1.87 m ³ CH ₄ /kg TVS
		11			เศษเหล็ก	2-3x10 ⁻³		7.40	3.27 m ³ CH ₄ /kg TVS
Cigdem et al. (2018)	-	-	-	-	ผงเหล็ก	50x10 ⁻⁹	กากตะกอน	-	0.09 m ³ CH ₄ /kg VS
Yuan et al. (2018)	-	-	-	-	ผงเหล็ก	0.5-10x10 ⁻⁶	ขี้หมู	-	0.17 m ³ CH ₄ /kg VS
Abdelsalam et al. (2017)	-	-	-	-	ผงเหล็ก	9±0.3x10 ⁻⁹	ขี้หมู	-	0.35 m ³ CH ₄ /kg VS
Yuansheng et al. (2015)	-	-	-	-	ผงเหล็ก	1x10 ⁻⁹	กากตะกอน	-	0.56 m ³ CH ₄ /kg TVS
Feng et al. (2014)	-	-	-	-	ผงเหล็ก	0.2x10 ⁻³	กากตะกอน	-	0.28 m ³ CH ₄ /kg TVS
Su et al. (2013)	-	-	-	-	ผงเหล็ก	20x10 ⁻⁹	กากตะกอนส่วนเกิน	-	0.02 m ³ CH ₄ /kg TVS
Zhang et al. (2013)	Bacteria Cellulose	-	-	-	-	-	กากมันสำปะหลัง	-	0.13 m ³ CH ₄ /kg TS
กิตติกานท์ (2554)	ความร้อน	13	100	90	-	-	กากมันสำปะหลัง	-	1.21 m ³ CH ₄ /kg TS
Siriwan (2011)	ความร้อน	กรด	120	60	-	-	กากมันสำปะหลัง	-	0.25 m ³ CH ₄ /kg TS
Zhang et al. (2011)	-	-	-	-	เศษเหล็ก	8×4×2 x10 ⁻³	กากตะกอนส่วนเกิน	-	1.51 m ³ CH ₄ /kg TVS

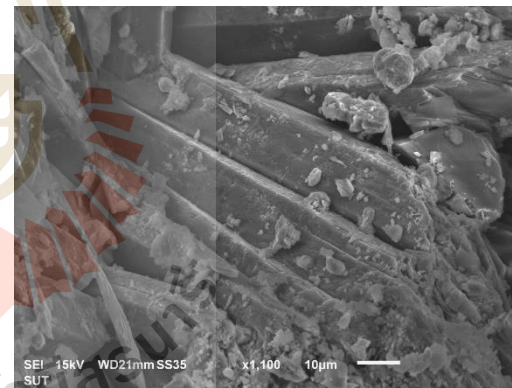
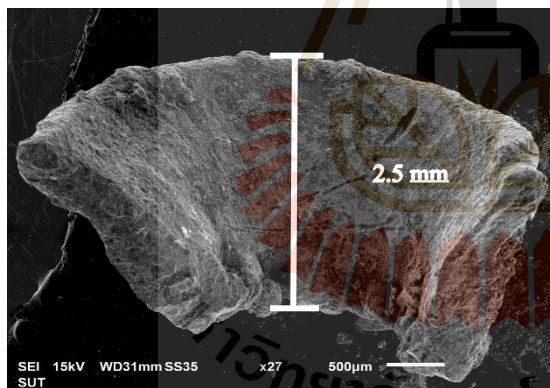
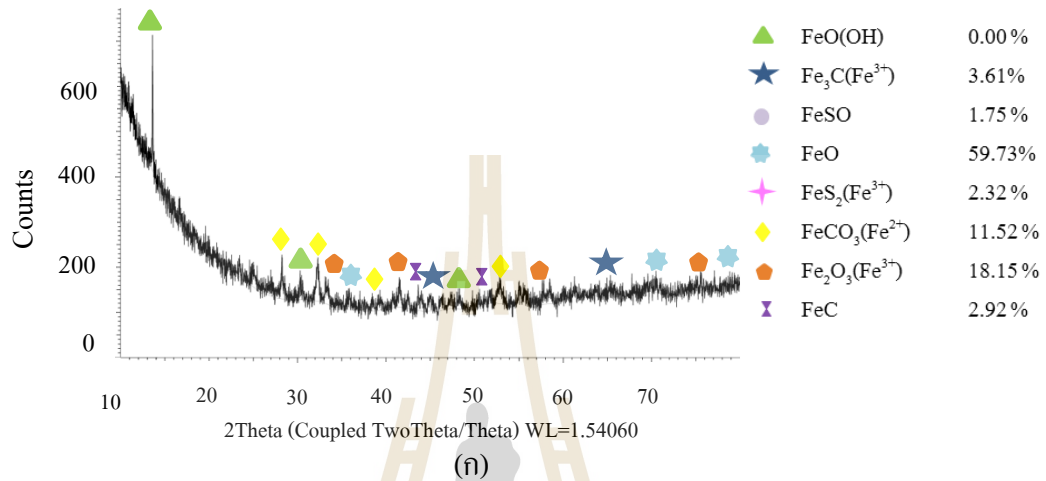
การทดลองสภาวะ Alkaline hydrolysis และความร้อนร่วมกับ ZVI ต่อการเกิด CH_4 ที่ pH 8 - 11 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100°C ระยะเวลา 30 min โดยใช้ปริมาณกากมันสำปะหลังต่อปริมาณน้ำเสียโรงแปงมันสำปะหลังที่ 3%TS ได้ทำการศึกษาจากงานวิจัยของ Usa (2017) และความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ที่ 60 g ZVI/kg TVS โดยจากตารางที่ 4.9 โครงสร้างหลักของกากมันสำปะหลังที่นำมาศึกษาจะประกอบไปด้วย ลิกโนเซลลูโลส และคาร์โบไฮเดรตที่จำเป็นต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ ทำให้เกิดปฏิกิริยาการย่อยที่ไม่สมบูรณ์ ทำให้อัตราการสร้าง CH_4 ต่ำ จึงได้ทำการศึกษาระบวนการ Alkaline hydrolysis และความร้อน เพื่อช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยของกากมันสำปะหลัง เพื่อเพิ่มความสามารถในการทำงานของจุลินทรีย์ให้ดีขึ้น จากการศึกษาของ Zhang et al. (2013) พบว่าได้ใช้ แบคทีเรียที่ใช้ออกซิเจนแบบไม่ใช้ออกซิเจน มาทำการย่อยกากมันสำปะหลัง พบว่าได้ปริมาณก๊าซมีเทนถึง $0.13 \text{ m}^3/\text{kg TS}$ ซึ่งน้อยกว่างานวิจัยนี้ในขั้นตอนที่ 2 ที่มีค่า CH_4 สูงสุด ถึง 41.15 เท่า กิตติกันท์ (2554) ทำการเปรียบเทียบการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากกากมันสำปะหลังระหว่างกระบวนการ Hydrolysis และความร้อน โดยที่ค่าสภาวะ pH 13 อุณหภูมิ 100°C ระยะเวลา 90 min ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสมหลังการหมัก 30 days มีค่าเท่ากับ $1.2 \text{ m}^3/\text{kg TS}$ หรือ $0.19 \text{ m}^3/\text{kg wet weight}$ ซึ่งมากกว่าของกรณีการใช้กากมันที่ไม่ผ่านการ Hydrolysis ถึง 3 เท่า จากตารางที่ 4.8 เมื่อทำการเปรียบเทียบของ กิตติกันท์ (2554) กับการทดลองที่ได้ CH_4 สูงสุด ที่ pH 10 พบว่า ซึ่งน้อยกว่างานวิจัยนี้ในขั้นตอนที่ 2 ที่มีค่า CH_4 สูงสุด 4.46 เท่า จากการศึกษาของ Zhang et al. (2011) พบว่าได้นำ ZVI มาใช้ร่วมกับตะกอนส่วนเกิน โดยควบคุมอุณหภูมิถึงปฏิกรณ์แบบกะที่ 55°C เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการเกิด CH_4 พบว่าได้ปริมาณถึง $1.51 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ จาก ตารางที่ 4.9 เมื่อทำการเปรียบเทียบของ Zhang et al. (2011) กับการทดลองที่ได้ CH_4 สูงสุด ที่ pH 10 with ZVI 60 g ZVI/kg TVS พบว่า การทดลองนี้มากกว่าถึง 71.76 เท่า Cigdem et al. (2018) นำ ZVI ขนาด 50 nm BET พื้นที่ผิวจำเพาะ $20\text{--}25 \text{ m}^2/\text{g}$ ความบริสุทธิ์ $>99.5\%$ มาใช้ร่วมกับจุลินทรีย์ชุมชนแบบไม่ใช้ออกซิเจน พบว่าได้ก๊าซชีวภาพ $0.09 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ ซึ่งน้อยกว่างานวิจัยนี้ในขั้นตอนที่ 2 ที่มีค่า CH_4 สูงสุด 3.84 เท่า จากการศึกษาของ Abdelsalam et al. (2017) เป็นการศึกษาอนุภาคนาโน (NPs) ของ ZVI ใช้ร่วมกับมูลสุกรจากฟาร์มมหาชัย ในสภาวะไม่ใช้ออกซิเจน เป็นการทดลองแบบกะ และใช้ผงเหล็กขนาด $9\pm 0.3\times 10^9 \text{ m}$ ในงานวิจัย พบว่าได้ CH_4 ที่เกิดขึ้นเพียง $0.35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ ซึ่งน้อยกว่างานวิจัยนี้ในขั้นตอนที่ 2 ที่มีค่า CH_4 สูงสุด 15.29 เท่า Yuansheng et al. (2015) ใช้กากตะกอนแบบไม่ใช้ออกซิเจนมาผลิตก๊าซชีวภาพเพื่อใช้เพิ่มปริมาณ CH_4 โดยใช้ ZVI ขนาด $1\times 10^9 \text{ m}$ พบว่าได้ CH_4 ที่เกิดขึ้นเพียง $0.56 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ ซึ่งน้อยกว่างานวิจัยนี้ในขั้นตอนที่ 2 ที่มีค่า CH_4 สูงสุด 9.55 เท่า Feng et al. (2014) ใช้กากตะกอนจากระบบ UASB น้ำเสียจากถังตกตะกอนขั้นที่ 2 HRT 20 day และ ZVI ขนาด $0.2\times 10^2 \text{ m}$ พบว่า ZVI ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการสลายของโปรตีนและเซลลูโลสซึ่งเป็นองค์ประกอบหลักของกากตะกอนได้ CH_4 ที่เกิดขึ้นเพียง

0.28 m³ CH₄/kg TVS ซึ่งน้อยกว่างานวิจัยนี้ในขั้นตอนที่ 2 ที่มีค่า CH₄ สูงสุด 19.11 เท่า และจากการศึกษาของ Su et al. (2013) ใช้กากตะกอนจากถังตกตะกอนในการบำบัดขั้นที่สองที่ผ่านการทำขึ้นแล้วและใช้ ZVI ขนาด 20x10⁻⁹ m ปริมาณ 5 g/l ZVI powder เพื่อสร้างกรดไขมันที่ระเหยได้ง่ายขึ้น (VFAs) และเพิ่มประสิทธิภาพในการหมัก พบว่าได้ CH₄ ที่เกิดขึ้นเพียง 0.02 m³ CH₄/kg TVS ซึ่งน้อยกว่างานวิจัยนี้ในขั้นตอนที่ 2 ที่มีค่า CH₄ สูงสุดถึง 267.5 เท่า



4.2.1 ผลการวิเคราะห์ข้อมูลลักษณะสัณฐานวิทยาของเหล็กประจุศูนย์ ผลการวิเคราะห์ XRD และ SEM ความเป็นด่างต่อการเกิด CH_4

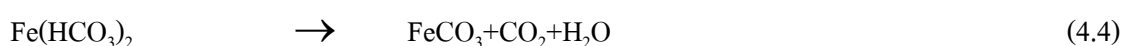
4.2.1.1 Control pH 5.45 ความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ที่ 60 g ZVI/kg TVS



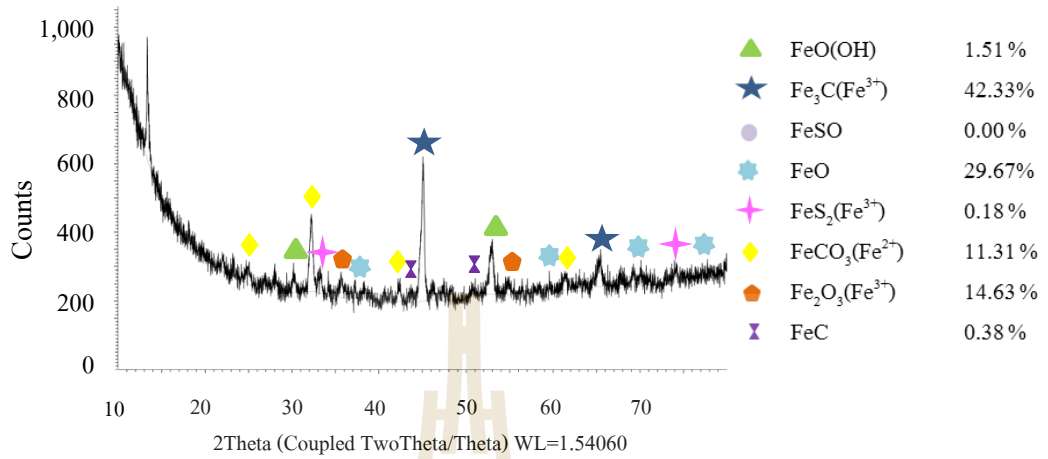
รูปที่ 4.2 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ชุดควบคุม ไม่ทำการย่อยสลายและไม่ปรับ pH ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 0.00 %	FeS ₂ (Fe ³⁺) 2.32%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 3.61%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 11.52%	FeSO 1.75%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 18.15%
FeO (Fe ²⁺) 59.73%	FeC 2.92%	

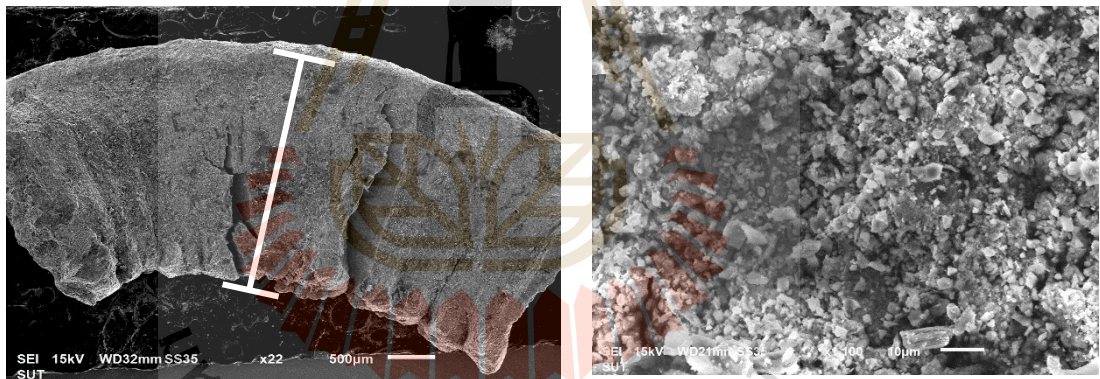
จากการศึกษาสถานะที่เหมาะสมต่อการเกิด CH_4 เมื่อใช้ pH ควบคุม 8 9 10 และ 11 พบว่า XRD pattern ของ ZVI ที่ 60 g ZVI/kg TVS ใช้ในการศึกษาการผลิต CH_4 จากกากมันสำปะหลัง ความเข้มข้น 3% TS HRT 70 day สภาวะควบคุม pH 5.45 จากรูปที่ 4.2 (ก) ZVI ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กออกไซด์ (Fe^{2+}) อยู่ในรูปเหล็กคาร์ไบด์ Fe^{3+} ประมาณ 24.08% ดังนี้ Fe_3C 3.61% FeS_2 2.32% และ Fe_2O_3 18.15% และอยู่ในรูปเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 71.25% ดังนี้ FeO 59.73% และ FeCO_3 11.52% จากการศึกษาของ Zhang et al. (2014) พบว่าไอออนของเหล็ก ถูกนำไปใช้ในการกักตรอน โดย ZVI ถูกใช้ในการเกิดเหล็กออกไซด์ในรูปของ Fe^{2+} และ e^- ดังสมการที่ 4.1 เนื่องจากเหล็กอยู่ในรูปของ FeCO_3 และ FeO ในปริมาณมาก จึงส่งผลทำให้มีอัตราการผลิต CH_4 ต่ำ ดังสมการที่ (4.2) – (4.6) จากการทดลอง พบว่า CH_4 สละสม เท่ากับ $0.09 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสถานะไม่มีการย่อยสลาย ไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 3 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 เติม ZVI 60 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่าถึง 59.44 เท่า เมื่อทำการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 12.81% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.37 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (15.59 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 2.12 เท่า จากรูปที่ 4.2 (ข) ZVI มีขนาด 2.5 mm และจากรูปที่ 4.2 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกักตรอนทำให้แตกเป็นชิ้นๆ ลักษณะเป็นเรียงทับซ้อนกันอยู่และยังมีเกล็ดกระจายอยู่บริเวณผิวชั้นเหล็ก



4.2.1.2 pH 8 ความเข้มข้นเหล็กประจุน้ำที่ 60 g ZVI/kg TVS



(ก)



(ข)

(ค)

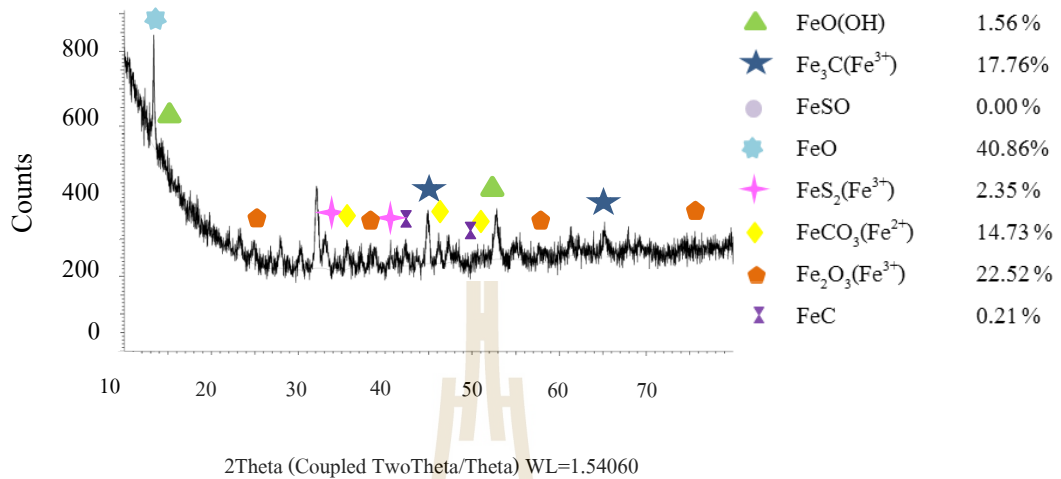
รูปที่ 4.3 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 60 g/kg TVS pH 8 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วยเหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 1.51 %	FeS ₂ (Fe ³⁺) 0.18%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 42.33%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 11.31%	FeSO 0.00 %	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 14.63%
FeO (Fe ²⁺) 29.67%	FeC 0.38%	

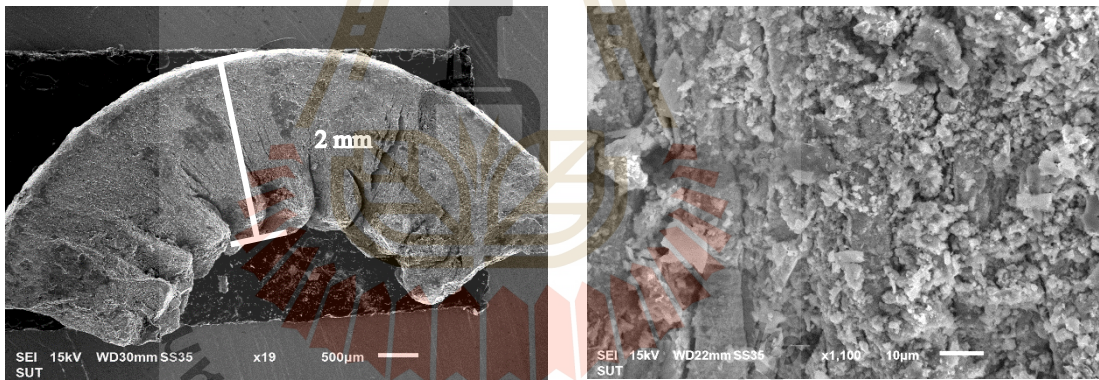
การทดลอง pH 8 พบว่าจากรูปที่ 4.5 (ก) ZVI ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 58.65% ดังนี้ Fe_3C 42.33% FeS_2 0.18% และ Fe_2O_3 14.63% และอยู่ในรูป เหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 40.98% ดังนี้ FeO 29.67% และ FeCO_3 11.31% พบว่ายังเหลือ Fe^{2+} ใน ปริมาณที่มาก จึงส่งผลทำให้ CH_4 ต่ำ โดยจากรูปที่ 4.3 (ข) ZVI มีขนาด 3 mm และ จากรูปที่ 4.3 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อนทำให้แตกเป็นชิ้นๆ ลักษณะเป็นเรียงทับซ้อนกันอยู่และยังมี เหล็กกระจายอยู่บริเวณผิวชิ้นเหล็ก นอกจากนี้ในสภาวะดังกล่าว มีการใช้ NaOH ในการปรับ pH ให้ เป็นกลางก่อนเข้าสู่กระบวนการหมัก ซึ่งทำให้เกิดเหล็กออกไซด์ในรูปของ FeCO_3 (Abdelsalam, 2017) ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญในการเกิดสนิมเนื่องจากอ็อกซิเจนของเหล็กมีความไวต่อการเกิดปฏิกิริยา จึง สามารถทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์ได้ดังสมการที่ (4.7) - (4.9) จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสม เท่ากับ $2.39 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่ เดิม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 79.67 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 เดิม ZVI $60 \text{ g ZVI}/\text{kg TVS}$ พบว่าน้อยกว่าถึง 2.24 เท่า และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 20.97% และ H_2S มีค่าเฉลี่ย เท่ากับ 1.60 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เดิม ZVI (61.74 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 38.59 เท่า



4.2.1.3 pH 9 ความเข้มข้นเหล็กประจุน้ำที่ 60 g ZVI/kg TVS



(ก)



(ข)

(ค)

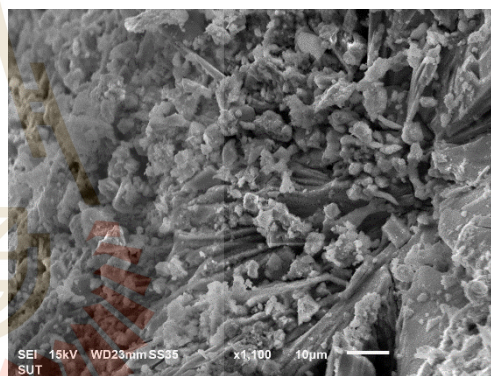
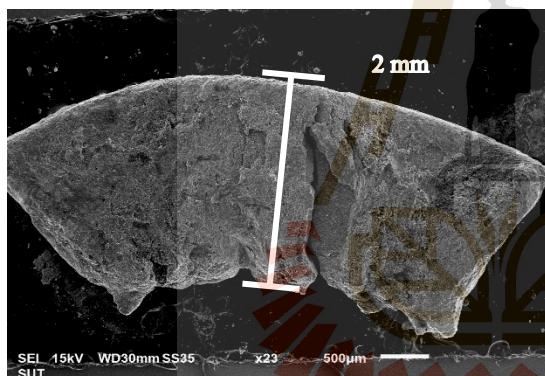
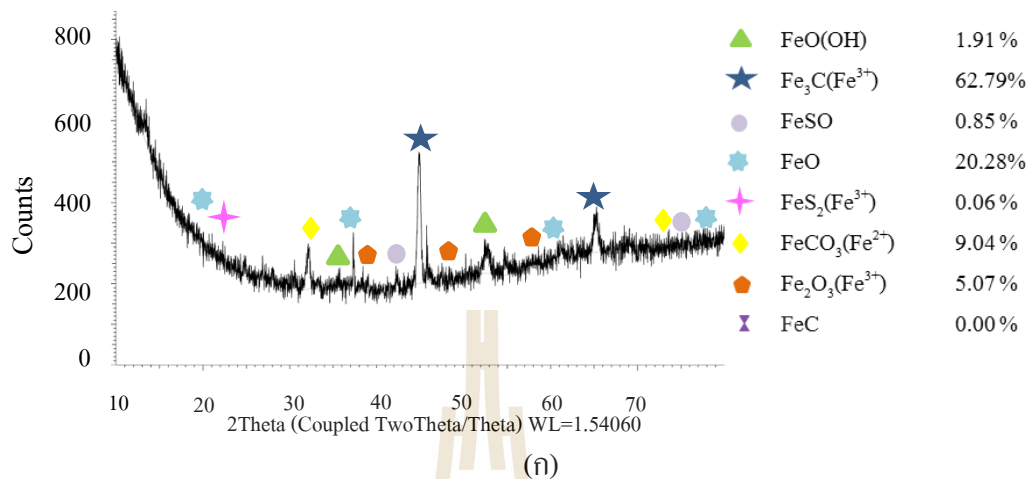
รูปที่ 4.4 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm
 (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 60 g/kg TVS pH 9
 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วย
 โปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 1.56%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 2.35%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 17.76%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 14.73%	FeSO 0.00%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 22.52%
FeO (Fe ²⁺) 40.86%	FeC 0.21%	

การทดลอง pH 9 พบว่าจากรูปที่ 4.4 (ก) ZVI ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 44.19% และอยู่ในรูปของ Fe^{2+} ประมาณ 55.59% และปัจจัยสำคัญในการเกิดสนิมเนื่องจากอิออนของเหล็กมีความไวต่อการเกิดปฏิกิริยา จึงสามารถทำปฏิกิริยากับคาร์บอเนต ดังสมการที่ (4.7) – (4.9) จากงานวิจัย Zhang et al. (2014) พบว่า การให้อิเล็กตรอนของ ZVI มีความเป็นกรดสูง จึงทำให้เกิดการยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มผลิต CH_4 ซึ่งส่งผลทำให้ pH 9 เกิด CH_4 ได้น้อย จากการทดลอง พบว่า CH_4 สละสม เท่ากับ $3.68 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสถานะไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อน ไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 122.67 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 เติม ZVI $60 \text{ g ZVI}/\text{kg TVS}$ พบว่าน้อยกว่าถึง 1.45 เท่า จากรูปที่ 4.4 (ข) ZVI มีขนาด 2 mm และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 27.05% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 9.19 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (42.62 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 4.64 เท่า และจากรูปที่ 4.4 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อนทำให้แตกหักมีลักษณะเป็นหลุมตามรอยแยก



4.2.1.4 pH 10 ความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ที่ 60 g ZVI/kg TVS



(ข)

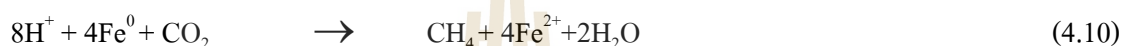
(ค)

รูปที่ 4.5 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 µm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 µm ความเข้มข้น ZVI 60 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 1.91%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 0.06%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 62.79%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 9.04%	FeSO 0.85%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 5.07%
FeO (Fe ²⁺) 20.28%	FeC 0.00%	

ที่ pH 10 พบว่าจากรูปที่ 4.5 (ก) ZVI ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 69.83% และอยู่ในรูปของ Fe^{2+} ประมาณ 29.32% จากรูปที่ 4.5 (ข) ZVI มีขนาด 2 mm และจากรูปที่ 4.5 (ค) มีลักษณะถูกกัดกร่อนทำให้แตกเป็นชิ้นๆ ลักษณะเป็นเรียงทับซ้อนกันอยู่และยังมีลักษณะคล้ายๆ ปริซึมกระจายอยู่ มีรูปเหมือนดอกไม้กระจายอยู่บนชิ้นงาน

การทดลอง pH 10 with ZVI ออกไซด์ของเหล็กอยู่ในรูปเหล็กคาร์ไบด์ Fe^{3+} เป็นส่วนมาก ZVI จะทำปฏิกิริยากับ CO_2 และ H_2 เพื่อเกิดเป็น CH_4 จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสมสูงสุดเท่ากับ $5.35 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสถานะไม่มีการย่อยสลาย ไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้นถึง 178.33 เท่า และเมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 ไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 2.22 เท่า

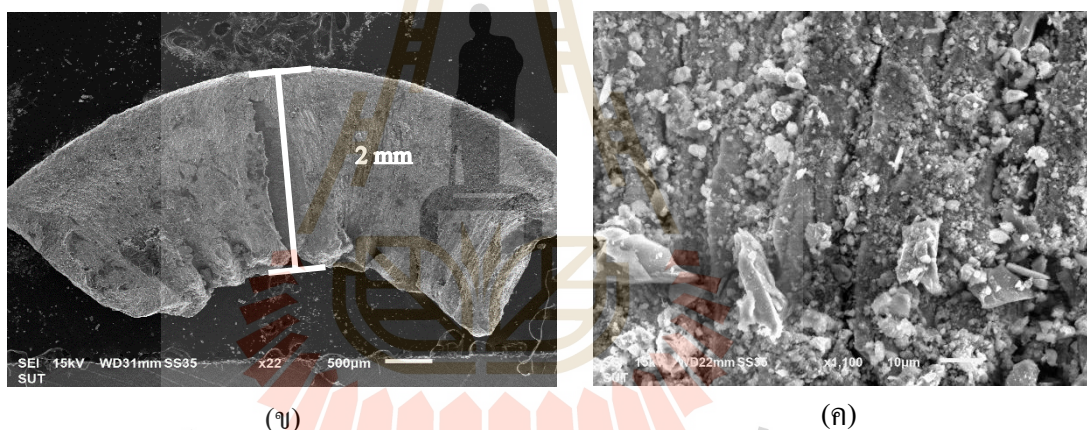
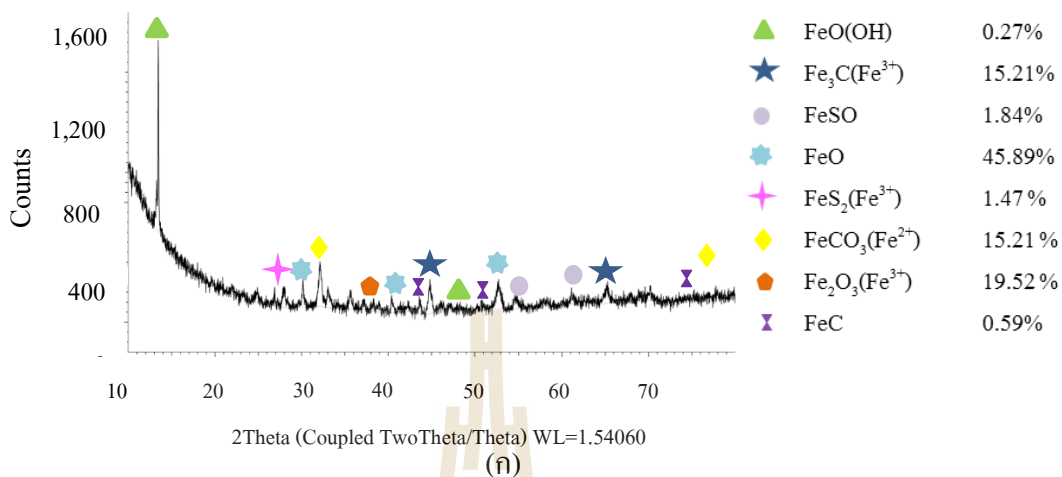


เมื่อ ZVI เกิดการกัดกร่อน โดยจุลินทรีย์จะนำอิเล็กตรอนของ ZVI เข้าสู่เซลล์ เพื่อใช้ในการเจริญเติบโตและดำรงชีวิต ทำให้จุลินทรีย์มีความสามารถในการผลิต CH_4 เพิ่มขึ้น ดังสมการที่ (4.1) ZVI รวมกับ C และ H ทำให้เกิดการผลิตเป็น CH_4 ดังสมการที่ (4.10) กับ (4.11) อีกทางหนึ่ง จุลินทรีย์ช่วยเร่งปฏิกิริยาในการเปลี่ยน VFAs ไปเป็นอะซิเตตได้มากขึ้น พบว่ามี CH_4 เกิดขึ้นประมาณร้อยละ 72 จากการใช้อัตราส่วนของอะซิเตตของจุลินทรีย์กลุ่มนี้ ดังสมการที่ (4.12) ZVI สามารถรีดิวซ์ไฮโดรเจนไอออน (H^+) ในน้ำให้กลายเป็นก๊าซไฮโดรเจน (H_2) ได้อีกด้วย (Weber, 1996) ดังสมการที่ (4.13) จากนั้นแบคทีเรียสร้าง CH_4 ใช้ H_2 เป็นตัวให้อิเล็กตรอน เพื่อทำให้เกิด CH_4 พบว่ามีก๊าซ CH_4 ประมาณร้อยละ 28 โดยร้อยละ 13 เกิดจากกรดโฟสไฟฟอนิกและร้อยละ 15 เกิดจาก VFAs

เกิดขึ้นจากจุลินทรีย์กลุ่มนี้ ดังสมการที่ (4.14) และนอกจากนี้ ZVI ยังสามารถจับพิษและสารที่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรียผลิต CH_4 ซึ่งทำให้เกิด CH_4 มากขึ้นดังสมการที่ (4.15) จากการศึกษาของ Yuanchun et al. (2018) เมื่อทำการจับ CO_2 ส่งผลทำให้เกิด Fe_3C ดังสมการที่ (4.16) และทำให้ Fe_3C เพิ่มขึ้นตามไปด้วยและค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 28.45% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.63 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (131.65 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 17.25 เท่า



4.2.1.5 pH 11 ความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ที่ 60 g ZVI/kg TVS



รูปที่ 4.6 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 60 g/kg TVS pH 11 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 1.91%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 0.06%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 62.79%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 9.04%	FeSO 0.85%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 5.07%
FeO (Fe ²⁺) 20.28%	FeC 0.00%	

ที่ pH 11 พบว่าจากรูปที่ 4.6 (ก) ZVI ส่วนมากถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe³⁺ 38.31% และอยู่ในรูปของ Fe²⁺ 61.10% ดังนี้ Siderite (FeCO₃) 15.21% และ FeO 45.89% ซึ่งทำ

ให้เกิดสนิม ดังสมการที่ 4.1 - 4.6 จากรูปที่ 4.6 (ข) ZVI ขนาด 2 mm และ จากรูปที่ 4.6 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อน ลักษณะเป็นรอยร้าวกระจายอยู่บนชิ้นเหล็ก จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสม เท่ากับ $3.27 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 เดิม ZVI 60 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่าถึง 1.64 เท่า และค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 26.67% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 10.25 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (11.37 ppm) พบว่า H_2S ลดลง 1.11 เท่า

4.2.2 สถิติของ CH_4 ของผลการทดลองความเป็นต่าง

ทดสอบความสัมพันธ์ของข้อมูล ด้วยการวิเคราะห์ทางสถิติที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 หรือที่ระดับความเชื่อมั่น 95% เพื่อหาความสัมพันธ์ของ CH_4 ที่เกิดขึ้นและทำการเปรียบเทียบพหุคูณ (Multiple comparison) เพื่อทดสอบหาความแตกต่าง

4.2.2.1 การทดสอบ ANOVA CH_4 สะสมของอัตราการภาวะความเป็นต่าง

4.2.2.1.1 ชุดการทดลอง CH_4 สะสมของอัตราการภาวะความเป็นต่าง

มี 10 สภาวะ ดังนี้ 1. Control (pH 5.45) without ZVI, 2. Control (pH 5.45) with adding ZVI, 3. pH 8 without ZVI, 4. pH 8 with adding ZVI, 5. pH 9 without ZVI, 6. pH 9 with adding ZVI, 7. pH 10 without ZVI, 8. pH 10 with adding ZVI, 9. pH 11 without ZVI และ 10. pH 11 with adding ZVI

สมมติฐาน : $H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_3$
 $H_1 : \text{มีความแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่}$

ANOVA					
	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	3.692E8	9	4.103E7	28.86	0.00
Within Groups	9.808E8	690	1421381.50		
Total	1.350E9	699			

จากการวิเคราะห์ข้อมูลชุดการทดลอง Control with ZVI-pH 11 ZVI โดยใช้โปรแกรม SPSS เพื่อหาความสัมพันธ์ทางสถิติของข้อมูลแบบ ANOVA พบว่า ค่า F มีค่า 28.86 และ ค่า Sig. 0.00 ซึ่งน้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) แสดงว่าชุดการทดลองมีค่า CH_4 สะสมแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่ จึงต้องใช้ทฤษฎีของ Tukey' HSD test (Honestly Significant Difference) เพื่อวิเคราะห์หาความแตกต่างของ CH_4 สะสมของแต่ละการทดลองต่อไป

4.2.2.2 การทดสอบ Tukey' HSD test (Honestly Significant Difference)

ของ CH_4 สะสมในรูปแบบ CH_4 ของความเป็นต่าง

การทดลอง		Sig.	การทดลอง		Sig.
pH 10 with adding ZVI	Control (pH 5.45) without ZVI	0.00	pH 11 with adding ZVI	Control (pH 5.45) without ZVI	0.00
	Control (pH 5.45) with adding ZVI			Control (pH 5.45) with adding ZVI	0.00
	pH 8 without ZVI			pH 8 without ZVI	0.00
	pH 8 with adding ZVI			pH 8 with adding ZVI	0.59
	pH 9 without ZVI			pH 9 without ZVI	0.16
	pH 9 with adding ZVI			pH 9 with adding ZVI	0.99
	pH 10 without ZVI			pH 10 without ZVI	0.63
	pH 11 without ZVI			pH 10 with adding ZVI	0.00
pH 11 with adding ZVI	pH 11 without ZVI	0.05			

จากผลการทดสอบ Post hoc test ของแต่ละกลุ่มตัวอย่างเปรียบเทียบกันด้วยวิธีของ Tukey's HSD test พบว่าอัตราการผลิต CH_4 ที่ pH 10 เดิม ZVI เข้มข้น 60 g ZVI/kg TVS เพียงสถานะเดียว ที่มีค่า Sig. = 0.00 ซึ่งน้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) ซึ่งแตกต่างจากทุกสถานะ โดยที่ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min เดิม ZVI เข้มข้น 60 g ZVI/kg TVS มีอัตราการผลิต CH_4 สูงสุด จากข้อมูลดังกล่าวจึงสรุปได้ว่าค่า pH 10 เหมาะสมที่สุดสำหรับการผลิต CH_4 จากกากมันสำปะหลัง

4.3 ผลของความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ต่อการเกิด CH_4

ผลจากการทดลอง การหาปริมาณเหล็กประจุศูนย์ต่อการเกิด CH_4 ปริมาณเหล็กในความเข้มข้นตั้งแต่ 0 - 100 g ZVI/kg TVS ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min โดยใช้ปริมาณกากมันสำปะหลัง 100 g ต่อปริมาณน้ำเสียสภาวะกรด 650 ml ปริมาณกากมันสำปะหลังสดต่อน้ำเสียสภาวะกรด ที่ใช้ มีความเข้มข้นในรูปของแข็งทั้งหมด (TS) 3%TS การทดลองเริ่มระบบ Control คือ สภาวะควบคุมการทดลอง โดยการย่อยสลายด้วยความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min และไม่เติมเหล็กประจุศูนย์ ดังตารางที่ 4.10

ตารางที่ 4.10 การทดลองขั้นที่ 3 เพื่อหาปริมาณเหล็กประจุศูนย์ต่อการเกิด CH_4

ชุดทดลอง	เงื่อนไขของชุดทดลอง
Control (pH 10) without ZVI	ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min
pH 10 with adding ZVI 40 g ZVI/kg TVS	
pH 10 with adding ZVI 50 g ZVI/kg TVS	
pH 10 with adding ZVI 60 g ZVI/kg TVS	
pH 10 with adding ZVI 70 g ZVI/kg TVS	
pH 10 with adding ZVI 80 g ZVI/kg TVS	
pH 10 with adding ZVI 90 g ZVI/kg TVS	
pH 10 with adding ZVI 100 g ZVI/kg TVS	

และการทดลองมีค่า OLR 16.49 $\text{kg/m}^3 \cdot \text{day}$ HRT 61 days F/M ratio 0.5 จากตารางที่ 4.11 มีค่า pH ที่ความเข้มข้น ZVI 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS เท่ากับ 7.16 7.14 7.1 7.09 7.13 7.16 และ 7.09 ตามลำดับ สำหรับค่า COD ที่ความเข้มข้น ZVI 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS มีค่าเท่ากับ 8,347 13,813 6,613 8,347 8,880 7,947 และ 5,413 mg/l ตามลำดับ สำหรับค่า VFAs ที่ความเข้มข้น ZVI 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS มีค่าเท่ากับ 1,545 1,536 1,542 1,497 1,583 1,478 และ 1,493 mg/l ตามลำดับ Alkalinity ที่ความเข้มข้น ZVI 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS มีค่าเท่ากับ 18,289 19,200 20,278 21,500 20,167 23,644 และ 21,356 mg/l ตามลำดับ VFA:Alkalinity ควรอยู่ในช่วง 0.03 - 0.3 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554) จากการทดลองที่ความเข้มข้น ZVI 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS เท่ากับ 0.084 0.08 0.076 0.07 0.078 0.062 และ 0.07 ตามลำดับ ซึ่งเป็นไปตามค่าในการควบคุมแสดงว่า ระบบมีความสามารถในการเป็นบัฟเฟอร์สูง แต่ถ้าสูงกว่าเกณฑ์แสดงว่าถ้ามีการเพิ่มขึ้นของ VFA จะทำให้

ค่า pH ของระบบจะลดลงอย่างรวดเร็ว และสารอาหารที่เหมาะสมต่อการเกิด CH_4 ควรมีค่า C:N:P เท่ากับ 100:1.1:0.2 จากการทดลองที่ความเข้มข้น ZVI 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS ได้เท่ากับ 100:1.6:0.17 100:1.0:0.1 100:2.1:0.2 100:1.6:0.17 100:1.6:0.15 100:1.75:0.17 และ 100:2.55:0.23 ตามลำดับ

การทดลองปีระบบจะมีค่า pH ที่ความเข้มข้น ZVI 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS เท่ากับ 7.53 7.62 7.28 7.28 7.29 7.30 และ 7.32 ตามลำดับ สำหรับค่า COD ที่ความเข้มข้น ZVI 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS เท่ากับ 227 427 906 293 427 360 และ 213 mg/l ตามลำดับ สำหรับค่า VFAs ที่ความเข้มข้น ZVI 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS มีค่าเท่ากับ 113.50 121.50 59.25 155.25 122.00 121.00 และ 80.50 mg/l ตามลำดับ Alkalinity ที่ความเข้มข้น ZVI 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS มีค่าเท่ากับ 3,849.00 3,849 3,659.25 3,784 3,771.50 3,923 และ 3,740.75 mg/l ตามลำดับ

ประสิทธิภาพในการกำจัด COD มีประสิทธิภาพในการกำจัดอยู่ในช่วง 86.30 - 97.28 การกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดของทั้ง 8 ความเข้มข้น มีประสิทธิภาพเป็นศูนย์ เนื่องจากอาจเกิดกระบวนการการย่อยสลาย ฟอสฟอรัสมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกันมาก ค่า VFAs ตอนเริ่มระบบจะมีปริมาณสูง เพื่อนำ ไปใช้ในกลไกการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน เปลี่ยนจาก VFAs ไปเป็น CH_4 ซึ่งค่าสิ้นสุดการทดลองน้อย เพราะมีการนำ VFAs ไปใช้ในการเปลี่ยนเป็น CH_4 แล้ว



ตารางที่ 4.11 ค่าพารามิเตอร์ของปริมาณเหล็กประจุศูนย์ต่อการเกิด CH₄ เมื่อ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min

พารามิเตอร์	Control (without ZVI)		40 g ZVI/kg TVS		50 g ZVI/kg TVS		60 g ZVI/kg TVS	
	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ
1. pH	7.09	7.28	7.16	7.56	7.14	7.62	7.10	7.28
2. COD (mg/l)	8,347 ± 0.01	293 ± 0.02	8,347 ± 0.01	227 ± 0.02	13,813 ± 0.52	427 ± 0.02	6,613 ± 0.01	906 ± 0.00
3. TKN (mg/l)	137 ± 0.02	455.12 ± 0.45	138 ± 0.00	422.33 ± 0.10	138 ± 0.04	424.79 ± 0.08	139 ± 0.00	433.77 ± 0.14
4. TP (mg/l)	13.94 ± 0.00	8.93 ± 0.00	14.16 ± 0.00	7.41 ± 0.00	13.94 ± 0.00	10.36 ± 0.00	13.28 ± 0.00	10.31 ± 0.00
5. VFAs (mg/l)	1,497 ± 0.08	155.25 ± 0.05	1,545 ± 0.02	113.50 ± 0.19	1,536 ± 0.04	121.50 ± 0.07	1,542 ± 0.02	59.25 ± 0.05
6. Alk. (mg/l)	21,500 ± 0.04	3,784 ± 0.04	18,289 ± 0.02	3,849 ± 0.02	19,200 ± 7.92	3,849 ± 0.02	20,278 ± 0.04	3,659.25 ± 0.02
7. TS (mg/l)	39,302 ± 0.32	30,842 ± 0.08	40,072 ± 1.56	36,487.5 ± 0.33	39,007 ± 2.98	30,165 ± 0.08	52,491 ± 0.85	31,710.5 ± 0.20
8. TVS (mg/l)	35,263 ± 0.32	26,982 ± 0.08	34,264.60 ± 1.56	32,592.8 ± 0.33	27,179 ± 2.98	26,500 ± 0.08	44,761 ± 0.85	27,733.3 ± 0.20
9. VFAs:Alk	0.07		0.08		0.08		0.08	
10. C:N:P	100:1.64:0.17		100:1.60:0.17		100:1.00:0.10		100:2.10:0.20	
ประสิทธิภาพการกำจัด (%)								
11. COD	96.49 ± 0.71		97.28±0.53		96.91±1.47		86.30 ± 0.35	
12. TKN	0*		0*		0*		0*	
13. TP	35.94 ± 2.80		47.67 ± 7.76		25.68 ± 3.92		22.36 ± 4.37	
14. VFA	89.63 ± 1.55		92.65 ± 1.81		92.09 ± 2.51		96.16 ± 0.63	
15. TS	21.53 ± 5.31		8.95 ± 4.34		22.67 ± 1.75		39.59 ± 8.11	
16. TVS	23.48 ± 5.31		4.88 ± 4.34		2.50 ± 1.75		38.04 ± 8.11	

* 0 คือ ค่าพารามิเตอร์สิ้นสุดระบบมีค่ามากกว่าเริ่มระบบ

ตารางที่ 4.11 ค่าพารามิเตอร์ของปริมาณเหล็กประจุศูนย์ต่อการเกิด CH₄ เมื่อ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min

พารามิเตอร์	70 g ZVI/kg TVS		80 g ZVI/kg TVS		90 g ZVI/kg TVS		100 g ZVI/kg TVS	
	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ
1. pH	7.09	7.28	7.13	7.29	7.16	7.30	7.09	7.32
2. COD (mg/l)	8,347 ± 0.01	293 ± 0.02	8,880 ± 0	427 ± 0	7,947 ± 0	360 ± 0.02	5,413 ± 0	213 ± 0.02
3. TKN (mg/l)	137.00 ± 0.02	455.12 ± 0.45	139.00 ± 0.00	449.63 ± 0.16	139.00 ± 0.01	500.50 ± 0.15	138 ± 0.02	438.20 ± 0.07
4. TP (mg/l)	13.94 ± 0.00	8.93 ± 0.00	13.45 ± 0.00	9.13 ± 0.00	13.22 ± 0.09	8.37 ± 0.00	12.58 ± 0.00	8.19 ± 0.00
5. VFAs (mg/l)	1,497 ± 0.08	155.25 ± 0.05	1,583 ± 0.06	122.00 ± 0.15	1,478 ± 0.01	121.00 ± 0.10	1,493 ± 0.00	80.50 ± 0.11
6. Alk. (mg/l)	21,500 ± 0.04	3,784 ± 0.04	20,167 ± 0.00	3,771.5 ± 0.02	23,644 ± 0.11	3,923 ± 0.02	21,356 ± 0.03	3,740.75 ± 2.04
7. TS (mg/l)	39,302 ± 0.32	30,842 ± 0.08	44,814 ± 0.15	25,749.3 ± 0.56	34,956 ± 0.16	28,765 ± 0.10	36,354 ± 0.24	28,096.5 ± 0.08
8. TVS (mg/l)	35,263 ± 0.32	26,982 ± 0.08	36,489 ± 0.15	21,953.3 ± 0.56	29,385 ± 0.16	24,835 ± 0.10	35,114.6 ± 0.24	24,399 ± 0.08
9. VFAs:Alk	0.07		0.078		0.062		0.07	
10. C:N:P	100:1.60:0.17		100:1.60:0.15		100:1.75:0.17		100:2.55:0.23	
ประสิทธิภาพการกำจัด (%)								
11. COD	96.49 ± 0.71		95.19 ± 0.60		95.47 ± 1.20		96.07 ± 0.70	
12. TKN	0*		0*		0*		0*	
13. TP	35.94 ± 2.80		32.12 ± 7.21		36.69 ± 5.15		34.90 ± 4.78	
14. VFA	89.63 ± 1.55		92.29 ± 1.78		91.81 ± 1.81		94.61 ± 1.12	
15. TS	21.53 ± 5.31		42.54 ± 5.41		17.71 ± 3.05		22.71 ± 6.18	
16. TVS	23.48 ± 5.31		39.84 ± 5.41		15.48 ± 3.05		30.52 ± 6.18	

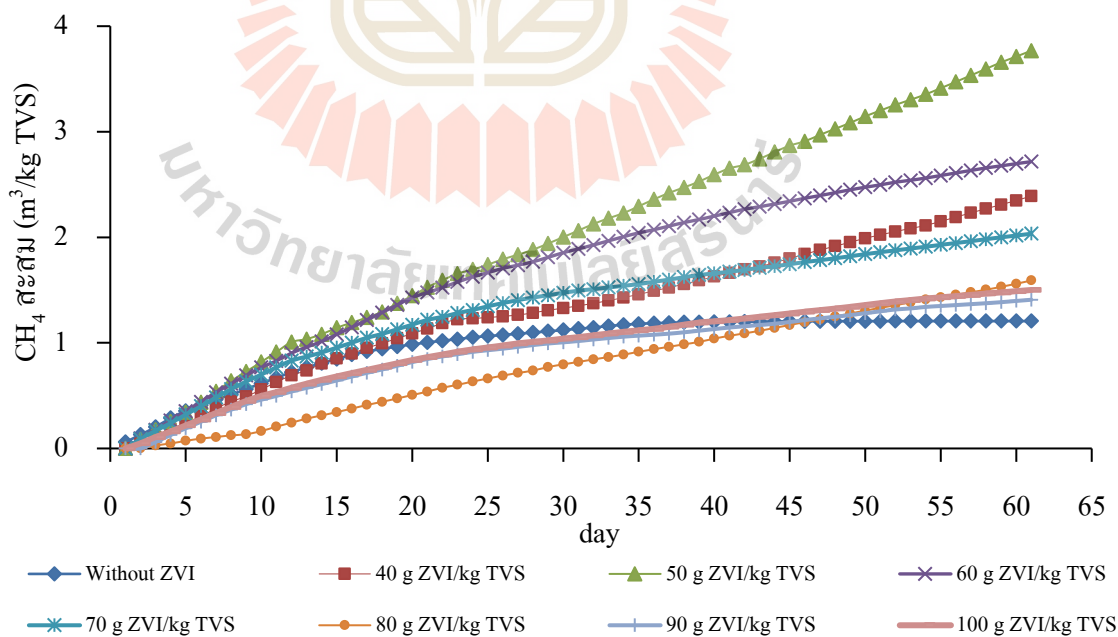
* 0 คือ ค่าพารามิเตอร์สิ้นสุดระบบมีค่ามากกว่าเริ่มระบบ

ตารางที่ 4.12 CH_4 ของการหาความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ 0 - 100 g ZVI/kg TVS

CH_4 สะสม ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg TVS}$)							
Control (without ZVI)	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
1.21	2.39	3.77	2.72	2.03	1.59	1.41	1.50

* หน่วย g ZVI/kg TVS

จากตารางที่ 4.12 ระยะเวลาทำการทดลองหา CH_4 สะสม ทั้งหมด 61 day ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS ได้ CH_4 สะสมมากที่สุด 3.77 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg TVS}$ ดังรูปที่ 4.7 อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ 1.24 $\text{kg.COD}/\text{m}^3 \text{- day}$ การทดลองชุดนี้ใช้ MLVSS เท่ากับ 60,144 mg/l จากค่าสถิติพบว่าอัตราการผลิต CH_4 ที่ความเข้มข้น ZVI 50 g ZVI/kg TVS pH 10 เป็นเพียงสถานะเดียว ที่มีค่า Significant = 0.00 แตกต่างจากทุกสถานะ ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 อาจเนื่องมาจาก กลไกการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยจะทำการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ ให้กลายเป็นโมเลกุลเล็ก เช่น กรดอะซิติก (Acetic acid) กรดไพรโพนิก (Propionic acid) กรดวาเลอริก (Valeric acid) และกรดแลคติก (Lactic acid) เป็นต้น โดยกรดที่เกิดขึ้นทั้งหมด มีสัดส่วนของกรดอะซิติกสูงสุด แล้วจากกรดอะซิติกจะเปลี่ยนไปเป็น CH_4 (Polprasert, 1996)



รูปที่ 4.7 CH_4 ของการหาความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ 0 - 100 g ZVI/kg TVS

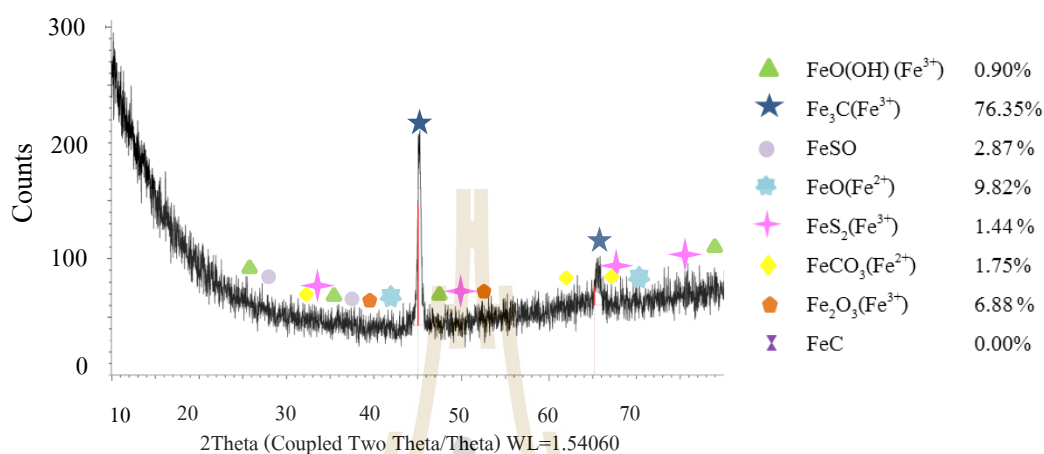
ตารางที่ 4.13 เปรียบเทียบงานวิจัยของความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์

Reference	ปริมาณความเข้มข้นของเหล็ก	วัสดุ	ขนาด ZVI (m)	วัตถุติด	ก๊าซชีวภาพ (m ³ /kg TVS)	CH ₄ (m ³ CH ₄ /kg TVS)
การศึกษานี้	0.92 g/l (ความเข้มข้น 40 g/kg TVS)	เศษเหล็ก	2-3 x10 ⁻³	กากมันสำปะหลัง	7.78	2.39
	1.15 g/l (ความเข้มข้น 50 g/kg TVS)				8.94	3.77
	1.38 g/l (ความเข้มข้น 60 g/kg TVS)				8.44	2.72
	1.61 g/l (ความเข้มข้น 70 g/kg TVS)				7.76	2.03
	1.84 g/l (ความเข้มข้น 80 g/kg TVS)				5.67	1.59
	2.07 g/l (ความเข้มข้น 90 g/kg TVS)				6.99	1.41
	2.30 g/l (ความเข้มข้น 100 g/kg TVS)				7.35	1.50
Cigdem et al. (2018)	1 g/l	ผงเหล็ก	50 x10 ⁻⁹	Anaerobic community	-	0.09
Yuan et al. (2018)	5 g/l	ผงเหล็ก	0.5-10 x10 ⁻⁶	ขี้หมู	-	0.17
Abdelsalam et al. (2017)	20 mg/l	ผงเหล็ก	9 ± 0.3 x10 ⁻⁹	ขี้หมู	-	0.35
Yuansheng et al. (2015)	5 g/l	ผงเหล็ก	1 x10 ⁻⁹	Anaerobic sludge	-	0.56
Yinghong et al. (2014)	20 g/l	ผงเหล็ก	0.2 x 10 ⁻³	Sludge from UASB	-	0.28
Su et al. (2013)	10 g/l	ผงเหล็ก	20 x10 ⁻⁹	กากตะกอน	-	0.02
Zhang et al. (2011)	10 g/l	เศษเหล็ก	8×4×2 x10 ⁻³	กากตะกอน	-	1.51

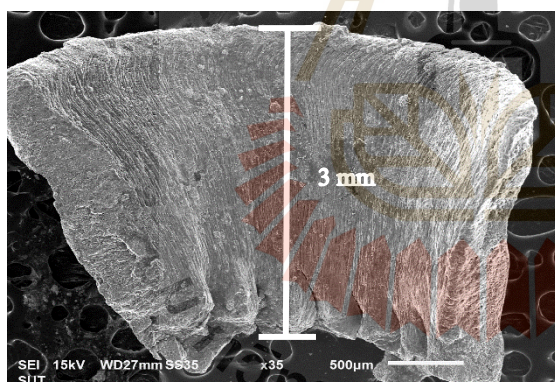
การศึกษาจาก ตารางที่ 4.13 พบว่าความเข้มข้นที่เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS ได้ CH_4 สะสมมากที่สุด 3.77 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg TVS}$ จากตารางที่ 4.13 เมื่อศึกษาของ Cigdem et al. (2018) ที่ใช้น้ำเสียจากจุลินทรีย์ชุมชนแบบไม่ใช้ออกซิเจน ใช้ผงเหล็กขนาด 50×10^{-9} m พบว่าได้ CH_4 ที่เกิดขึ้นเพียง 0.09 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$ ซึ่งต่างจากงานวิจัยที่มี CH_4 สูงสุด 41.89 เท่า Yuan et al. (2018) ใช้มูลสุกรในการเอามาทำก๊าซชีวภาพ โดยใช้ผงเหล็ก ขนาด $0.5-10 \times 10^{-6}$ m ปริมาณ 5 g/l ได้ CH_4 สูงสุด 0.17 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$ ซึ่งต่างจากงานวิจัยที่มี CH_4 สูงสุด 22.18 เท่า Abdelsalam et al. (2017) ใช้มูลสุกรจากฟาร์มมหาลัย และใช้ ZVI ขนาด $9 \pm 0.3 \times 10^{-9}$ m ในปริมาณ 5 10 และ 20 mg/l ในงานวิจัย พบว่าที่ปริมาณ ZVI 20 mg/l ได้ CH_4 สูงสุด 0.35 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$ ซึ่งต่างจากงานวิจัยที่มี CH_4 สูงสุด 10.77 เท่า Yuansheng et al., (2015) ใช้กากตะกอนแบบไม่ใช้ออกซิเจนมาผลิตก๊าซชีวภาพ ใช้ ZVI ขนาด 1×10^{-9} m ปริมาณ 0 - 5 g/l จากการศึกษาพบว่าปริมาณ ZVI ที่ 5 g/l ได้ CH_4 สูงสุด 0.56 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$ ซึ่งต่างจากงานวิจัยที่มี CH_4 สูงสุด 6.73 เท่า Yinghong et al. (2015) ใช้กากตะกอนจากระบบ UASB ใช้ ZVI ขนาด 0.2×10^{-2} m ปริมาณ 0 1 4 และ 20 g/l พบว่าได้ CH_4 ที่เกิดขึ้นสูงสุด 0.28 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$ ซึ่งต่างจากงานวิจัยที่มี CH_4 สูงสุด ถึง 13.46 เท่า Su et al. (2013) ใช้กากตะกอนจากถังตกตะกอนในการบำบัดขั้นที่สองที่ผ่านการทำขึ้น ใช้เหล็กผงขนาด 20×10^{-9} m พบว่าได้ CH_4 ที่เกิดขึ้นเพียง 0.02 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$ ซึ่งต่างจากงานวิจัยที่มี CH_4 สูงสุด 188.5 เท่า และ Zhang et al. (2011) ใช้กากตะกอนที่ได้จากถังตกตะกอนในการบำบัดน้ำเสีย ใช้เหล็ก $8 \times 4 \times 2 \times 10^{-2}$ m พบว่าได้ CH_4 ที่เกิดขึ้นเพียง 1.51 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$ ซึ่งต่างจากงานวิจัยที่มี CH_4 สูงสุด 2.50 เท่า

4.3.1 ผลการวิเคราะห์ข้อมูลลักษณะสัณฐานวิทยาของเหล็กประจุศูนย์ ผลการวิเคราะห์ XRD และ SEM ความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ 40 - 100 g ZVI/kg TVS

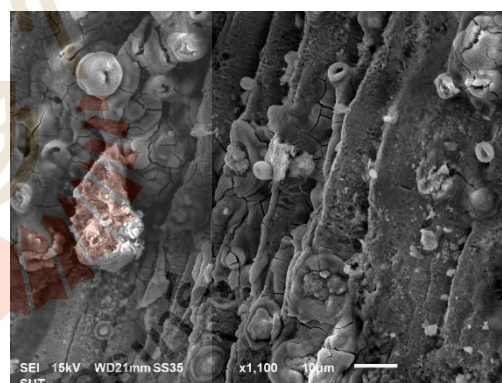
4.3.1.1 ความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ที่ 40 g ZVI/kg TVS



(ก)



(ข)



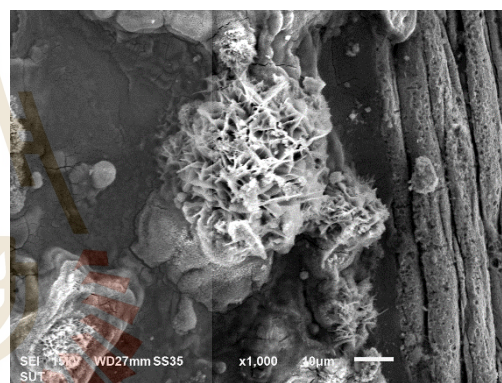
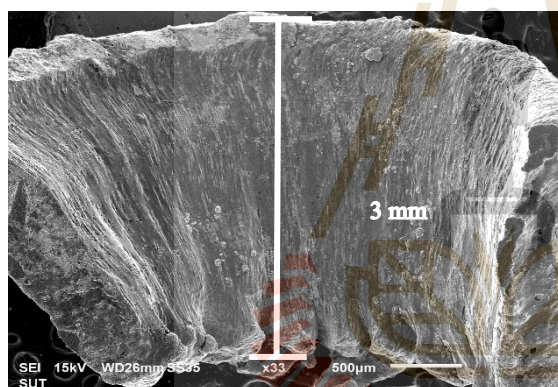
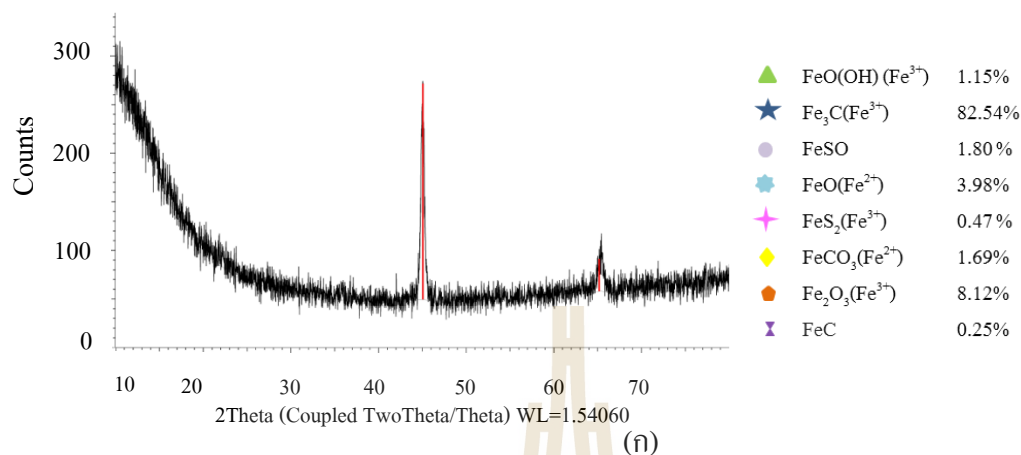
(ค)

รูปที่ 4.8 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 µm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 µm ความเข้มข้น ZVI 40 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 0.09%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 1.44%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 76.35%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 1.75%	FeSO 2.87%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 6.88%
FeO (Fe ²⁺) 9.82%	FeC 0.00%	

จากการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมต่อการเกิด CH_4 เมื่อใช้ความเข้มข้น ZVI 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS พบว่า XRD pattern ของเหล็กประจุศูนย์ที่ใช้ในการศึกษาการผลิต CH_4 จากกากมันสำปะหลังความเข้มข้น 3% TS HRT 61 day ZVI 40 g ZVI/kg TVS พบว่าจากรูปที่ 4.8 (ก) ZVI ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 84.76% และอยู่ในรูปของ Fe^{2+} ประมาณ 11.57% ซึ่งประกอบไปด้วย Siderite (FeCO_3) 6.88% และ FeO 9.82% ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญในการเกิดสนิมเนื่องจากอ็อกซิเจนของเหล็กมีความไวต่อการเกิดปฏิกิริยา เช่นเดียวกับของ Zise et al. (2007) พบว่า เหล็กอยู่ในรูปของ FeCO_3 และ FeO ในปริมาณมาก จึงส่งผลทำให้มีอัตราการผลิต CH_4 ต่ำ จึงทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์ให้เกิดสนิม ดังสมการที่ (4.2) – (4.3) จึงอยู่ในรูปของ FeCO_3 และ $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$ จากการทดลอง พบว่า CH_4 สละสม เท่ากับ $2.39 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 79.67 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 เดิม ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่า 1.58 เท่า จากรูปที่ 4.8 (ข) ZVI มีขนาด 3 mm และจากรูปที่ 4.8 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อน ลักษณะเป็นรอยร้าวแนวยาว คล้ายกับเปลือกไม้ และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 24.83% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 31.28 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (199 ppm) พบว่า H_2S ลดลง 6.36 เท่า

4.3.1.2 ความเข้มข้นเหล็กประจุน้ำที่ 50 g ZVI/kg TVS

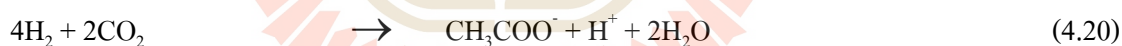
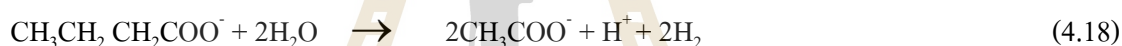


รูปที่ 4.9 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 µm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 µm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

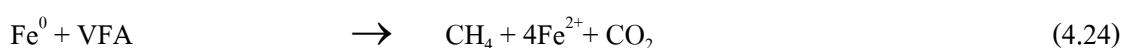
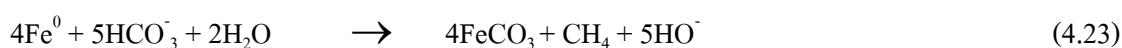
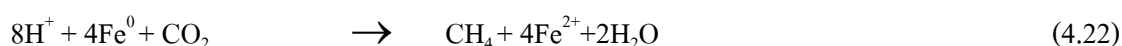
FeO(OH) (Fe ³⁺) 1.15%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 0.47%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 82.54%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 1.69%	FeSO 1.80%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 8.12%
FeO (Fe ²⁺) 3.98%	FeC 0.25%	

จากการทดลอง ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าจากรูปที่ 4.9 (ก) ZVI ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe³⁺ ประมาณ 92.28% และอยู่ในรูปเหล็กออกไซด์ Fe²⁺ ประมาณ

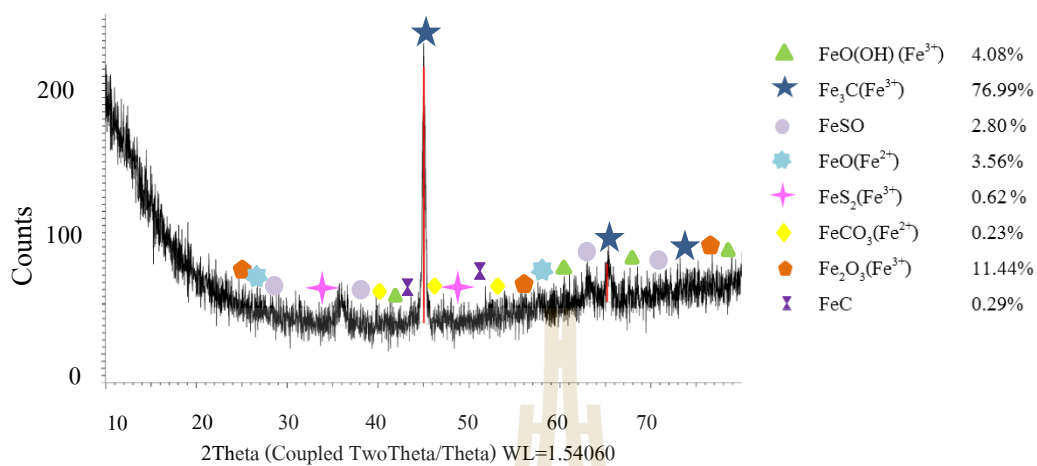
5.67% เนื่องจากเหล็กประจุศูนย์ส่วนมากถูกใช้ไปในการผลิต CH_4 จึงทำให้ออกไซด์ของเหล็กอยู่ในรูปของ Fe^{3+} เป็นส่วนมาก นอกจาก ZVI จะทำปฏิกิริยากับ CO_2 และ H_2 เพื่อเกิดเป็น CH_4 และยังสามารถทำปฏิกิริยากับ VFAs ในระบบได้ ปริมาณ CH_4 ที่เกิดขึ้นในสถานะเบสจึงเพิ่มขึ้น เช่นเดียวกับของ Zise et al. (2007) ที่ผลิตอะซิดิก เพื่อนำเป็นสารตั้งต้นในการผลิต CH_4 ดังสมการที่ (4.17) – (4.21) จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสมสูงสุด เท่ากับ $3.77 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสถานะไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 125.67 เท่า และเมื่อทำการเปรียบเทียบที่ pH 10 ไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 3.12 เท่า จากรูปที่ 4.12 (ข) ZVI มีขนาด 3 mm และจากรูปที่ 4.9 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อนทำให้แตกเป็นชิ้นๆ ลักษณะเป็นเรียงทับซ้อนกันอยู่และยังมีเกล็ดกระจายอยู่ คล้ายกับดอกไม้ซึ่งกระจายอยู่บนชิ้นงาน มีลักษณะที่สั้นยาวแตกต่างกัน และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 28.81% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 26.28 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (199 ppm) พบว่า H_2S ลดลง 7.57 เท่า



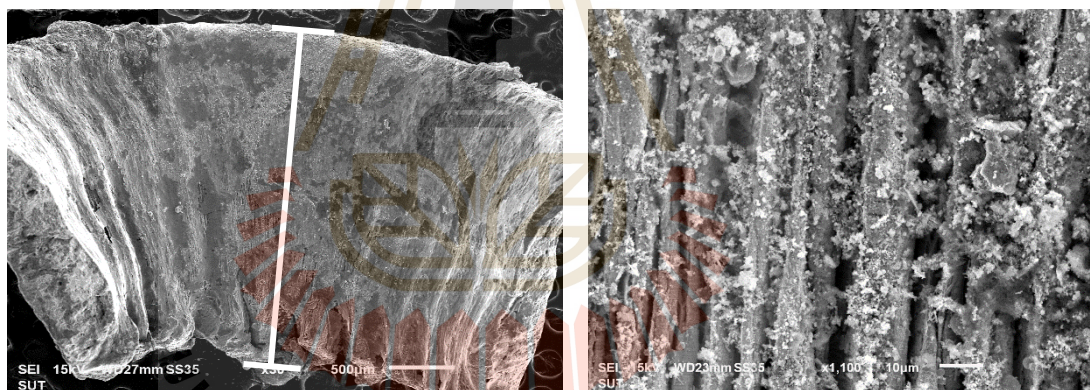
นอกจากนี้ไอออนของ ZVI ถูกนำไปใช้ในการผลิต CH_4 มากกว่าถูกใช้ไปในการกัดกร่อน นอกจากนี้ไอออนเหล็กเกิดขึ้น โดยจุลินทรีย์จะนำอิเล็กตรอนของ ZVI เข้าสู่เซลล์ เพื่อใช้ในการเจริญเติบโตและดำรงชีวิต ทำให้จุลินทรีย์มีความสามารถในการผลิต CH_4 เพิ่มขึ้น ดังสมการที่ (4.22) - (4.24)



4.3.1.3 ความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ที่ 60 g ZVI/kg TVS



(ก)



(ข)

(ค)

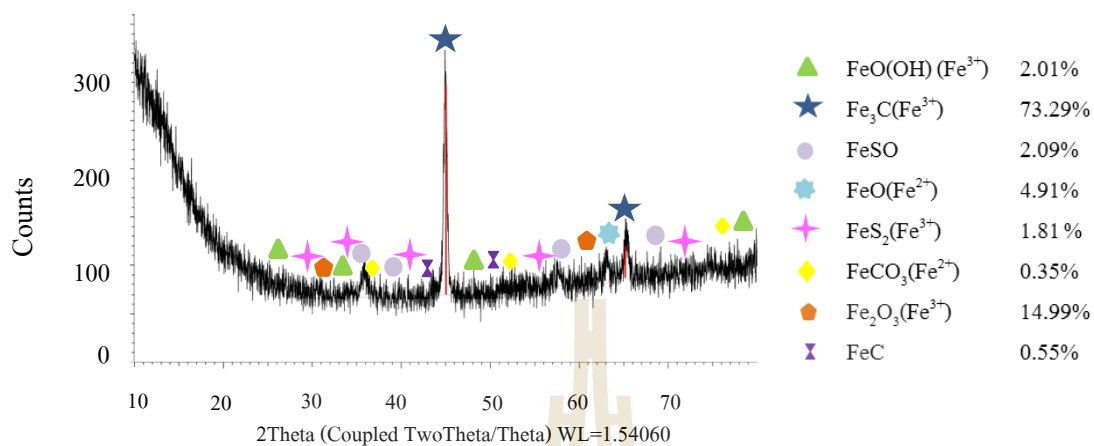
รูปที่ 4.10 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 60 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 4.08%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 0.62%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 76.99%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 0.23%	FeSO 2.80%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 11.44%
FeO (Fe ²⁺) 3.56%	FeC 0.29%	

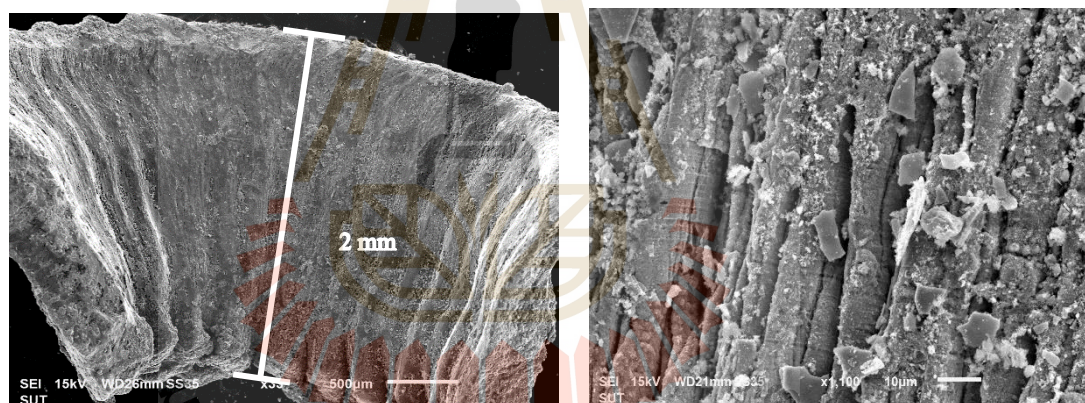
จากการทดลอง ZVI 60 g ZVI/kg TVS พบว่าจากรูปที่ 4.10 (ก) ZVI ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์ เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 93.13% และอยู่ในรูปเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 3.79% ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กออกไซด์บนชิ้นงาน จากรูปที่ 4.10 (ข) ZVI มีขนาด 3 mm และจากรูปที่ 4.10 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อน ลักษณะเป็นรอยร้าวเนวยาว คล้ายกับเปลือกไม้ โดยลักษณะการกัดกร่อนจะขึ้นอยู่กับระยะเวลาที่ใช้ในการกัดกร่อน เช่นเดียวกับ ของ Zise et al. (2007) ที่การกัดกร่อนลักษณะนี้ แสดงว่า ZVI ถูกนำไปใช้ในการผลิต CH_4 โดยเหล็กที่อยู่ในรูปของ $FeOOH$ แสดงการเกิดดังสมการที่ (4.25) – (4.26) จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสม เท่ากับ $2.72 m^3 CH_4/kg TVS$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อน และไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 90.67 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่า 1.39 เท่า และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 27.10% และ H_2S มีค่าเฉลี่ย เท่ากับ 3.50 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (199 ppm) พบว่า H_2S ลดลง 56.86 เท่า



4.3.1.4 ความเข้มข้นเหล็กประจุน้ำที่ 70 g ZVI/kg TVS



(ก)



(ข)

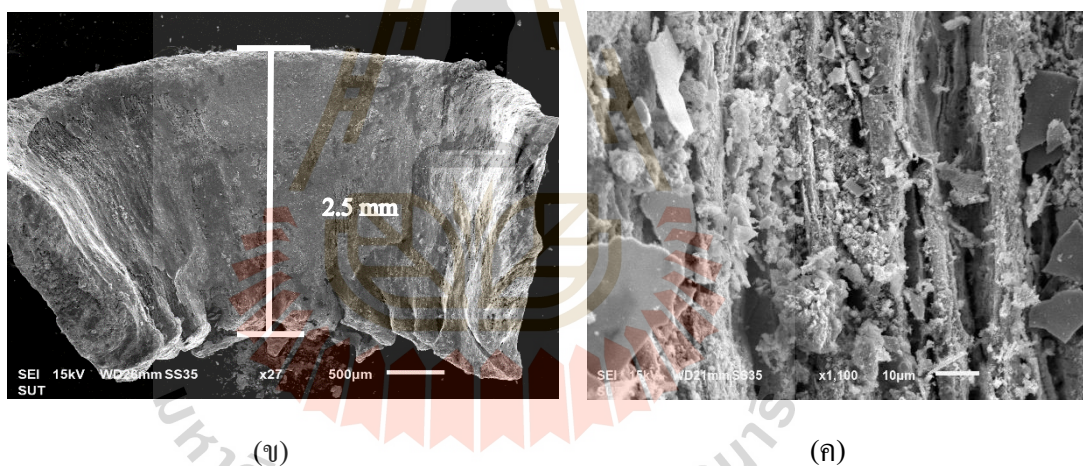
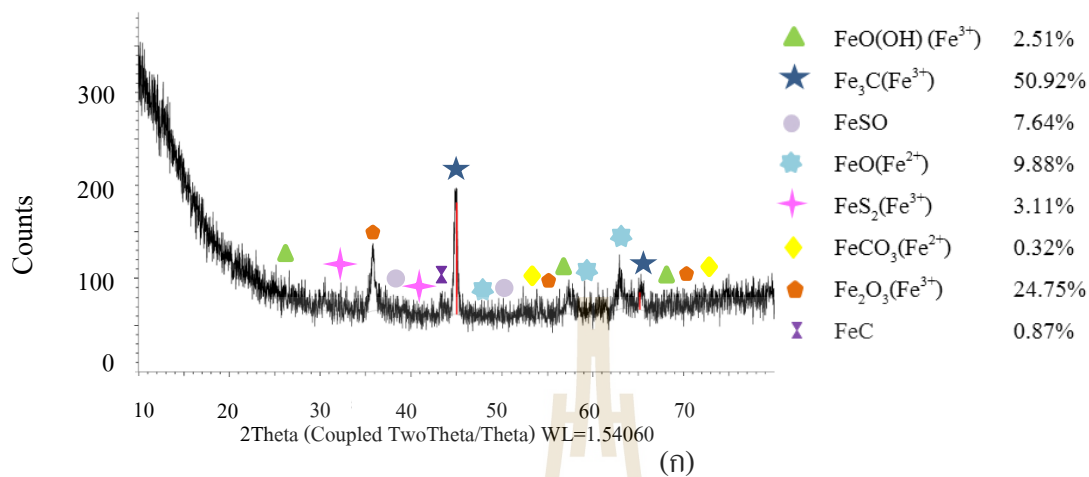
(ค)

รูปที่ 4.11 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 70 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 2.01%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 1.81%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 73.29%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 0.35%	FeSO 2.09%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 14.99%
FeO (Fe ²⁺) 4.91%	FeC 0.55%	

จากการทดลอง ZVI 70 g ZVI/kg TVS พบว่าจากรูปที่ 4.11 (ก) ZVI ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์ เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 92.10% และอยู่ในรูปเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 5.26% จากรูปที่ 4.11 (ข) ZVI มีขนาด 2 mm และจากรูปที่ 4.11 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อน ลักษณะถูกกัดกร่อน คล้ายกับดอกไม้ กระจายตามผิวของเหล็ก เช่นเดียวกับของ Zise et al. (2007) โดยจากการศึกษาของ Zise et al. (2007) พบว่า ZVI ถูกนำไปใช้ในการกำจัดชีวภาพ จึงทำให้พบว่าเหล็กในประจุของ Fe^{3+} เป็นส่วนมาก และเหล็กที่อยู่ในรูปของ $FeOOH$ แสดงการเกิดดั่งสมการที่ (4.25) – (4.26) จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสม เท่ากับ $2.03 m^3 CH_4/kg TVS$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสถานะไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 67.67 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่า 1.64 เท่า และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 24.83% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.23 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (199 ppm) พบว่า H_2S ลดลง 89.24 เท่า

4.3.1.5 ความเข้มข้นเหล็กประจุน้ำที่ 80 g ZVI/kg TVS



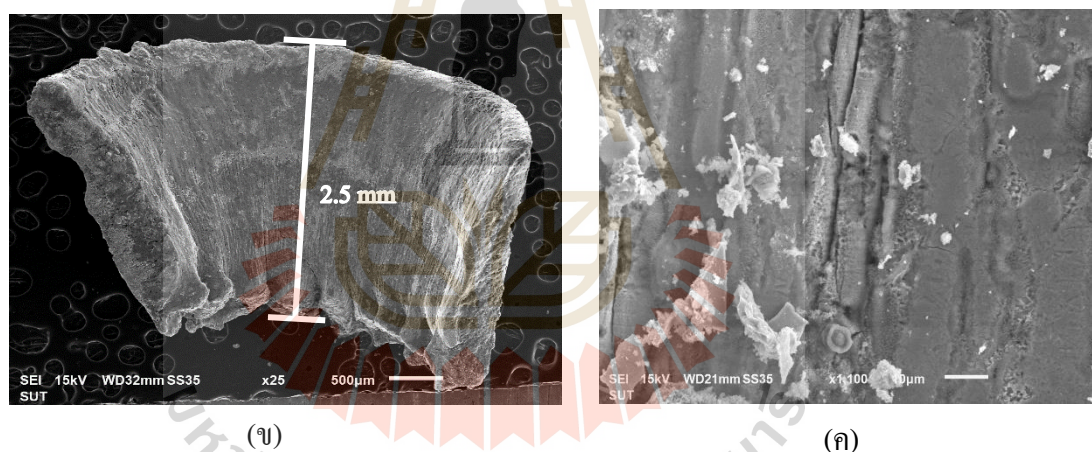
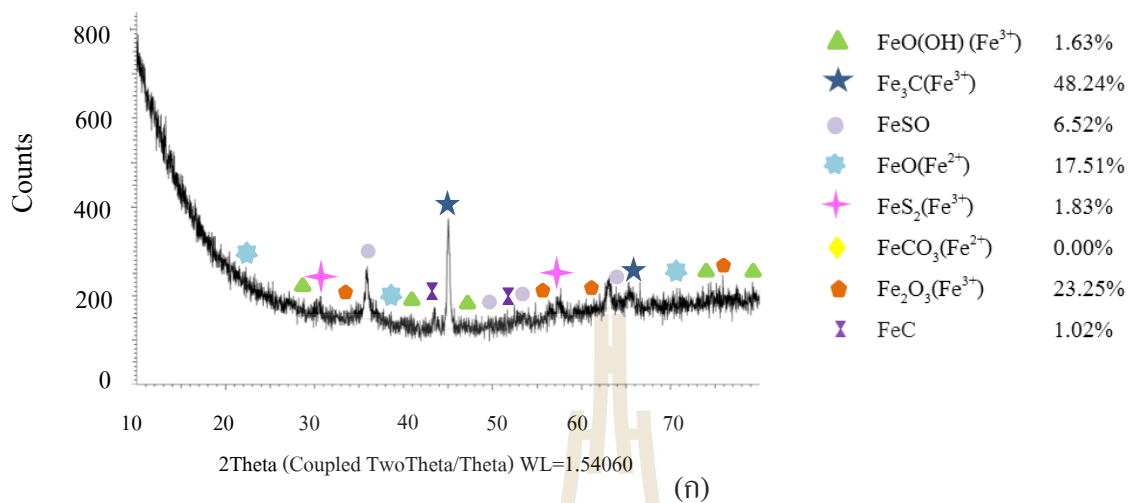
รูปที่ 4.12 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 80 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 2.51%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 3.11%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 50.92%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 0.32%	FeSO 7.64%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 24.75%
FeO (Fe ²⁺) 9.88%	FeC 0.87%	

จากการทดลอง ZVI 80 g ZVI/kg TVS พบว่าจากรูปที่ 4.12 (ก) ZVI ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์ เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 81.29% และอยู่ในรูปเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 10.20% จากรูปที่ 4.12 (ข) ZVI มีขนาด 2.5 mm และจากรูปที่ 4.12 (ค) ถูกกัดกร่อนทำให้เป็นหลุม ลึกตามผิวงาน FeO 9.88% โดยจากการศึกษาของ Zise et al. (2007) พบว่า เหล็กประจุศูนย์ส่วนมาก ถูกใช้ไปในการผลิตก๊าซชีวภาพ จึงทำให้ส่วนมากเหล็กอยู่ในรูปของ Fe^{3+} และ FeO เป็นรูปเหล็กที่เป็นปัจจัยสำคัญในการเกิดสนิมเนื่องจากอิออนของ ZVI มีความไวต่อการเกิดปฏิกิริยา จึงสามารถทำปฏิกิริยากับคาร์บอนเตต ดังสมการที่ (4.18) – (4.20) จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสม เท่ากับ $1.59 m^3 CH_4/kg TVS$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะไม่มีการย่อยสลาย ไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 53 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่า 2.37 เท่า และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 22.20% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 20.26 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (199 ppm) พบว่า H_2S ลดลง 9.82 เท่า



4.3.1.6 ความเข้มข้นเหล็กประจุศูนย์ที่ 90 g ZVI/kg TVS



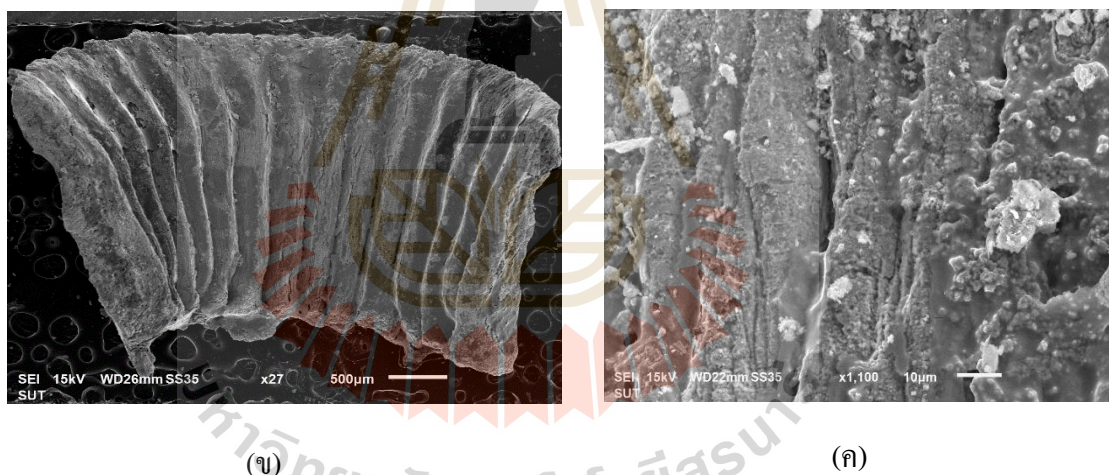
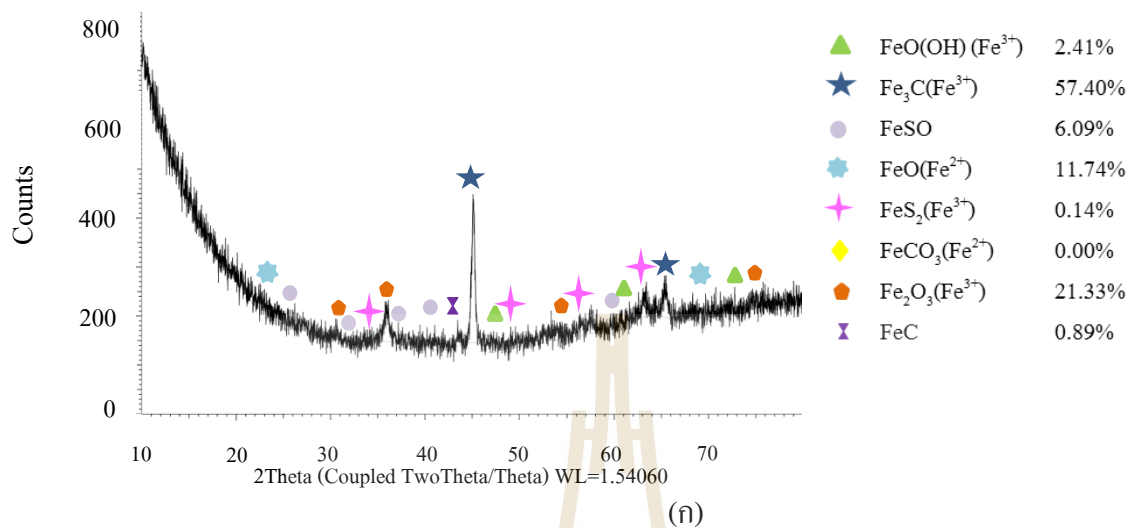
รูปที่ 4.13 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 90 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 1.63%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 1.83%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 48.24%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 0.00%	FeSO 6.52%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 23.25%
FeO (Fe ²⁺) 17.51%	FeC 1.02%	

จากการทดลอง ZVI 90 g ZVI/kg TVS พบว่าจากรูปที่ 4.13 (ก) ZVI ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์ เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 74.95% และอยู่ในรูปเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 17.51% โดยจากการศึกษาของ Zise et al. (2007) พบว่า เหล็กประจุศูนย์ส่วนมากถูกใช้ไปในการผลิตก๊าซชีวภาพ จึงทำให้ส่วนมากเหล็กอยู่ในรูปของ Fe^{3+} นอกจากเหล็กประจุศูนย์จะทำปฏิกิริยากับ CO_2 และ H_2 เพื่อเกิดเป็นก๊าซชีวภาพ และจากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสม เท่ากับ $1.41 m^3 CH_4/kg TVS$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะไม่มีการย่อยสลาย ไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 47 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่า 2.67 เท่า จากรูปที่ 4.13 (ข) ZVI มีขนาด 2.5 mm และจากรูปที่ 4.13 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อนทำให้แตกเป็นชิ้นเล็กๆ ลักษณะถูกกัดกร่อนเพียงเล็กน้อย ทำให้ชิ้นเหล็กมีลักษณะคล้ายหลุมเกิดขึ้นบนผิวชิ้นงาน เหมือนกับเปลือกไม้ แสดงว่าเหล็กประจุศูนย์ถูกนำไปใช้ในการก๊าซชีวภาพ ในสภาวะดังกล่าวเหล็กอยู่ในรูปของ $FeOOH$ เช่นเดียวกับของ Zise et al. (2007) แสดงการเกิดคังสมการที่ (4.25) – (4.26) และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 19.49% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.25 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (199 ppm) พบว่า H_2S ลดลง 88.44 เท่า



4.3.1.7 ความเข้มข้นเหล็กประจุน้ำที่ 100 g ZVI/kg TVS



รูปที่ 4.14 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 100 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 2.41%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 0.14%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 57.40%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 0.00%	FeSO 6.09%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 21.33%
FeO (Fe ²⁺) 11.74%	FeC 0.89%	

จากการทดลองเหล็กประจุศูนย์เข้มข้น 100 g ZVI/kg TVS พบว่าจากรูปที่ 4.14 (ก) เหล็กประจุศูนย์ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 81.28% และอยู่ในรูปเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 11.74% จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสม เท่ากับ $1.50 m^3 CH_4/kg$ TVS เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะไม่มีการย่อยสลาย ไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 50 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่า 2.51 เท่า จากรูปที่ 4.14 (ข) ZVI มีขนาด 3 mm และ จากรูปที่ 4.14 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อนทำให้แตกเป็นชิ้นเล็กๆ ลักษณะถูกกัดกร่อนเพียงเล็กน้อย คล้ายเปลือกไม้ เมื่อวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 19.27% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.13 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (199 ppm) พบว่า H_2S ลดลง 93.43 เท่า โดยเหล็กประจุศูนย์ที่เติมในระบบ 40 50 60 70 80 90 และ 100 g ZVI/kg TVS พบว่าเนื่องจากเหล็กประจุศูนย์ส่วนมากถูกใช้ไปในการผลิตก๊าซชีวภาพ จึงทำให้เหล็กส่วนมากอยู่ในรูปของ Fe^{3+} (Zise et al., 2007)



4.3.2 สถิติของ CH_4 ของผลการทดลองเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS

ทดสอบความสัมพันธ์ของข้อมูล ด้วยการวิเคราะห์ทางสถิติที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 หรือที่ระดับความเชื่อมั่น 95 % เพื่อหาความสัมพันธ์ของ CH_4 ที่เกิดขึ้นและทำการเปรียบเทียบพหุคูณ (Multiple comparison) เพื่อทดสอบหาความแตกต่าง

4.3.2.1 การทดสอบ ANOVA CH_4 สะสมของเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS

4.3.2.1.1 ชุดการทดลอง CH_4 สะสมของเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS มี 8 สภาวะ ดังนี้ 1. Control without ZVI , 2. 40 g ZVI/kg TVS, 3. 50 g ZVI/kg TVS, 4. 60 g ZVI/kg TVS, 5. 70 g ZVI/kg TVS, 6. 80 g ZVI/kg TVS, 7. 90 g ZVI/kg TVS และ 8. 100 g ZVI/kg TVS

สมมติฐาน : $H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_3$
 $H_1 : \text{มีความแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่}$

ANOVA					
	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	1.079E8	7	1.541E7	47.55	0.00
Within Groups	1.556E8	480	324133.93		
Total	2.635E8	487			

จากการวิเคราะห์ข้อมูลชุดการทดลอง Control - 100 g ZVI/kg TVS โดยใช้โปรแกรม SPSS เพื่อหาความสัมพันธ์ทางสถิติของข้อมูลแบบ ANOVA พบว่า ค่า F มีค่า 47.55 และ ค่า Sig. 0.00 ซึ่งน้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) แสดงว่าชุดการทดลองมีค่า CH_4 สะสมแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่ จึงต้องใช้ทฤษฎีของ Tukey' HSD test (Honestly Significant Difference) เพื่อวิเคราะห์ความแตกต่างของ CH_4 สะสมของแต่ละการทดลองต่อไป

4.3.2.2 การทดสอบ Tukey' HSD test (Honestly Significant Difference) ของ CH_4 ของเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS

การทดลอง		Sig.	การทดลอง		Sig.
50 g ZVI/kg TVS	Control without ZVI	0.00	70 g ZVI/kg TVS	Control without ZVI	0.64
	40 g ZVI/kg TVS			40 g ZVI/kg TVS	0.59
	60 g ZVI/kg TVS			50 g ZVI/kg TVS	0.00
	70 g ZVI/kg TVS			60 g ZVI/kg TVS	0.01
	80 g ZVI/kg TVS			80 g ZVI/kg TVS	0.30
	90 g ZVI/kg TVS			90 g ZVI/kg TVS	0.03
	100 g ZVI/kg TVS			100 g ZVI/kg TVS	0.11

จากผลการทดสอบ Post hoc test ของแต่ละกลุ่มตัวอย่างเปรียบเทียบกันด้วยวิธีของ Tukey's HSD test พบว่าอัตราการผลิต CH_4 ที่ 50 g ZVI/kg TVS เพียงสถานะเดียว ที่มีค่า Sig. = 0.00 หรือ น้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) ซึ่งแตกต่างจากทุกสถานะ โดยที่เติม ZVI เข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min มีอัตราการผลิต CH_4 สูงสุด จากข้อมูลดังกล่าวจึงสรุปได้ว่าค่าความเข้มข้นของ ZVI ที่ 50 g ZVI/kg TVS เหมาะสมที่สุดสำหรับการผลิต CH_4 จากกากมันสำปะหลัง

4.4 ผลของระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด CH_4

ผลจากการทดลองของระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด CH_4 โดยใช้ระยะเวลาให้ความร้อน ได้แก่ 20 25 30 35 และ 40 min ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100°C โดยใช้ปริมาณกากมันสำปะหลัง 100 g ต่อปริมาณน้ำเสียสภาวะกรด 650 ml ปริมาณกากมันสำปะหลังต่อน้ำเสียสภาวะกรด มีความเข้มข้น 3%TS การทดลองเริ่มระบบ ในการทดลองมีชุดควบคุมของแต่ละการทดลอง โดย Control คือ สภาวะควบคุมที่ไม่ปรับ pH มีทั้งไม่เติมและเติมเหล็กประจุศูนย์ และยังมีชุดควบคุมอีก 2 ชุด คือ 0 min ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100°C เป็นเวลา 0 min ไม่เติมเหล็กประจุศูนย์ และ 30 min คือ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100°C เป็นเวลา 30 min ไม่เติมเหล็กประจุศูนย์ ดังตารางที่ 4.14 และการทดลองมีค่า OLR $15.04 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{day}$ HRT 71 days จากตารางที่ 4.15 มีค่า pH ที่ (1) Control without ZVI (2) Control with adding ZVI (3) 0 min without ZVI (4) 0 min with adding ZVI (5) 20 min with adding ZVI (6) 25 min with adding ZVI (7) 30 min without ZVI (8) 30 min with adding ZVI (9) 35 min with adding ZVI และ (10) 40 min with adding ZVI มีค่าเท่ากับ 5.12 5.12 7.10 7.10 7.17 7.09 7.09 7.12 7.30 และ 7.15 ตามลำดับ สำหรับค่า COD มีค่าเท่ากับ 4,800 4,800 5,333 5,333 10,667 8,533 8,347 9,067 10,133 และ 10,133 mg/l ตามลำดับ ค่า VFAs ที่ (1) Control without ZVI (2) Control with adding ZVI (3) 0 min without ZVI (4) 0 min with adding ZVI (5) 20 min with adding ZVI (6) 25 min with adding ZVI (7) 30 min without ZVI (8) 30 min with adding ZVI (9) 35 min with adding ZVI และ (10) 40 min with adding ZVI มีค่าเท่ากับ 78 78 1,062 1,062 1,145 1,745 1,497 2,127 2,127 และ 2,330 mg/l ตามลำดับ Alkalinity ที่ (1) Control without ZVI (2) Control with adding ZVI (3) 0 min without ZVI (4) 0 min with adding ZVI (5) 20 min with adding ZVI (6) 25 min with adding ZVI (7) 30 min without ZVI (8) 30 min with adding ZVI (9) 35 min with adding ZVI และ (10) 40 min with adding ZVI มีค่าเท่ากับ 925 925 1,175 1,175 1,250 1,250 21,500 1,250 1,425 และ 1,325 mg/l ตามลำดับ VFA:Alkalinity ควรอยู่ในช่วง 0.03 - 0.3 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554) ที่ (1) Control without ZVI (2) Control with adding ZVI (3) 0 min without ZVI (4) 0 min with adding ZVI (5) 20 min with adding ZVI (6) 25 min with adding ZVI (7) 30 min without ZVI (8) 30 min with adding ZVI (9) 35 min with adding ZVI และ (10) 40 min with adding ZVI เท่ากับ 0.084 0.084 0.90 0.90 0.92 1.40 1.70 1.70 1.49 และ 1.76 ตามลำดับ ซึ่งเป็นไปตามค่าในการควบคุมแสดงว่า ระบบมีความสามารถในการเป็นบัฟเฟอร์สูง แต่ถ้าสูงกว่าเกณฑ์แสดงว่าถ้ามีการเพิ่มขึ้นของ VFA จะทำให้ค่า PH ของระบบจะลดลง และสารอาหารที่เหมาะสมต่อการเกิด CH_4 ควรมีค่า C:N:P เท่ากับ 100:1.1:0.2 จากการทดลองที่ (1) Control without ZVI (2) Control with adding ZVI (3) 0 min without ZVI (4) 0 min with adding ZVI (5) 20 min with adding ZVI (6) 25 min with adding ZVI (7) 30 min without ZVI (8) 30 min with adding ZVI (9) 35 min

with adding ZVI และ (10) 40 min with adding ZVI ได้เท่ากับ 100:0.34:0.23 100:0.34:0.23 100:5.51:0.29 100:5.51:0.29 100:1.40:0.11 100:2.74:0.12 100:3.30:0.19 100:3.30:0.19 100:2.63:0.16 และ 100:2.11:0.13 ตามลำดับ

ตารางที่ 4.14 การทดลองขั้นที่ 4 ระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด CH_4 เมื่อเติม ZVI ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

ชุดทดลอง	เงื่อนไขของชุดทดลอง
Control ¹ (pH 5.12) without ZVI	ไม่ปรับ pH และไม่ย่อยสลายด้วยความร้อน
Control ² (pH 5.12) with adding ZVI	
pH 10 time 0 min without ZVI	ปรับ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C
pH 10 time 0 min with adding ZVI	
pH 10 time 20 min with adding ZVI	
pH 10 time 25 min with adding ZVI	
pH 10 time 30 min without ZVI	
pH 10 time 30 min Z with adding ZVI	
pH 10 time 35 min with adding ZVI	
pH 10 time 40 min with adding ZVI	

ตารางที่ 4.15 ค่าพารามิเตอร์ของระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด CH₄ เมื่อ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C

พารามิเตอร์	Control ไม่ปรับ pH และ ไม่ย่อยสลายด้วยความร้อน (pH 5.12)				ให้ความร้อน 0 min pH 10				ให้ความร้อน 20 min pH 10	
	Without ZVI (Control ¹)		50 g ZVI/kg TVS (Control ¹)		Without ZVI		50 g ZVI/kg TVS		50 g ZVI/kg TVS	
	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ
1. pH	5.12 ± 0.00	6.80 ± 0.21	5.12 ± 0.00	6.31 ± 0.20	7.10 ± 0.00	7.16 ± 0.15	7.10 ± 0.00	7.32 ± 0.11	7.17 ± 0.00	7.19 ± 0.12
2. COD (mg/l)	4,800 ± 0.02	612 ± 0.02	4,800 ± 0.02	792 ± 0.05	5,333 ± 0.04	1944 ± 0.05	5,333 ± 0.04	504 ± 0.04	10,667 ± 0.02	810.00 ± 0.03
3. TKN (mg/l)	46.20 ± 0.05	40.44 ± 0.06	46.20 ± 0.05	326.98 ± 0.07	294 ± 0.29	155.56 ± 0.042	294 ± 0.29	395.11 ± 0.04	149.80 ± 0.31	168.78 ± 0.06
4. TP (mg/l)	10.80 ± 0.01	25.21 ± 0.00	10.80 ± 0.01	21.02 ± 0.00	15.26 ± 0.00	15.02 ± 0.00	15.26 ± 0.00	22.01 ± 0.00	11.99 ± 0.00	15.45 ± 0.00
5. VFAs (mg/l)	78 ± 0.14	311.69 ± 0.05	78 ± 0.14	227.27 ± 0.02	1,062 ± 0.12	889.61 ± 0.12	1,062 ± 0.12	350.65 ± 0.08	1,145 ± 0.08	331.17 ± 0.03
6. Alkalinity (mg/l)	925 ± 0.05	2,295.14 ± 0.12	925 ± 0.05	2,200 ± 0.02	1,175 ± 0.05	3,612.50 ± 0.02	1,175 ± 0.05	3,852.78 ± 0.01	1,250 ± 0.00	2,834 ± 0.02
7. TS (mg/l)	39,648 ± 0.00	5,150.75 ± 1,901	39,648 ± 0.00	3,313.75 ± 441.40	43,661 ± 0.00	11,892.75 ± 3,835	43,661 ± 0.00	6,108.25 ± 973.02	39,826 ± 0.00	6,796 ± 2,182
8. TVS (mg/l)	37,784 ± 0.00	3,925 ± 1,853.30	37,784 ± 0.00	2,257.5 ± 485.78	41,016 ± 0.00	9,334 ± 3,770.61	41,016 ± 0.00	3,803.50 ± 888.81	37,384 ± 0.00	4,231 ± 2,169
9. VFAs:Alk	0.08		0.08		0.90		0.90		0.92	
10. C:N:P	100:0.34:0.23		100:0.34:0.23		100:5.51:0.29		100:5.51:0.29		100:1.40:0.11	
ประสิทธิภาพการกำจัด (%)										
11. COD	87.25 ± 3.90		83.50 ± 7.80		63.55 ± 12.88		90.55 ± 7.02		92.41 ± 6.29	
12. TKN	0 [*]		0 [*]		60.32 ± 6.32		0 [*]		15.23 ± 0	
13. TP	22.21 ± 7.26		35.12 ± 1.64		67.19 ± 6.28		51.91 ± 2.23		57.04 ± 7.68	
14. VFA	0 [*]		0 [*]		16.26 ± 0		66.99 ± 7.83		71.09 ± 1.88	
15. TS	87.01 ± 4.80		91.64 ± 1.11		72.76 ± 8.78		86.01 ± 2.23		83.11 ± 5.42	
16. TVS	89.61 ± 4.91		94.03 ± 1.29		77.24 ± 9.19		90.73 ± 2.17		88.80 ± 5.74	

* 0 คือ ค่าพารามิเตอร์สิ้นสุดระบบมีค่ามากกว่าเริ่มระบบ

ตารางที่ 4.15 ค่าพารามิเตอร์ของระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด CH₄ เมื่อ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C (ต่อ)

พารามิเตอร์	ให้ความร้อน 25 min pH 10		ให้ความร้อน 30 min pH 10				ให้ความร้อน 35 min pH 10		ให้ความร้อน 40 min pH 10	
	50 g ZVI/kg TVS		Without		50 g ZVI/kg TVS		50 g ZVI/kg TVS		50 g ZVI/kg TVS	
	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ	เริ่มระบบ	สิ้นสุดระบบ
1. pH	7.086 ± 0.00	6.95 ± 0.10	7.09 ± 0.10	7.28 ± 0.07	7.12 ± 0.00	7.12 ± 0.07	7.30 ± 0.00	7.19 ± 0.10	7.15 ± 0.00	7.03 ± 0.09
2. COD (mg/l)	8,533 ± 0.04	1,101.60 ± 0.03	8,347 ± 0.01	293 ± 0.02	9,067 ± 0.02	2,268.0 ± 0.03	10,133 ± 0.00	655.20 ± 0.09	10,133 ± 0.00	237.60 ± 0.06
3. TKN (mg/l)	233.8 ± 0.12	276.11 ± 0.02	137 ± 0.02	455.12 ± 0.45	308 ± 0.50	163.33 ± 0.04	364 ± 0.08	202.22 ± 0.05	214.2 ± 0.09	152.44 ± 0.02
4. TP (mg/l)	10.11 ± 0.00	22.56 ± 0.00	13.94 ± 0.00	8.93 ± 0.00	18.01 ± 0.00	18.56 ± 0.00	16.50 ± 0.00	19.91 ± 0.00	13.43 ± 0.00	15.61 ± 0.00
5. VFAs (mg/l)	1,745 ± 0.08	655.84 ± 0.03	1,497 ± 0.08	155.25 ± 0.05	2,127 ± 0.08	1,740.26 ± 0.12	2,127 ± 0.25	649.35 ± 0.09	2,330 ± 1.91	448.05 ± 0.09
6. Alkalinity (mg/l)	1,250 ± 0.00	3,700.7 ± 0.08	21,500 ± 0.04	3,784 ± 0.04	1,250 ± 0.00	5,044.4 ± 0.29	1,425 ± 0.05	3,263.90 ± 0.03	1,325 ± 0.05	2,825 ± 0.02
7. TS (mg/l)	43,659 ± 0.00	5,556.00 ± 967.87	39,302 ± 0.32	30,842 ± 0.08	46,993 ± 0.00	14,081.00 ± 2,521.21	43,116 ± 0.00	6,926.00 ± 1,612.80	43,262 ± 0.00	6,879.50 ± 814.65
8. TVS (mg/l)	41,063 ± 0.00	3,142.00 ± 721.32	35,263 ± 0.32	26,982 ± 0.08	44,178 ± 0.00	10,987.25 ± 2,398.22	40,373 ± 0.00	4,316.50 ± 1,230.53	40,547 ± 0.00	4,374.00 ± 835.62
9. VFAs:Alk	1.40		1.70		1.70		1.49		1.76	
10. C:N:P	100:2.74:0.12		100:3.30:0.19		100:3.30:0.19		100:2.63:0.16		100:2.11:0.13	
ประสิทธิภาพการกำจัด (%)										
11. COD	87.09 ± 10.89		89.57 ± 1.34		74.99 ± 0.26		93.53 ± 7.93		97.66 ± 1.31	
12. TKN	0*		0*		60.23 ± 9.18		58.33 ± 11.86		46.74 ± 9.78	
13. TP	25.63 ± 11.12		12.11 ± 0.29		65.66 ± 5.46		59.79 ± 3.64		61.26 ± 9.83	
14. VFA	62.43 ± 22.40		90.76 ± 2.45		18.19 ± 9.81		69.47 ± 22.82		80.77 ± 2.66	
15. TS	87.27 ± 2.22		29.53 ± 3.74		70.04 ± 5.37		83.94 ± 3.74		84.10 ± 1.88	
16. TVS	92.35 ± 1.76		34.04 ± 2.26		75.13 ± 5.43		89.31 ± 3.05		89.21 ± 2.06	

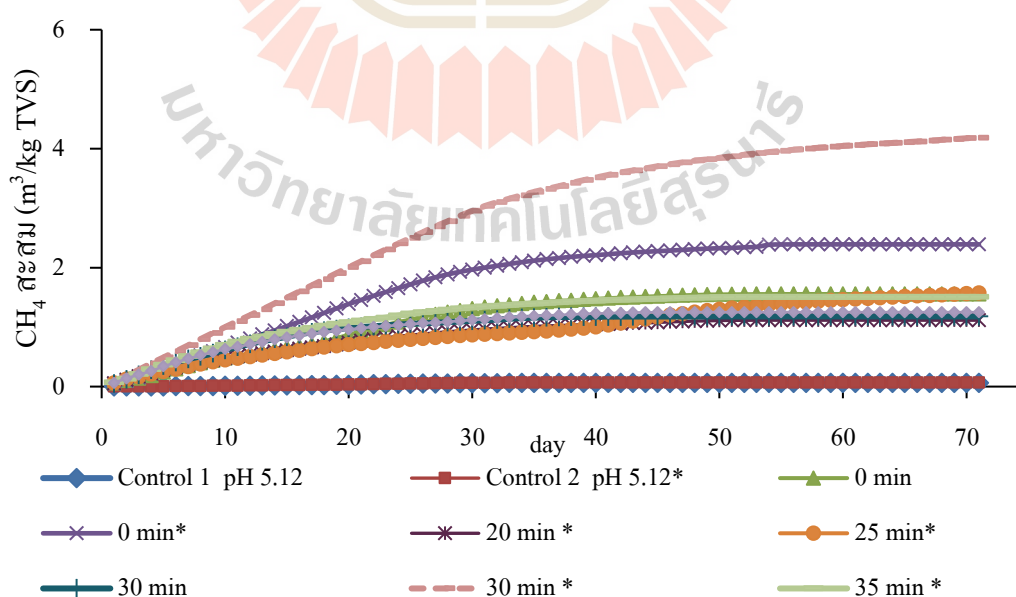
* 0 คือ ค่าพารามิเตอร์สิ้นสุดระบบมีค่ามากกว่าเริ่มระบบ

ตารางที่ 4.16 CH₄ สะสมของการหาระยะเวลาให้ความร้อน

CH ₄ สะสม (m ³ CH ₄ /kg TVS)									
Control ¹	Control ²	0 min		20 min	25 min	30 min		35 min	40 min
Without ZVI	ZVI*	Without ZVI	ZVI*	ZVI*	ZVI*	Without ZVI	ZVI*	ZVI*	ZVI*
0.06	0.06	1.56	2.39	1.12	1.57	1.18	4.18	1.51	1.25

* ZVI คือ With adding ZVI 50 g ZVI/kg TVS

จากตารางที่ 4.16 ระยะเวลาทำการทดลองหา CH₄ สะสม HRT 71 days ความเข้มข้นระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ได้ CH₄ สะสมมากที่สุด 4.18 m³ CH₄/kg TVS ดังรูปที่ 4.15 อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ 5.41 kg.COD/m³ - day การทดลองชุดนี้ใช้ MLVSS เท่ากับ 56,760 mg/l จากค่าสถิติพบว่าอัตราการผลิต CH₄ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min เป็นเพียงสถานะเดียว ที่มีค่า Significant = 0.00 แตกต่างจากทุกสถานะ ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 อาจเนื่องมาจากกลไกการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยทำการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ ให้กลายเป็นโมเลกุลเล็ก เช่น กรดอะซิติก (Acetic acid) กรดไพรโอโคนิค (Propionic acid) กรดวาเลอริก (Valeric acid) และกรดแลคติก (Lactic acid) เป็นต้น โดยกรดที่เกิดขึ้นทั้งหมด มีสัดส่วนของกรดอะซิติกสูงสุด แล้วจากกรดอะซิติกจะเปลี่ยนไปเป็น CH₄ (Polprasert, 1996)



รูปที่ 4.15 CH₄ สะสมของการหาระยะเวลาให้ความร้อน

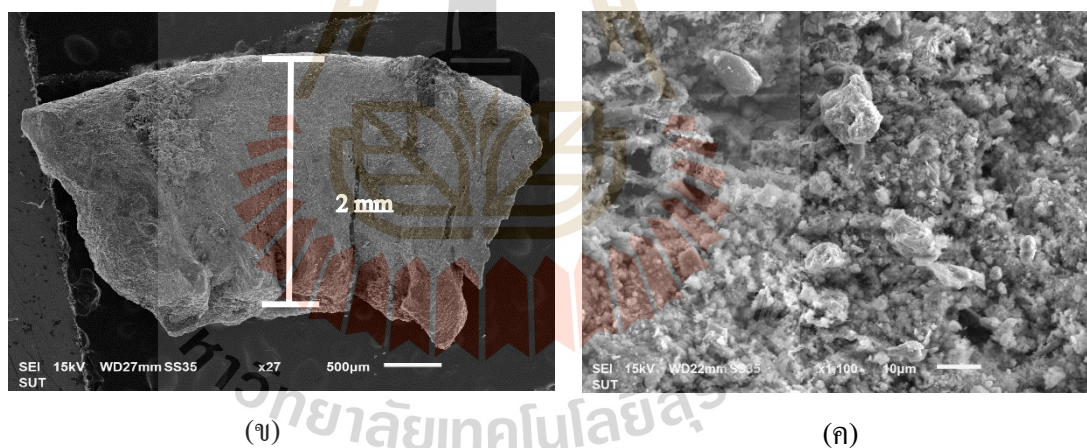
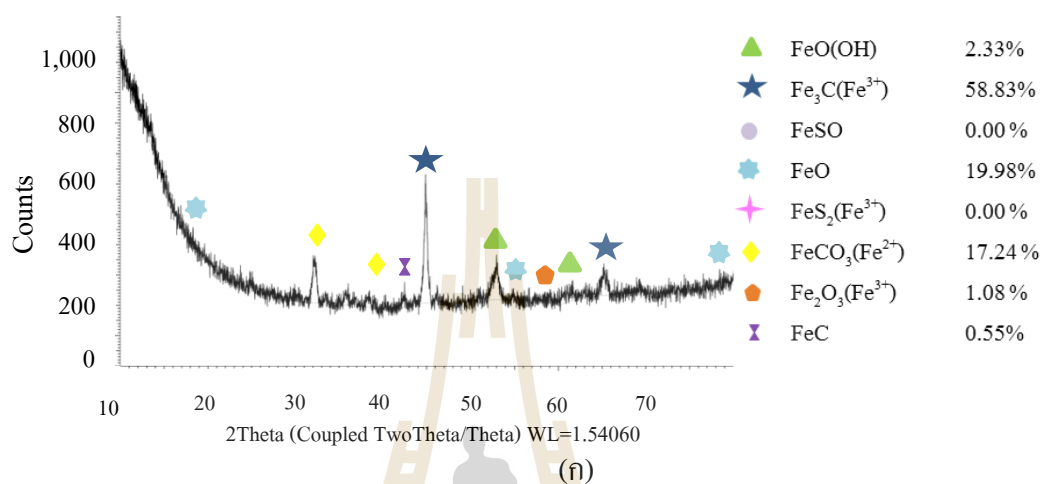
ตารางที่ 4.17 เปรียบเทียบงานวิจัยของระยะเวลาให้ความร้อน

Reference	pH	ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ (°C)	เวลา (min)	ขนาด ZVI (m)	วัตถุดิบ	ก๊าซชีวภาพ (m ³ /kg TVS)	CH ₄
การศึกษานี้	4.82	-	0	-	กากมันสำปะหลัง	0.37	0.058 m ³ CH ₄ /kg TVS
		-	0	2-3 x10 ⁻³		0.40	0.064 m ³ CH ₄ /kg TVS
	10	100	0	-		5.26	1.56 m ³ CH ₄ /kg TVS
			0	2-3 x10 ⁻³		6.28	2.39 m ³ CH ₄ /kg TVS
			20	2-3 x10 ⁻³		4.80	1.12 m ³ CH ₄ /kg TVS
			25	2-3 x10 ⁻³		5.83	1.57 m ³ CH ₄ /kg TVS
			30	-		3.39	1.18 m ³ CH ₄ /kg TVS
			30	2-3 x10 ⁻³		8.46	4.18 m ³ CH ₄ /kg TVS
			35	2-3 x10 ⁻³		4.99	1.51 m ³ CH ₄ /kg TVS
			40	2-3 x10 ⁻³		4.50	1.25 m ³ CH ₄ /kg TVS
Jan et al. (2015)	9	100	30	-	Activated sludge	-	-
กิตติกานท์ (2554)	13	100	90	-	กากมันสำปะหลัง	-	1.20 m ³ CH ₄ /kg TVS
Wang et al. (2009)	7	130	1,440	-	Sorted Waste	-	0.28 m ³ CH ₄ /kg TVS
Tasic et al. (2009)	Acid	100	60	-	มันฝรั่ง	-	-
พิชยา (2550)	4.5	120	30	-	กากมันสำปะหลัง	-	0.05 m ³ CH ₄ /kg TVS
ธีรภัทร และคณะ (2549)	5.5	100	120	-	กากมันสำปะหลัง	-	-

การศึกษาจากตารางที่ 4.17 พบว่าระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา 30 min ความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ 50 g ZVI/kg TVS ได้ CH_4 สูงสุด เท่ากับ $4.18 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเทียบกับเดิม ZVI ได้เพียง $1.18 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ ซึ่งมากกว่าถึง 3.54 เท่า และจากตารางที่ 4.17 การศึกษาของ Jan et al. (2015) เป็นการศึกษาการย่อยสลายของกากตะกอนเร่ง โดย pH ที่เหมาะสม คือ pH 9 พบว่าสามารถเพิ่มประสิทธิภาพกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (VFAs) มากที่สุด ได้ผล VFAs 1,800 mg/l เนื่องจากจุลินทรีย์นำไปผลิตเป็น CH_4 ซึ่งส่งผลให้ปริมาณ CH_4 เพิ่มขึ้น จากตารางที่ 4.17 การศึกษาของ กิตติกันท์ (2554) ได้ทำการเปรียบเทียบการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากกากมันสำปะหลังด้วยสารต่างสภาวะ pH 13 อุณหภูมิ 100°C ระยะเวลา 90 min. โดยทำการทดลองก๊าซชีวภาพสะสม 30 day มีค่าเท่ากับ $1.2 \text{ m}^3/\text{kg TVS}$ จากตารางที่ 4.17 เมื่อทำการเปรียบเทียบทำการทดลองมีค่า CH_4 ต่างกันถึง 3.48 เท่า จากการศึกษา Wang et al. (2009) ผลิต CH_4 จากขยะมูลฝอยชุมชน โดยใช้วิธีการย่อยสลายด้วยความร้อน โดยใช้ pH ที่ 7 พบว่าได้ปริมาณ CH_4 $0.28 \text{ m}^3/\text{kg TVS}$ จากตารางที่ 4.17 เมื่อทำการเปรียบเทียบทำการทดลองมีค่า CH_4 ต่างกันถึง 14.93 เท่า จากการศึกษาของ Tasic et al. (2009) ได้ศึกษาปฏิกิริยาการย่อยสลายแป้งจากหัวมันฝรั่งบดโดยใช้กรดไฮโดรคลอริก โดยมีความเข้มข้น 1 M และ 2 M พบว่าการใช้สารละลายกรดไฮโดรคลอริก ที่ความเข้มข้น 1 M และทำให้ได้เอทานอลมากที่สุด เท่ากับ 31 g/L ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพ จากการศึกษาของ พิทยา (2550) ทำการหาของกากมันสำปะหลังที่เหมาะสมสำหรับการเดินระบบโดยทำการแปรผันของกากมันสำปะหลัง คือ 2 3 5 และ 10% น้ำหนักต่อน้ำหนัก ค่าพีเอชค่าเดียวคือ pH 4.5 และให้ความร้อนกับส่วนผสมกากมันสำปะหลัง 2% ที่อุณหภูมิ 80 90 และ 120°C เป็นเวลา 30 min โดยอุณหภูมิที่ได้ค่า CH_4 สูงสุดคือ 120°C เป็นเวลา 30 min จากการศึกษาของ ชีรภัทร และคณะ (2549) ทำการศึกษาการย่อยกากมันสำปะหลังเพื่อผลิตเชื้อเพลิงเอทานอล โดยการผ่านขั้นตอนการ pretreatment ทำการไฮโดรไลซ์โดยใช้เอนไซม์ เพื่อเปลี่ยนแป้งให้เป็นน้ำตาล ผสมระหว่างเซลลูโลสและเพคตินเอส ที่อุณหภูมิ 28°C และค่า pH 4.50 เป็นเวลา 1 h ตามด้วยเอนไซม์แอลฟาอะไมเลส ย่อยที่อุณหภูมิ 100°C และค่า pH 5.5 เป็นเวลา 2 h และเอนไซม์ กลูโคอะไมเลส ที่อุณหภูมิ 60°C และค่า pH 4.50 เป็นเวลา 24 h เป็นสภาวะที่เหมาะสมที่สุด โดยจะได้จะได้ปริมาณเอทานอลสูงสุด 3.62 โดยน้ำหนักต่อปริมาตรในชั่วโมงที่ 24 คิดเป็นประสิทธิภาพการหมัก 91% ซึ่งเหมาะแก่การนำไปผลิต CH_4

4.4.1 ผลการวิเคราะห์ XRD และ SEM ระยะเวลาให้ความร้อน 25 - 40 min อุณหภูมิ 100 °C

4.4.1.1 ความเข้มข้น ZVI ที่ 50 g/kg TVS เวลาให้ความร้อน 0 min pH 4.82

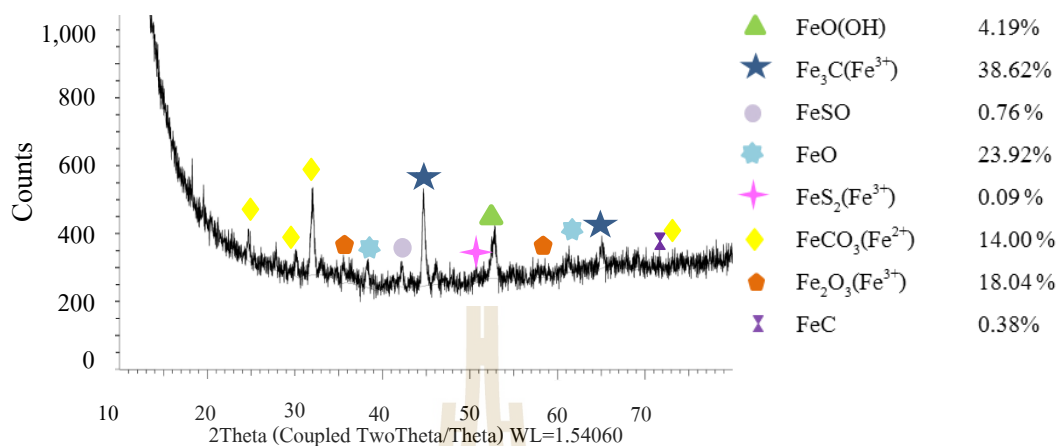


รูปที่ 4.16 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS ไม่ทำการย่อยสลายด้วยกรดและเบส pH 4.82 ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไป ด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

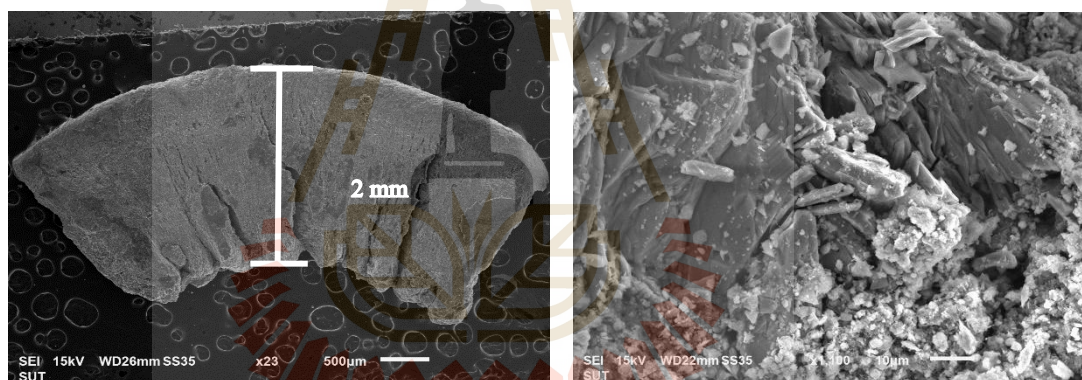
FeO(OH) (Fe ³⁺)	2.33%	FeS ₂ (Fe ³⁺)	0.00%	Fe ₃ C (Fe ³⁺)	58.83%
FeCO ₃ (Fe ²⁺)	17.24%	FeSO	0.00%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺)	1.08%
FeO (Fe ²⁺)	19.98%	FeC	0.55%		

XRD pattern ของเหล็กประจุศูนย์ที่ใช้ในการศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพ จากกากมันสำปะหลังความเข้มข้น 3%TS HRT 71 days ใช้เหล็กประจุศูนย์ความเข้มข้น 50 g/kg TVS ไม่ทำการย่อยสลาย pH 4.82 และระยะเวลาให้ความร้อน 0 min พบว่า จากรูปที่ 4.16 (ก) เหล็กประจุศูนย์ส่วนมากถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 62.24% และอยู่ในรูปเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 37.22% โดยการศึกษาของ Zise et al. (2007) พบว่า เหล็กประจุศูนย์ส่วนมากถูกใช้ไปในการผลิตก๊าซชีวภาพ จึงทำให้อยู่ในรูปของ Fe^{3+} เป็นส่วนมาก นอกจากเหล็กประจุศูนย์จะทำปฏิกิริยากับ CO_2 และ H_2 เพื่อเกิดเป็นก๊าซชีวภาพ และสามารถทำปฏิกิริยากับคาร์บอนเนต ดังสมการที่ (4.2) – (4.4) จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสม เท่ากับ $0.064 m^3 CH_4/kg TVS$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะไม่มีการย่อยสลายและไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 1.10 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 อุณหภูมิ $100^\circ C$ เป็นเวลา 30 min เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่า 65.31 เท่า จากรูปที่ 4.16 (ข) ZVI มีขนาด 2 mm และจากรูปที่ 4.16 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกรัดกร่อนเป็นชิ้นเล็กๆ ลักษณะเป็นเรียงทับซ้อนกันอยู่ มีลักษณะที่สั้นยาวแตกต่างกัน และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 26.48% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 83.94 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI (84.25 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 1.00 เท่า

4.4.1.2 ความเข้มข้น ZVI ที่ 50 g/kg TVS เวลาให้ความร้อน 0 min pH 10



(ก)



(ข)

(ค)

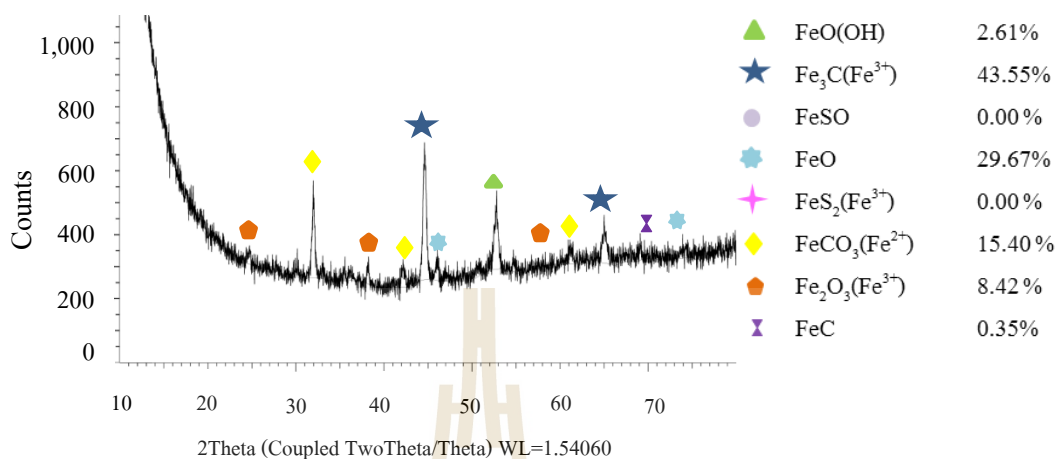
รูปที่ 4.17 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 0 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 4.19%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 0.09%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 38.62%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 14.00%	FeSO 0.76%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 18.04%
FeO (Fe ²⁺) 23.92%	FeC 0.38%	

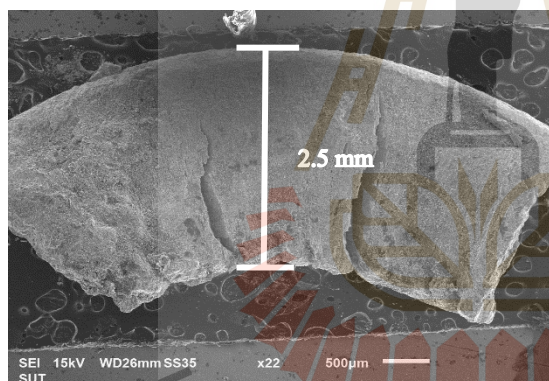
ระยะเวลาให้ความร้อน 0 min พบว่าจากรูปที่ 4.17 (ก) เหล็กถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 60.94% และอยู่ในรูปเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 37.92% เนื่องจากเหล็กประจุศูนย์ถูกใช้ไปในการผลิตก๊าซชีวภาพ จึงทำให้เหล็กอยู่ในรูปของ Fe^{3+} เป็นส่วนมาก โดยการศึกษาของ Zise et al. (2007) พบว่า Siderite ($FeCO_3$) 14.00% และ FeO 23.92% ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญในการเกิดสนิมเนื่องจากอ็อกซิเจนของเหล็กและมีความไวต่อการเกิดปฏิกิริยา จึงสามารถทำปฏิกิริยากับคาร์บอนไดออกไซด์ ดังสมการที่ (4.2) – (4.4) จากรูปที่ 4.17 (ข) ZVI มีขนาด 2 mm และจากรูปที่ 4.17 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อนทำให้แตกเป็นชิ้นๆ ลักษณะเป็นเรียงทับซ้อนกันอยู่ มีลักษณะที่สั้นยาวแตกต่างกัน ขึ้นกับระยะเวลาที่ใช้ในการกัดกร่อน และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 24.36% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 47.38 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI (84.25 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 1.78 เท่า



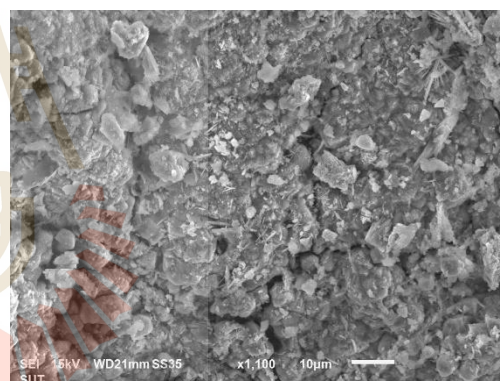
4.4.1.3 ความเข้มข้น ZVI ที่ 50 g/kg TVS เวลาให้ความร้อน 20 min pH 10



(ก)



(ข)



(ค)

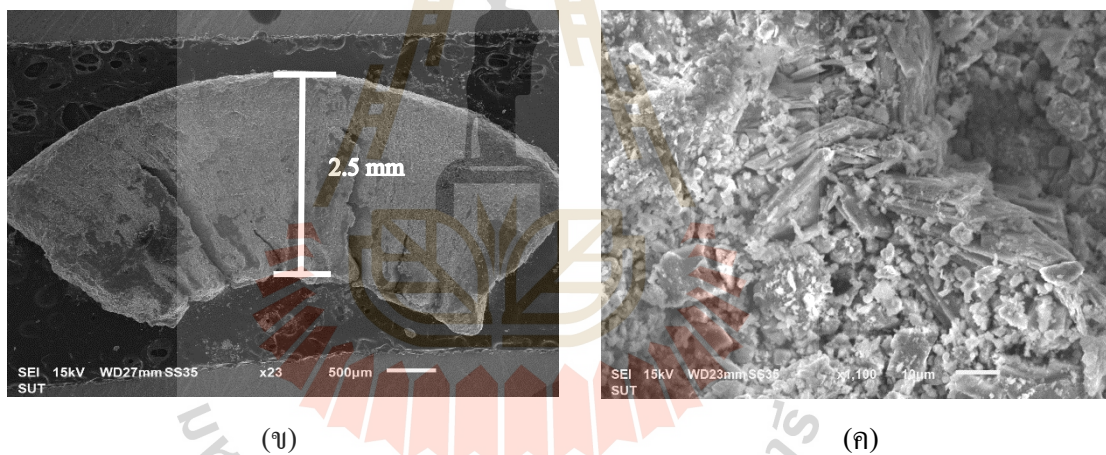
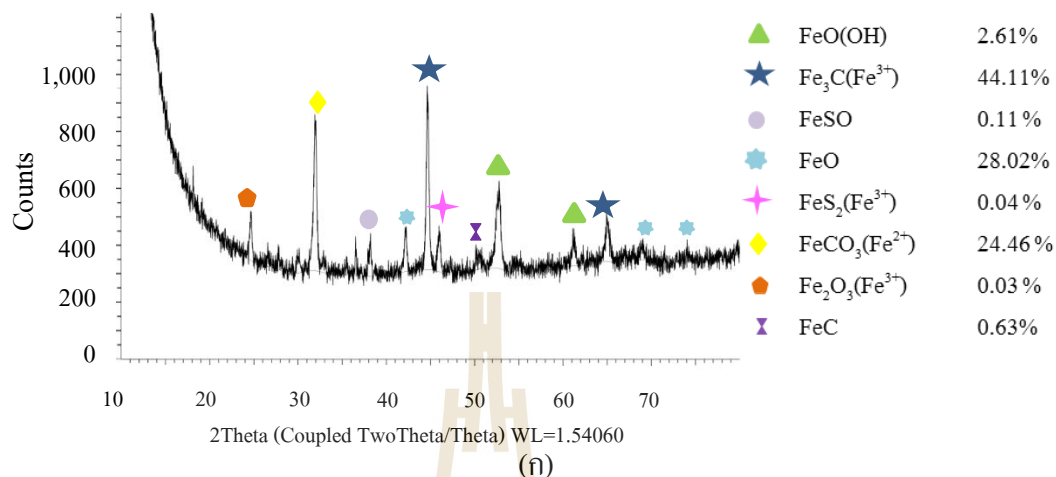
รูปที่ 4.18 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 20 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺)	2.61%	FeS ₂ (Fe ³⁺)	0.00%	Fe ₃ C (Fe ³⁺)	43.55%
FeCO ₃ (Fe ²⁺)	15.40%	FeSO	0.00%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺)	8.42%
FeO (Fe ²⁺)	29.67%	FeC	0.35%		

ระยะเวลาให้ความร้อน 20 min พบว่า รูปที่ 4.18 (ก) เหล็กประจุศูนย์ส่วนมากถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 46.16% และอยู่ในรูปเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 45.07% แสดงว่าเหล็กประจุศูนย์ถูกนำไปใช้ในการผลิตก๊าซชีวภาพไม่มากพอ เนื่องจากยังมีเหล็กออกไซด์ในรูปของ Fe^{2+} อยู่ในปริมาณที่สูง เช่นเดียวกับ Zise et al. (2007) ดังสมการที่ (4.2) – (4.4) จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสม เท่ากับ $1.12 m^3 CH_4/kg TVS$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะไม่ให้ความร้อนและไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 19.31 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 อุณหภูมิ $100 ^\circ C$ เป็นเวลา 30 min เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่า 27.07 เท่า รูปที่ 4.18 (ข) ZVI มีขนาด 2.5 mm และจากรูปที่ 4.18 (ค) จึงมีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อนทำให้แตกเป็นชิ้นๆ ลักษณะแตกหักเรียงทับซ้อนกันอยู่ มีลักษณะที่ใหญ่เล็กแตกต่างกันออกไป ขึ้นกับระยะเวลาที่ใช้ในการกัดกร่อน โดยที่การกัดกร่อนลักษณะนี้ เป็นการกัดกร่อนขั้นแรกของเหล็ก และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 19.30% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 37.93 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI (84.25 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 2.22 เท่า



4.4.1.4 ความเข้มข้น ZVI ที่ 50 g/kg TVS เวลาให้ความร้อน 25 min pH 10



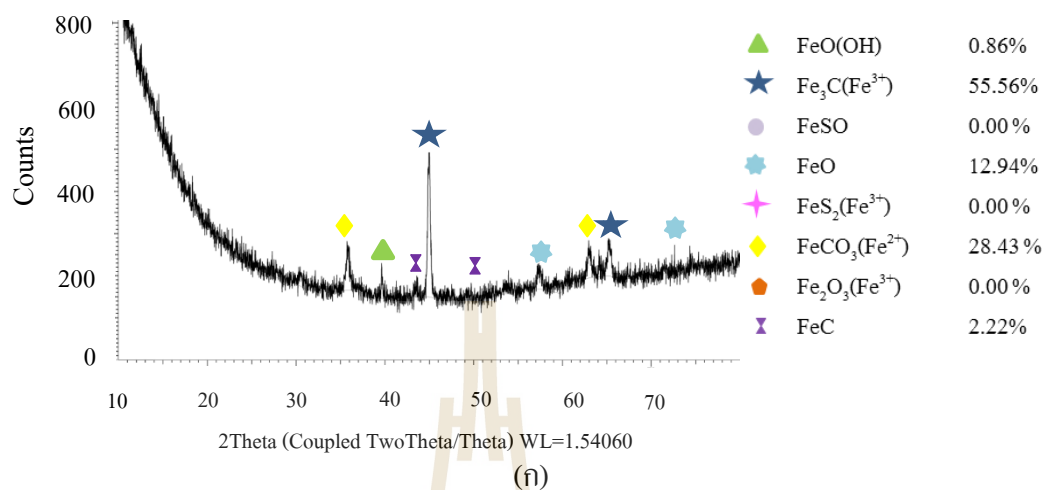
รูปที่ 4.19 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 25 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 2.61%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 0.04%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 44.11%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 24.46%	FeSO 0.11%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 0.03%
FeO (Fe ²⁺) 28.02%	FeC 0.63%	

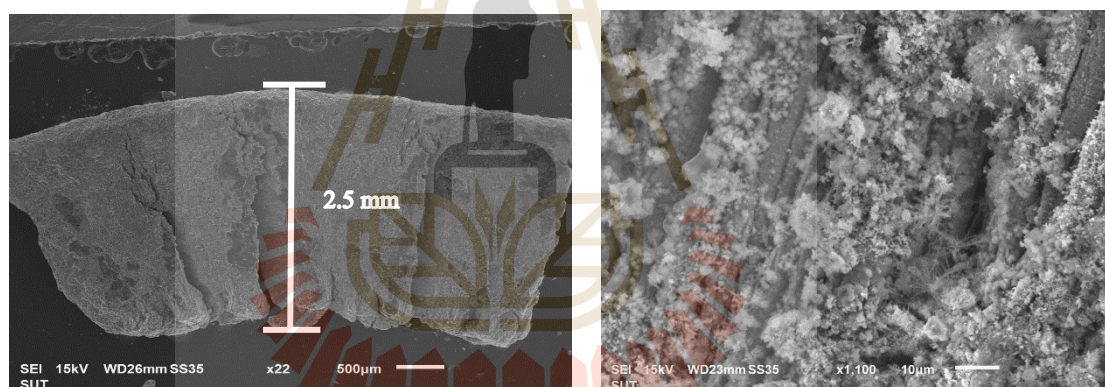
ระยะเวลาให้ความร้อน 25 min พบว่า จากรูปที่ 4.19 (ก) เหล็กประจุศูนย์ส่วนมากถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} อยู่ในรูปของเหล็กคาร์ไบด์ Fe^{3+} ประมาณ 44.18% และอยู่ในรูปเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 52.48% แสดงว่าเหล็กประจุศูนย์ถูกนำไปใช้ในการผลิตก๊าซชีวภาพไม่มากพอ เนื่องจากยังมีเหล็กออกไซด์ในรูปของ Fe^{2+} อยู่ในปริมาณที่สูง โดยการศึกษาของ Zise et al. (2007) พบว่า Siderite ($FeCO_3$) 24.46% และ FeO 28.02% ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญในการเกิดสนิมเนื่องจากอ็อกซิเจนของเหล็กมีความไวต่อการเกิดปฏิกิริยา จึงสามารถทำปฏิกิริยากับคาร์บอนेटได้ ดังสมการที่ (4.2) – (4.4) จากการทดลอง พบว่า CH_4 สละสม เท่ากับ $1.57 m^3 CH_4/kg TVS$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะไม่ให้ความร้อน ไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 27.07 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 อุณหภูมิ $100 ^\circ C$ เป็นเวลา 30 min เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่า 2.66 เท่า จากรูปที่ 4.19 (ข) ZVI มีขนาด 2.5 mm และจากรูปที่ 4.19 (ค) จึงมีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อนทำให้แตกเป็นชิ้นๆ ลักษณะคล้ายเกล็ดเรียงซ้อนกันอยู่อย่างเป็นระเบียบ โดยที่การกัดกร่อนลักษณะนี้เป็นการกัดกร่อนขั้นแรกของเหล็ก และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 37.99% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 139.23 ppm เมื่อเปรียบเทียบกับไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI (84.25 ppm) พบว่า H_2S เพิ่มขึ้น 1.65 เท่า



4.4.1.5 ความเข้มข้น ZVI ที่ 50 g/kg TVS เวลาให้ความร้อน 30 min pH 10



(ก)



(ข)

(ค)

รูปที่ 4.20 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

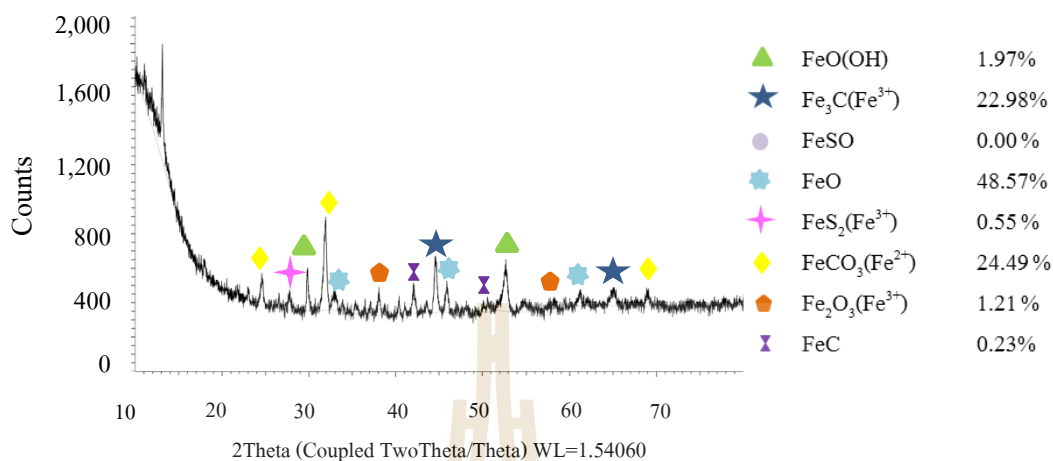
FeO(OH) (Fe ³⁺) 0.86%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 0.00%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 55.56%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 28.43%	FeSO 0.00%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 0.00%
FeO (Fe ²⁺) 12.94%	FeC 2.22%	

ระยะเวลาให้ความร้อน 30 min พบว่า จากรูปที่ 4.20 (ก) เหล็กประจุศูนย์ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 56.42% และอยู่ในรูปของเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 41.37% เช่นเดียวกับของ Zise et al. (2007) จากรูปที่ 4.20 (ข) ZVI และจากรูปที่ 4.20 (ค) มีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อนทำให้แตกเป็นชิ้นๆ ลักษณะเป็นเรียงทับซ้อนกันอยู่และยังมีเกล็ดกระจายอยู่ คล้ายกับดอกไม้ซึ่งกระจายอยู่บนชิ้นงาน มีลักษณะที่สั้นยาวแตกต่างกัน ขึ้นกับระยะเวลาที่ใช้ในการกัดกร่อน ดังสมการที่ (4.17) – (4.21) และ (4.27) จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสมสูงสุด เท่ากับ $4.18 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะไม่ให้ความร้อน ไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 72.07 เท่า และเมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 อุณหภูมิ 100°C เป็นเวลา 30 min ไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 3.54 เท่า และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 28.96% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 67.85 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI (84.25 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 1.24 เท่า

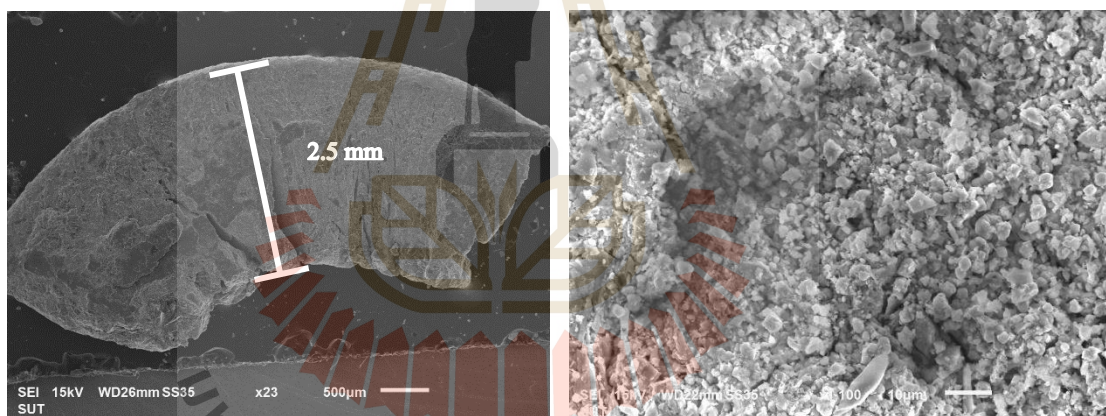


นอกเหนือจากการเกิดก๊าซชีวภาพในสภาวะไร้ออกซิเจนที่ไม่มีการเติม ZVI แล้ว อีออนของ ZVI ถูกใช้ไปในการผลิตก๊าซชีวภาพมากกว่าถูกใช้ไปในการกัดกร่อน และ ZVI ยังสามารถทำปฏิกิริยากับ VFA ในระบบทำให้ได้ปริมาณ CH_4 เพิ่มขึ้นในสภาวะเบส ดังสมการที่ (4.22) – (4.24)

4.4.1.5 ความเข้มข้น ZVI ที่ 50 g/kg TVS เวลาให้ความร้อน 35 min pH 10



(ก)



(ข)

(ค)

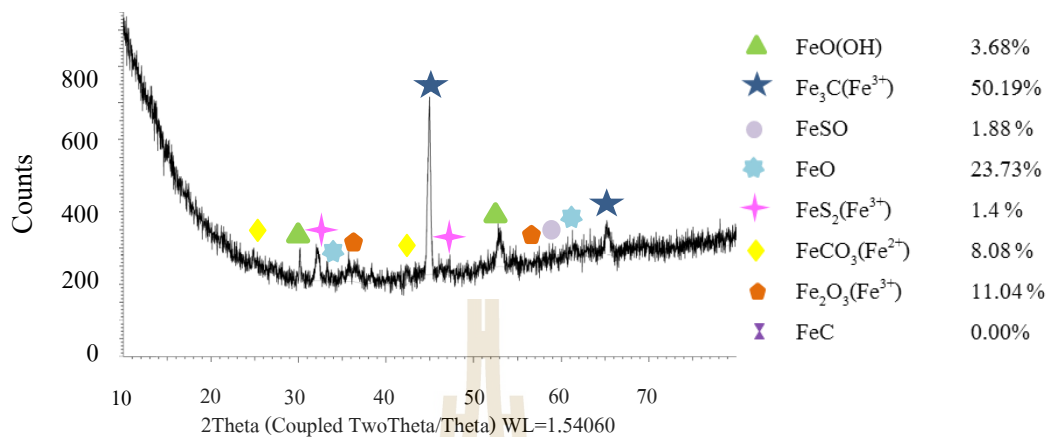
รูปที่ 4.21 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 35 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺) 1.97%	FeS ₂ (Fe ³⁺) 0.55%	Fe ₃ C (Fe ³⁺) 22.98%
FeCO ₃ (Fe ²⁺) 24.49%	FeSO 0.00%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺) 1.21%
FeO (Fe ²⁺) 48.57%	FeC 0.23%	

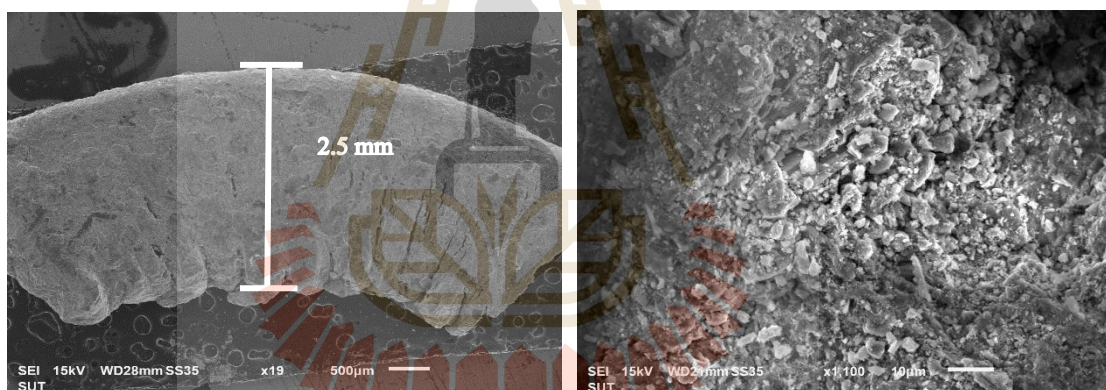
ระยะเวลาให้ความร้อน 35 min จากรูปที่ 4.21 (ก) พบว่าเหล็กประจุศูนย์ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 73.06% และอยู่ในรูปของเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 26.71% แสดงว่าเหล็กประจุศูนย์ถูกนำไปใช้ในการผลิตก๊าซชีวภาพไม่มากพอ เนื่องจากยังมีเหล็กออกไซด์ในรูปของ Fe^{2+} อยู่ในปริมาณที่สูง ซึ่งประกอบไปด้วย Siderite ($FeCO_3$) 24.49% และ FeO 48.57% ซึ่งเป็นปัจจัยสำคัญในการเกิดสนิมเนื่องจากอิออน ของเหล็กมีความไวต่อการเกิดปฏิกิริยา จึงสามารถทำปฏิกิริยากับคาร์บอนเต้ได้ดังสมการที่ (4.2) – (4.4) (Zise et al, 2007) จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสม เท่ากับ $1.51 m^3 CH_4/kg TVS$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะ ไม่มีการย่อยสลายและไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 26.03 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 อุณหภูมิ $100 ^\circ C$ เป็นเวลา 30 min เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่า 2.77 เท่า จากรูปที่ 4.21 (จ) ZVI มีขนาด 2.5 mm และจากรูปที่ 4.21 (ค) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กออกไซด์บนชิ้นงาน จึงมีลักษณะคล้ายแผ่น โลหะที่ถูกกัดกร่อนทำให้แตกเป็นชิ้นๆ ลักษณะเป็นเรียงทับซ้อนกันอยู่ และมีลักษณะที่ใหญ่เล็กแตกต่างกัน ขึ้นกับระยะเวลาที่ใช้ในการกัดกร่อน โดยที่การกัดกร่อนลักษณะนี้ เป็นการกัดกร่อนขั้นแรกของเหล็ก และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 22.48% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 25.82 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับ ไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI (84.25 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 3.26 เท่า



4.4.1.6 ความเข้มข้น ZVI ที่ 50 g/kg TVS เวลาให้ความร้อน 40 min pH 10



(ก)



(ข)

(ค)

รูปที่ 4.22 (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm (ค) ภาพพื้นผิวของเหล็กจาก SEM กำลังขยาย 10 μm ความเข้มข้น ZVI 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 40 min ผลจากการศึกษา XRD pattern ด้วยโปรแกรม TOPAS ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้

FeO(OH) (Fe ³⁺)	3.68%	FeS ₂ (Fe ³⁺)	1.40%	Fe ₃ C (Fe ³⁺)	50.19%
FeCO ₃ (Fe ²⁺)	8.08%	FeSO	1.88%	Fe ₂ O ₃ (Fe ³⁺)	11.04%
FeO (Fe ²⁺)	23.73%	FeC	0.00%		

ระยะเวลาให้ความร้อน 40 min จากรูปที่ 4.22 (ก) พบว่าเหล็กประจุศูนย์ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กคาร์ไบด์ ในรูปของ Fe^{3+} ประมาณ 66.31% และอยู่ในรูปของเหล็กออกไซด์ Fe^{2+} ประมาณ 31.81% แสดงว่าเนื่องจากเหล็กประจุศูนย์ส่วนมากถูกใช้ไปในการผลิตก๊าซชีวภาพ จึงทำให้อยู่ในรูปของ Fe^{3+} เป็นส่วนมาก นอกจากเหล็กประจุศูนย์จะทำปฏิกิริยากับ CO_2 และ H_2 เพื่อเกิดเป็นก๊าซชีวภาพ จากการทดลอง พบว่า CH_4 สะสม เท่ากับ $1.25 m^3 CH_4/kg TVS$ เมื่อทำการเปรียบเทียบกับสภาวะไม่มีการย่อยสลายและไม่เติม ZVI พบว่าเพิ่มขึ้น 21.55 เท่า แต่เมื่อทำการเปรียบเทียบกับ pH 10 อุณหภูมิ $100 ^\circ C$ เป็นเวลา 30 min เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS พบว่าน้อยกว่า 3.34 เท่า จากรูปที่ 4.22 (ข) ZVI มีขนาด 2.5 mm และจากรูปที่ 4.22 (ค) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กออกไซด์บนชิ้นงาน จึงมีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อนทำให้แตกเป็นชิ้นเล็กๆ ลักษณะถูกกัดกร่อนเพียงเล็กน้อย ทำให้ชิ้นเหล็กมีลักษณะคล้ายหุ้มนกเกิดขึ้นบนผิวชิ้นงาน การกัดกร่อนจะขึ้นกับระยะเวลาที่ใช้ในการกัดกร่อน โดยที่การกัดกร่อนลักษณะนี้ เป็นการกัดกร่อนขั้นแรกของเหล็ก และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 21.63% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 17.68 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI (84.25 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 4.77 เท่า



4.4.2 สถิติของ CH₄ สะสมของระยะเวลาให้ความร้อน

ทดสอบความสัมพันธ์ของข้อมูล ด้วยการวิเคราะห์ทางสถิติที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 หรือที่ระดับความเชื่อมั่น 95% เพื่อหาความสัมพันธ์ของ CH₄ ที่เกิดขึ้นและทำการเปรียบเทียบพหุคูณ (Multiple comparison) เพื่อทดสอบหาความแตกต่าง

4.4.2.1 การทดสอบ ANOVA CH₄ สะสมของระยะเวลาให้ความร้อน

4.4.2.1.1 ชุดการทดลอง CH₄ สะสมของระยะเวลาให้ความร้อน มี 10 สภาวะ ดังนี้ 1. Control without ZVI, 2. Control with adding ZVI, 3. 0 min without ZVI, 4. 0 min with adding ZVI, 5. 20 min with adding ZVI, 6. 25 min with adding ZVI, 7. 30 min without ZVI, 8. 30 min with adding ZVI, 9. 35 min with adding ZVI และ 10. 40 min with adding ZVI

สมมติฐาน : $H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_3$
 H_1 : มีความแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่

ANOVA					
	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	167.43	9	18.60	35.91	0.00
Within Groups	343.98	664	0.52		
Total	511.41	673			

จากการวิเคราะห์ข้อมูลชุดการทดลอง 0 - 40 min adding ZVI โดยใช้โปรแกรม SPSS เพื่อหาความสัมพันธ์ทางสถิติของข้อมูลแบบ ANOVA พบว่า ค่า F มีค่า 35.91 และ ค่า Sig. 0.00 ซึ่งน้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) แสดงว่าชุดการทดลองมีค่า CH₄ สะสมแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่ จึงต้องใช้ทฤษฎีของ Tukey' HSD test (Honestly Significant Difference) เพื่อวิเคราะห์ความแตกต่างของ CH₄ สะสมของแต่ละการทดลองต่อไป

4.2.2.2 การทดสอบ Tukey' HSD test (Honestly Significant Difference) CH_4 สะสมของระยะเวลาให้ความร้อน

การทดลอง		Sig.	การทดลอง		Sig.
20 min without ZVI	Control without ZVI	0.77	30 min with adding ZVI	Control without ZVI	0.00
	Control with adding ZVI	0.00		Control with adding ZVI	0.00
	0 min without ZVI	0.07		0 min without ZVI	0.00
	0 min with adding ZVI	0.00		0 min with adding ZVI	0.00
	25 min with adding ZVI	0.73		20 min with adding ZVI	0.00
	30 min without ZVI	1.00		25 min with adding ZVI	0.00
	30 min with adding ZVI	0.00		30 min without ZVI	0.00
	35 min with adding ZVI	0.86		35 min with adding ZVI	0.00
	40 min with adding ZVI	1.00		40 min with adding ZVI	0.00

จากผลการทดสอบ Post hoc test ของแต่ละกลุ่มตัวอย่างเปรียบเทียบกันด้วยวิธีของ Tukey's HSD test พบว่าอัตราการผลิต CH_4 ที่ 30 min เป็นเพียงสถานะเดียว ที่มีค่า Sig. = 0.00 หรือน้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) ซึ่งแตกต่างจากทุกสถานะ โดยที่ pH 10 คัมที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min เติมเหล็กประจุศูนย์ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS มีอัตราการผลิต CH_4 สูงสุด จากข้อมูลดังกล่าวจึงสรุปได้ว่าระยะเวลาให้ความร้อน 30 min เหมาะสมที่สุดสำหรับการผลิต CH_4 จากกากมันสำปะหลัง

4.5 การทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR)

ถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ (Completely stirred tank reactor, CSTR) เป็นระบบได้ออกซิเจน มีการกวนตะกอนเพื่อให้แบคทีเรียผสมกับน้ำเสียได้อย่างทั่วถึง เหมาะกับน้ำเสียที่มีสารแขวนลอยสูงและมีระยะเวลาการกักเก็บตะกอนเท่ากับระยะเวลาที่กักเก็บน้ำรองรับสารอินทรีย์ได้ต่ำ เมื่อเทียบกับระบบอื่นๆ ระบบ CSTR มีการหมุนวนของเหลวหรือก๊าซ เพื่อผสมน้ำออกจะสิ้นเปลืองพลังงานมากกว่าการกวนด้วยใบกวน แต่จะช่วยลดปัญหาเรื่องการบำรุงรักษา ใบกวนภายในถังปฏิกรณ์ได้ โดยหลักการแล้วการกวนผสมที่เกิดขึ้น ทำให้ภายในถังปฏิกรณ์มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์และเชื้อจุลินทรีย์เท่ากันทั่วทั้งถัง (Completely mixed) ทำให้มีการสัมผัสระหว่างจุลินทรีย์ และสารอินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ได้ดี ปฏิกริยาการย่อยสลายจึงเกิดได้ดี จากการศึกษาพบว่า Wang et al. (2014) ศึกษาศักยภาพการผลิตก๊าซชีวภาพจากการใช้วัตถุดิบหมักแบบร่วม ระหว่างเศษอาหารและมูลไก่ ภายในถังหมัก CSTR ขนาด 5 l และปริมาตรใช้ทดลอง 3.5 l ภายใต้สภาวะ Mesophilic (35 °C) ดำเนินระบบแบบกึ่งต่อเนื่อง โดยใช้เศษอาหารและมูลไก่เป็นวัตถุดิบ จากการทดลองพบว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น เมื่อเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบ โดยเมื่อป้อนของสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบ (OLR) สูงสุดที่ 2.50 kg VS/m³.d ให้ค่ามี CH₄ yield สูงสุด เท่ากับ 0.51 m³/kg VS และ อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ เท่ากับ 2.11 m³/m³.d

4.5.1 ผลการทดลองระบบ CSTR ของ HRT 20 days

ผลการทดลองระบบ CSTR ใช้ HRT 20 days F/M ratio 0.5 และมีค่า OLR 2.96 kg/m³ - day ทดลองแบบถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ มี 3 สภาวะ ได้แก่ (1) Control pH 7 without ZVI (2) Control pH 10 without ZVI อุณหภูมิ 100 °C ระยะในการให้ความร้อน 30 min และ (3) pH 10 with adding ZVI อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลา 30 min การทดลองอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจน และใช้กระบวนการย่อยสลายด้วยด่าง (Alkaline hydrolysis) pH 10 ร่วมกับความร้อน ที่ 100 °C เป็นเวลา 30 min และความเข้มข้น ZVI 50 g ZVI/kg TVS ดังตารางที่ 4.18 การทดลองเริ่มระบบมีค่า pH เท่ากับ 6.55 6.67 และ 6.81 ตามลำดับ COD เท่ากับ 9,600 21,866.67 และ 21,866.67 mg/l ตามลำดับ VFAs มีค่าเท่ากับ 2,041.56 2,587.01 และ 1,792.21 mg/l ตามลำดับ Alkalinity มีค่าเท่ากับ 1,694.00 1,611.11 และ 1,792.21 mg/l ตามลำดับ VFA : Alkalinity ควรอยู่ในช่วง 0.03 - 0.3 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554) จากการทดลอง เท่ากับ 1.21 1.61 และ 1.00 ตามลำดับ ซึ่งไม่เป็นไปตามค่าในการควบคุมแสดงว่า ถ้ามีการเพิ่มขึ้นของ VFA ทำให้ค่า PH ของระบบลดลงอย่างรวดเร็ว และสารอาหารที่เหมาะสมต่อการเกิดก๊าซชีวภาพควรมีค่า C:N:P เท่ากับ 100:1.1:0.2 จากการทดลองได้ เท่ากับ 100:0.88:0.50 100:0.34:0.19 และ 100:0.43:0.20 ตามลำดับ

ตารางที่ 4.18 ค่าพารามิเตอร์ถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ต่อการเกิด CH₄ เมื่อ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เวลาในการให้ความร้อน 30 min HRT 20 days

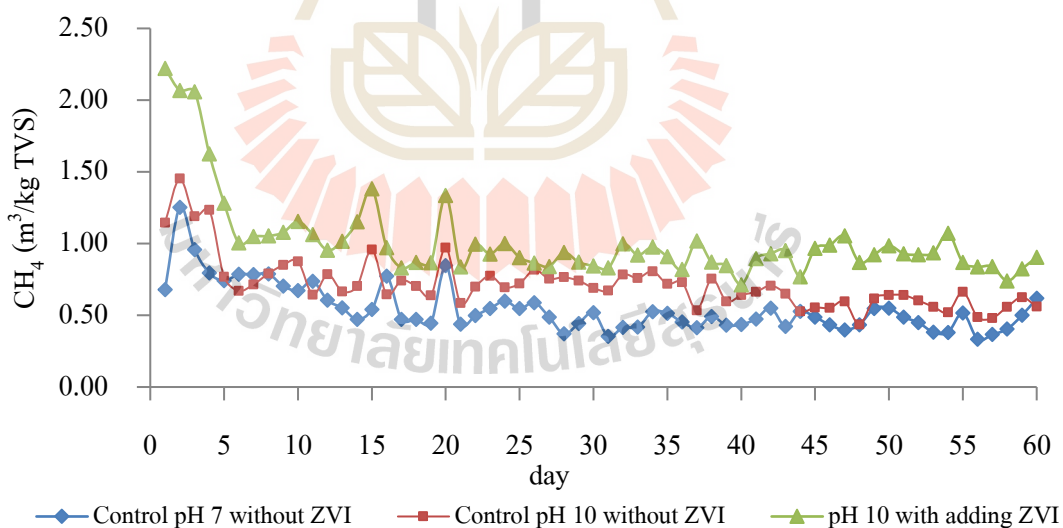
Parameters	Control pH 7 without ZVI		Control pH 10 without ZVI		pH 10 with adding ZVI	
	Start up	Finished	Start up	Finished	Start up	Finished
1. pH	6.55 ± 0.23	6.58 ± 0.20	6.67 ± 0.38	6.73 ± 0.14	6.81 ± 0.32	6.78 ± 0.19
2. COD (mg/l)	9,600 ± 388.27	3,200 ± 0.37	21,866.67 ± 430.00	5,333.00 ± 0.22	21,866.67 ± 287.20	4,800 ± 0.20
3. TKN (mg/l)	84.00 ± 11.43	331.75 ± 33.71	73.50 ± 13.40	535.50 ± 38.50	94.50 ± 13.40	626.50 ± 36.81
4. TP (mg/l)	48.43 ± 8.14	67.9 ± 6.21	40.57 ± 8.48	58.27 ± 12.69	43.35 ± 23.21	69.56 ± 20.87
5. VFAs (mg/l)	2,041.56 ± 293.63	264.94 ± 69.69	2,587.01 ± 118.87	202.59 ± 88.84	1,792.21 ± 246.41	93.51 ± 34.85
6. Alk. (mg/l)	1,694 ± 520.70	1,499.83 ± 163.30	1,611.11 ± 133.30	1,972.22 ± 323.20	1,796.19 ± 436.40	2,203.63 ± 337.80
7. CH ₄ (m ³ CH ₄ /kg TVS)	0.45		0.58		0.90	
8. VFAs:Alk	1.21		1.61		1.00	
9. C:N:P	100:0.88:0.50		100:0.34:0.19		100:0.43:0.20	
ประสิทธิภาพการกำจัด (%)						
10. COD (%)	66.67		75.61		78.05	
11. TKN (%)	0*		0*		0*	
12. TP (%)	0*		0*		0*	
13. VFAs (%)	87.02		92.17		94.78	

* 0 คือ ค่าพารามิเตอร์สิ้นสุดระบบมีค่ามากกว่าเริ่มระบบ

ตารางที่ 4.19 CH_4 ของถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ HRT 20 days

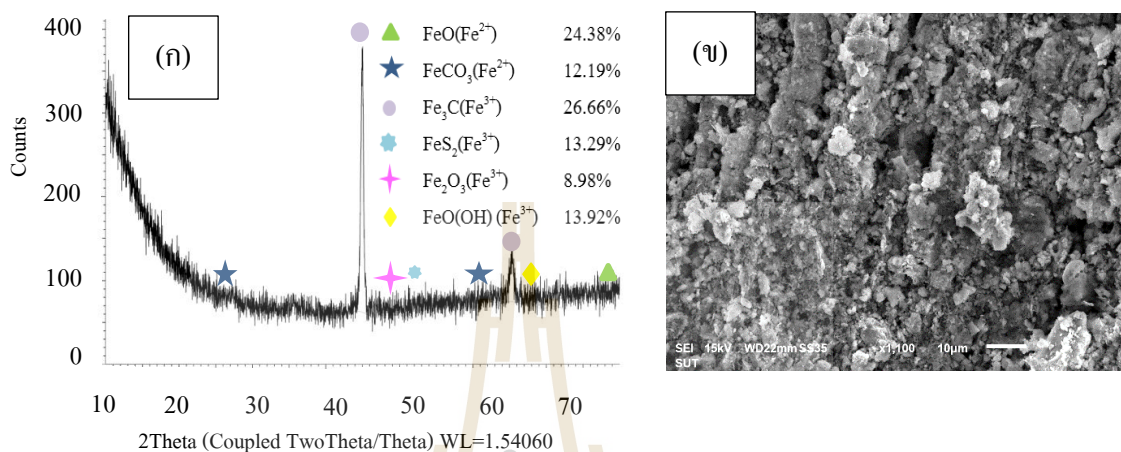
CH_4 ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg TVS}$)		
Control pH 7 without ZVI	Control pH 10 without ZVI	Control pH 10 with adding ZVI
0.45 ± 0.09	0.58 ± 0.06	0.90 ± 0.09

จากตารางที่ 4.19 ระยะเวลาการทดลองหา CH_4 พบว่า CH_4 Steady State คือวันที่ 50 - 60 ได้ค่า CH_4 เฉลี่ยต่อวัน ดังนี้ 0.45 0.58 และ 0.90 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg TVS}$ ตามลำดับ จากรูปที่ 4.23 pH 10 ที่อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ความเข้มข้น ZVI ที่ 50 g ZVI/kg TVS ได้ CH_4 มากที่สุด 0.90 $\text{m}^3/\text{day} \text{CH}_4$ อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ 2.96 $\text{kg.COD}/\text{m}^3 - \text{day}$ จากค่าสถิติพบว่าอัตราการผลิต CH_4 ถังเติม ZVI pH 10 อุณหภูมิ 100 °C ให้ความร้อน 30 min เป็นเพียงสถานะเดียว ที่มีค่า Significant = 0.00 แตกต่างจากทุกสถานะ ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 อาจเนื่องมาจากกลไกการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยทำการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ ให้กลายเป็นโมเลกุลเล็ก เช่น กรดอะซิติก (Acetic acid) โดยกรดที่เกิดขึ้นทั้งหมด มีสัดส่วนของกรดอะซิติกสูงสุด แล้วจากกรดอะซิติกจะเปลี่ยนไปเป็น CH_4 (Polprasert, 1996)

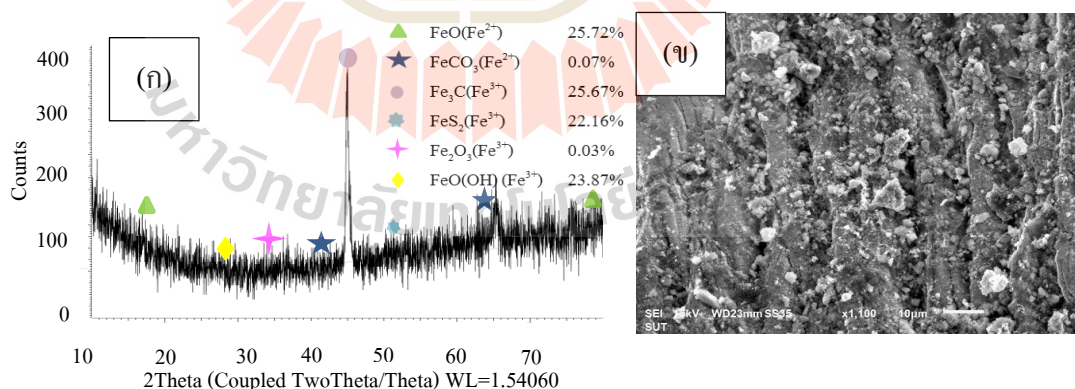


รูปที่ 4.23 CH_4 ต่อวันของระบบ CSTR HRT 20 days

4.5.2 ผลการวิเคราะห์ XRD และ SEM การทดลองแบบกวนผสม (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) ความเข้มข้น 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ที่กำลังขยาย 10 μm



รูปที่ 4.24 ZVI วันที่ 10 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM ประกอบไปด้วย เหล็ก ออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้ FeO(OH) (Fe^{3+}) 13.92%
 FeS₂ (Fe^{3+}) 13.29% Fe₃C (Fe^{3+}) 26.66% FeCO₃(Fe^{2+}) 12.19% FeSO 0.00%
 Fe₂O₃ (Fe^{3+}) 8.98% FeO (Fe^{2+}) 24.38% FeC 0.00%

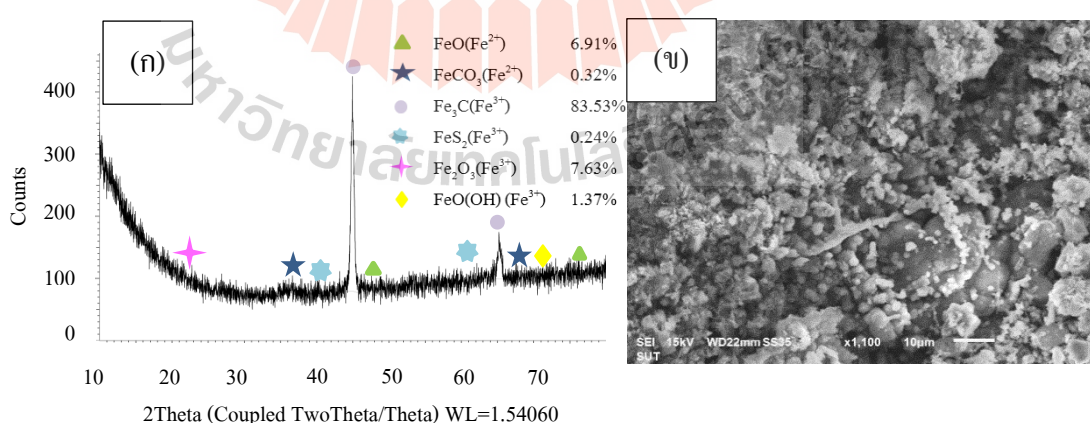


รูปที่ 4.25 ZVI วันที่ 20 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้ FeO(OH) (Fe^{3+}) 28.87%
 FeS₂ (Fe^{3+}) 22.16% Fe₃C (Fe^{3+}) 25.67% FeCO₃(Fe^{2+}) 0.07% FeSO 0.00%
 Fe₂O₃ (Fe^{3+}) 0.03% FeO (Fe^{2+}) 25.72% FeC 0.00%

ตารางที่ 4.20 ค่า Fe^{2+} และ Fe^{3+} ในแต่ละช่วงเวลา

วันที่	Fe^{2+}			Fe^{3+}					CH_4 ($m^3 CH_4/kg TVS$)
	FeO	$FeCO_3$	Fe^{2+}_{Total}	Fe_3C	FeS_2	Fe_2O_3	FeOOH	Fe^{3+}_{Total}	
10	24.38	12.19	36.57	26.66	13.29	8.98	13.92	62.85	1.15
20	25.72	0.07	25.79	25.67	22.16	0.03	23.87	71.73	1.34
30	6.91	0.32	7.23	83.53	0.24	7.63	1.37	92.77	0.84
40	16.63	1.54	18.17	62.99	6	6.8	6.04	81.83	0.71
50	5.78	1.24	7.02	72.85	0.13	8.24	5.42	86.64	0.99
60	13.05	2.85	15.9	76.31	0.1	6.96	0.73	84.1	0.90

จากการทดลอง ZVI 50 g ZVI/kg TVS จากรูปที่ 4.24 (ก) ตัวอย่างเหล็กวันที่ 10 พบว่ามี Fe^{3+} ประมาณ 62.85% และอยู่ในรูปของ Fe^{2+} ประมาณ 36.57% และจากรูปที่ 4.24 (ข) พบว่ามีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อน พบว่ามีลักษณะเป็นร่องกัดกร่อนและคล้ายรูปเปลือกไม้ จากรูปที่ 4.25 (ก) ตัวอย่างเหล็กวันที่ 20 พบว่ามี Fe^{3+} ประมาณ 71.73% และอยู่ในรูปของ Fe^{2+} ประมาณ 25.79% และจากรูปที่ 4.25 (ข) พบว่ามีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อน พบว่ามีลักษณะถูกกัดกร่อนบนผิวและคล้ายเกล็ดกระจายอยู่ พบว่าค่า CH_4 ไม่ Steady State พบว่าเหล็กช่วงวันที่ 1 - 20 ค่า CH_4 ที่เกิดขึ้นมีค่า SD อยู่ที่ 0.42 แสดงว่าค่า CH_4 ที่เกิดขึ้นมีความไม่น่าเชื่อถือหรือข้อมูลยังไม่เข้าสู่สภาวะ Steady State

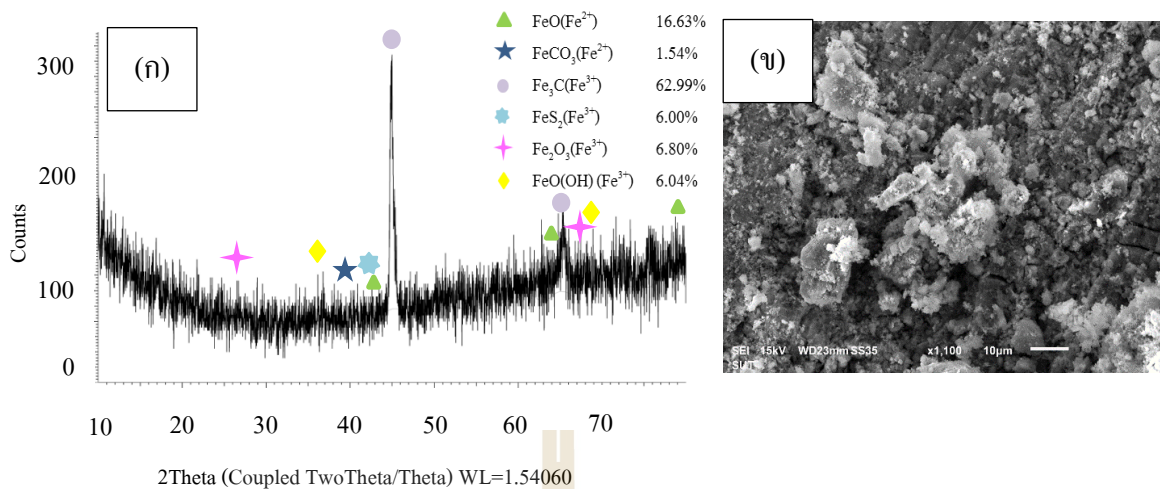


รูปที่ 4.26 ZVI วันที่ 30 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM

ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้ $FeO(OH)$ (Fe^{3+}) 1.37%

FeS_2 (Fe^{3+}) 0.24% Fe_3C (Fe^{3+}) 83.53% $FeCO_3$ (Fe^{2+}) 0.32% $FeSO$ 0.00%

Fe_2O_3 (Fe^{3+}) 7.63% FeO (Fe^{2+}) 6.91% FeC 0.00%

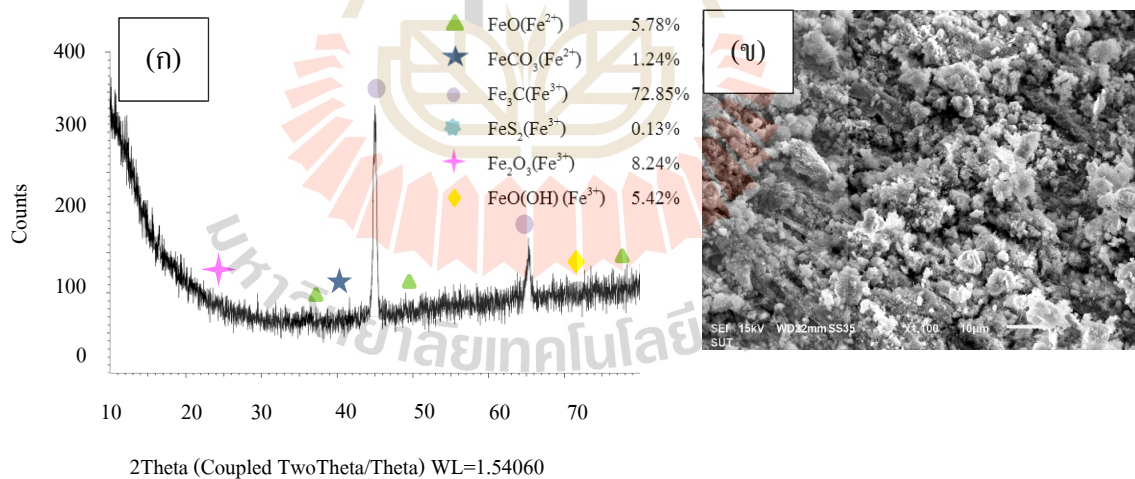


รูปที่ 4.27 ZVI วันที่ 40 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM

ประกอบไปด้วย เหล็กออกไซด์ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้ FeO(OH) (Fe³⁺) 6.04%

FeS₂ (Fe³⁺) 6.00% Fe₃C (Fe³⁺) 62.99% FeCO₃ (Fe²⁺) 1.54% FeSO 0.00%

Fe₂O₃ (Fe³⁺) 6.80% FeO (Fe²⁺) 16.63% FeC 0.00%

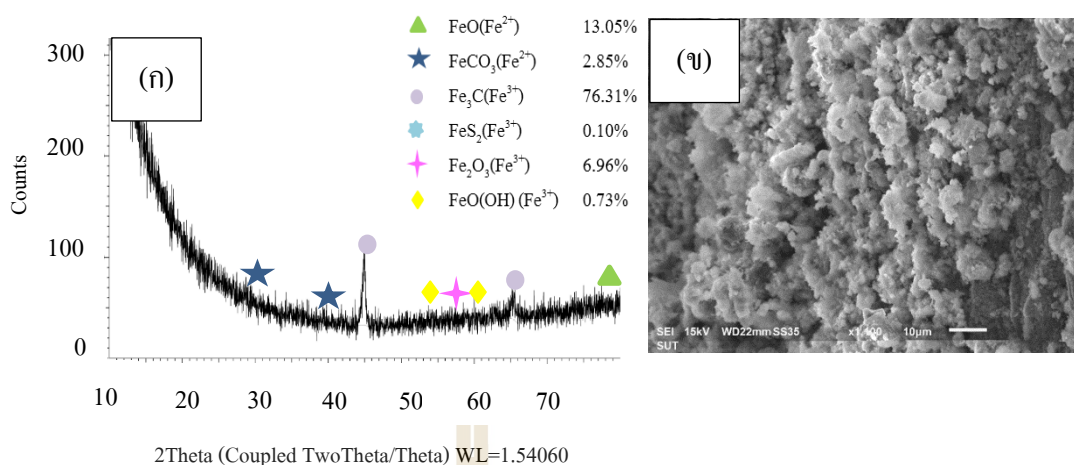


รูปที่ 4.28 ZVI วันที่ 50 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM

ประกอบไปด้วยเหล็กออกไซด์ ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้ FeO(OH) (Fe³⁺) 5.42%

FeS₂ (Fe³⁺) 0.13% Fe₃C (Fe³⁺) 72.85% FeCO₃ (Fe²⁺) 1.24% FeSO 0.00%

Fe₂O₃ (Fe³⁺) 8.24% FeO (Fe²⁺) 5.78% FeC 0.00%



รูปที่ 4.29 ZVI วันที่ 60 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM ประกอบไปด้วยเหล็กออกไซด์ ประเภทต่างๆ ดังต่อไปนี้ FeO(OH) (Fe³⁺) 0.73%
 FeS₂ (Fe³⁺) 0.10% Fe₃C (Fe³⁺) 76.31% FeCO₃ (Fe²⁺) 2.85% FeSO 0.00%
 Fe₂O₃ (Fe³⁺) 6.96% FeO (Fe²⁺) 13.05% FeC 0.00%

จากรูปที่ 4.26 (ก) ตัวอย่างเหล็กวันที่ 30 พบว่ามี Fe³⁺ ประมาณ 92.77% และอยู่ในรูปของ Fe²⁺ ประมาณ 7.23% และจากรูปที่ 4.26 (ข) พบว่ามีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อน พบว่ามีลักษณะถูกกัดกร่อนบนผิวและคล้ายเกล็ดกระจายอยู่ จากรูปที่ 4.27 (ก) ตัวอย่างเหล็กวันที่ 40 พบว่ามี Fe³⁺ ประมาณ 81.83% และอยู่ในรูปของ Fe²⁺ ประมาณ 18.17% และจากรูปที่ 4.27 (ข) พบว่ามีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อน พบว่ามีลักษณะถูกกัดกร่อนและคล้ายเกล็ดกระจายอยู่ จากรูปที่ 4.28 (ก) ตัวอย่างเหล็กวันที่ 50 พบว่ามี Fe³⁺ ประมาณ 92.77% และอยู่ในรูปของ Fe²⁺ ประมาณ 7.02% และจากรูปที่ 4.28 (ข) พบว่ามีลักษณะคล้ายแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อน พบว่ามีลักษณะถูกกัดกร่อนบนผิวและคล้ายเกล็ดกระจายอยู่ จากรูปที่ 4.29 (ก) ตัวอย่างเหล็กวันที่ 60 ZVI ส่วนมาก ถูกออกซิไดซ์เป็นเหล็กออกไซด์ดัง ในรูปของ Fe³⁺ ประมาณ 84.1% และอยู่ในรูปของ Fe²⁺ ประมาณ 15.90% จากตารางที่ 4.20 พบว่าในช่วงเริ่มต้น CH₄ ที่เกิดขึ้นต่อวัน นั้นมีค่าสูงแต่เมื่อเวลาผ่านไป ค่า CH₄ ลดลง เนื่อง Fe²⁺ ไม่เพียงพอต่อการผลิต CH₄ เนื่องจาก ZVI ในการทดลองระบบแบบกวน สมบูรณ์ทำการแช่ภายนอกถึงปฏิกรณ์ ใส่เพียงน้ำแช่ ZVI ที่มี ประจุ 2+ เท่านั้น เพราะจุลินทรีย์สามารถนำ Fe²⁺ ไปใช้ประโยชน์ได้โดยตรง แต่มีปริมาณน้อยและไม่เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ ดังนั้นเพื่อความอยู่รอดจุลินทรีย์จึงต้องพัฒนากลไกต่างๆ เพื่อที่จะสามารถจับ Fe³⁺ มาใช้ประโยชน์แทน Fe²⁺ ได้ ดังการศึกษาของ Crosa, 1989, Guerinet, 1994, Neiland, 1995 และพบว่านอกจาก ZVI จะทำปฏิกิริยากับ CO₂ และ H₂ เพื่อเกิดเป็น CH₄ ยังสามารถทำปฏิกิริยากับ VFA ใน

ระบบได้ ปริมาณ CH_4 ที่เกิดขึ้นในสภาวะเบสจึงเพิ่มขึ้น เช่นเดียวกับของ Zise et al. (2007) ดังสมการที่ (4.17) – (4.21) นอกจากนี้ไอออนของ ZVI ถูกนำไปใช้ในการผลิต CH_4 มากกว่าถูกใช้ไปในการกัดกร่อน ดังสมการที่ (4.10) – (4.11)

กากมันสำปะหลังที่ pH 10 with ZVI ออกไซด์ของเหล็กอยู่ในรูปของ Fe^{3+} เป็นส่วนมาก ZVI จะทำปฏิกิริยากับ CO_2 และ H_2 เพื่อเกิดเป็น CH_4 จากการทดสอบองค์ประกอบทางเคมีของ ZVI เมื่อ ZVI เกิดการกัดกร่อน ทำให้เกิดตัวอิเล็กตรอนกับไอออนเหล็กดังสมการที่ (4.1) จุลินทรีย์นำอิเล็กตรอนของเหล็กที่ถูกปลดปล่อยออกมาไปใช้ จุลินทรีย์จะนำไปผลิตเป็น CH_4 ต่อไป ดังสมการที่ (4.10) กับ (4.11) อีกทางหนึ่งจุลินทรีย์ช่วยเร่งปฏิกิริยาในการเปลี่ยน VFAs ไปเป็นอะซิเตตได้มากขึ้น พบว่ามี CH_4 เกิดขึ้นประมาณร้อยละ 72 จากการใช้อินนูลูอะซิเตตของจุลินทรีย์กลุ่มนี้ ดังสมการที่ 4.12 ZVI สามารถรีดิวซ์ไฮโดรเจนไอออน (H^+) ในน้ำให้กลายเป็นก๊าซไฮโดรเจน (H_2) ได้ อีกด้วย (Weber, 1996) ดังสมการที่ (4.13) จากนั้นแบคทีเรียสร้าง CH_4 ใช้ H_2 เป็นตัวให้อิเล็กตรอนเพื่อทำให้เกิด CH_4 พบว่ามี CH_4 ประมาณร้อยละ 28 โดยร้อยละ 13 เกิดจากกรดโพรไพโอนิกและร้อยละ 15 เกิดจาก VFAs เกิดขึ้นจากจุลินทรีย์กลุ่มนี้ ดังสมการที่ (4.14) และนอกจากนี้ ZVI ยังสามารถขจัดพิษและสารที่เป็นอันตรายต่อแบคทีเรียผลิต CH_4 ซึ่งทำให้เกิด CH_4 มากขึ้นดังสมการที่ (4.15) จากการศึกษาของ Yuanchun et al. (2018) เมื่อทำการจับ CO_2 จะทำให้จุลินทรีย์ผลิต CH_4 แทนที่การผลิต CO_2 ซึ่งส่งผลทำให้ CH_4 เพิ่มขึ้น ดังสมการที่ (4.16) และทำให้ Fe_3C เพิ่มขึ้นตามไปด้วย และจากการวัดค่า CO_2 พบว่าเฉลี่ยอยู่ที่ 34.21% และ H_2S มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 114.16 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI (123.07 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 1.08 เท่า

4.5.3 สถิติของ CH₄ ของระบบ CSTR HRT 20 days

ทดสอบความสัมพันธ์ของข้อมูล ด้วยการวิเคราะห์ทางสถิติที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 หรือที่ระดับความเชื่อมั่น 95% เพื่อหาความสัมพันธ์ของ CH₄ ที่เกิดขึ้นและทำการเปรียบเทียบพหุคูณ (Multiple comparison) เพื่อทดสอบหาความแตกต่าง

- การทดสอบ ANOVA ของ CH₄ สะสมในรูป CH₄ ของระยะเวลาให้ความร้อน

ชุดการทดลองของ CH₄ ของระบบ CSTR มี 3 สภาวะ ดังนี้

1. Control pH 7 without ZVI
2. Control pH 10 without ZVI
3. pH 10 with adding ZVI

สมมติฐาน : $H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_4$
 H_1 : มีความแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่

ANOVA					
	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	315.83	2	157.92	21.02	0.00
Within Groups	1352.57	180	7.51		
Total	1668.40	182			

จากการวิเคราะห์ข้อมูลชุดการทดลอง โดยใช้โปรแกรม SPSS (ทีพียูสุดา จันท์แจ่มกล้า, 2558) เพื่อหาความสัมพันธ์ทางสถิติของข้อมูลแบบ ANOVA พบว่า ค่า F มีค่า 21.02 และ ค่า Sig. 0.00 ซึ่งน้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) แสดงค่า CH₄ ที่เกิดขึ้นในระยะเวลาการทดลอง 60 days พบว่ามีความแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่ จึงต้องใช้ทฤษฎีของ Tukey' HSD test (Honestly Significant Difference) เพื่อวิเคราะห์ความแตกต่างของ CH₄ สะสมของแต่ละการทดลองต่อไป

- การทดสอบ Tukey CH_4 ของระยะเวลาให้ความร้อน

การทดลอง		Sig.
Control pH 7 without ZVI	Control pH 10 without ZVI	0.00
	pH 10 with adding ZVI	0.00

จากผลการทดสอบ Post hoc test ของแต่ละกลุ่มตัวอย่างเปรียบเทียบกับวิธีของ Tukey's HSD test พบว่าอัตราการผลิต CH_4 ที่ถังปฏิกรณ์ เต็ม ZVI ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS ปรับ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min เป็นเพียงสภาวะเดียว ที่มีค่า Sig. = 0.00 หรือ น้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) ซึ่งแตกต่างจากทุกสภาวะ โดยที่ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min เต็ม ZVI ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS มีอัตราการผลิต CH_4 สูงสุด จากข้อมูลดังกล่าวจึงสรุปได้ว่าค่าความเข้มข้นของ ZVI ที่ 50 g ZVI/kg TVS เหมาะสมที่สุดสำหรับการผลิต CH_4 จากกากมันสำปะหลัง

4.5.4 ผลการทดลองระบบ CSTR ของ HRT 60 days

ผลการทดลองระบบ CSTR ใช้ HRT 60 days F/M ratio 0.5 และมีค่า OLR 1.64 $\text{kg/m}^3\text{-day}$ ทดลองแบบถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ มี 3 สภาวะ ได้แก่ (1) Control pH 7 without ZVI (2) Control pH 10 without ZVI อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลาในการให้ความร้อน 30 min และ (3) pH 10 with adding ZVI อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลา 30 min การทดลองอยู่ในสภาวะไร้ออกซิเจน และใช้กระบวนการย่อยสลายด้วยด่าง (Alkaline hydrolysis) pH 10 ร่วมกับความร้อน ที่ 100 °C เป็นเวลา 30 min และความเข้มข้น ZVI 50 g ZVI/kg TVS ดังตารางที่ 4.21 การทดลองเริ่มระบบมีค่า pH เท่ากับ 7.20 7.12 และ 7.11 ตามลำดับ COD เท่ากับ 12,300 15,462 และ 16,450 mg/l ตามลำดับ VFAs มีค่าเท่ากับ 1,245 2,124 และ 2,069 mg/l ตามลำดับ Alkalinity มีค่าเท่ากับ 1,224.12 1,325.23 และ 1,526.42 mg/l ตามลำดับ VFA : Alkalinity ควรอยู่ในช่วง 0.03 - 0.3 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม , 2554) จากการทดลอง เท่ากับ 1.02 1.60 และ 1.36 ตามลำดับ ซึ่งไม่เป็นไปตามค่าในการควบคุม แสดงว่า ถ้ามีการเพิ่มขึ้นของ VFA ทำให้ค่า PH ของระบบลดลงอย่างรวดเร็ว และสารอาหารที่เหมาะสมต่อการเกิดก๊าซชีวภาพควรมีค่า C:N:P เท่ากับ 100:1.1:0.2 จากการทดลองได้เท่ากับ 100:1.01:0.38 100:0.60:0.30 และ 100:0.53:0.26 ตามลำดับ

ตารางที่ 4.21 ค่าพารามิเตอร์ถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ต่อการเกิด CH₄ เมื่อ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เวลาในการให้ความร้อน 30 min HRT 60 days

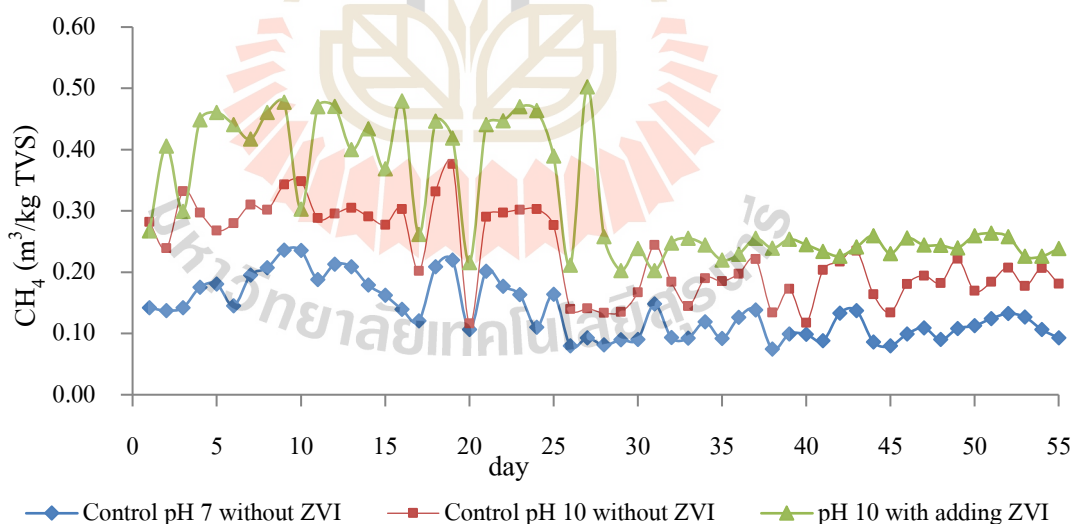
Parameters	Control pH 7 without ZVI		Control pH 10 without ZVI		pH 10 with adding ZVI	
	Start up	Finished	Start up	Finished	Start up	Finished
1. pH	7.20 ± 0.07	7.31 ± 0.12	7.12 ± 0.06	7.22 ± 0.09	7.11 ± 0.04	7.21 ± 0.08
2. COD (mg/l)	12,300 ± 1,124	2,200 ± 620	15,462 ± 1,421	1,620 ± 752	16,450 ± 1,320	1,600 ± 610
3. TKN (mg/l)	124 ± 32.41	186.30 ± 12.42	92.53 ± 7.21	142.52 ± 6.15	87.20 ± 4.64	120.41 ± 8.52
4. TP (mg/l)	47.25 ± 7.21	82.14 ± 6.24	46.31 ± 7.23	72.31 ± 3.21	42.15 ± 8.87	56.23 ± 5.64
5. VFAs (mg/l)	1,245 ± 126.28	230.25 ± 87.25	2,124 ± 135.21	197.53 ± 62.31	2,069 ± 110.3	225.65 ± 42.36
6. Alk (mg/l)	1,224.12 ± 42.36	1,532.41 ± 25.60	1,325.23 ± 35.14	1,427.18 ± 31.26	1,526.42 ± 68.12	1,352.41 ± 54.28
7. CH ₄ (m ³ CH ₄ /kg TVS)	0.11		0.19		0.24	
8. VFAs:Alk	1.02		1.60		1.36	
9. C:N:P	100:1.01:0.38		100:0.60:0.30		100:0.53:0.26	
ประสิทธิภาพการกำจัด (%)						
10. COD (%)	82.11		89.52		90.27	
11. TKN (%)	0*		0*		0*	
12. TP (%)	0*		0*		0*	
13. VFAs (%)	81.51		90.70		89.10	

* 0 คือ ค่าพารามิเตอร์สิ้นสุดระบบมีค่ามากกว่าเริ่มระบบ

ตารางที่ 4.22 CH_4 ของถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ HRT 60 days

CH_4 ($\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg TVS}$)		
Control pH 7 without ZVI	Control pH 10 without ZVI	pH 10 with adding ZVI
0.11 ± 0.02	0.19 ± 0.03	0.24 ± 0.01

จากตารางที่ 4.22 ระยะเวลาการทดลองหา CH_4 พบว่า CH_4 Steady state คือวันที่ 30 - 55 ได้ค่า CH_4 เฉลี่ยต่อวัน ดังนี้ 0.11 0.19 และ 0.24 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg TVS}$ ตามลำดับ จากรูปที่ 4.30 ความเข้มข้น pH ที่ 10 อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ความเข้มข้นเหล็กที่ 50 g ZVI/kg TVS ได้ CH_4 มากที่สุด 0.24 $\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg TVS}$ อัตราการระบบรุกรานอินทรีย์ 2.96 $\text{kg.COD}/\text{m}^3 \cdot \text{day}$ มี CH_4 มากที่สุด จากค่าสถิติพบว่าอัตราการผลิต CH_4 ถึงเติม ZVI pH 10 อุณหภูมิ 100 °C ให้ความร้อน 30 min เป็นเพียงสถานะเดียว ที่มีค่า Significant = 0.00 แตกต่างจากทุกสถานะ ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 อาจเนื่องมาจาก กลไกการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยทำการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ ให้กลายเป็นโมเลกุลเล็ก เช่น กรดอะซิติก (Acetic acid) โดยกรดที่เกิดขึ้นทั้งหมด มีสัดส่วนของกรดอะซิติกสูงสุด แล้วจากกรดอะซิติกจะเปลี่ยนไปเป็น CH_4 (Polprasert, 1996)

รูปที่ 4.30 CH_4 ต่อวันของระบบ CSTR HRT 60 days

ตารางที่ 4.23 เปรียบเทียบงานวิจัยของการทดลองแบบกวนสมบูรณ์ HRT 20 และ 60 days

อ้างอิง	ถังขนาด (l)	pH	การย่อยสลายด้วย ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา (min)	วัตถุดิบ	ขนาด เหล็ก (m)	ความเร็ว รอบใบ กวน (rpm)	HRT (day)	ก๊าซชีวภาพ (m ³ /kg TVS)	CH ₄
การศึกษานี้	12	7	-	กากมันสำปะหลัง	-	กวนผสม	20	1.00	0.45 m ³ CH ₄ /kg TVS
		10	30		2-3 x10 ⁻³			1.18	0.58 m ³ CH ₄ /kg TVS
		10	30		2-3 x10 ⁻³			1.62	0.90 m ³ CH ₄ /kg TVS
		7	-		-		60	0.22	0.11 m ³ CH ₄ /kg TVS
		10	30		2-3 x10 ⁻³			0.32	0.19 m ³ CH ₄ /kg TVS
		10	30		2-3 x10 ⁻³			0.46	0.24 m ³ CH ₄ /kg TVS
Valentine et al. (2558)	2.6	8.2	-	เศษอาหาร	-	100	30	-	1.84x10 ⁻⁴ m ³ CH ₄ /kg VS
Nipon et al. (2557)	5	-	-	เศษอาหาร	-	กวนผสม	1	-	0.36 m ³ CH ₄ /kg TVS
Pakarinen et al. (2554)	2	7.8	-	หญ้าหมัก	-	300	30	-	0.22 m ³ CH ₄ /kg VS
Sompong et al. (2554)	1	-	-	กากมันสำปะหลัง	-	100	5	-	-
ธนวัฒน์ ด้านวานิชกุล (2554)	5	8.12	-	เศษอาหาร	-	171	21	-	0.29 m ³ CH ₄ /kg TVS
Gang et al. (2553)	1.5	6.5	-	กากมันสำปะหลัง	-	150	5	-	0.25 m ³ CH ₄ /kg VS

จากตารางที่ 4.23 พบว่า pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ความเข้มข้นของเหล็กประจุนทรีย์ 50 g ZVI/kg TVS ที่ HRT 20 days ได้ CH_4 สูงสุด เท่ากับ $0.90 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ และที่ HRT 60 days ได้ CH_4 สูงสุด เท่ากับ $0.24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเทียบกับ pH 7 ไม่มีการย่อยสลายและไม่เติม ZVI ที่ HRT 20 days ได้เพียง $0.45 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ ซึ่งมากกว่าที่ได้ CH_4 สูงสุดของ HRT 20 days ถึง 2 เท่า และที่ HRT 60 days ได้เพียง $0.24 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{kg TVS}$ ซึ่งมากกว่าที่ได้ CH_4 สูงสุดของ HRT 60 days ถึง 2.18 เท่า และ จากตารางที่ 4.22 การศึกษาของ Valentine et al. (2015) ได้ทำการทดลองก๊าซชีวภาพจากเศษอาหาร โดยใช้ถัง CSTR ขนาด 3 l ใช้ HRT 30 day มีค่าก๊าซชีวภาพเท่ากับ $1.84 \times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบทำการทดลองมีค่า CH_4 สูงสุดต่างกันถึง 4,891.30 เท่า จากการศึกษา Nipon et al. (2014) ผลิต CH_4 จากเศษอาหาร พบว่าได้ปริมาณ CH_4 $0.36 \text{ m}^3/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบทำการทดลองมีค่า CH_4 สูงสุดต่างกันถึง 2.5 เท่า จากการศึกษา Pakarinen et al. (2011) ได้ใช้หญ้าเข้ามาหมัก เพื่อผลิตก๊าซชีวภาพ พบว่าได้ปริมาณ CH_4 $0.22 \text{ m}^3/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบทำการทดลองมีค่า CH_4 ต่างกันถึง 4.09 เท่า จากการศึกษาของ ธนวัฒน์ (2011) ได้นำเศษอาหารมาใช้ผลิตก๊าซชีวภาพเช่นกัน พบว่าได้ปริมาณ CH_4 $0.29 \text{ m}^3/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบทำการทดลองมีค่า CH_4 สูงสุดต่างกันถึง 3.1 เท่า และ จากการศึกษาของ Gang et al. (2010) ที่ได้ใช้กากมันสำปะหลังเช่นเดียวกับการทดลองพบว่า ได้ปริมาณ CH_4 $0.25 \text{ m}^3/\text{kg TVS}$ เมื่อทำการเปรียบเทียบทำการทดลองมีค่า CH_4 ต่างกันถึง 3.6 เท่า



4.5.5 สถิติของ CH₄ ของระบบ CSTR HRT 60 days

ทดสอบความสัมพันธ์ของข้อมูล ด้วยการวิเคราะห์ทางสถิติที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 หรือที่ระดับความเชื่อมั่น 95% เพื่อหาความสัมพันธ์ของ CH₄ ที่เกิดขึ้นและทำการเปรียบเทียบพหุคูณ (Multiple comparison) เพื่อทดสอบหาความแตกต่าง

- การทดสอบ ANOVA ของ CH₄ สะสมในรูป CH₄ ของระยะเวลาให้ความร้อน ชุดการทดลองของ CH₄ ของระบบ CSTR มี 3 สภาวะ ดังนี้

1. ถังควบคุม pH 7
2. ถังไม่เติม ZVI pH 10 อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลาให้ความร้อน 30 min
3. ถังเติม ZVI ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS ปรับ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลาให้ความร้อน 30 min

°C ระยะเวลาให้ความร้อน 30 min

สมมติฐาน : $H_0 : \mu_1 = \mu_2 = \dots = \mu_4$
 $H_1 : \text{มีความแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่}$

ANOVA					
	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	35.52	2	17.76	88.65	0.00
Within Groups	32.45	162	0.20		
Total	67.98	164			

จากการวิเคราะห์ข้อมูลชุดการทดลอง โดยใช้โปรแกรม SPSS (ทีพียูสุดา จันท์แจ่มหล้า, 2558) เพื่อหาความสัมพันธ์ทางสถิติของข้อมูลแบบ ANOVA พบว่า ค่า F มีค่า 88.65 และ ค่า Sig. 0.00 ซึ่งน้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) แสดงค่า CH₄ ที่เกิดขึ้นในระยะเวลาการทดลอง 20 days พบว่ามีความแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่ จึงต้องใช้ทฤษฎีของ Tukey' HSD test (Honestly Significant Difference) เพื่อวิเคราะห์ความแตกต่างของ CH₄ สะสมของแต่ละการทดลองต่อไป

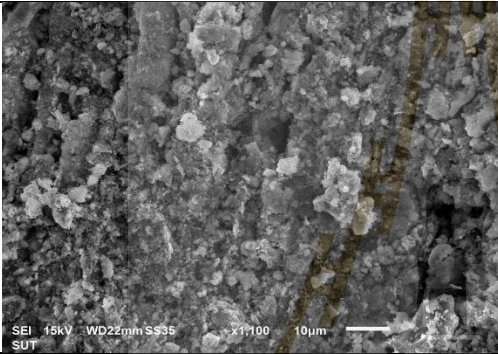
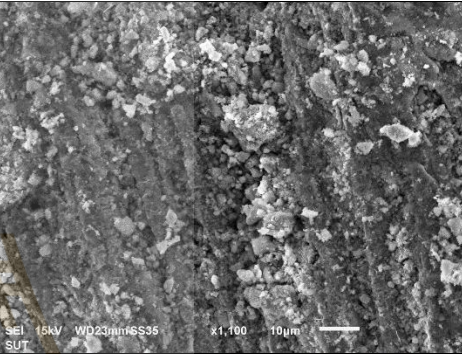
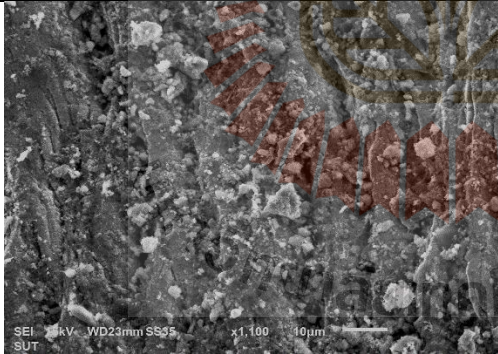
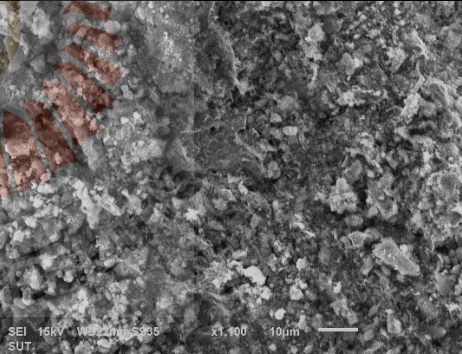
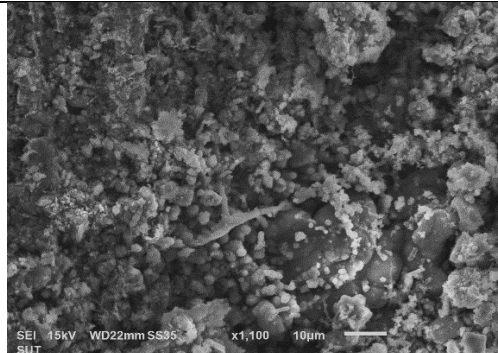
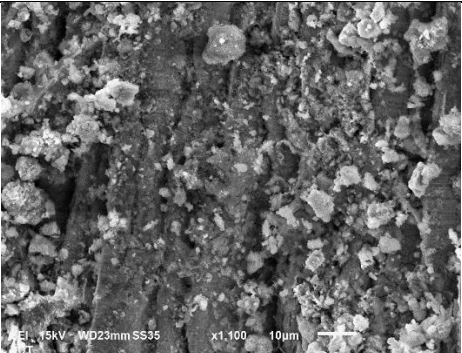
- การทดสอบ Tukey CH₄ ของระยะเวลาให้ความร้อน

การทดลอง		Sig.
ถึงเต็ม ZVI pH 10	ถึงควบคุม pH 7	0.00
	ถึงไม่เต็ม ZVI pH 10	0.00

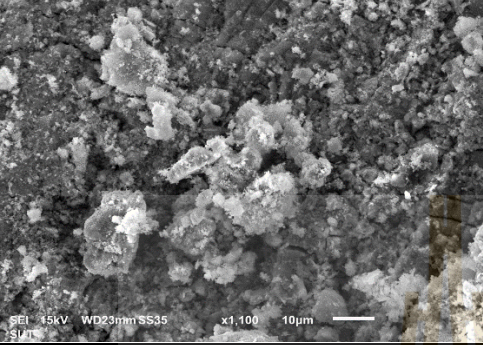
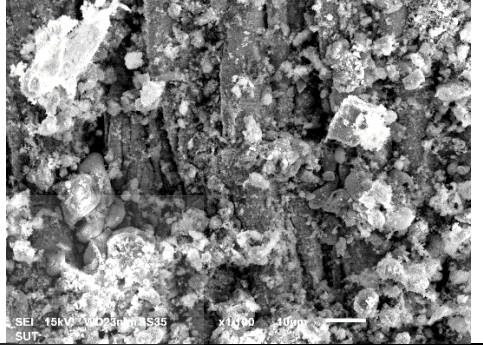
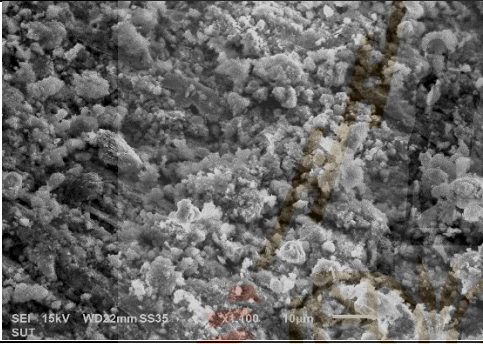
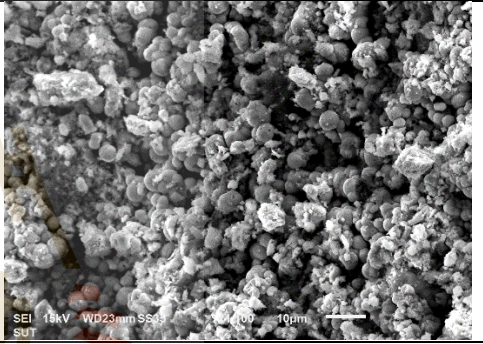
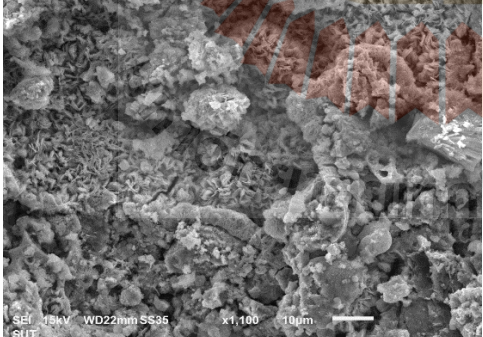
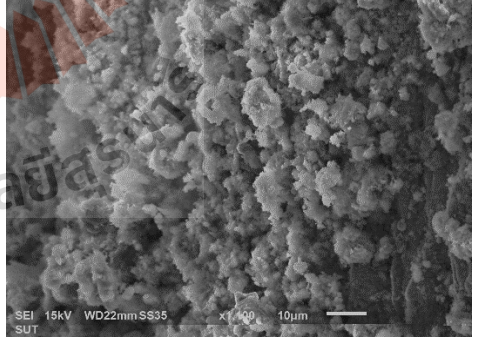
จากผลการทดสอบ Post hoc test ของแต่ละกลุ่มตัวอย่างเปรียบเทียบกับกันด้วยวิธีของ Tukey's HSD test พบว่าอัตราการผลิต CH₄ ที่ถึงปฏิกรณ์ เต็ม ZVI ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS ปรับ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min เป็นเพียงสถานะเดียว ที่มีค่า Sig. = 0.00 หรือ น้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) ซึ่งแตกต่างจากทุกสถานะ โดยที่ pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min เต็ม ZVI ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS มีอัตราการผลิต CH₄ สูงสุด จากข้อมูลดังกล่าวจึงสรุปได้ว่าค่าความเข้มข้นของเหล็กประจุศูนย์ที่ 50 g ZVI/kg TVS เหมาะสมที่สุดสำหรับการผลิต CH₄ จากกากมันสำปะหลัง

4.5.6 ผลการวิเคราะห์ SEM การทดลองแบบกวนผสมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) ความเข้มข้น 50 g/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C และระยะเวลาให้ความร้อน 30 min ระหว่าง HRT 20 days และ 60 days

ตารางที่ 4.24 การเปรียบเทียบลักษณะพื้นผิวของเหล็กระหว่าง HRT 20 days และ 60 days ที่กำลังขยาย 10 μm

HRT 20 days	HRT 60 days
เหล็กประจุนย้วันที่ 10	
	
เหล็กประจุนย้วันที่ 20	
	
เหล็กประจุนย้วันที่ 30	
	

ตารางที่ 4.24 การเปรียบเทียบลักษณะพื้นผิวของเหล็กระหว่าง HRT 20 days และ 60 days ที่กำลังขยาย 10 μm (ต่อ)

HRT 20 days	HRT 60 days
เหล็กประจุนย้วันที่ 40	
	
เหล็กประจุนย้วันที่ 50	
	
เหล็กประจุนย้วันที่ 60	
	

จากตารางที่ 4.24 จากระยะวันที่ 10 พบว่า จากภาพถ่ายจากเครื่อง SEM ลักษณะพื้นฐานของเหล็ก เป็นแผ่นโลหะที่ถูกกัดกร่อน ถูกกระจัดกระจายอยู่บนพื้นผิวของเหล็ก จากระยะวันที่ 20 - 30 พบว่า ลักษณะพื้นฐานของเหล็ก มีลักษณะถูกกัดกร่อน คล้ายเกล็ดกระจายติดอยู่บนพื้นผิวของเหล็ก และจากระยะเวลาวันที่ 40 - 60 พบว่า ลักษณะพื้นฐานของเหล็ก มีลักษณะคล้ายกันโดยมีลักษณะถูกกัดกร่อนและมีลักษณะคล้ายดอกไม้กระจายติดอยู่บนพื้นผิวของเหล็ก

4.6 การเปรียบเทียบชุดข้อมูลทางสถิติในสถานะที่เหมือนกันในช่วงเวลาที่แตกต่างกัน

โดยใช้การทดลองทางสถิติด้วยโปรแกรม SPSS ด้วยวิธี One Way ANOVA เพื่อทดสอบว่าชุดการทดลองในช่วงเวลาที่แตกต่างกัน มี CH_4 ที่เกิดขึ้นเหมือนหรือแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญหรือไม่ ทดสอบความสัมพันธ์ของข้อมูล โดยการวิเคราะห์ทางสถิติที่ระดับนัยสำคัญ 0.05 หรือที่ระดับความเชื่อมั่น 95%

ชุดการทดลอง	ขั้นตอนที่	เงื่อนไข
ชุดการทดลองที่ 1	2	ไม่ใส่เหล็กประจุศูนย์ ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min
ชุดการทดลองที่ 2	3	
ชุดการทดลองที่ 3	4	

ตารางที่ 4.25 ค่าทางสถิติที่ไม่ใส่เหล็กประจุศูนย์ ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ของอัตราภาวะความเป็นด่าง การเติมเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS และระยะเวลาให้ความร้อน

ANOVA				
	Sum of Squares	df	Mean Square	F
Between Groups	3.18	2	1.59	1.63
Within Groups	202.69	207	0.98	
Total	205.87	209		

สมมติฐานทางสถิติ : H_0 : $\mu_1 = \mu_2$
 H_1 : อย่างน้อยเฉลี่ย 2 ค่า หรือ 1 คู่ ที่แตกต่างกัน

จากตารางที่ 4.25 เมื่อนำ CH_4 ที่เกิดขึ้นจากระบบแบบกะแบบไม่ใส่เหล็กประจุศูนย์ ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ของทั้ง 3 ขั้นตอนมาหาโดยใช้ ANOVA ผลวิเคราะห์ค่าสถิติ พบว่า ค่า Sig. 1.63 > 0.05 จึง ยอมรับสมมติฐาน H_0 และปฏิเสธ H_1 คือ อัตราการผลิต CH_4 สะสมในแต่ละการทดลอง มีค่าไม่แตกต่างกัน ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05

ชุดการทดลอง	ขั้นตอนที่	เงื่อนไข
ชุดการทดลองที่ 1	2	ไม่ใส่เหล็กประจุศูนย์และไม่ปรับ pH
ชุดการทดลองที่ 2	4	

ตารางที่ 4.26 ค่าทางสถิติที่ไม่ใส่เหล็กประจุศูนย์และไม่ปรับ pH ของอัตราภาวะความเป็นต่างและระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด CH_4

Paired Samples Test					t	df	Sig. (2-tailed)
Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean	95% Confidence Interval of the Difference				
			Lower	Upper			
0.005	0.10	0.012	-0.02	0.03	0.44	69	0.66

สมมติฐานทางสถิติ : $H_0 : \mu_1 = \mu_2$
 $H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$

จากตารางที่ 4.26 เมื่อนำ CH_4 ที่เกิดขึ้นจากระบบแบบกะแบบไม่ใส่เหล็กประจุศูนย์ และไม่ปรับ pH ของอัตราภาวะความเป็นต่างและระยะเวลาทำปฏิกิริยาต่อการเกิด CH_4 ผลวิเคราะห์ค่าสถิติพบว่า ค่า Sig. $0.66 > 0.05$ จึง ยอมรับสมมติฐาน H_0 และปฏิเสธ H_1 คือ อัตราการผลิต CH_4 สะสมในแต่ละการทดลอง มีค่าไม่แตกต่างกัน ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ชุดการทดลอง	ขั้นตอนที่	เงื่อนไข
ชุดการทดลองที่ 1	2	ใส่เหล็กประจุศูนย์ความเข้มข้น 60 g/kg TVS ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min
ชุดการทดลองที่ 2	3	

ตารางที่ 4.27 ค่าทางสถิติที่ใส่เหล็กประจุศูนย์ความเข้มข้น 60 g/kg TVS ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ของอัตราภาวะความเป็นด่างและการเติมเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS ของกากมันสำปะหลัง

Paired Samples Test					t	df	Sig. (2-tailed)
Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean	95% Confidence Interval of the Difference				
			Lower	Upper			
0.19	0.85	0.11	-0.03	0.41	1.78	60	0.08

สมมติฐานทางสถิติ : $H_0 : \mu_1 = \mu_2$
 $H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$

จากตารางที่ 4.27 เมื่อนำ CH_4 ที่เกิดขึ้นจากระบบแบบกะแบบใส่เหล็กประจุศูนย์ ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ของอัตราภาวะความเป็นด่างและการเติมเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS ของกากมันสำปะหลัง ผลวิเคราะห์ค่าสถิติ พบว่าค่า Sig. 0.08 > 0.05 จึง ขอมรับสมมติฐาน H_0 และปฏิเสธ H_1 คือ อัตราการผลิต CH_4 สะสมในแต่ละการทดลอง มีค่าไม่แตกต่างกัน ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05

ชุดการทดลอง	ขั้นตอนที่	เงื่อนไข
ชุดการทดลองที่ 1	3	ใส่เหล็กประจุศูนย์ความเข้มข้น 50 g/kg TVS ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min
ชุดการทดลองที่ 2	4	

ตารางที่ 4.28 ค่าทางสถิติที่ใส่เหล็กประจุศูนย์ความเข้มข้น 50 g/kg TVS ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ของการเติมเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0-100 g ZVI/kg TVS ของกากมันสำปะหลัง และผลของระยะเวลาให้ความร้อน

Paired Samples Test					t	df	Sig. (2-tailed)
Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean	95% Confidence Interval of the Difference				
			Lower	Upper			
-0.16	1.09	0.14	-0.43	0.12	-1.11	60	0.27

สมมติฐานทางสถิติ : $H_0 : \mu_1 = \mu_2$
 $H_1 :$ อย่างน้อยเฉลี่ย 2 ค่า หรือ 1 คู่ ที่แตกต่างกัน

จากตารางที่ 4.28 เมื่อนำ CH_4 ที่เกิดขึ้นจากระบบแบบกะแบบใส่เหล็กประจุศูนย์ ที่ pH 10 ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min ของการเติมเหล็กประจุศูนย์ในความเข้มข้น 0 - 100 g ZVI/kg TVS ของกากมันสำปะหลัง และผลของระยะเวลาให้ความร้อน ผลวิเคราะห์ค่าสถิติพบว่า ค่า Sig. 0.27 > 0.05 จึงยอมรับสมมติฐาน H_0 และปฏิเสธ H_1 คือ อัตราการผลิต CH_4 สะสมในแต่ละการทดลอง มีค่าไม่แตกต่างกัน ที่ระดับนัยสำคัญ 0.05

บทที่ 5

บทสรุป

5.1 สรุปผลงานวิจัย

จากการศึกษาแบบกะและแบบกวนสมบูรณ์ เมื่อผลิต CH_4 โดยใช้กากมันสำปะหลัง พบว่า กากมันสำปะหลังเป็นเส้นใย มีองค์ประกอบ คือ เซลลูโลส เฮมิเซลลูโลส และลิกนิน โดยเส้นใยทำให้จุลินทรีย์มีความสามารถในการย่อยกากมันสำปะหลังได้ยาก จึงใช้กระบวนการย่อยสลายด้วยด่าง (Alkaline hydrolysis) และความร้อนเข้ามาช่วยเพื่อกำจัดเส้นใยออกไป ทำให้การผลิต CH_4 เพิ่มขึ้น สามารถสรุปผลการวิจัยได้ดังนี้

ขั้นตอนที่ 1 พบว่า ความเข้มข้นที่ 3% TS มีปริมาณ CH_4 ที่ใกล้เคียงกันกับ 5% TS แต่เลือกใช้ที่ 3% TS เพราะใช้กากมันสำปะหลังที่น้อยกว่าเมื่อเทียบกับ 5% TS

ขั้นตอนที่ 2 พบว่า pH 10 เพิ่มความเข้มข้น ZVI 60 g ZVI/kg TVS อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min มี CH_4 สะสมสูงสุด 5.35 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$ เพิ่มขึ้น 2.22 เท่าจากสถานะไม่เติม ZVI (CH_4 สะสม 2.41 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$) และเมื่อเปรียบเทียบกับชุดควบคุมที่ไม่มีการย่อยสลายและไม่เติม ZVI (CH_4 สะสม 0.03 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$) เพิ่มขึ้น 178.33 เท่า โดยนำ ZVI มาช่วยลดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ส่งผลทำให้ CH_4 เพิ่มขึ้น เนื่องจาก H_2S เป็นพิษต่อแบคทีเรียผลิต CH_4 ทำให้ผลิต CH_4 ลดลง เมื่อทำการวัดค่า H_2S พบว่ามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.63 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (131.65 ppm) พบว่า H_2S ลดลงถึง 17.25 เท่า เมื่อสิ้นสุดการทดลองพบว่า ZVI สามารถเปลี่ยนจาก Fe^{2+} เป็น Fe^{3+} เนื่องจาก Fe^{2+} ใช้จุลินทรีย์เพื่อเปลี่ยนไปเป็น CH_4 โดยทั้ง 10 สถานะ มีประสิทธิภาพการกำจัด COD ไม่น้อยกว่า 99% เมื่อวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติด้วยวิธี One - Way ANOVA พบว่าค่า Sig. 0.00 ซึ่งน้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) แสดงว่าชุดการทดลองมีค่า CH_4 สะสมแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่ และเพื่อวิเคราะห์หาความแตกต่างของ CH_4 สะสมของแต่ละการทดลองต่อไป ต้องใช้ทฤษฎีของ Tukey' HSD test พบว่า pH 10 with ZVI เป็นสถานะที่ดีที่สุด มีความแตกต่างจากทุกสถานะ มีค่า Sig. = 0.00 หรือ น้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) เนื่องจากได้ปริมาตร CH_4 สูงสุด

ขั้นตอนที่ 3 พบว่า ความเข้มข้น ZVI 50 g ZVI/kg TVS pH 10 อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min มี CH_4 สะสมสูงสุด 3.77 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$ เพิ่มขึ้น 3.12 เท่า จากสถานะไม่เติม ZVI (CH_4 สะสม 1.21 $\text{m}^3/\text{kg TVS}$) และเมื่อเปรียบเทียบกับชุดควบคุมที่ไม่มีการย่อยสลายและไม่เติม ZVI (CH_4 สะสม

0.03 m³/kg TVS) เพิ่มขึ้น 125.67 เท่า เนื่องจาก ZVI ช่วยลด H₂S ซึ่งเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ มีผลทำให้ผลิต CH₄ นั้นลดลง เมื่อทำการวัดค่า H₂S พบว่ามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 26.28 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่เติม ZVI (199 ppm) พบว่า H₂S ลดลง 7.57 เท่า กระบวนการย่อยสลายด้วยสารต่าง pH 10 ร่วมกับความร้อน ที่ 100 °C เป็นเวลา 30 min และเมื่อ ZVI เกิดการกักร้อน ทำให้มีอ้อนเหล็กเกิดขึ้น โดยจุลินทรีย์จะนำ Fe²⁺ เข้าสู่เซลล์ เพื่อใช้ในการเจริญเติบโตและดำรงชีวิต ทำให้จุลินทรีย์มีความสามารถในการผลิต CH₄ เพิ่มขึ้น โดยทั้ง 8 สภาวะ มีประสิทธิภาพการกำจัด COD ไม่น้อยกว่า 80% เมื่อวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติด้วยวิธี One - Way ANOVA พบว่าค่า Sig. 0.00 ซึ่งน้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) แสดงว่าชุดการทดลองมีค่า CH₄ สะสมแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่ และเพื่อวิเคราะห์หาความแตกต่างของ CH₄ สะสมของแต่ละการทดลองต่อไป ต้องใช้ทฤษฎีของ Tukey' HSD test พบว่า With adding ZVI 50 g ZVI/kg TVS เป็นสภาวะที่ดีที่สุด มีความแตกต่างจากทุกสภาวะ มีค่า Sig. = 0.00 หรือ น้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) เนื่องจากได้ปริมาณ CH₄ สูงสุด

ขั้นตอนที่ 4 พบว่า เวลา 30 min ที่อุณหภูมิ 100 °C pH 10 เติม ความเข้มข้น ZVI 50 g ZVI/kg TVS มี CH₄ สูงสุด เท่ากับ 4.18 m³/kg TVS เพิ่มขึ้น 3.54 เท่า จากสภาวะไม่เติม ZVI (CH₄ สะสม 1.18 m³/kg TVS) และเมื่อเปรียบเทียบกับชุดควบคุมที่ไม่มีการย่อยสลายและไม่เติม ZVI (CH₄ สะสม 0.058 m³/kg TVS) เพิ่มขึ้น 72.07 เท่า โดยระยะเวลาในการให้ความร้อนของการย่อยสลายด้วยต่าง เป็นกระบวนการเปลี่ยน แป้งและเซลลูโลส เป็นน้ำตาล โดยผลิตภัณฑ์ที่ได้คือ กลูโคส เนื่องจากใช้กากมันสำปะหลังในการเพิ่มปริมาณ CH₄ จำเป็นต้องมีการกำจัดเส้นใยออก เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการทำงานให้กับตัวจุลินทรีย์ และช่วยเพิ่ม VFAs ในระบบ เพื่อจ่ายต่อการผลิตเป็น CH₄ เมื่อทำการวัดค่า H₂S พบว่ามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 67.85 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI (84.25 ppm) พบว่า H₂S ลดลงถึง 1.24 เท่า เมื่อทำการวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติด้วยวิธี One - Way ANOVA พบว่าค่า Sig. 0.00 ซึ่งน้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) แสดงว่าชุดการทดลองมีค่า CH₄ สะสมแตกต่างกันอย่างน้อย 1 คู่ และเพื่อวิเคราะห์หาความแตกต่างของ CH₄ สะสมของแต่ละการทดลองต่อไป ต้องใช้ทฤษฎีของ Tukey' HSD test พบว่า ระยะเวลา 30 min ที่อุณหภูมิ 100 °C pH 10 เติม ZVI 50 g ZVI/kg TVS มีความแตกต่างจากทุกสภาวะ มีค่า Sig. = 0.00 หรือ น้อยกว่า 0.05 (Sig. < 0.05) เนื่องจากได้ CH₄ สูงสุด

ขั้นตอนที่ 5 พบว่า ทดลองแบบถังปฏิกรณ์แบบกวนสมบูรณ์ มี 3 สภาวะ ได้แก่ (1) Control pH 7 without ZVI (2) Control pH 10 without ZVI อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลาในการให้ความร้อน 30 min และ (3) pH 10 with adding ZVI อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลา 30 min HRT 20 days ได้ CH₄ 0.45 0.58 และ 0.90 m³ CH₄/kg TVS ตามลำดับ และ HRT 60 days มี CH₄ 0.11 0.19 และ 0.24 m³ CH₄/kg TVS ตามลำดับ โดย CH₄ สูงสุดของแต่ละ HRT 20 และ 60 days ได้ค่าเท่ากับ 0.90 และ 0.24 m³ CH₄/kg TVS ตามลำดับ ซึ่งเพิ่มขึ้นถึง 2.00 และ 2.18 เท่า ตามลำดับ จากสภาวะไม่เติม ZVI ที่มี CH₄

0.45 และ 0.14 m³ CH₄/kg TVS ตามลำดับ โดยพบว่าการย่อยสลายด้วยด่างและความร้อน ทำให้เพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยกากมันสำปะหลังเพิ่มขึ้น ซึ่งเป็นผลทำให้ CH₄ เพิ่มขึ้นตามไปด้วย โดยการทดลอง โดยจาก HRT 20 days พบว่า ZVI อยู่ในรูป Fe³⁺ ประมาณ 84.10% และอยู่ในรูปของ Fe²⁺ ประมาณ 15.90% เนื่องจาก ZVI ส่วนมากถูกใช้ไปในการผลิต CH₄ จึงทำให้ส่วนมากของออกไซด์ของเหล็กอยู่ในรูปของ Fe³⁺ นอกจากนี้ ZVI สามารถกำจัด H₂S โดยเมื่อทำการวัดค่า H₂S พบว่ามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 114.16 ppm แต่เมื่อเปรียบเทียบกับไม่มีการย่อยสลายด้วยความร้อนและไม่เติม ZVI (123.07 ppm) พบว่า H₂S ลดลงถึง 1.08 เท่า นอกจากนี้ ZVI ยังช่วยกระตุ้นเอนไซม์สำคัญสำหรับการสร้างกรด เพื่อใช้ในการย่อยเปลี่ยน VFAs ให้เป็นอะซิติก เพื่อง่ายต่อการนำไปใช้ผลิตเป็น CH₄

5.2 ข้อเสนอแนะ

5.2.1 จากการทดลองใช้ระยะเวลาในการให้ความร้อน 30 min ที่อุณหภูมิ 100 °C ดังนั้นเพื่อเป็นการลดระยะเวลาในการให้ความร้อนลง ควรทำการหมักกากมันสำปะหลังกับน้ำเสียในสภาวะกรดของโรงงานแปรงมันสำปะหลัง เพื่อทำการย่อยสลายเส้นใยของกากมันสำปะหลัง หลังจากนั้นนำมาทำการย่อยสลายด้วยความร้อนและด่าง เพื่อเป็นการลดระยะเวลาในการให้ความร้อนลง

5.2.2 การกำจัดเหล็กหลังการทดลอง สามารถนำเหล็กที่ใช้งานแล้ว นำมาล้างแล้วกลับมาใช้ใหม่ได้อีกครั้ง และยังสามารถลดค่าใช้จ่ายในการส่งกำจัดเหล็กได้อีกทางหนึ่ง

รายการอ้างอิง

- กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2552). อุตสาหกรรมการผลิตแบริ่งมันสำปะหลัง. **สำนักเทคโนโลยีน้ำและการจัดการมลพิษโรงงาน กระทรวงอุตสาหกรรม.**
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม (2553). คู่มือการปฏิบัติงานเกี่ยวกับการออกแบบ การผลิต การควบคุมคุณภาพ และการใช้ก๊าซชีวภาพ (Biogas) สำหรับโรงงานอุตสาหกรรม.
- กิตติกานท์ สุขวาณิชย์ (2554). การเปรียบเทียบการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตไบโอแก๊สจากกากมันสำปะหลังระหว่างกระบวนการไฮโดรไลซิสด้วยกรดและด่าง. **วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.**
- เกื้อกุล บุญยี่ (2552). การผลิตก๊าซชีวภาพจากกระบวนการหมักแบบไร้อากาศโดยใช้น้ำเสียของโรงงานผลิตแบริ่งมันสำปะหลังแปรรูป. **สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม วิศวกรรมศาสตรมหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.**
- จิรวัดน์ ชาลีวรรณ (2546). ผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการเกิดก๊าซชีวภาพในการหมักแบบไร้อากาศอัตราการย่อยสูงของวัสดุเหลือทิ้งจากอุตสาหกรรมผลไม้บรรจุกระป๋อง. **วิทยานิพนธ์ปริญญาโท มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.**
- ฉัตรลดา เพ็ชช้าย, นิตยา บุญเทียน, อุษา ยิ่งชล, ธันย์ชนก พรดอน และ Mohamad Padri (2562). การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติกโดยใช้กากตะกอนจากหลายแหล่ง เพื่อใช้ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. **วารสารวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี.**
- ทิพย์สุดา จันทร์แจ่มหล้า (2558). การใช้ โปรแกรม SPSS (STATISTICS PACKAGE FOR THE SOCIAL SCIENCES) เบื้องต้น. สืบค้นจาก <http://www.slideshare.net/prapapan20/spss-38244695>.
- พิชชา สวยสม (2550). รายงานวิจัยเรื่อง สมรรถนะการผลิตไบโอแก๊สจากกากมันสำปะหลังและการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตด้วยความร้อนหรือเอนไซม์. **สถาบันวิจัยและพัฒนาพลังงานนครพิงค์ มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.**
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์ (2525). คู่มือวิเคราะห์น้ำทิ้ง. **จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.** 89-121.

ธนวัฒน์ ด่านวานิชกุล (2553). จลนพลศาสตร์ของการผลิตก๊าซชีวภาพจากขยะอาหารในถังหมักแบบกวนผสมสมบูรณ์. **ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมเคมี) สาขาวิชาวิศวกรรมเคมี ภาควิชาวิศวกรรมเคมี. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าพระนครเหนือ.**

ธีรภัทร ศรีนรคุตร, เลิศลักษณ์ แก้ววิมล และละเอียด แซ่โง้ง (2549). การย่อยกากมันสำปะหลังเพื่อผลิตเชื้อเพลิงเอทานอลในประเทศไทย. **วารสารวิจัยวิทยาศาสตร์. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย: 31(1).**

นรารัตน์พร นวลสุวรรณค์ และ วนัสพร รัศม์สวัสดิ์ (2561). การผลิตก๊าซชีวภาพจากเทคโนโลยีบำบัดน้ำเสีย. **วารสารวิชาการเทคโนโลยีอุตสาหกรรม. 14(1): 2.**

นรากร สุวรรณอนเนก (2550). ผลของชนิดถังปฏิกรณ์ต่อการย่อยสลายกากมันสำปะหลังแบบไร้อากาศ (Effect of Reactor Configuration on Degradation of Decanter Cake from Tapioca Mill). **ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม. มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.**

นันทิกา คล้ายชม, เพ็ญจิตร ศรีนพคุณ และอนุศิษฐ์ ธนะพิมพ์เมธา (2554). การผลิตน้ำตาลรีดิวซ์จากซังข้าวฟ่างโดยกระบวนการไฮโดรไลซิสด้วยกรด. **วิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์. 24: 91-102.**

ปริดา คำศรี และคณะ (2552). ผลของระดับกากมันสำปะหลังและรูปแบบอาหารต่อสมรรถภาพการผลิตในไก่เนื้อ. กรุงเทพฯ: สำนักงานกองทุนสนับสนุนงานวิจัย.

พลกฤษณ์ จิตรโต , สมรัก ทองสวย , อนงค์นาด แสนหอม (2559). การผลิตน้ำตาลรีดิวซ์จากกากมันสำปะหลังโดยใช้เชื้อรา *Trichoderma viride* และเชื้อรา *Amylomyces rouxii* (Reducing sugar Production from Cassava Pulp by *Trichoderma viride* and *Amylomyces rouxii*). **การประชุมวิชาการ มหาวิทยาลัยมหาสารคามวิจัย ครั้งที่ 12.**

ภัทรา วงษ์พันธ์กมล (2554). การศึกษาปริมาณการเกิดก๊าซของน้ำกากส่า The Study of Gas Emission from Spent Wash Liquor. **มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลล้านนา วิทยาเขตภาคพายัพ.**

มันสิน ตันฑุลเวศม์ (2546ก). คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศเล่มที่ 1. เลขทะเบียนคพ. 08- 020 เล่มที่ 3/4. **กรมควบคุมมลพิษ.**

มันสิน ตันฑุลเวศม์ และ มันรัก ตันฑุลเวศม์ (2547). เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. ครั้งที่2. **จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. กรุงเทพฯ.**

วันทีย์ อนันต์พุทธิกุล (2547). การผลิตก๊าซชีวภาพจากหัวมันสำปะหลัง (BIOGAS PRODUCTION FROM CASSAVA TUBERS). วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาชีววิทยาสังแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี.

สมิต ยิ้มมงคลและสุกัญญา จัตตพรพงษ์ (2552). คุณค่าทางโภชนาของกากแป้งมันสำปะหลังแห้ง. ศูนย์ค้นคว้าและพัฒนาวิชาการอาหารสัตว์ สถาบันสุวรรณวจากกลกิจเพื่อการค้นคว้าและพัฒนาปศุสัตว์และผลิตภัณฑ์สัตว์ (สวพ.) มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

สถาบันวิจัยและพัฒนาพลังงานนครพิงค์ (2553). เทคโนโลยีก๊าซชีวภาพในประเทศไทย. มหาวิทยาลัยเชียงใหม่.

สำนักงานสถิติแห่งชาติกลุ่มส่งเสริมวิชาการ (2547). ความรู้พื้นฐานเกี่ยวกับการวิเคราะห์ข้อมูล. กรุงเทพมหานคร : สำนักงานสถิติแห่งชาติ.

สำนักงานสถิติแห่งชาติ (2556). ระเบียบวิธีสถิติ : การประมวลผลและการวิเคราะห์ข้อมูล. สืบค้นจาก http://service.nso.go.th/statstd/method3_01.html.

ศุภร์นิมิตร สุจิรา (2555). เชลล์เชื้อเพลิงจุลินทรีย์กับการบำบัดน้ำเสีย. สถาบันวิจัยสภาวะแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย. วารสารสิ่งแวดล้อม ปีที่ 16 เล่มที่ 2.

สำนักวิจัยค้นคว้าพัฒนากรมพัฒนาพลังงานทดแทนและอนุรักษ์พลังงาน กระทรวงพลังงาน (2549). คู่มือปฏิบัติงานที่ดีของระบบผลิตก๊าซชีวภาพจากน้ำเสียอุตสาหกรรม. เอกสารประกอบโครงการพัฒนาหลักสูตรฝึกอบรมและประชาสัมพันธ์ความรู้ด้านก๊าซชีวภาพ. โครงการพัฒนาหลักสูตร ฝึกอบรมและประชาสัมพันธ์ความรู้ด้านก๊าซชีวภาพ.

อารียา วิธชวรกุล (2546). การผลิตก๊าซชีวภาพจากเศษอาหาร โดยกระบวนการย่อยสลายภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโท สาขาวิชาจุลชีววิทยา คณะวิทยาศาสตร์ มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์.

อุษา ยิ่งชล (2560). การเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตไบโอแก๊สจากกากมันสำปะหลังที่ผ่านการบำบัดขั้นต้น โดยใช้เหล็กประจุศูนย์. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี.

Abdelsalam E., M. Samer, Y. Attia, M. Abdel-Hadi, H. Hassan, Y. Badr. (2017). Influence of zero valent iron nanoparticles and magnetic iron oxide nanoparticles on biogas and methane production from anaerobic digestion of manure. **Energy**. 120: 842-853.

Abou-El-E., O.H., Fadel, J.G., Mackill, D.J. (1999). Differences in chemical composition and fibre digestion of rice straw with and without anhydrous ammonia from 53 rice varieties. **Animal Feed Science Technologies**. 79: 129–136.

- Ali D., N. Soewarno, Sumarno, D. Primarini, and W. Sumaryono (2011). Cassava pulp as a biofuel feed stock of an enzymatic hydrolysis process. **Makara Journal Technology**. 15(2): 183-192.
- Alvira, P. et al. (2010). Pretreatment technologies for an efficient bioethanol production process based on enzymatic hydrolysis: A review. **Bioresource Technology**. (101): 4851–4861.
- Avellar, B.K. and Glasser, W.G. (1988). Steam-assisted biomass fractionation. I. Process consideration and economic evaluation. **Biomass Bioenergy**. 143: 205–218.
- Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J. and Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**. 34: 755-781.
- APHA, AWWA, and WEF. (2005). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington D.C.: American Public Health Association.
- Balat, M. (2011). Production of bioethanol from lignocellulosic materials via the biochemical pathway: A review. **Energy Conversion and Management**. (52) : 858-875.
- Berthouex, P.M., and Brown, L.C. (2002). Statistics for Environmental Engineers. **2nd Edition**. Lewis Publishers/CRC Press. Boca Raton. FL. 489.
- Brodeur, G., Yau, E., Badal, K., Collier, J., Ramachandran, K.B. (2011). Physicochemical pretreatment of lignocellulosic biomass. (p1). A review. **Enzyme Resources**. 1-17.
- Cesaro, A., & Belgiorno, V. (2014). Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. **Chemical Engineering Journal**. 240(0): 24-37.
- Chaplin, M. (2001). **Production of glucose syrup**. [Online]. Available: <http://www.sbu.ac.uk/biology/enztech/glucose.html>.
- Cheng G.P., Duan X.W., Jiang Y.M., Sun J., Yang S.Y., Yang B., He S.G., Liang H., Luo Y.B., (2009). Modification of hemicellulose polysaccharides during ripening of postharvest banana fruit. **Food Chemistry**. 115:43–47.
- Cheng Y.L., Y.H. Shih (2012). Removal of trichloroethylene by zerovalent iron/activated carbon derived from agricultural wastes . **Journal of Environmental Management**. 129: 361-366.

- Cigdem Y.G., Tugba O.H., Idil A.A., Shiva K., Hadi F. (2018). Iopamidol degradation with ZVI- and ZVA-activated chemical oxidation: Investigation of toxicity, anaerobic inhibition and microbial communities. **Journal of Environmental Chemical Engineering**. 6(6): 7318-7326.
- Crosa JH. (1989). Genetics and Molecular Biology of Siderophore-Mediated Iron Transport in Bacteria. **Microbiological Reviews**. 53(4): 517-530.
- Dieter, D. and Angelika. S. (2008). **Biogas from Waste and Renewable Resources**. 1st ed. Mörlenbach :Strauss GmbH.
- Fan G., Hanmin Z., Fenglin Y., Haijun L., Rong Z.. (2014). The effects of zero-valent iron (ZVI) and ferrous oxide (Fe_3O_4) on anammox activity and granulation in anaerobic continuously stirred tank reactors (CSTR). **Process Biochemistry**. 49: 1970-1978.
- Feng Y., Zhang Y., Quan X., Chen S. (2013). Enhanced Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge Digestion by the Addition of Zero Valent Iron. **Water Research**. 52: 242-250.
- Gang L., Li X., Zhonghai Z., Wen W., Qi Z., Hojae S. (2010). Anaerobic treatment of cassava stillage for hydrogen and methane production in continuously stirred tank reactor (CSTR) under high organic loading rate (OLR). **International Journal of Hydrogen Energy**. 1173-11737.
- Gaillard, T. and Bowler, P. (1987). Morphology and Composition of Starch, In Gaillard T., (ed.). **Starch : Properties and Potential**. John Wiley and Sons. **New York**.
- Gerardi, M.H. (2003). **The microbiology of anaerobic digesters**. John Wiley & Son, **New Jersey**.
- Guangyin Z., Xueqin L., Lianghu S., Takuro K., Gopalakrishnan K., Tao Z., Kaiqin X., Yu-Y.L., Xuefeng Z., Youcai Z. (2018). Unraveling the catalyzing behaviors of different iron species (Fe^{2+} vs. Fe^0) in activating persulfate-based oxidation process with implications to waste activated sludge dewaterability. **Water Research**. 134: 101-114.
- Guerinot ML. (1994). Microbial Iron Transport. **Annual Review Microbiology**. 48: 743-72.
- Haizea P., Maria C.Z., Luis A.O., Ainhoa A.O., Xabier M., Ana M.S. (2018). XRD, SEM/EDX and micro-Raman spectroscopy for mineralogical and chemical characterization of iron slags from the Roman archaeological site of Forua (Biscay, North Spain). **Microchemical Journal**. 138: 246-254.
- Hizukuri, S. (1985). Relationship Between the Distribution of the Chain Length of Amylopectin and the Crystallite Structure of Starch Granules. **Carbohydrate Research**. 141: 295-306.

- Hizukuri, S.(1988). Recent Advances in Molecular Structure of Starch. **Journal of the Japanese Society Starch Science**. 31: 185.
- Huijun, M., Xingchun, C., He, L., Hongbo, L. and Bo, F. (2016). Improved volatile fatty acids anaerobic production from waste activated sludge by pH regulation: Alkaline or neutral pH waste. **Management. (Oxford)**. 48: 397-403.
- Ioannis V., Maria A., Anthi K., Anja M., Andria F., Christos Y., Charis G.S. (2018). CO₂ conversion to CH₄ using Zero Valent Iron (ZVI) and anaerobic granular sludge: Optimum batch conditions and microbial pathways. **Journal of CO₂ Utilization**. 27: 415-422.
- Izumi, K., Okishio, Y.-k., Nagao, N., Niwa, C., Yamamoto, S., & Toda, T. (2010). Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. **International Biodeterioration & Biodegradation**. 64(7) : 601-608.
- Jain, P. and Vigneshwaran, N. (2012). Effect of Fenton's pretreatment on cotton cellulosic substrates to enhance its enzymatic hydrolysis response. **Bioresource Technology**. 219-226.
- Jan S., Eligiusz K., Jerzy M., Klaudiusz G. (2015). Alkaline solubilisation of waste activated sludge (WAS) for soluble organic substrate – (SCOD) production. **Archives of Environmental Protection**. 41(1): 29–38.
- Joseph B. Binder, Ronald T. Raines (2010). Fermentable sugars by chemical hydrolysis of biomass. **Proceeding of the National Academy of Science USA**. 107(10): 4516–4521.
- Jung, Y.H., Kim, I.J., Kim, H.K. and Kim, K.H. (2013). Dilute acid pretreatment of lignocelluloses for whole slurry ethanol fermentation. **Bioresource Technology**. 132:109-114.
- Kim, D-H., Jeong, E., Oh, S-E., and Shin H-S. (2010). Combined (alkaline D ultrasonic) pretreatment effect on sewage sludge disintegration. **Water Research**. 44: 3093-3100.
- Klas, S. and Kirk, D.W., 2013, Advantages of low pH and limited oxygenation in arsenite removal from water by zero-valent iron. **Journal of Hazardous Materials**: 77-82.
- Kugelman, I.J. and Chin, K.K. (1971). Toxicity synergism, and antagonism in anaerobic waste treatment processes. **F.G. pohland (ed.). Washington, D.C.**
- Kumar, P., Barrett, D.M., Delwiche, M.J., and Stroeve, P. (2009). Methods for pretreatment of

- lignocellulosic biomass for efficient hydrolysis and biofuel production, Ind. **Engineering Chemistry Research**. 48: 3713-3729.
- Lee, J.S., B. Parameswaran., J.P. Lee and S.C. Park, 2008, Recent Developments of Key Technologies on Cellulosic Ethanol Production. **Journal of Scientific & Industrial Research**. 67: 865-873.
- Liang Z., Jie J., Haizhuan L., Kaituo G., Xiangyang X. (2015). Succession of microbial community and enhanced mechanism of a ZVI-based anaerobic granular sludge process treating chloronitrobenzenes wastewater. **Journal of Hazardous Materials**. 285: 157-166.
- Matheson and Tratnyek (1994). Reductive dehalogenation of chlorinated methanes by iron metal. **Environmental Science Technology**. 28(12): 2045-2053.
- McCarty, D.P. Smith.,1986, Anaerobic wastewater treatment. *Environ. Science Technology*. 20: 1200–1206.
- McCarty, P.L. (1964). Anaerobic Waste Treatment Fundamentals: Part one. **PublicWorks**. 95.
- Metcalf and Eddy (1964). Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4th ed. McGraw Hill **New York**.
- Mignone, A.N (2005). Biological Inhibition/ Toxicity Control In Municipal Anaerobic Digestion Facilities. [http://www.awpca.net/Biological Inhibition.pdf](http://www.awpca.net/Biological%20Inhibition.pdf).
- Mshandete, A., Björnsson, L., Kivaisi, A. K., Rubindamayugi, M. S. T., & Mattiasson, B. (2006). Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste. **Renewable Energy**. 31(14) : 2385-2392.
- Neilands JB. (1995). Siderophores: Structure and function of microbial iron transport. **Journal of Biological Chemistry**. 270: 26723-26726.
- Nipon P., Chananchida N., Ubonrat S. (2014). Biological Hydrogen and Methane Production in from Food Waste in Two-stage CSTR. **Energy Procedia**. 719-722.
- Pakarinen, P. Kaparaju, J. Rintala. (2011). The effect of organic loading rate and retention time on hydrogen production from a methanogenic CSTR. **Bioresource Technology**. 8952-8957.
- Pejo, E.T., Olive, J.M. and Ballesteros, M. (2008). Realistic approach for full-scale bioethanol production from lignocelluloses. **A review, Journal of Sciences Industrial Research**. 67: 874-884.
- Pimpen p. (2010). Hydrolysis. **Food engineering King Mongkut's Institute of Technology Ladkrabang Bangkok**.

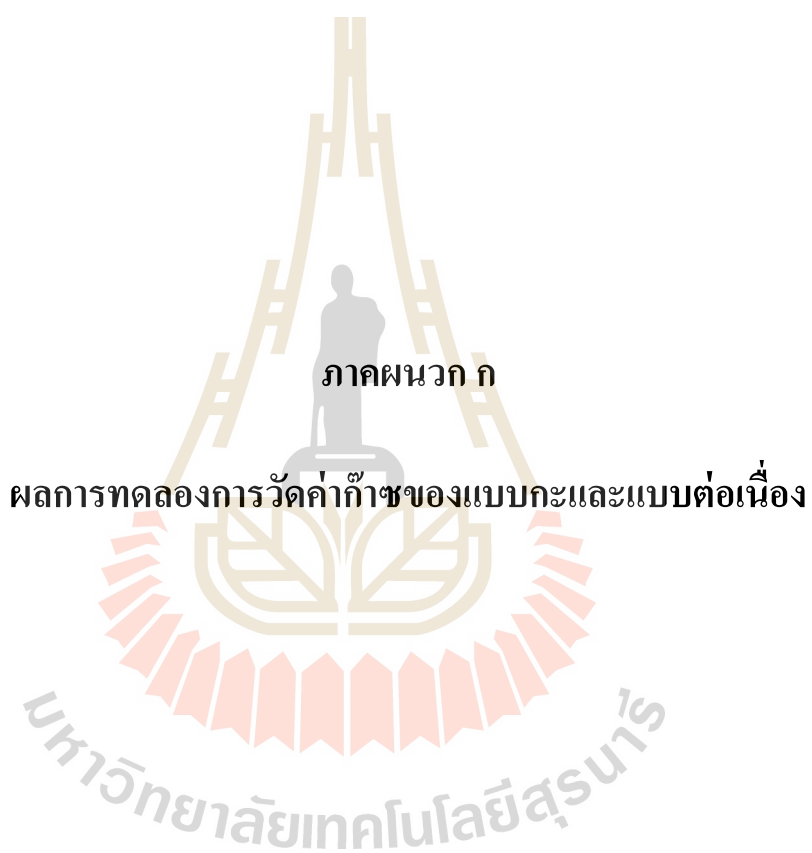
- Polprasert, C. (1996). *Organic Waste Recycling*. **John Wiley & Sons Ltd, BaffiLane, Chichester, West Sussex PO19 IUD, England.**
- Rattanachomsri, U., Tanapongpipat, S., Eurwilaichitr, L., and Champreda, V. (2009). Simultaneous non-thermal saccharification of cassava pulp by multi-enzyme activity and ethanol fermentation by *Candida tropicalis*. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. 107: 488-493.
- Sarnklong, C. et al. (2010). Utilization of rice straw and different treatments to improve its feed value for ruminants: a review. **Asian-Australasian Journal of Animal Sciences**. 23(5): 680-692.
- Shen, H.Sh., Ni, D.B., Sundstol, F. (1998). Studies on untreated and urea-treated rice straw from three cultivation seasons: 1. Physical and chemical measurements in straw and straw fractions. **Animal Feed Sciences Technol**. 243-261.
- Sinnaraprasat, S. and Fongsatitkul, P. (2011). Optimal condition of fenton's reagent to enhance the alcohol production from palm oil mill effluent (POME). **Environmental Asia**. 4 (2) : 9-16.
- Siriwan G. (2011). Enhancing efficiency for reducing sugar production from cassava bagasse by pretreatment. Master of science. **Major Environmental technology and management. Kasetsart University.**
- Sompong O.T., Adilan H., Poonsuk P., Tsuyoshi I. (2011). Biohydrogen production from cassava starch processing wastewater by thermophilic mixed cultures. **International journal of hydrogen energy**. 3409-3416.
- Sosnowski, P.,A. Wiczorek and S. Ledakowicz. (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. **Advances in Environmental Research**. 7: 609-616.
- Srirot, K., Suntisopasri, V., Petchalanuwat, C., Kurotjanawong, K. and Oattes, C. G. (1999). Cassava starch Granule structure – function properties: Influence of time and conditions at harvest on four cultivars of cassava starch. **In carbohydrate polomer**. 38: 161–170.
- Su L, Guo G, Zhao A, Zhao Y. (2013). Stabilization of sewage sludge in the presence of nanoscale zero-valent iron (nZVI): abatement of odor and improvement of biogas production. **Journal of Material Cycles and Waste Management**. 15(4): 461–468.

- Suanon, F., Sun, Q., Yang, X., Chi, Q., Mulla, S.I., Mama, D., and Yu, C.P. (2017). Assessment of the occurrence, spatiotemporal variations and geoaccumulation of fifty-two inorganic elements in sewage sludge: A sludge management revisit. **Scientific Reports**. 7(1): 5698-5979.
- Suksombat, W., Lounglawan, P. and Noosen, P. (2006). Energy and protein evaluation of five feedstuffs used in diet in which cassava pulp as main energy source for lactating dairy cows. **Suranaree Journal Sciences Technology**. 14: 99–107.
- Sun, Y. and Cheng, J. (2002). Hydrolysis of lignocellulosic materials for bioethanol production: review. **Bioresource Technology**. 1-11.
- Tatara, T. Makiuchi, Y. Ueno, M. Goto, K. Sode (2008). Methanogenesis from acetate and propionate by thermophilic down-flow anaerobic packed-bed reactor. **Bioresource Technology**. 99(11): 4786–4795.
- Taherzadeh, M.J., Karimi, K., (2008). Pretreatment of lignocellulosic wastes to improve ethanol and biogas production. A review. **International Journal of Molecular Sciences**. 1621-1651.
- Teodorita, A.S. (2008). Biogas Handbook. Esbjerg : University of Southern Denmark Esbjerg USEPA. Data Base For Influent Heavy Metals In Publicly Owned Treatment Works, **Municipal Environmental Research Laboratory Cincinnati Ohio**. 45268.
- USEPA. (1981). Data Base For Influent Heavy Metals In Publicly Owned Treatment Works, **Municipal Environmental Research Laboratory Cincinnati Ohio**. 45268.
- Vadiveloo, J. (2000). Cellulase degradation of whole rice straw. **Journal of Animal Feed Sciences Technology**. 9:157–166.
- Valentine N.N., Douglas H.M., Xiyang H. (2015). Anaerobic digestion of paunch in a CSTR for renewable energy production and nutrient mineralization. **Waste Management**. 123-129.
- Ververis, C., Georghiou, K., Danielidis, D., Hatzinikolaou, D.G., Santas, P., Santas, R. and Corleti, V.(2007). Cellulose, hemicelluloses, lignin and ash content of some organic materials and their suitability for use as paper pulp supplements. **Bioresource Technology**. 98: 296–301.
- Wang H., WANG H., LU W., ZHAO Y. (2009). Digestibility Improvement of Sorted Waste with Alkaline Hydrothermal Pretreatment. **Tsinghua sciences and Technology**. ISSN11007-0214114/18. 378-382.

- Wang M., Sun X., Li P., Yin L., Liu D., Zhang Y., Li W., Zheng G. (2014). A novel alternate feeding mode for semi-continuous anaerobic digestion of food waste with chicken manure. **Bioresource Technology**. 163: 309-314.
- Weber (1996). Iron-mediated reductive transformations: investigation of reaction mechanism. **Environmental Sciences Technology**. 30(2). 716-719.
- Wei W., Zhengqing C., Jie F., Guo J.X., Ang L., Xu Z., Bing J.N., Dongbo W., Qilin W. (2018). Zero valent iron enhances methane production from primary sludge in anaerobic digestion. **Chemical Engineering Journal**. 351: 1159–1165.
- Xin K., Shuyao Y., Wen F., Jianguo L., Huan L. (2018). Enhancing syntrophic associations among *Clostridium butyricum*, *Syntrophomonas* and two types of methanogen by zero valent iron in an anaerobic assay with a high organic loading. **Bioresource Technology**. 257: 181-191.
- Yameng L., Xuejun G., Haiyang D., Xiaoyan L., Xiaohong G., Xiangyuan Z., Xinghui X. (2018). Selenite removal from groundwater by zero-valent iron (ZVI) in combination with oxidants. **Chemical Engineering Journal**. 345: 432–440.
- Yinghong F., Yaobin Z., Xie Q., Suo C. (2014). Enhanced anaerobic digestion of waste activated sludge digestion by the addition of zero valent iron. **Water Research**. 52: 242-250.
- Yuanchun Z., Sijiang Z., Lili H., Guangzhi S., Xianguo L., Ming J., Xiaofei Y. (2018). Wetland saturation with introduced Fe (III) reduces total carbon emissions and promotes the sequestration of DOC. **Geoderma**. 325: 141–151.
- Yuansheng H., Xiaodi H., Dan Z., Kunming F. (2015). Enhancing the CH₄ yield of anaerobic digestion via endogenous CO₂ fixation by exogenous H₂. **Chemosphere**. 140: 34-39.
- Yuan Y., Fei Y., Weiwei H., Wenli H., Fei L., Zhongfang L., Zhenya Z. (2018). Enhanced anaerobic digestion of ammonia-rich swine manure by zero-valent iron: With special focus on the enhancement effect on hydrogenotrophic methanogenesis activity. **Bioresource Technology**. 270: 172-179.
- Zhang Y., Y. Feng, X. Quan. (2015). Zero-valent iron enhanced methanogenic activity in anaerobic digestion of waste activated sludge after heat and alkali pretreatment. **Waste Management**. 38: 297-302.
- Zhang,R.H. & Zhang,Z.Q. (1999). Biogasification of rice straw with an anaerobic phased solids digester system. **Bioresource Technology**. 68(2) : 235 – 245.

- Zise, W., Chunchun, X., Xis, C., and Ben, X. (2007). The Morphology, Phase Composition and Effect of Corrosion Product on Simulated Archaeological Iron. **Chinese Journal of Chemical Engineering**. 15(3): 433-438.
- Zoutberg, G. R., and Frankin. (1996). Anaerobic treatment of chemical and brewery wastewater with a new type of anaerobic reactor: the biomed EGSB reactor. **Water Sciences Technology**. 34: 375-381.





ภาคผนวก ก

ผลการทดลองการวัดค่ากำลังของแบบกะและแบบต่อเนื่อง

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ก.1 การทดลองแบบกะและแบบกวนสมบูรณ์ (CSTR)

การทดลองแบบกะ

การทดลองแบบกะ โดยใช้ขนาดของถังปริมาตร 6 l เพื่อหาระยะเวลาที่ทำให้เกิดกรดไขมันระเหยสูงสุดในกระบวนการไฮโดรไลซิส ณ อุณหภูมิห้องเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์ที่ทำให้เกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดสำหรับการทดลองแบบกะ การหาระยะเวลาให้ความร้อน สำหรับกระบวนการไฮโดรไลซิส ณ อุณหภูมิที่ทำให้เกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์ เมื่อทำการทดลองแบบกะ และการหาความสัมพันธ์ปริมาณของเหล็กประจุศูนย์ต่ออัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสำหรับการทดลองแบบกะ



รูปที่ ก.1 การทดลองแบบกะ

การทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (CSTR)

การทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (CSTR) โดยใช้ขนาดของถังปริมาตร 12 l เพื่อหาระยะเวลาที่ทำให้เกิดกรดไขมันระเหยสูงสุดในกระบวนการไฮโดรไลซิส ณ อุณหภูมิห้องเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์ที่ทำให้เกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดสำหรับการทดลองแบบกวนสมบูรณ์ การหาระยะเวลาในให้ความร้อน สำหรับกระบวนการไฮโดรไลซิส ณ อุณหภูมิที่ทำให้เกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์ เมื่อทำการทดลองแบบกวนสมบูรณ์ และการหาความสัมพันธ์ปริมาณของเหล็กประจุศูนย์ต่ออัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสำหรับการทดลองแบบกวนสมบูรณ์



รูปที่ ก.2 การทดลองแบบกวนสมบูรณ์ (CSTR)

ตารางที่ ก.1 การย่อยสลายกากมันสำปะหลังด้วยช่วง pH 4-8

Nr.	pH	Temp. (°C)	Time (min)	Reducing sugar (mg/g dried weight)	VFAs (mg/g dried weight)	ปริมาตร (ml)	
						H ₂ SO ₄ 0.1 M	NaOH 0.1 M
1	4	40	30	63.76	64.87	12.00	149.20
2	4	40	90	74.96	102.5	12.00	143.60
3	4	60	30	64.69	70.81	12.00	141.00
4	4	60	90	82.49	76.26	12.10	138.00
5	6	50	60	83.22	93.09	0	149.50
6	6	50	60	83.01	76.75	0	148.10
7	6	50	60	69.38	148.56	0	147.00
8	8	40	30	75.34	67.84	3.50	158.00
9	8	40	90	65.39	444.67	3.70	152.60
10	8	60	30	59.14	96.56	4.00	155.00
11	8	60	90	62.65	229.27	3.60	159.10
Control	4.23	28	30	42.63	64.37	0	153.00

ตารางที่ ก.2 การย่อยสลายกากมันสำปะหลังด้วยช่วง pH 0 - 4

Nr.	pH	Temp. (°C)	Time (min)	Reducing sugar (mg/g dried weight)	VFAs (mg/g dried weight)	ปริมาตร (ml)	
						H ₂ SO ₄ 0.5 M	NaOH 0.5 M
1	0	40	30	46.52	218.71	45.11 ¹	44.40 ³
2	0	40	90	42.46	181.57	44.00 ¹	43.80 ³
3	0	60	30	52.27	169.19	44.50 ¹	44.40 ³
4	0	60	90	77.08	157.63	44.10 ¹	44.50 ³
5	0	100	30	542.53	160.93	44.50 ¹	44.00 ³
6	0	100	90	545.63	143.60	44.50 ¹	44.00 ³
7	2	60	30	61.50	134.52	43.00 ²	64.00 ⁴
8	2	60	90	78.67	130.40	43.80 ²	62.00 ⁴
9	2	100	30	339.51	113.89	43.30 ²	63.50 ⁴
10	2	100	90	505.53	56.12	43.20 ²	62.70 ⁴
11	4	100	30	174.04	133.70	5.50 ²	23.20 ⁴
12	4	100	60	209.92	143.60	5.70 ²	22.00 ⁴
13	4	100	90	293.96	147.73	5.70 ²	22.00 ⁴
Control	4.36	40	30	75.93	156.81	-	29.50 ⁴
	4.38	40	60	80.75	153.51	-	29.60 ⁴
	4.36	40	90	88.94	158.46	-	29.00 ⁴

1. H₂SO₄ ความเข้มข้น 0.5 M2. H₂SO₄ ความเข้มข้น 1.0 M

3. NaOH ความเข้มข้น 0.5 M

4. NaOH ความเข้มข้น 20 M

ตารางที่ ก.3 ขั้นตอนที่ 1 การหาอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลัง

ลำดับที่	ชุดทดลอง		ซ้ำ	% moisture	% TS
	กาก (g)	น้ำกรด (ml)			
1	100	10	1	85.38	14.62
			2	85.20	14.80
			เฉลี่ย	85.29 ± 0.13	14.71 ± 0.13
2	100	20	1	86.43	13.57
			2	86.40	13.60
			เฉลี่ย	86.42 ± 0.02	13.58 ± 0.02
3	100	30	1	89.67	10.33
			2	89.83	10.17
			เฉลี่ย	89.75 ± 0.11	10.25 ± 0.11
4	100	40	1	87.71	12.29
			2	87.74	12.26
			เฉลี่ย	87.72 ± 0.02	12.28 ± 0.02
5	100	50	1	89.66	10.34
			2	89.01	10.99
			เฉลี่ย	89.33 ± 0.46	10.67 ± 0.46
6	100	60	1	89.29	10.71
			2	89.43	10.57
			เฉลี่ย	89.36 ± 0.10	10.64 ± 0.10
7	100	70	1	89.89	10.11
			2	90.00	10.00
			เฉลี่ย	89.95 ± 0.08	10.05 ± 0.08
8	100	80	1	90.48	9.52
			2	90.71	9.29
			เฉลี่ย	90.59 ± 0.16	9.41 ± 0.16
9	100	90	1	90.98	9.02
			2	91.17	8.83
			เฉลี่ย	91.08 ± 0.13	8.92 ± 0.13

ตารางที่ ก.3 ชั้นตอนที่ 1 การหาอัตราส่วนความเข้มข้นของกากมันสำปะหลัง (ต่อ)

ลำดับที่	ชุดทดลอง		ซ้ำ	% moisture	% TS
	กาก (g)	น้ำกรด (ml)			
10	100	100	1	91.52	8.48
			2	91.51	8.49
			เฉลี่ย	91.51 ± 0.01	8.49 ± 0.01
11	100	150	1	93.04	6.96
			2	92.99	7.01
			เฉลี่ย	93.02 ± 0.04	6.98 ± 0.04
12	100	200	1	93.65	6.35
			2	93.48	6.52
			เฉลี่ย	93.57 ± 0.12	6.43 ± 0.12
13	100	250	1	94.85	5.15
			2	94.79	5.21
			เฉลี่ย	94.82 ± 0.04	5.18 ± 0.04
14	100	300	1	95.58	4.42
			2	95.68	4.32
			เฉลี่ย	95.63 ± 0.07	4.37 ± 0.07
15	100	350	1	96.08	3.92
			2	96.09	3.91
			เฉลี่ย	96.08 ± 0.01	3.92 ± 0.01
16	100	400	1	96.46	3.54
			2	96.44	3.56
			เฉลี่ย	96.45 ± 0.01	3.55 ± 0.01
17	100	450	1	96.81	3.19
			2	96.79	3.21
			เฉลี่ย	96.80 ± 0.01	3.20 ± 0.01
18	100	500	1	97.03	2.97
			2	97.01	2.99
			เฉลี่ย	97.02 ± 0.01	2.98 ± 0.01
19	100	550	1	97.18	2.82
			2	97.35	2.65
			เฉลี่ย	97.27 ± 0.12	2.73 ± 0.12

ตารางที่ ก.4 ชั้นตอนที่ 2 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาอัตราภาวะความเป็นด่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min

วัน	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)									
	Control	Control*	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	0.15	0.21	3.00	6.17	3.33	3.50	1.22	2.12	2.12	4.05
3	0.35	0.45	9.10	16.58	6.88	8.50	2.77	5.62	5.28	9.55
4	0.56	0.72	15.50	26.98	10.88	14.90	6.77	12.08	8.38	15.58
5	0.77	1.06	21.67	37.23	17.88	25.32	11.30	18.77	14.27	22.75
6	0.95	1.39	27.00	43.57	24.05	32.98	17.80	26.82	20.30	30.42
7	1.16	1.71	31.67	49.40	29.55	39.87	22.67	34.13	28.43	40.75
8	1.36	2.02	35.27	55.40	35.68	47.15	27.67	41.72	36.67	49.85
9	1.53	2.27	39.73	61.90	42.18	54.68	33.18	48.78	44.40	58.87
10	1.64	2.51	43.07	67.80	48.10	62.22	38.70	55.02	49.27	65.62
11	1.78	2.82	46.42	73.62	54.12	69.25	43.73	61.12	54.31	72.70
12	1.98	3.14	50.02	79.62	60.25	76.53	48.73	68.70	59.87	79.83
13	2.16	3.47	53.52	85.95	66.42	84.20	55.23	76.75	65.91	87.50
14	2.37	3.79	57.20	91.78	71.92	91.08	60.10	84.07	71.71	94.00
15	2.57	4.11	60.80	96.78	78.05	98.37	65.10	91.65	76.94	101.10
16	2.74	4.36	64.20	103.28	84.55	105.90	70.62	98.72	83.67	107.45
17	2.85	4.60	67.53	109.12	90.47	113.43	76.13	105.72	88.55	113.88
18	2.99	4.90	70.88	114.73	96.48	120.47	81.17	111.82	93.58	119.97
19	3.19	5.22	74.57	120.57	100.48	127.35	86.03	119.13	98.81	126.47
20	3.38	5.49	78.07	125.40	104.98	133.35	91.08	126.38	103.86	132.52
21	3.56	5.77	81.28	129.90	109.65	139.37	96.15	133.82	108.36	138.68
22	3.68	6.02	84.28	134.23	114.15	145.40	101.20	141.82	112.50	144.18
23	3.78	6.29	87.30	138.57	118.20	151.45	105.87	149.67	116.60	150.18
24	3.88	6.59	89.83	143.08	122.42	157.45	110.92	157.72	120.80	156.05
25	3.98	6.84	92.33	147.62	126.92	163.48	115.92	165.72	124.70	162.02
26	4.04	7.12	94.35	152.12	131.20	169.67	120.92	173.77	128.53	168.02
27	4.11	7.42	96.35	156.63	135.60	175.75	125.95	181.75	132.50	173.97
28	4.13	7.74	98.35	160.47	139.60	180.92	130.72	188.67	136.83	179.97

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.4 ขั้นตอนที่ 2 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาอัตราภาวะความเป็นด่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)									
	Control	Control*	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
29	4.16	7.96	99.95	164.47	143.12	186.12	136.25	195.17	140.33	185.60
30	4.23	8.18	101.50	167.97	146.63	191.62	142.02	202.33	143.66	191.10
31	4.24	8.44	103.05	171.67	150.47	197.12	147.88	209.32	147.33	196.12
32	4.24	8.68	104.55	174.83	153.48	202.62	153.42	216.33	150.50	201.28
33	4.24	8.78	106.58	178.33	156.52	207.45	158.75	223.17	153.53	206.13
34	4.24	8.96	108.65	181.58	159.52	212.10	164.30	230.18	156.58	210.67
35	4.24	9.06	110.17	183.75	161.71	215.43	169.13	236.85	159.10	215.17
36	4.24	9.14	111.14	185.75	163.81	218.65	174.13	243.27	161.32	219.30
37	4.24	9.19	111.84	187.26	165.47	221.47	178.63	249.67	163.23	223.00
38	4.24	9.21	112.34	188.29	166.36	223.70	182.13	255.78	164.82	226.25
39	4.24	9.23	112.80	189.39	167.39	225.35	185.65	261.85	166.32	229.28
40	4.24	9.23	113.15	190.34	167.89	226.53	189.10	267.70	167.28	231.13
41	4.24	9.23	113.40	191.17	168.32	227.52	192.23	272.70	168.15	232.50
42	4.24	9.23	113.61	191.89	168.66	228.43	194.90	277.37	168.87	233.70
43	4.24	9.23	113.75	192.49	168.92	229.27	197.33	281.37	169.42	234.72
44	4.24	9.23	113.86	192.94	169.11	229.93	199.54	285.30	169.80	235.55
45	4.24	9.23	113.92	193.29	169.21	230.38	201.02	289.05	170.05	236.09
46	4.24	9.23	113.97	193.59	169.26	230.72	202.24	292.32	170.22	236.50
47	4.24	9.23	114.01	193.86	169.31	231.02	203.30	295.46	170.37	236.85
48	4.24	9.23	114.03	194.09	169.35	231.30	204.22	298.36	170.51	237.18
49	4.24	9.23	114.06	194.26	169.38	231.58	205.10	301.05	170.63	237.48
50	4.24	9.23	114.07	194.40	169.41	231.86	205.87	303.71	170.75	237.78
51	4.24	9.23	114.08	194.50	169.43	232.11	206.52	305.90	170.84	238.07
52	4.24	9.23	114.09	194.59	169.45	232.37	207.10	307.85	170.94	238.33
53	4.24	9.23	114.10	194.70	169.45	232.62	207.60	309.63	171.02	238.57
54	4.24	9.23	114.10	194.80	169.46	232.85	208.07	311.27	171.08	238.80
55	4.24	9.23	114.11	194.93	169.46	233.09	208.50	312.90	171.13	239.01
56	4.24	9.23	114.11	195.01	169.46	233.26	208.90	314.42	171.17	239.21

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.4 ขั้นตอนที่ 2 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาความเป็นต่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ
100 °C เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)									
	Control	Control *	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
57	4.24	9.23	114.11	195.08	169.46	233.43	209.29	315.77	171.20	239.39
58	4.24	9.23	114.11	195.18	169.46	233.59	209.65	317.16	171.21	239.55
59	4.24	9.23	114.11	195.26	169.46	233.73	209.99	318.00	171.23	239.70
60	4.24	9.23	114.11	195.32	169.46	233.86	210.30	318.80	171.23	239.81
61	4.24	9.23	114.11	195.36	169.46	233.98	210.60	319.51	171.23	239.92
62	4.24	9.23	114.11	195.40	169.46	234.10	210.86	320.13	171.23	240.01
63	4.24	9.23	114.11	195.43	169.46	234.20	211.11	320.68	171.23	240.07
64	4.24	9.23	114.11	195.44	169.46	234.29	211.34	321.16	171.23	240.12
65	4.24	9.23	114.11	195.45	169.46	234.35	211.55	321.58	171.23	240.15
66	4.24	9.23	114.11	195.45	169.46	234.39	211.76	321.96	171.23	240.17
67	4.24	9.23	114.11	195.45	169.46	234.42	211.96	322.33	171.23	240.18
68	4.24	9.23	114.11	195.45	169.46	234.45	212.14	322.64	171.23	240.18
69	4.24	9.23	114.11	195.45	169.46	234.45	212.28	322.91	171.23	240.18
70	4.24	9.23	114.11	195.45	169.46	234.45	212.39	323.14	171.23	240.18

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS



ตารางที่ ก.5 ขั้นตอนที่ 2 ปริมาณ CH₄ สะสมโดยการหาความเป็นต่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min

วัน	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)									
	Control	Control *	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
1	0.00	0.00	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0.02	0.03	0.83	2.26	1.53	1.65	0.37	0.79	1.03	2.19
3	0.06	0.08	2.53	6.10	3.16	4.28	0.89	2.13	2.11	4.12
4	0.10	0.14	4.10	10.79	4.48	7.20	2.31	5.35	3.04	6.47
5	0.13	0.26	5.64	15.93	7.18	13.08	3.93	8.12	4.93	8.89
6	0.18	0.36	6.84	18.29	9.50	16.98	5.60	11.78	7.57	12.28
7	0.23	0.46	7.99	19.82	12.08	20.5	7.23	14.86	10.76	17.05
8	0.29	0.56	8.85	22.02	14.98	24.44	8.8	18.91	13.5	21.44
9	0.34	0.65	10.00	24.63	18.05	28.77	10.71	22.85	16.31	25.85
10	0.37	0.72	10.8	27.12	20.43	33.15	13.04	26.28	17.95	29.09
11	0.40	0.82	11.61	29.70	22.90	37.27	14.96	29.36	19.59	32.5
12	0.44	0.93	12.51	32.35	25.41	41.50	16.89	33.41	21.41	35.94
13	0.49	1.04	13.35	35.02	28.11	46.05	19.48	38.26	23.73	39.65
14	0.55	1.17	14.24	37.62	30.37	49.72	21.34	42.68	26.2	42.79
15	0.60	1.28	15.11	39.73	33.05	54.05	23.33	47.24	28.73	46.45
16	0.65	1.36	16.09	42.77	36.00	58.40	25.55	51.55	31.87	49.39
17	0.68	1.45	17.06	45.61	38.72	62.59	28.30	56.30	34.09	53.35
18	0.71	1.56	17.97	48.30	41.57	66.32	30.79	60.51	36.40	56.94
19	0.76	1.68	18.95	51.14	43.52	70.16	33.24	65.61	38.84	60.92
20	0.79	1.78	19.89	53.34	45.75	73.43	35.77	70.61	41.10	64.37
21	0.84	1.89	20.74	55.23	47.98	76.65	38.24	75.41	42.98	67.87
22	0.87	1.96	21.46	57.13	50.00	80.07	40.65	80.45	44.88	70.79
23	0.89	2.09	22.19	58.64	51.59	83.06	42.96	85.31	46.42	73.70
24	0.92	2.18	22.73	60.59	53.09	86.14	45.46	90.73	48.01	76.63
25	0.95	2.26	23.27	62.38	54.78	89.25	47.89	96.27	49.62	79.35
26	0.97	2.36	23.70	64.13	56.39	92.31	50.32	101.91	51.10	82.13
27	0.98	2.45	24.12	65.74	58.05	95.44	52.75	107.36	52.65	84.94
28	0.99	2.55	24.46	66.68	59.43	97.98	54.61	111.76	54.04	87.32

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.5 ชั้นตอนที่ 2 ปริมาณ CH₄ สะสมโดยการหาความเป็นต่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)									
	Control	Control *	pH 8	pH 8 [*]	pH 9	pH 9 [*]	pH 10	pH 10 [*]	pH 11	pH 11 [*]
29	0.99	2.62	24.73	67.82	60.33	100.58	56.89	115.94	55.01	89.4
30	1.00	2.67	24.88	68.85	61.22	103.42	58.93	120.26	55.71	91.21
31	1.00	2.74	24.99	69.94	62.20	106.09	60.71	124.67	56.20	92.86
32	1.00	2.78	25.00	71.06	62.92	108.05	62.57	128.87	56.33	93.90
33	1.00	2.79	25.00	72.15	63.31	109.62	64.03	132.57	56.56	94.91
34	1.00	2.85	25.43	73.40	64.25	111.74	66.00	137.11	57.43	96.63
35	1.00	2.88	25.73	74.23	64.93	113.26	67.71	141.42	58.15	98.33
36	1.00	2.90	25.93	75.00	65.59	114.73	69.49	145.57	58.78	99.89
37	1.00	2.91	26.07	75.58	66.11	116.01	71.08	149.72	59.32	101.29
38	1.00	2.92	26.18	75.89	66.37	116.89	72.24	152.52	59.75	102.43
39	1.00	2.92	26.26	76.20	66.67	117.45	73.28	155.22	60.09	103.45
40	1.00	2.92	26.32	76.46	66.81	117.84	74.21	157.59	60.26	104.00
41	1.00	2.92	26.36	76.67	66.92	118.13	74.92	159.61	60.39	104.40
42	1.00	2.92	26.39	76.85	67.00	118.39	75.52	161.45	60.50	104.75
43	1.00	2.92	26.42	76.99	67.06	118.63	76.05	162.99	60.58	105.02
44	1.00	2.92	26.43	77.10	67.11	118.81	76.5	164.45	60.64	105.23
45	1.00	2.92	26.44	77.19	67.13	118.92	76.78	165.78	60.67	105.36
46	1.00	2.92	26.45	77.26	67.14	119.00	77.01	166.88	60.70	105.46
47	1.00	2.92	26.45	77.31	67.15	119.07	77.17	167.85	60.72	105.54
48	1.00	2.92	26.45	77.36	67.15	119.13	77.31	168.71	60.73	105.60
49	1.00	2.92	26.45	77.39	67.16	119.18	77.43	169.46	60.75	105.66
50	1.00	2.92	26.45	77.42	67.16	119.23	77.52	170.15	60.76	105.72
51	1.00	2.92	26.46	77.43	67.16	119.27	77.59	170.68	60.78	105.77
52	1.00	2.92	26.46	77.45	67.16	119.31	77.65	171.12	60.79	105.81
53	1.00	2.92	26.46	77.47	67.16	119.34	77.73	171.48	60.80	105.85
54	1.00	2.92	26.46	77.48	67.16	119.36	77.81	171.78	60.81	105.88
55	1.00	2.92	26.46	77.50	67.16	119.40	77.87	172.06	60.81	105.90
56	1.00	2.92	26.46	77.51	67.16	119.43	77.93	172.29	60.81	105.93

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.5 ชั้นตอนที่ 2 ปริมาณ CH_4 สะสม โดยการหาความเป็นด่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)									
	Control	Control *	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
57	1.00	2.92	26.46	77.51	67.16	119.46	77.97	172.50	60.82	105.94
58	1.00	2.92	26.46	77.52	67.16	119.48	78.01	172.71	60.82	105.96
59	1.00	2.92	26.46	77.53	67.16	119.50	78.05	172.83	60.82	105.97
60	1.00	2.92	26.46	77.53	67.16	119.51	78.09	172.97	60.82	105.98
61	1.00	2.92	26.46	77.54	67.16	119.53	78.12	173.07	60.82	105.98
62	1.00	2.92	26.46	77.54	67.16	119.55	78.16	173.16	60.82	105.99
63	1.00	2.92	26.46	77.54	67.16	119.56	78.19	173.24	60.82	105.99
64	1.00	2.92	26.46	77.54	67.16	119.58	78.20	173.31	60.82	105.99
65	1.00	2.92	26.46	77.54	67.16	119.59	78.22	173.37	60.82	105.99
66	1.00	2.92	26.46	77.54	67.16	119.59	78.25	173.43	60.82	105.99
67	1.00	2.92	26.46	77.54	67.16	119.60	78.27	173.49	60.82	105.99
68	1.00	2.92	26.46	77.54	67.16	119.60	78.30	173.53	60.82	105.99
69	1.00	2.92	26.46	77.54	67.16	119.60	78.32	173.57	60.82	105.99
70	1.00	2.92	26.46	77.54	67.16	119.60	78.34	173.61	60.82	105.99

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS



ตารางที่ ก.6 ขั้นตอนที่ 2 ค่า CO₂ (%) ของการหาความเป็นด่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็น
เวลา 30 min

วัน	CO ₂ (%)									
	Control	Control*	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
1	8.30	9.00	10.10	12.70	15.20	17.10	10.30	16.50	18.30	22.30
2	9.10	9.80	17.00	22.80	19.20	18.90	16.30	20.70	23.00	26.10
3	18.80	23.60	17.50	25.00	40.40	32.50	28.90	30.10	37.60	38.80
4	20.10	24.60	22.70	38.80	31.80	31.00	31.20	41.30	34.80	44.20
5	18.10	45.60	21.50	41.90	27.80	36.90	31.40	34.90	37.10	38.90
6	28.00	30.70	18.90	30.30	30.90	36.80	23.70	36.10	42.90	42.20
7	24.40	42.40	22.30	21.60	37.90	40.00	27.10	33.90	38.00	43.80
8	28.50	31.40	22.50	29.80	32.40	39.30	25.80	38.80	32.00	45.00
9	26.40	34.10	22.60	31.40	36.70	28.10	26.70	34.20	35.00	43.00
10	26.50	42.80	20.20	29.90	20.60	41.70	37.30	40.70	34.40	44.10
11	24.50	31.80	24.90	39.70	33.80	43.40	35.90	37.20	19.70	41.90
12	25.40	31.80	25.60	39.20	32.60	42.60	35.80	40.10	20.60	42.10
13	38.00	32.70	25.10	29.20	33.30	42.50	27.40	36.90	32.40	42.40
14	31.80	42.50	24.90	39.70	33.80	43.40	35.90	47.80	39.70	41.90
15	38.00	32.70	25.10	39.20	33.30	42.50	37.40	46.90	32.40	48.50
16	27.30	33.80	29.30	39.80	35.50	39.40	37.50	41.50	44.20	50.80
17	23.50	39.60	23.10	40.50	35.60	41.80	41.10	21.90	39.70	41.80
18	22.20	35.30	21.30	31.60	36.80	49.40	40.60	50.00	36.60	40.30
19	23.10	34.30	21.60	41.30	40.10	40.70	41.50	45.00	35.60	43.60
20	19.70	33.00	19.30	34.00	33.50	38.80	36.70	39.90	30.50	27.20
21	29.60	32.40	19.60	31.10	32.30	26.50	35.10	31.20	24.60	27.20
22	21.60	25.00	13.70	25.80	21.30	31.60	34.90	27.60	23.60	27.60
23	21.50	39.10	13.90	19.40	34.90	39.40	37.30	21.20	16.60	16.50
24	21.00	25.60	11.80	19.40	20.00	32.10	36.40	21.00	28.30	33.70
25	20.00	25.10	13.50	15.60	25.00	30.50	35.20	30.00	31.60	23.70
26	20.10	29.20	13.60	15.70	26.70	28.10	33.50	28.00	28.70	25.70
27	19.30	17.40	11.20	14.30	23.10	27.60	30.10	45.00	27.90	29.10

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.6 ชั้นตอนที่ 2 ค่า CO₂ (%) ของการหาความเป็นด่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	CO ₂ (%)									
	Control	Control*	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
28	16.80	30.10	9.20	18.10	28.60	29.10	20.10	36.80	20.50	30.10
29	15.40	20.10	10.10	18.90	28.50	30.10	29.80	26.10	18.30	31.20
30	15.40	21.40	8.50	20.10	20.10	39.10	30.10	30.20	23.40	27.20
31	13.40	20.40	7.50	21.50	32.20	29.30	34.10	35.30	17.90	20.10
32	12.80	18.80	5.80	23.60	18.20	24.80	28.40	35.30	13.80	16.60
33	10.30	22.70	7.90	20.70	16.60	20.70	15.60	16.00	15.60	22.70
34	20.10	10.40	17.90	21.40	22.20	25.40	18.90	30.10	20.10	21.60
35	20.10	10.40	17.90	21.40	22.20	25.40	18.90	30.10	20.10	21.60
36	20.10	10.40	17.90	21.40	22.20	25.40	18.90	30.10	20.10	21.60
37	20.10	10.40	17.90	21.40	22.20	25.40	18.90	30.10	20.10	21.60
38	11.50	13.00	15.70	16.50	13.70	18.30	21.02	20.10	15.30	15.30
39	12.10	16.40	15.40	17.50	15.30	16.80	19.30	21.80	14.30	16.40
40	13.10	8.00	18.40	17.40	16.60	15.10	14.80	15.90	11.90	12.20
41	11.30	13.00	15.40	14.30	14.30	13.40	14.50	16.70	15.50	14.30
42	10.30	12.90	12.30	15.30	15.30	14.50	14.10	17.30	14.70	14.10
43	9.40	10.30	13.10	14.70	14.70	13.70	13.50	17.60	13.50	13.70
44	9.10	9.80	13.20	24.90	15.20	17.10	10.30	20.70	18.30	16.40
45	7.30	9.00	16.80	18.60	22.70	19.50	12.40	21.00	16.60	16.40
46	6.70	5.00	17.90	19.60	16.60	18.20	15.60	21.20	16.50	23.40
47	6.50	6.30	13.70	11.80	16.60	15.10	15.30	20.10	17.40	25.70
48	0.00	0.00	16.05	19.20	18.72	17.89	16.09	21.77	17.84	25.64
49	0.00	0.00	16.31	15.30	19.24	18.28	16.98	22.32	18.29	27.62
50	0.00	0.00	16.57	11.50	19.76	18.67	17.87	22.87	18.73	29.61
51	0.00	0.00	16.83	12.30	20.28	19.06	18.76	23.42	19.17	31.59
52	0.00	0.00	17.09	16.20	20.80	19.45	19.65	23.97	19.61	33.57
53	0.00	0.00	17.35	10.00	21.32	19.84	20.54	24.52	20.06	22.80
54	0.00	0.00	17.61	13.80	21.84	20.23	21.43	25.07	20.50	22.70

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.6 ชั้นตอนที่ 2 ค่า CO₂ (%) ของการหาความเป็นด่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	CO ₂ (%)									
	Control	Control*	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
55	0.00	0.00	17.87	17.70	22.36	20.62	22.32	25.62	20.94	22.10
56	0.00	0.00	18.13	14.50	0.00	21.01	23.21	26.17	21.39	22.80
57	0.00	0.00	0.00	15.20	0.00	21.40	24.10	26.72	21.83	19.90
58	0.00	0.00	0.00	19.30	0.00	21.79	24.99	27.27	22.27	15.70
59	0.00	0.00	0.00	13.70	0.00	22.18	14.50	27.82	22.71	15.70
60	0.00	0.00	0.00	16.80	0.00	22.57	14.10	28.37	23.16	15.70
61	0.00	0.00	0.00	16.40	0.00	22.96	13.50	28.92	23.60	15.70
62	0.00	0.00	0.00	14.50	0.00	23.35	10.30	29.47	0.00	18.50
63	0.00	0.00	0.00	18.30	0.00	23.74	12.40	21.30	0.00	17.80
64	0.00	0.00	0.00	12.10	0.00	24.13	15.60	20.50	0.00	18.80
65	0.00	0.00	0.00	12.40	0.00	24.52	15.30	21.10	0.00	19.30
66	0.00	0.00	0.00	19.80	0.00	24.91	16.09	21.70	0.00	11.30
67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	25.30	15.34	22.60	0.00	13.30
68	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	25.69	15.65	22.80	0.00	15.30
69	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	18.28	15.95	23.00	0.00	17.30
70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	18.67	16.25	23.20	0.00	19.30

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.7 ชั้นตอนที่ 2 ค่า H₂S (ppm) ของการหาความเป็นต่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C
เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	H ₂ S (ppm)									
	Control	Control*	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
1	2.00	5.00	10.00	8.00	5.00	3.00	5.00	3.00	8.00	5.00
2	6.00	10.00	42.00	7.00	9.00	8.00	7.00	5.00	10.00	9.00
3	86.00	36.00	53.00	5.00	208.00	31.00	111.00	47.00	7.00	6.00
4	104.00	40.00	15.00	11.00	81.00	26.00	104.00	35.00	8.00	7.00
5	234.00	59.00	16.00	1.00	23.00	23.00	19.00	12.00	5.00	5.00
6	49.00	21.00	104.00	40.00	15.00	6.00	7.00	5.00	5.00	2.00
7	54.00	21.00	13.00	0.00	11.00	10.00	94.00	5.00	29.00	11.00
8	25.00	25.00	20.00	0.00	36.00	25.00	43.00	22.00	24.00	6.00
9	33.00	26.00	25.00	3.00	43.00	14.00	54.00	18.00	37.00	8.00
10	156.00	27.00	21.00	0.00	23.00	13.00	36.00	16.00	57.00	8.00
11	37.00	37.00	12.00	0.00	19.00	12.00	12.00	12.00	49.00	17.00
12	39.00	35.00	20.00	0.00	15.00	10.00	21.00	18.00	49.00	15.00
13	44.00	23.00	12.00	0.00	15.00	0.00	0.00	16.00	34.00	0.00
14	37.00	30.00	12.00	0.00	19.00	7.00	12.00	12.00	49.00	17.00
15	40.00	20.00	2.00	0.00	15.00	0.00	0.00	12.00	50.00	10.00
16	26.00	16.00	13.00	0.00	7.00	1.00	14.00	4.00	14.00	3.00
17	32.00	30.00	26.00	0.00	59.00	5.00	20.00	10.00	14.00	8.00
18	14.00	19.00	23.00	0.00	43.00	13.00	23.00	12.00	12.00	5.00
19	16.50	10.00	25.00	0.00	34.00	23.00	20.00	13.4	12.00	2.00
20	10.00	0.00	20.00	10.00	3.00	0.00	30.00	0.00	0.00	0.00
21	0.00	0.00	23.00	0.00	4.00	0.00	1.00	1.00	4.00	0.00
22	7.00	7.00	0.00	0.00	27.00	24.00	6.00	2.00	4.00	2.00
23	5.00	2.00	0.00	0.00	64.00	17.00	51.00	12.00	4.00	1.00
24	1.00	0.00	31.00	0.00	18.00	19.00	30.00	10.00	7.00	10.00
25	1.00	0.00	41.00	0.00	20.00	10.00	27.00	10.00	30.00	15.00
26	2.00	0.00	49.00	0.00	30.00	20.00	45.00	8.00	21.00	11.00
27	2.00	0.00	50.00	10.00	41.00	10.00	44.00	10.00	34.00	10.00

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.7 ชั้นตอนที่ 2 ค่า H₂S (ppm) ของการหาความเป็นต่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C
เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	H ₂ S (ppm)									
	Control	Control*	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
28	3.00	0.00	31.00	0.00	205.00	47.00	49.00	9.00	18.00	4.00
29	2.00	0.00	90.00	0.00	150.00	35.00	45.00	10.00	12.00	2.00
30	3.00	0.00	154.00	0.00	205.00	10.00	90.00	11.00	1.00	3.00
31	0.00	0.00	210.00	0.00	215.00	21.00	89.00	10.00	7.00	2.00
32	0.00	1.00	145.00	0.00	188.00	0.00	83.00	8.00	3.00	1.00
33	0.00	1.00	231.00	0.00	144.00	55.00	1.00	1.00	1.00	1.00
34	0.00	0.00	255.00	0.00	50.00	14.00	1.00	0.00	0.00	0.00
35	0.00	0.00	255.00	0.00	50.00	14.00	1.00	0.00	0.00	0.00
36	0.00	0.00	255.00	0.00	50.00	14.00	1.00	0.00	0.00	0.00
37	0.00	0.00	255.00	0.00	50.00	14.00	1.00	0.00	0.00	0.00
38	3.00	1.00	230.00	6.00	43.00	6.00	212.00	21.00	10.00	3.00
39	2.00	2.00	203.00	5.00	33.00	4.00	201.00	20.00	5.00	1.00
40	3.00	2.00	250.00	6.00	46.00	5.00	203.00	8.00	4.00	4.00
41	2.00	0.00	200.00	0.00	43.00	0.00	104.00	0.00	0.00	0.00
42	2.00	0.00	150.00	0.00	45.00	0.00	99.00	0.00	0.00	0.00
43	2.00	0.00	155.00	0.00	40.00	0.00	80.00	0.00	0.00	0.00
44	6.00	10.00	150.00	0.00	35.00	3.00	5.00	5.00	8.00	1.00
45	1.00	0.00	9.00	0.00	20.00	0.00	9.00	0.00	4.00	1.00
46	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	43.12	0.00	1.00	1.00
47	0.00	0.00	10.00	0.00	10.00	0.00	78.40	0.00	4.67	11.00
48	0.00	0.00	35.00	0.00	19.30	0.30	112.60	0.00	5.38	7.14
49	0.00	0.00	20.00	0.00	30.80	0.60	147.30	0.50	6.10	8.43
50	0.00	0.00	66.00	0.00	42.30	0.90	114.10	1.10	6.81	9.71
51	0.00	0.00	12.70	0.00	53.80	1.20	134.40	1.20	7.52	11.00
52	0.00	0.00	58.60	0.00	65.30	1.50	250.40	2.50	8.24	12.29
53	0.00	0.00	30.50	0.00	76.80	1.60	286.60	2.70	8.95	13.57
54	0.00	0.00	50.40	0.00	88.30	2.10	234.60	3.50	9.67	14.86

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.6 ขั้นตอนที่ 2 ค่า H₂S (ppm) ของการหาความเป็นต่าง ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	H ₂ S (ppm)									
	Control	Control*	pH 8	pH 8*	pH 9	pH 9*	pH 10	pH 10*	pH 11	pH 11*
55	0.00	0.00	90.30	0.00	99.80	2.50	324.60	4.00	10.38	16.14
56	0.00	0.00	42.40	0.00	0.00	2.70	133.90	3.40	11.10	17.43
57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.00	275.20	3.60	11.81	18.71
58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.30	254.80	4.50	12.52	20.00
59	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.20	255.30	2.50	13.24	21.29
60	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.90	375.30	4.70	13.95	22.57
61	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.20	356.70	3.50	14.67	23.86
62	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.50	354.20	6.80	0.00	25.14
63	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.80	453.70	8.00	0.00	26.43
64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.10	445.20	8.50	0.00	27.71
65	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.50	354.90	9.00	0.00	29.00
66	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	5.70	545.40	5.40	0.00	30.29
67	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	7.00	243.30	10.50	0.00	31.57
68	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	6.30	343.60	10.00	0.00	32.86
69	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.60	443.90	9.50	0.00	34.14
70	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.90	544.20	9.00	0.00	35.43

* การทดลองที่เติมเหล็กประจุศูนย์ ที่มีความเข้มข้นเหล็ก 60 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.8 ชั้นตอนที่ 3 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเดิมเหล็ก
ประจุศูนย์ในปริมาณต่างๆ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min

วัน	วันที่	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)							
		Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
1	29/4/2561	6.13	6.48	5.68	6.19	6.19	0.00	0.00	6.08
2	30/4/2561	12.40	12.83	11.39	12.39	12.08	0.00	0.00	11.94
3	1/5/2561	18.62	18.76	17.28	17.92	18.25	4.62	6.31	18.25
4	2/5/2561	24.85	24.83	23.37	24.11	24.08	9.19	12.37	24.38
5	3/5/2561	31.04	30.82	29.37	30.39	30.17	13.78	18.52	30.50
6	4/5/2561	37.24	36.86	35.41	36.49	36.27	18.37	24.65	36.56
7	5/5/2561	43.33	42.91	41.52	42.61	42.40	22.55	30.75	42.64
8	6/5/2561	49.41	48.58	47.73	48.59	48.31	26.73	36.33	48.59
9	7/5/2561	55.47	54.04	53.87	54.56	54.22	30.72	41.99	54.43
10	8/5/2561	61.43	59.71	60.03	60.67	60.00	34.71	47.37	60.04
11	9/5/2561	67.45	65.48	66.13	66.54	65.83	38.94	52.59	65.26
12	10/5/2561	73.32	71.25	72.16	72.46	71.63	43.08	57.75	70.39
13	11/5/2561	78.02	76.465	76.27	78.18	77.12	47.23	62.85	75.56
14	12/5/2561	82.93	81.76	80.73	83.88	82.56	51.16	67.92	80.67
15	13/5/2561	87.82	87.07	85.43	89.66	87.68	54.80	72.87	85.34
16	14/5/2561	92.57	92.06	90.07	95.39	92.83	58.43	77.73	89.82
17	15/5/2561	97.25	97.21	94.73	101.11	97.99	62.09	82.55	94.14
18	16/5/2561	101.88	101.94	99.56	106.92	102.92	65.54	87.06	98.55
19	17/5/2561	106.58	106.66	104.80	112.59	107.87	68.94	91.56	102.86
20	18/5/2561	111.33	111.38	109.91	118.25	112.77	72.38	96.07	107.19
21	19/5/2561	116.04	116.07	115.11	123.44	117.54	75.77	100.58	111.52
22	20/5/2561	120.82	120.58	120.16	128.44	122.08	79.22	105.01	115.86
23	21/5/2561	125.67	124.89	125.19	133.19	126.63	82.46	109.27	120.14
24	22/5/2561	130.56	128.58	129.60	138.09	131.27	85.76	113.44	124.32
25	23/5/2561	135.43	132.04	134.03	142.70	135.52	89.01	117.14	128.11
26	24/5/2561	140.17	135.48	138.31	147.23	139.51	92.12	120.78	131.69
27	25/5/2561	144.88	138.90	142.56	151.48	143.54	95.08	124.41	135.11
28	26/5/2561	149.59	142.36	146.90	155.72	147.00	97.83	127.69	138.26

* หน่วย g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.8 ชั้นตอนที่ 3 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเต็มเหล็ก
ประจุศูนย์ในปริมาณต่างๆ อุณหภูมิ 100 °C เวลาในการให้ความร้อน 30 min (ต่อ)

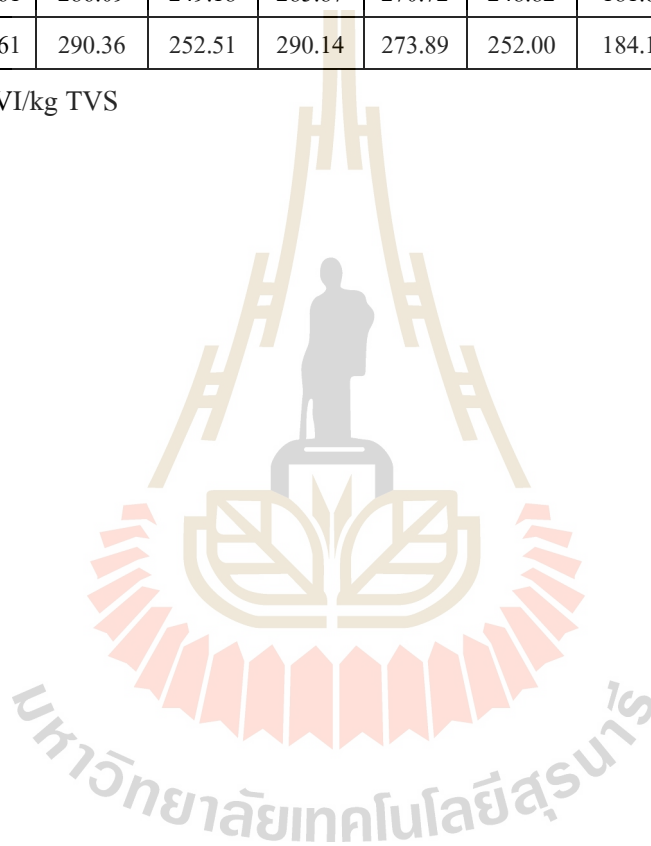
วัน	วันที่	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)							
		Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
29	27/5/2561	154.31	145.75	151.23	160.05	150.25	101.07	131.02	141.49
30	28/5/2561	158.66	149.12	155.68	164.44	153.72	103.86	134.44	144.78
31	29/5/2561	162.90	152.43	160.20	168.61	156.94	106.50	137.61	147.92
32	30/5/2561	167.34	155.73	164.63	172.79	160.15	109.37	140.76	151.11
33	31/5/2561	171.74	158.99	169.05	176.97	163.49	112.08	143.96	154.28
34	1/6/2561	176.01	162.23	173.39	181.17	166.69	114.71	147.19	157.52
35	2/6/2561	180.29	165.61	177.91	185.28	169.90	117.35	150.38	160.71
36	3/6/2561	184.58	168.92	182.37	189.41	173.10	119.95	153.58	163.91
37	4/6/2561	188.89	172.17	186.95	193.43	176.33	122.53	156.76	167.17
38	5/6/2561	193.12	175.40	191.47	197.49	179.57	125.10	159.95	170.43
39	6/6/2561	197.36	178.60	195.95	201.53	182.77	127.65	163.15	173.68
40	7/6/2561	201.58	181.92	200.41	205.51	186.02	130.45	166.25	176.82
41	8/6/2561	205.79	185.19	204.95	209.30	189.20	133.23	169.37	179.93
42	9/6/2561	210.01	188.39	208.30	213.03	192.36	135.97	172.47	183.06
43	10/6/2561	214.18	191.64	212.66	216.61	195.52	138.61	175.56	186.19
44	11/6/2561	218.51	195.08	217.08	220.04	198.68	141.21	178.65	189.32
45	12/6/2561	222.84	198.69	221.47	223.37	201.84	143.79	181.77	192.45
46	13/6/2561	227.13	202.34	225.67	226.65	205.02	146.36	184.86	195.61
47	14/6/2561	231.33	205.97	230.00	229.87	208.17	148.85	187.99	198.71
48	15/6/2561	235.53	209.32	234.29	233.07	211.26	151.41	191.11	201.83
49	16/6/2561	239.74	212.65	238.58	236.21	214.40	154.00	194.19	204.94
50	17/6/2561	243.98	215.93	242.89	239.39	217.56	156.59	197.17	208.04
51	18/6/2561	248.21	219.28	247.19	242.52	220.67	159.08	200.11	211.15
52	19/6/2561	252.42	222.65	251.51	245.68	223.78	161.58	203.17	214.19
53	20/6/2561	256.74	225.94	255.85	248.84	226.88	164.09	206.01	217.13
54	21/6/2561	261.01	229.17	260.15	251.93	230.02	166.58	208.87	219.99
55	22/6/2561	265.28	232.51	264.45	255.04	233.18	169.08	211.59	222.88
56	23/6/2561	269.51	235.99	268.72	258.18	236.28	171.59	214.28	225.73

* หน่วย g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.8 ขั้นตอนที่ 3 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเต็มเหล็ก
ประจุศูนย์ในปริมาณต่างๆ อุณหภูมิ 100 °C เวลาในการให้ความร้อน 30 min (ต่อ)

วัน	วันที่	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)							
		Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
57	24/6/2561	273.80	239.36	273.00	261.33	239.38	174.08	216.95	228.27
58	25/6/2561	278.09	242.61	277.29	264.46	242.50	176.58	219.47	230.88
59	26/6/2561	282.33	245.90	281.59	267.58	245.64	179.09	221.99	233.45
60	27/6/2561	286.09	249.18	285.87	270.72	248.82	181.60	224.57	236.00
61	28/6/2561	290.36	252.51	290.14	273.89	252.00	184.13	227.02	238.50

* หน่วย g ZVI/kg TVS



ตารางที่ ก.9 ชั้นตอนที่ 3 ปริมาณ CH₄ สะสม โดยการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์
ในปริมาณต่างๆ อุณหภูมิ 100 °C เวลาในการให้ความร้อน 30 min

วัน	วันที่	ปริมาณ CH ₄ สะสม (l)							
		Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
1	29/4/2561	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	30/4/2561	3.05	1.44	2.83	3.08	2.93	0.00	0.00	1.57
3	1/5/2561	5.72	3.52	5.71	5.74	5.45	0.92	1.96	3.51
4	2/5/2561	8.51	6.04	8.25	8.56	7.82	1.54	4.13	5.21
5	3/5/2561	11.47	7.80	11.17	11.49	10.44	2.34	6.21	7.08
6	4/5/2561	14.44	9.88	14.24	14.31	12.98	3.03	8.19	8.92
7	5/5/2561	17.47	12.26	17.54	17.23	15.66	3.51	10.18	10.90
8	6/5/2561	20.47	14.41	20.75	19.89	18.21	4.03	11.90	12.75
9	7/5/2561	23.48	15.97	23.65	22.44	20.59	4.37	13.63	14.60
10	8/5/2561	25.55	18.14	26.58	24.89	22.72	5.34	14.99	16.14
11	9/5/2561	28.38	20.39	29.64	26.93	24.95	6.70	16.14	17.32
12	10/5/2561	30.88	22.47	32.69	29.31	27.01	7.91	17.51	18.65
13	11/5/2561	32.51	23.99	33.64	31.17	28.24	9.17	18.61	19.91
14	12/5/2561	34.47	26.10	35.11	32.89	29.49	10.15	19.77	21.07
15	13/5/2561	36.20	27.69	37.12	35.10	31.01	11.18	20.90	22.14
16	14/5/2561	37.88	29.17	38.68	37.27	32.51	12.26	22.10	23.17
17	15/5/2561	39.68	30.89	40.26	39.53	34.04	13.37	23.26	24.17
18	16/5/2561	41.31	32.31	41.99	41.80	35.20	14.34	24.28	25.16
19	17/5/2561	43.29	33.84	44.58	44.11	36.66	15.37	25.42	26.17
20	18/5/2561	45.28	35.32	46.93	46.42	38.06	16.42	26.55	27.17
21	19/5/2561	47.18	36.86	49.57	47.91	39.55	17.48	27.48	28.07
22	20/5/2561	49.09	38.51	51.70	49.47	40.45	18.67	28.29	28.88
23	21/5/2561	51.50	39.72	53.75	51.18	41.62	19.57	28.97	29.73
24	22/5/2561	53.80	39.98	55.00	52.76	42.58	20.58	29.70	30.44
25	23/5/2561	56.27	40.26	56.51	54.03	43.70	21.50	30.20	31.04
26	24/5/2561	57.99	40.62	58.17	55.38	44.69	22.41	30.68	31.65
27	25/5/2561	59.81	41.04	59.59	56.34	45.61	23.21	31.22	32.29
28	26/5/2561	61.64	41.70	61.13	57.40	46.41	23.95	31.79	32.77

* หน่วย g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.9 ขั้นตอนที่ 3 ปริมาณ CH₄ สะสม โดยการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์
ในปริมาณต่างๆ อุณหภูมิ 100 °C เวลาในการให้ความร้อน 30 min (ต่อ)

วัน	วันที่	ปริมาณ CH ₄ สะสม (l)							
		Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
29	27/5/2561	63.72	42.48	63.02	58.77	47.10	25.04	32.27	33.21
30	28/5/2561	65.43	43.15	64.99	60.19	47.85	25.86	32.63	33.76
31	29/5/2561	67.32	43.85	66.99	61.36	48.50	26.61	33.03	34.23
32	30/5/2561	69.10	44.62	69.02	62.56	48.99	27.38	33.50	34.79
33	31/5/2561	70.80	45.46	70.77	63.82	49.50	28.11	33.94	35.32
34	1/6/2561	72.31	46.40	72.38	65.12	50.00	28.85	34.37	35.85
35	2/6/2561	74.17	47.39	74.47	66.28	50.56	29.73	34.68	36.33
36	3/6/2561	76.05	48.43	76.58	67.24	51.23	30.50	34.97	36.79
37	4/6/2561	77.95	49.46	78.56	68.37	51.92	31.27	35.29	37.39
38	5/6/2561	79.86	50.53	80.26	69.45	52.64	32.01	35.71	38.05
39	6/6/2561	81.78	51.67	82.06	70.39	53.33	32.76	36.22	38.71
40	7/6/2561	83.38	52.85	84.20	71.44	53.83	33.78	36.70	39.08
41	8/6/2561	84.94	53.99	86.11	72.51	54.35	34.63	37.18	39.48
42	9/6/2561	86.44	55.04	87.22	73.54	54.88	35.38	37.57	39.96
43	10/6/2561	88.05	55.93	89.04	74.34	55.54	36.17	37.96	40.49
44	11/6/2561	90.03	57.15	91.12	75.16	56.03	37.07	38.34	40.99
45	12/6/2561	91.91	58.43	93.11	75.99	56.66	37.96	38.87	41.51
46	13/6/2561	93.78	59.74	94.46	76.92	57.30	38.85	39.48	42.04
47	14/6/2561	95.33	61.01	96.42	77.75	57.87	39.68	40.01	42.52
48	15/6/2561	97.10	62.19	98.26	78.63	58.47	40.60	40.49	43.00
49	16/6/2561	98.79	63.40	100.11	79.52	59.10	41.48	41.00	43.52
50	17/6/2561	100.23	64.62	102.11	80.31	59.74	42.38	41.59	44.09
51	18/6/2561	101.69	65.66	103.90	81.05	60.34	43.23	42.16	44.66
52	19/6/2561	103.22	66.70	105.64	81.86	60.91	44.04	42.73	45.18
53	20/6/2561	104.96	67.65	107.22	82.46	61.47	44.92	43.04	45.63
54	21/6/2561	106.65	68.57	108.86	83.14	62.02	45.77	43.52	46.10
55	22/6/2561	108.49	69.83	110.78	83.92	62.60	46.51	43.80	46.45
56	23/6/2561	110.38	71.13	112.71	84.70	63.16	47.27	44.08	46.84

* หน่วย g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.9 ขั้นตอนที่ 3 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเต็มเหล็ก
ประจุศูนย์ในปริมาณต่างๆ อุณหภูมิ 100 °C เวลาในการให้ความร้อน 30 min (ต่อ)

วัน	วันที่	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (L)							
		Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
57	24/6/2561	112.35	72.43	114.72	85.48	63.73	48.03	44.37	47.21
58	25/6/2561	114.36	73.71	116.70	86.24	64.34	48.80	44.66	47.62
59	26/6/2561	116.36	74.96	118.72	86.89	64.91	49.70	44.97	47.99
60	27/6/2561	118.09	76.25	120.49	87.56	65.46	50.64	45.36	48.36
61	28/6/2561	120.16	77.60	122.32	88.19	66.03	51.65	45.72	48.72

* หน่วย g ZVI/kg TVS



ตารางที่ ก.10 ขั้นตอนที่ 3 ค่า CO₂ (%) ของการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์ใน ปริมาณต่างๆ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min

วัน	CO ₂ (%)							
	Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	45.80	18.90	47.70	46.10	48.20	24.30	13.40	25.90
3	40.00	34.40	47.40	46.20	40.40	18.10	29.20	29.80
4	44.50	40.00	42.20	46.10	43.20	9.40	37.00	28.00
5	44.90	31.70	45.80	45.20	41.00	16.70	30.80	29.20
6	42.50	32.30	43.60	42.90	39.20	13.80	28.10	28.00
7	40.50	32.10	42.10	40.60	38.00	11.00	27.40	28.50
8	39.80	32.20	41.20	39.00	37.40	12.50	26.10	27.30
9	39.30	23.50	38.70	37.80	36.30	9.50	27.00	27.90
10	28.80	32.50	38.70	36.80	35.20	20.10	22.70	24.60
11	37.60	33.10	38.60	30.90	35.60	29.10	20.00	20.00
12	35.10	31.00	38.40	35.50	34.20	26.20	25.90	24.30
13	28.80	26.30	16.40	29.00	20.60	28.60	21.50	23.10
14	34.10	31.70	32.50	25.50	21.80	22.40	23.20	21.60
15	31.40	29.10	34.50	33.60	31.10	26.80	24.50	22.30
16	29.20	26.40	25.20	32.80	30.60	28.20	28.30	22.90
17	27.90	29.70	26.20	34.20	31.70	28.90	24.90	22.10
18	29.70	29.10	31.20	32.30	23.40	26.90	25.30	21.80
19	30.70	30.10	34.60	32.90	23.70	28.10	23.40	20.60
20	30.10	31.00	32.30	32.60	22.20	28.30	23.10	20.20
21	28.40	24.10	34.00	23.10	30.20	26.30	22.50	19.60
22	27.70	28.40	28.50	26.70	19.30	29.60	20.80	17.60
23	33.80	23.20	32.00	30.90	25.60	23.20	18.90	20.10
24	30.80	17.50	22.10	28.80	20.50	25.50	21.80	16.80
25	33.00	21.80	26.80	22.90	27.90	24.30	17.40	16.10
26	25.40	21.80	30.50	28.20	27.60	25.60	17.20	18.60
27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

* หน่วย g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.10 ขั้นตอนที่ 3 ค่า CO₂ (%) ของการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์ใน ปริมาณต่างๆ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	CO ₂ (%)							
	Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
28	45.80	18.90	47.70	46.10	48.20	24.30	13.40	25.90
29	29.50	21.90	25.20	21.80	26.40	23.50	20.80	20.50
30	29.80	23.10	26.20	23.60	23.80	23.90	21.30	15.80
31	30.90	23.90	29.90	27.70	22.60	26.70	19.20	13.50
32	29.10	20.40	30.20	25.90	26.00	24.60	14.70	18.20
33	30.40	21.40	29.30	26.10	24.70	24.10	18.10	16.40
34	29.70	21.40	29.60	26.50	17.50	21.30	22.20	20.30
35	29.20	22.10	30.90	26.40	17.60	21.60	20.40	19.40
36	25.70	24.90	23.10	26.70	17.90	22.30	19.40	18.50
37	30.20	23.10	28.70	23.70	18.90	25.60	13.80	17.00
38	30.30	25.10	29.20	21.90	24.90	23.30	13.30	17.10
39	30.30	25.10	28.40	26.30	23.50	21.30	13.80	19.30
40	30.40	25.30	22.50	21.20	23.20	22.60	15.20	18.50
41	30.40	25.70	24.30	20.40	23.80	20.60	20.50	18.90
42	25.20	24.90	28.10	20.50	16.40	25.80	10.20	13.10
43	23.50	24.30	24.90	22.40	17.20	22.30	12.30	14.20
44	22.80	22.10	18.70	25.10	17.80	18.90	19.80	17.80
45	24.60	18.30	23.80	20.80	22.60	20.80	19.60	19.60
46	29.30	24.50	27.10	23.60	16.80	24.60	15.90	19.10
47	27.80	24.20	26.10	23.40	20.20	24.50	16.20	19.80
48	28.00	24.30	17.80	23.40	22.30	24.20	16.80	16.40
49	24.50	23.80	26.40	22.40	20.80	23.60	17.20	16.30
50	26.10	24.10	25.70	23.50	20.30	25.90	16.20	16.20
51	24.00	24.20	25.90	24.90	21.60	24.20	16.30	16.30
52	22.40	24.30	26.30	20.80	22.10	23.30	14.30	16.20
53	21.90	19.50	23.40	20.70	21.60	23.10	13.50	16.10
54	24.60	19.20	22.30	21.40	20.80	23.50	14.20	19.20

* หน่วย g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.10 ขั้นตอนที่ 3 ค่า CO₂ (%) ของการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์ใน ปริมาณต่างๆ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	CO ₂ (%)							
	Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
55	25.40	17.90	20.20	15.20	18.20	22.80	15.70	14.90
56	25.10	17.40	21.60	20.40	18.90	22.60	16.80	17.30
57	28.10	23.80	25.80	22.00	20.80	19.00	17.60	16.70
58	28.30	24.20	25.90	22.30	21.30	18.90	18.10	17.50
59	29.20	23.90	26.00	20.10	20.50	20.30	12.60	16.10
60	28.10	24.30	20.50	21.60	19.10	21.60	19.10	16.80
61	27.20	23.00	22.20	16.10	19.30	22.30	17.00	16.90

* หน่วย g ZVI/kg TVS



ตารางที่ ก.11 ขั้นตอนที่ 3 ค่า H₂S (ppm) ของการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์ใน ปริมาณต่างๆ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min

วัน	H ₂ S (ppm)							
	Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
2	75.00	26.00	29.00	3.40	13.00	4.00	7.00	4.00
3	58.00	13.00	17.00	3.00	1.00	2.00	1.00	3.00
4	1.00	77.00	13.00	1.00	2.00	1.00	2.00	1.00
5	162.00	7.00	36.00	3.00	2.00	2.00	3.00	2.00
6	236.00	159.00	88.00	4.00	2.00	2.00	1.00	2.00
7	316.00	70.00	173.00	80.00	3.00	2.00	2.00	1.00
8	287.00	39.00	76.00	3.00	2.00	2.00	2.00	1.00
9	302.00	3.00	2.00	1.00	1.00	0.00	1.00	1.00
10	1.00	2.00	72.00	2.00	1.00	65.00	7.00	4.00
11	361.00	145.00	106.00	4.00	2.00	2.00	1.00	1.00
12	165.00	68.00	6.00	4.00	4.00	3.00	3.00	3.00
13	5.00	4.00	4.00	4.00	3.00	3.00	3.00	3.00
14	149.00	5.00	4.00	3.00	3.00	4.00	5.00	8.00
15	124.00	8.00	5.00	5.00	5.00	5.00	4.00	4.00
16	265.00	65.00	37.00	5.00	5.00	5.00	4.00	3.00
17	273.00	27.00	6.00	4.00	5.00	4.00	4.00	4.00
18	195.00	3.00	9.00	5.00	4.00	4.00	5.00	4.00
19	304.00	5.00	94.00	3.00	5.00	5.00	4.00	5.00
20	264.00	5.00	23.00	5.00	5.00	4.00	4.00	5.00
21	310.00	36.00	78.00	2.00	2.00	1.00	21.00	9.00
22	316.00	61.00	53.00	4.00	3.00	3.00	2.00	2.00
23	361.00	5.00	2.00	1.00	1.00	1.00	0.00	1.00
24	253.00	2.00	3.00	2.00	1.00	19.00	2.00	1.00
25	13.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.00	1.00
26	2.00	17.00	21.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
27	154.00	69.00	43.00	3.00	1.00	2.00	1.00	1.00

* หน่วย g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.11 ขั้นตอนที่ 3 ค่า H₂S (ppm) ของการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์ใน ปริมาณต่างๆ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	H ₂ S (ppm)							
	Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
28	265.00	21.00	39.00	3.00	3.00	4.00	2.00	2.00
29	346.00	16.00	40.00	4.00	4.00	5.00	6.00	20.00
30	171.00	3.00	4.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
31	17.00	4.00	3.00	2.00	2.00	3.00	2.00	2.00
32	68.00	32.00	39.00	3.00	2.00	1.00	1.00	2.00
33	124.00	19.00	3.00	3.00	2.00	1.00	1.00	2.00
34	185.00	40.00	23.00	1.00	0.00	23.00	0.00	0.00
35	271.00	85.00	59.00	7.00	6.00	5.00	5.00	4.00
36	3.00	0.00	1.00	0.00	0.00	10.00	1.00	0.00
37	210.00	12.00	2.00	2.00	1.00	11.00	1.00	1.00
38	346.00	19.00	25.00	5.00	2.00	26.00	1.00	0.00
39	119.00	57.00	17.00	1.00	1.00	59.00	0.00	0.00
40	103.00	54.00	23.00	2.00	1.00	32.00	2.00	1.00
41	128.00	43.00	16.00	1.00	1.00	42.00	1.00	1.00
42	144.00	2.00	3.00	0.00	1.00	41.00	0.00	0.00
43	127.00	2.00	8.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
44	2.00	1.00	2.00	1.00	1.00	38.00	1.00	1.00
45	154.00	14.00	2.00	1.00	2.00	43.00	2.00	2.00
46	233.00	15.00	15.00	2.00	2.00	59.00	4.00	2.00
47	3.00	71.00	28.00	1.00	2.00	40.00	0.00	1.00
48	18.00	75.00	19.00	2.00	2.00	57.00	1.00	1.00
49	264.00	62.00	22.00	1.00	2.00	54.00	2.00	1.00
50	344.00	9.00	15.00	2.00	2.00	63.00	3.00	2.00
51	274.00	25.00	14.00	2.00	2.00	43.00	2.00	2.00
52	240.00	34.00	16.00	2.00	1.00	42.00	2.00	2.00
53	319.00	46.00	14.00	1.00	2.00	52.00	1.00	1.00
54	275.00	37.00	23.00	1.00	2.00	61.00	3.00	1.00

* หน่วย g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.11 ขั้นตอนที่ 3 ค่า H₂S (ppm) ของการหาปริมาณก๊าซชีวภาพเมื่อเติมเหล็กประจุศูนย์ใน ปริมาณต่างๆ ให้ความร้อนที่อุณหภูมิ 100 °C เป็นเวลา 30 min (ต่อ)

วัน	H ₂ S (ppm)							
	Without	40*	50*	60*	70*	80*	90*	100*
55	289.00	59.00	24.00	1.00	2.00	43.00	0.00	1.00
56	267.00	42.00	22.00	2.00	2.00	45.00	0.00	1.00
57	385.00	30.00	16.00	1.00	2.00	41.00	1.00	0.00
58	388.00	22.00	18.00	1.00	1.00	35.00	0.00	1.00
59	403.00	18.00	21.00	1.00	2.00	34.00	0.00	0.00
60	356.00	12.00	23.00	0.00	1.00	42.00	1.00	0.00
61	401.00	5.00	3.00	0.00	1.00	33.00	0.00	0.00

* หน่วย g ZVI/kg TVS



ตารางที่ ก.12 ขั้นตอนที่ 4 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด
ก๊าซชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C

วันที่	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)								
	Control	Control *	0 min	0 min*	20 min*	25 min*	30 min*	35 min*	40 min*
1	0.00	0.00	5.33	5.19	4.97	5.12	6.18	5.91	4.99
2	0.00	0.00	10.21	10.16	9.96	10.13	12.17	10.62	10.67
3	0.32	0.38	14.70	14.91	14.80	14.37	18.22	16.00	15.89
4	0.61	0.74	19.27	20.01	19.32	18.79	24.38	21.55	21.31
5	1.03	1.23	23.98	25.24	23.84	23.11	30.33	26.86	26.69
6	1.40	1.61	28.56	30.33	28.16	27.36	36.34	32.10	31.75
7	1.76	2.06	32.97	35.65	32.45	31.63	42.39	37.29	36.62
8	2.21	2.49	37.40	40.95	36.71	35.89	48.46	42.36	41.46
9	2.69	2.99	41.66	46.19	40.95	40.23	54.45	47.35	46.13
10	3.12	3.46	45.72	51.65	45.16	44.49	60.39	52.26	50.73
11	3.52	3.90	50.01	57.08	49.42	48.75	66.20	56.76	55.33
12	3.93	4.31	54.26	62.47	53.69	53.05	72.09	61.14	60.00
13	4.33	4.74	58.61	67.87	58.07	57.30	77.97	65.51	64.69
14	4.76	5.11	62.86	73.09	62.28	61.56	83.89	69.77	69.28
15	5.14	5.47	67.10	78.81	66.49	65.87	89.81	74.03	73.86
16	5.53	5.87	71.41	84.34	70.69	70.01	95.73	78.05	77.94
17	5.93	6.40	75.68	89.81	74.85	74.08	101.72	82.10	82.05
18	6.31	6.89	80.03	95.40	79.08	77.95	107.71	86.06	86.36
19	6.69	7.34	84.54	100.92	83.43	81.55	113.63	90.02	90.36
20	7.15	7.76	88.89	106.38	87.65	84.99	119.37	93.76	94.16
21	7.62	8.18	93.49	111.61	91.88	88.11	125.04	97.55	97.81
22	8.12	8.64	98.05	116.94	95.70	91.11	130.79	101.27	101.10
23	8.54	9.13	102.38	122.08	99.25	94.25	136.33	104.91	104.14
24	8.93	9.59	106.77	127.24	102.92	97.23	141.91	108.67	106.99
25	9.34	9.99	111.25	132.45	106.28	100.16	147.35	112.31	109.80
26	9.72	10.40	115.63	137.49	109.66	102.70	152.89	115.91	112.69
27	10.13	10.85	119.95	142.33	113.19	105.58	158.66	119.33	115.19
28	10.48	11.25	123.70	146.50	116.56	108.25	164.13	122.51	117.60

* ZVI คือ ใส่เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.12 ขั้นตอนที่ 4 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด
ก๊าซชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C (ต่อ)

วันที่	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)								
	Control	Control *	0 min	0 min *	20 min *	25 min *	30 min *	35 min *	40 min *
29	10.80	11.59	127.18	150.30	119.56	110.71	169.55	125.54	120.02
30	11.09	11.83	130.64	153.83	122.27	112.89	174.85	128.34	122.26
31	11.34	12.04	134.00	157.08	124.75	114.98	179.95	131.09	124.47
32	11.54	12.24	136.71	160.02	126.96	116.81	184.16	133.52	126.71
33	11.69	12.40	139.40	163.01	129.17	118.65	188.34	135.82	128.73
34	11.83	12.54	142.10	166.09	131.17	120.46	192.22	138.01	130.64
35	11.87	12.65	144.53	168.89	133.10	122.63	196.03	140.07	132.39
36	11.87	12.67	146.80	171.57	134.89	124.78	199.60	142.07	134.04
37	11.87	12.68	149.05	174.10	136.57	126.87	202.85	143.93	135.71
38	11.87	12.68	151.20	176.66	138.24	129.08	206.47	145.52	137.22
39	11.87	12.68	153.32	178.79	139.52	131.38	209.84	147.07	138.81
40	11.87	12.68	155.32	180.86	141.01	134.00	212.84	148.47	140.47
41	11.87	12.68	157.09	183.05	142.45	137.15	215.81	150.00	141.76
42	11.87	12.68	158.69	184.94	144.17	140.16	218.72	151.40	142.98
43	11.87	12.68	160.32	187.05	145.79	143.07	221.44	152.69	143.91
44	11.87	12.68	161.79	188.86	147.20	145.76	224.23	154.06	144.73
45	11.87	12.68	163.21	190.56	148.80	148.57	227.13	155.29	145.55
46	11.87	12.68	164.53	192.16	150.47	151.27	229.92	156.47	146.08
47	11.87	12.68	165.80	194.06	151.81	153.70	232.71	157.74	146.08
48	11.87	12.68	167.00	195.75	153.01	156.36	235.26	158.93	146.08
49	11.87	12.68	168.20	197.16	153.84	158.86	237.59	159.79	146.08
50	11.87	12.68	168.86	198.49	154.66	161.16	240.16	160.67	146.08
51	11.87	12.68	169.43	199.32	155.15	163.39	242.70	161.21	146.08
52	11.87	12.68	169.94	200.83	155.43	165.27	245.06	161.80	146.08
53	11.87	12.68	170.27	201.96	155.83	166.98	247.68	161.80	146.08
54	11.87	12.68	170.55	202.62	155.83	168.64	249.93	161.80	146.08
55	11.87	12.68	170.82	203.45	155.83	170.40	251.81	161.80	146.08
56	11.87	12.68	170.82	203.75	155.83	171.86	253.83	161.80	146.08

* ZVI คือ ใส่เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.12 ขั้นตอนที่ 4 ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม โดยการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิด
ก๊าซชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C (ต่อ)

วันที่	ปริมาณก๊าซชีวภาพสะสม (l)								
	Control	Control *	0 min	0 min *	20 min *	25 min *	30 min *	35 min *	40 min *
57	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	173.43	255.71	161.80	146.08
58	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	174.91	257.30	161.80	146.08
59	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	176.33	258.89	161.80	146.08
60	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	177.62	260.35	161.80	146.08
61	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	178.94	261.91	161.80	146.08
62	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	179.99	263.25	161.80	146.08
63	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	181.18	264.50	161.80	146.08
64	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	182.15	265.57	161.80	146.08
65	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	183.31	266.81	161.80	146.08
66	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	184.19	268.08	161.80	146.08
67	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	185.12	269.44	161.80	146.08
68	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	185.98	270.87	161.80	146.08
69	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	186.85	272.19	161.80	146.08
70	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	187.89	273.5	161.80	146.08
71	11.87	12.68	170.82	203.89	155.83	189.16	274.53	161.80	146.08

* ZVI คือ ใส่เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ ก.13 ขั้นตอนที่ 4 ปริมาณ CH₄ สะสม โดยการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซ
ชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C

วันที่	ปริมาณ CH ₄ สะสม (l)								
	Control	Control *	0 min	0 min *	20 min *	25 min *	30 min *	35 min *	40 min *
1	0.00	0.00	1.91	1.46	1.75	1.89	2.92	2.37	2.04
2	0.00	0.00	3.39	3.02	3.77	4.00	5.88	4.19	4.46
3	0.02	0.03	4.57	4.91	5.54	5.27	9.19	6.92	6.48
4	0.04	0.07	6.02	7.25	7.21	6.83	12.65	9.51	8.50
5	0.08	0.12	7.93	9.84	8.93	8.29	15.91	11.90	10.97
6	0.12	0.16	9.67	12.32	10.37	9.53	19.19	14.39	13.20
7	0.16	0.22	11.38	14.73	11.84	10.87	22.52	16.57	15.21
8	0.21	0.27	12.94	17.02	13.27	12.22	25.91	18.72	17.11
9	0.29	0.35	14.37	19.27	14.37	13.41	29.23	20.78	18.81
10	0.34	0.41	15.59	21.48	15.49	14.54	32.51	22.81	20.39
11	0.38	0.46	16.85	23.98	16.40	15.47	35.74	24.45	21.65
12	0.42	0.51	18.02	26.32	17.28	16.34	38.93	25.98	23.06
13	0.49	0.58	19.19	28.51	18.20	17.20	42.09	27.34	24.38
14	0.55	0.64	20.35	30.61	19.06	18.06	45.39	28.63	25.67
15	0.60	0.69	21.30	33.03	19.83	18.94	48.59	29.89	26.84
16	0.65	0.75	21.96	35.40	20.56	19.85	51.90	30.95	27.85
17	0.70	0.83	23.04	37.71	21.28	20.68	55.21	32.08	28.86
18	0.76	0.89	24.71	40.18	22.00	21.47	58.53	33.19	29.67
19	0.83	0.95	26.48	42.62	22.98	22.19	61.84	34.23	30.47
20	0.93	1.04	28.33	45.07	23.98	22.84	65.11	35.16	31.20
21	1.05	1.17	30.23	47.28	24.96	23.42	68.35	36.01	31.90
22	1.19	1.30	32.02	49.51	25.82	23.99	71.66	36.87	32.50
23	1.27	1.39	33.73	51.59	26.60	24.60	74.86	37.67	33.04
24	1.35	1.48	35.20	53.68	27.44	25.21	78.03	38.74	33.50
25	1.44	1.56	36.66	55.77	28.11	25.77	81.12	39.83	34.05
26	1.52	1.65	38.09	57.77	28.71	26.26	84.24	40.55	34.56
27	1.60	1.74	39.41	59.60	29.31	26.80	87.45	41.18	34.87
28	1.66	1.83	40.48	61.22	29.93	27.31	90.15	41.97	35.36

* ZVI คือ ใส่เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.13 ขั้นตอนที่ 4 ปริมาณ CH₄ สะสม โดยการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซ
ชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C (ต่อ)

วันที่	ปริมาณ CH ₄ สะสม (l)								
	Control	Control *	0 min	0 min *	20 min *	25 min *	30 min *	35 min *	40 min *
29	1.72	1.90	41.48	62.63	30.41	27.75	93.20	42.73	35.84
30	1.78	1.95	42.40	63.85	30.90	28.13	95.91	43.21	36.34
31	1.82	1.99	43.32	64.91	31.36	28.52	98.52	43.67	36.80
32	1.85	2.03	44.00	65.89	31.74	28.86	100.60	44.10	37.28
33	1.87	2.06	44.66	66.91	32.12	29.20	102.56	44.49	37.69
34	1.89	2.08	45.33	67.90	32.50	29.54	104.41	44.89	38.09
35	1.89	2.09	45.92	68.71	32.85	29.93	106.23	45.27	38.45
36	1.89	2.09	46.37	69.48	33.09	30.28	107.84	45.62	38.78
37	1.89	2.09	46.84	70.13	33.33	30.70	109.35	46.02	39.07
38	1.89	2.09	47.07	70.78	33.55	31.26	111.05	46.35	39.36
39	1.89	2.09	47.49	71.28	33.72	31.81	112.64	46.66	39.65
40	1.89	2.09	47.90	71.74	33.92	32.59	114.06	46.87	39.87
41	1.89	2.09	48.25	72.24	34.13	33.61	115.49	47.12	40.05
42	1.89	2.09	48.54	72.76	34.34	34.56	116.84	47.37	40.25
43	1.89	2.09	48.85	73.18	34.55	35.69	117.93	47.58	40.39
44	1.89	2.09	49.10	73.56	34.72	36.85	119.04	47.76	40.49
45	1.89	2.09	49.36	73.90	35.01	37.96	120.26	47.96	40.57
46	1.89	2.09	49.59	74.22	35.31	38.92	121.32	48.12	40.62
47	1.89	2.09	49.82	74.60	35.53	39.71	122.34	48.33	40.62
48	1.89	2.09	50.02	74.95	35.75	40.59	123.28	48.50	40.62
49	1.89	2.09	50.23	75.25	35.89	41.38	123.98	48.63	40.62
50	1.89	2.09	50.31	75.51	36.04	42.12	124.84	48.76	40.62
51	1.89	2.09	50.37	75.68	36.12	42.82	125.71	48.84	40.62
52	1.89	2.09	50.42	76.01	36.18	43.39	126.51	48.93	40.62
53	1.89	2.09	50.46	76.24	36.24	43.96	127.30	48.93	40.62
54	1.89	2.09	50.49	77.38	36.24	44.53	127.98	48.93	40.62
55	1.89	2.09	50.53	77.54	36.24	45.08	128.60	48.93	40.62
56	1.89	2.09	50.53	77.59	36.24	45.55	129.23	48.93	40.62

* ZVI คือ ใส่เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.13 ขั้นตอนที่ 4 ปริมาณ CH₄ สะสม โดยการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซ
ชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C (ต่อ)

วันที่	ปริมาณ CH ₄ สะสม (l)								
	Control	Control *	0 min	0 min *	20 min *	25 min *	30 min *	35 min *	40 min *
57	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	46.03	129.81	48.93	40.62
58	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	46.50	130.33	48.93	40.62
59	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	46.96	130.86	48.93	40.62
60	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	47.36	131.33	48.93	40.62
61	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	47.78	131.79	48.93	40.62
62	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	48.12	132.21	48.93	40.62
63	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	48.49	132.61	48.93	40.62
64	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	48.78	132.94	48.93	40.62
65	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	49.15	133.33	48.93	40.62
66	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	49.42	133.74	48.93	40.62
67	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	49.72	134.18	48.93	40.62
68	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	49.99	134.65	48.93	40.62
69	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	50.28	135.08	48.93	40.62
70	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	50.61	135.52	48.93	40.62
71	1.89	2.09	50.53	77.62	36.24	51.01	135.85	48.93	40.62

* ZVI คือ ใส่เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ตารางที่ ก.14 ขั้นตอนที่ 4 ค่า CO₂ (%) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ
อุณหภูมิ 100 °C

วัน	CO ₂ (%)								
	Control	Control *	0 min	0 min *	20 min*	25 min*	30 min*	35 min*	40 min*
1	6.50	1.80	33.80	33.60	42.30	47.90	46.10	50.60	45.50
2	15.60	25.30	35.90	33.40	29.80	37.90	48.10	34.00	38.60
3	43.10	54.30	27.90	39.40	35.90	48.20	36.50	42.30	34.20
4	35.30	24.20	36.50	40.50	37.80	56.40	35.90	43.00	37.00
5	37.90	33.30	33.90	38.70	37.30	55.50	35.30	33.70	40.40
6	35.80	37.20	30.50	35.40	33.80	51.60	35.90	34.50	38.20
7	24.20	30.70	31.50	32.10	35.50	52.40	35.10	32.50	35.90
8	24.60	30.20	30.20	31.20	34.60	52.80	35.90	32.30	35.10
9	27.30	31.20	28.40	27.20	29.70	58.30	35.00	33.00	33.50
10	26.50	30.10	28.20	26.50	29.90	58.10	35.00	31.20	32.20
11	26.30	29.70	28.10	29.20	27.40	52.50	34.80	31.90	27.70
12	26.40	30.30	25.80	26.80	27.50	49.10	34.80	31.90	32.10
13	28.10	31.50	25.50	25.50	28.60	49.40	35.60	29.40	31.60
14	27.30	31.00	26.30	25.60	28.30	49.60	35.90	29.20	31.20
15	26.80	30.90	25.10	29.80	27.60	49.80	34.20	28.30	30.20
16	26.20	31.30	20.90	29.90	25.30	50.80	34.30	26.10	29.30
17	26.30	30.20	24.30	29.30	24.60	49.80	34.20	26.90	22.10
18	26.20	35.30	23.60	26.10	25.80	48.50	34.60	29.80	23.60
19	26.00	34.20	32.30	26.20	21.20	47.20	33.10	26.20	23.90
20	26.10	34.10	25.10	26.60	22.70	42.30	33.60	27.30	24.80
21	30.50	30.20	24.30	24.20	22.10	42.60	32.50	23.50	26.20
22	31.90	39.10	23.30	23.20	21.90	44.20	32.60	22.30	25.10
23	27.30	35.10	23.20	24.80	21.80	42.10	33.00	24.00	25.70
24	30.60	35.10	23.10	24.60	21.30	46.40	32.30	24.10	24.20
25	31.30	35.10	19.90	25.00	21.80	43.50	32.30	24.60	24.70
26	30.20	35.60	20.20	24.60	14.10	44.40	32.40	26.20	20.50
27	29.20	34.50	18.70	23.90	13.60	42.50	32.70	24.40	23.10

* ZVI คือ ใส่เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.14 ชั้นตอนที่ 4 ค่า CO₂ (%) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ อุณหภูมิ 100 °C (ต่อ)

วัน	CO ₂ (%)								
	Control	Control *	0 min	0 min *	20 min *	25 min *	30 min *	35 min *	40 min *
28	29.20	31.20	17.50	24.60	11.70	44.10	29.00	20.40	20.10
29	28.60	32.30	17.50	23.70	12.80	40.90	32.30	21.00	21.50
30	28.70	32.60	16.50	22.20	11.20	40.10	31.60	23.90	24.40
31	26.40	30.10	16.80	21.50	11.00	42.00	32.10	23.40	24.90
32	26.90	30.20	16.50	22.20	12.00	41.60	31.60	23.60	24.90
33	29.20	29.90	15.40	22.30	11.20	40.10	31.50	21.20	23.10
34	28.40	28.70	15.20	22.90	13.00	39.20	31.50	22.60	25.10
35	24.60	28.60	15.20	20.30	15.30	39.10	31.20	22.10	25.00
36	22.10	24.30	14.20	20.10	16.40	38.40	26.70	21.80	21.90
37	20.30	24.10	16.10	19.20	16.90	31.60	26.90	22.30	23.10
38	20.60	24.60	13.20	17.10	10.70	30.10	28.10	21.70	24.20
39	20.30	22.60	14.90	16.50	10.60	32.60	28.30	20.10	22.60
40	20.10	22.90	13.40	22.80	10.80	38.10	28.20	21.30	19.00
41	20.30	23.50	15.10	22.60	10.20	37.80	28.90	22.30	23.10
42	20.10	23.10	11.60	19.60	12.30	36.50	26.50	22.90	20.40
43	18.90	22.10	14.60	21.30	13.20	36.90	23.50	22.10	19.60
44	19.60	22.60	11.40	18.10	10.40	31.20	24.00	19.50	16.20
45	20.30	22.30	11.20	18.20	11.40	30.10	26.60	20.10	17.10
46	20.40	22.40	10.20	19.10	11.30	29.10	26.20	19.80	16.20
47	20.50	22.60	10.30	19.00	11.20	27.80	26.10	19.20	13.50
48	20.10	23.10	10.10	19.50	12.30	31.20	23.70	20.10	16.50
49	20.30	21.30	11.20	20.30	11.90	29.50	20.60	19.20	19.20
50	20.80	21.60	10.70	18.20	12.10	28.70	19.60	19.80	15.20
51	21.30	22.10	12.70	18.70	12.20	27.80	20.10	19.20	15.10
52	22.30	21.30	4.90	19.90	18.10	27.10	19.70	19.20	15.80
53	21.20	21.30	13.40	18.10	11.40	26.20	25.20	14.10	12.10
54	22.20	21.60	14.10	17.90	11.90	25.60	25.50	12.50	14.10

* ZVI คือ ใส่เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.14 ขั้นตอนที่ 4 ค่า CO₂ (%) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ
อุณหภูมิ 100 °C (ต่อ)

วัน	CO ₂ (%)								
	Control	Control *	0 min	0 min *	20 min *	25 min *	30 min *	35 min *	40 min *
55	21.60	21.90	14.20	18.40	12.40	25.40	25.20	12.40	10.00
56	20.30	22.10	13.90	161.00	18.20	25.50	26.10	12.50	13.40
57	20.60	21.00	14.20	15.40	17.90	26.10	26.90	12.60	10.90
58	19.80	21.40	14.90	15.20	18.30	26.80	27.20	12.10	10.90
59	19.30	22.30	14.10	16.10	18.80	27.20	20.30	12.00	11.20
60	18.60	22.20	14.00	15.40	18.90	26.80	20.10	12.10	11.10
61	19.40	20.60	14.10	15.10	19.20	27.10	19.80	12.40	12.40
62	17.90	18.10	13.10	15.40	17.10	27.30	20.40	13.10	10.40
63	18.90	19.30	13.40	15.60	17.00	27.40	20.90	13.00	10.90
64	20.10	20.30	13.80	14.60	17.20	27.10	20.80	13.40	10.70
65	19.60	20.10	13.20	15.40	17.40	27.20	21.10	13.40	10.10
66	18.60	19.80	13.80	15.40	17.90	27.90	22.20	13.20	10.10
67	20.70	17.90	13.40	13.20	17.10	27.40	21.20	13.80	10.50
68	18.60	20.30	13.80	13.00	17.30	27.90	21.60	13.90	10.60
69	20.40	19.50	13.20	12.20	17.20	28.10	21.30	12.10	10.50
70	19.10	19.40	13.90	15.10	16.10	27.60	22.30	12.60	10.80
71	19.20	19.20	11.20	14.20	16.30	27.10	22.10	12.90	10.90

* ZVI คือ ใส่เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.15 ขั้นตอนที่ 4 ค่า H₂S (ppm) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ
อุณหภูมิ 100 °C

วัน	H ₂ S (ppm)								
	Control	Control *	0 min	0 min*	20 min*	25 min*	30 min*	35 min*	40 min*
1	40.00	31.00	87.00	56.00	132.00	135.00	81.00	133.00	122.00
2	82.00	2.00	207.00	188.00	74.00	106.00	1.00	39.00	19.00
3	249.00	210.00	216.00	237.00	49.00	216.00	115.00	146.00	8.00
4	210.00	124.00	63.00	141.00	12.00	313.00	193.00	109.00	7.00
5	225.00	248.00	18.00	77.00	12.00	315.00	111.00	117.00	9.00
6	230.00	312.00	23.00	148.00	10.00	214.00	161.00	8.00	5.00
7	235.00	217.00	125.00	162.00	13.00	210.00	159.00	19.00	12.00
8	256.00	179.00	156.00	125.00	21.00	195.00	198.00	56.00	18.00
9	282.00	223.00	10.00	7.00	18.00	218.00	247.00	117.00	77.00
10	213.00	165.00	59.00	8.00	8.00	198.00	215.00	162.00	62.00
11	221.00	134.00	3.00	1.00	1.00	242.00	277.00	25.00	10.00
12	215.00	213.00	151.00	77.00	49.00	133.00	191.00	15.00	61.00
13	256.00	220.00	212.00	92.00	51.00	268.00	120.00	17.00	29.00
14	263.00	271.00	198.00	98.00	135.00	253.00	156.00	23.00	26.00
15	272.00	124.00	215.00	165.00	162.00	198.00	73.00	21.00	16.00
16	232.00	165.00	255.00	231.00	133.00	207.00	66.00	18.00	6.00
17	242.00	152.00	165.00	159.00	132.00	132.00	113.00	52.00	15.00
18	222.00	136.00	122.00	129.00	112.00	260.00	138.00	21.00	9.00
19	132.00	152.00	132.00	132.00	125.00	204.00	98.00	23.00	15.00
20	110.00	126.00	226.00	123.00	34.00	302.00	101.00	41.00	21.00
21	135.00	145.00	112.00	112.00	132.00	207.00	65.00	55.00	95.00
22	102.00	165.00	142.00	109.00	98.00	225.00	120.00	52.00	68.00
23	125.00	156.00	154.00	55.00	44.00	324.00	188.00	49.00	39.00
24	113.00	125.00	169.00	56.00	36.00	240.00	113.00	61.00	26.00
25	122.00	146.00	14.00	44.00	33.00	284.00	56.00	66.00	56.00
26	134.00	120.00	91.00	55.00	33.00	201.00	126.00	21.00	8.00
27	109.00	145.00	53.00	11.00	41.00	114.00	132.00	21.00	77.00

* ZVI คือ ใส่เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.15 ขั้นตอนที่ 4 ค่า H₂S (ppm) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ
อุณหภูมิ 100 °C (ต่อ)

วัน	H ₂ S (ppm)								
	Control	Control *	0 min	0 min*	20 min*	25 min*	30 min*	35 min*	40 min*
28	112.00	132.00	45.00	77.00	18.00	121.00	129.00	15.00	55.00
29	132.00	165.00	10.00	52.00	20.00	139.00	6.00	20.00	32.00
30	128.00	122.00	70.00	41.00	21.00	84.00	48.00	20.00	5.00
31	119.00	124.00	40.00	32.00	20.00	133.00	29.00	18.00	20.00
32	127.00	142.00	52.00	45.00	21.00	131.00	32.00	23.00	26.00
33	123.00	132.00	37.00	41.00	22.00	105.00	81.00	21.00	18.00
34	132.00	117.00	32.00	35.00	26.00	124.00	13.00	25.00	16.00
35	56.00	98.00	12.00	23.00	20.00	126.00	32.00	13.00	13.00
36	67.00	56.00	16.00	25.00	16.00	132.00	18.00	25.00	7.00
37	58.00	78.00	14.00	31.00	18.00	98.00	8.00	21.00	18.00
38	46.00	64.00	2.00	1.00	1.00	188.00	31.00	12.00	3.00
39	55.00	38.00	23.00	0.00	3.00	168.00	79.00	13.00	12.00
40	0.00	34.00	0.00	0.00	1.00	176.00	69.00	0.00	0.00
41	0.00	36.00	13.00	19.00	12.00	138.00	25.00	16.00	17.00
42	0.00	69.00	11.00	2.00	12.00	129.00	19.00	20.00	32.00
43	0.00	75.00	17.00	16.00	21.00	121.00	34.00	6.00	26.00
44	0.00	32.00	6.00	2.00	10.00	122.00	28.00	0.00	0.00
45	0.00	19.00	6.00	12.00	12.00	143.00	20.00	0.00	0.00
46	0.00	21.00	29.00	16.00	24.00	102.00	11.00	0.00	0.00
47	0.00	0.00	23.00	21.00	0.00	95.00	39.00	11.00	7.00
48	0.00	0.00	34.00	3.00	16.00	109.00	41.00	9.00	9.00
49	0.00	0.00	19.00	14.00	0.00	101.00	19.00	24.00	11.00
50	0.00	0.00	0.00	0.00	20.00	96.00	6.00	0.00	0.00
51	0.00	0.00	0.00	0.00	38.00	87.00	8.00	0.00	0.00
52	0.00	0.00	2.00	10.00	34.00	104.00	2.00	3.00	0.00
53	0.00	0.00	0.00	0.00	12.00	82.00	64.00	0.00	0.00
54	0.00	0.00	0.00	0.00	18.00	91.00	82.00	12.00	0.00

* ZVI คือ ใส่เหล็กประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.15 ขั้นตอนที่ 4 ค่า H₂S (ppm) ของการหาระยะเวลาให้ความร้อนต่อการเกิดก๊าซชีวภาพ
อุณหภูมิ 100 °C (ต่อ)

วัน	H ₂ S (ppm)								
	Control	Control *	0 min	0 min*	20 min*	25 min*	30 min*	35 min*	40 min*
55	0.00	0.00	0.00	0.00	19.00	87.00	18.00	0.00	0.00
56	0.00	0.00	0.00	0.00	12.00	74.00	24.00	0.00	0.00
57	0.00	0.00	0.00	0.00	21.00	92.00	14.00	8.00	6.00
58	0.00	0.00	0.00	0.00	32.00	72.00	16.00	11.00	6.00
59	0.00	0.00	3.00	0.00	27.00	96.00	2.00	0.00	0.00
60	0.00	0.00	0.00	0.00	28.00	76.00	14.00	0.00	0.00
61	0.00	0.00	0.00	0.00	31.00	42.00	11.00	0.00	0.00
62	0.00	0.00	0.00	0.00	38.00	27.00	15.00	0.00	0.00
63	0.00	0.00	0.00	0.00	54.00	36.00	16.00	0.00	0.00
64	0.00	0.00	0.00	0.00	76.00	21.00	0.00	0.00	0.00
65	0.00	0.00	0.00	0.00	12.00	16.00	0.00	0.00	0.00
66	0.00	0.00	0.00	0.00	67.00	12.00	0.00	0.00	0.00
67	0.00	0.00	0.00	48.00	48.00	13.00	0.00	0.00	0.00
68	0.00	0.00	0.00	0.00	46.00	24.00	0.00	0.00	0.00
69	0.00	0.00	0.00	0.00	21.00	0.00	0.00	0.00	0.00
70	0.00	0.00	0.00	0.00	12.00	13.00	0.00	0.00	0.00
71	0.00	0.00	0.00	0.00	13.00	25.00	0.00	0.00	0.00

* ZVI คือ ใ้เหล็กที่ประจุศูนย์ที่ความเข้มข้น 50 g ZVI/kg TVS

ตารางที่ ก.16 ชั้นตอนที่ 5 ปริมาณ CH_4 ต่อวัน HRT 20 days โดยการทดลองแบบกวนสมบูรณ์

(Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR)

วัน	วันที่	ปริมาณ CH_4 ต่อวัน (l)		
		pH 7	pH 10	pH 10 with ZVI
1	12/5/2562	4.15	12.69	13.56
2	13/5/2562	7.65	21.56	12.62
3	14/5/2562	5.85	28.82	12.57
4	15/5/2562	4.85	36.36	9.92
5	16/5/2562	4.53	41.04	7.82
6	17/5/2562	4.80	45.14	6.13
7	18/5/2562	4.79	49.50	6.40
8	19/5/2562	4.82	54.34	6.43
9	20/5/2562	4.30	59.52	6.58
10	21/5/2562	4.10	64.87	7.05
11	22/5/2562	4.50	68.80	6.49
12	23/5/2562	3.69	73.59	5.82
13	24/5/2562	3.36	77.66	6.21
14	25/5/2562	2.88	81.95	7.03
15	26/5/2562	3.29	87.81	8.44
16	27/5/2562	4.72	91.75	5.93
17	28/5/2562	2.88	96.29	5.07
18	29/5/2562	2.88	100.58	5.31
19	30/5/2562	2.72	104.48	5.29
20	31/5/2562	5.16	110.41	8.16
21	1/6/2562	2.67	113.99	5.11
22	2/6/2562	3.04	118.26	6.08
23	3/6/2562	3.34	122.98	5.66
24	4/6/2562	3.66	127.23	6.11
25	5/6/2562	3.34	131.64	5.51
26	6/6/2562	3.59	136.62	5.28
27	7/6/2562	2.98	141.23	5.13
28	8/6/2562	2.26	145.90	5.73

ตารางที่ ก.16 ขั้นตอนที่ 5 ปริมาณ CH_4 ต่อวัน HRT 20 days โดยการทดลองแบบกวนสมบูรณ์

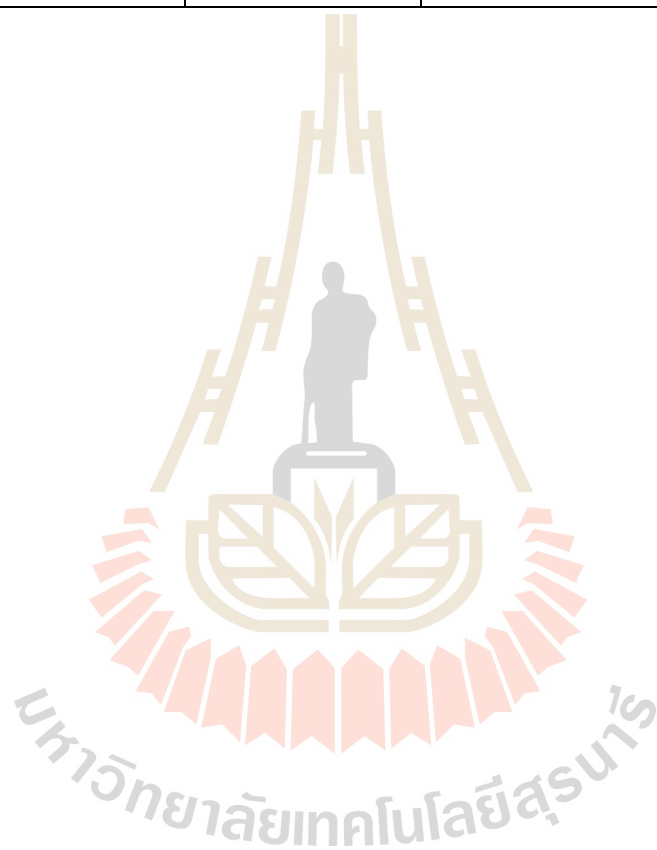
(Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) (ต่อ)

วัน	วันที่	ปริมาณ CH_4 ต่อวัน (l)		
		pH 7	pH 10	pH 10 with ZVI
29	9/6/2562	2.71	4.52	5.31
30	10/6/2562	3.16	4.21	5.16
31	11/6/2562	2.15	4.10	5.06
32	12/6/2562	2.54	4.78	6.09
33	13/6/2562	2.54	4.64	5.62
34	14/6/2562	3.21	4.93	5.96
35	15/6/2562	3.14	4.39	5.54
36	16/6/2562	2.77	4.45	5.00
37	17/6/2562	2.52	3.26	6.22
38	18/6/2562	3.00	4.61	5.31
39	19/6/2562	2.63	3.65	5.17
40	20/6/2562	2.66	3.91	4.35
41	21/6/2562	2.89	4.05	5.46
42	22/6/2562	3.36	4.31	5.68
43	23/6/2562	2.58	3.97	5.81
44	24/6/2562	3.22	3.22	4.69
45	25/6/2562	2.98	3.38	5.90
46	26/6/2562	2.64	3.37	6.04
47	27/6/2562	2.43	3.64	6.43
48	28/6/2562	2.65	2.65	5.30
49	29/6/2562	3.34	3.76	5.64
50	30/6/2562	3.36	3.91	6.02
51	1/7/2562	2.98	3.91	5.68
52	2/7/2562	2.74	3.68	5.63
53	3/7/2562	2.34	3.41	5.71
54	4/7/2562	2.32	3.18	6.54
55	5/7/2562	3.15	4.04	5.31
56	6/7/2562	2.03	2.98	5.12

ตารางที่ ก.16 ขั้นตอนที่ 5 ปริมาณ CH_4 ต่อวัน HRT 20 days โดยการทดลองแบบกวนสมบูรณ์

(Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) (ต่อ)

วัน	วันที่	ปริมาณ CH_4 ต่อวัน (l)		
		pH 7	pH 10	pH 10 with ZVI
57	13/6/2562	2.23	2.94	5.13
58	14/6/2562	2.47	3.41	4.51
59	15/6/2562	3.05	3.82	5.03
60	16/6/2562	3.78	3.42	5.52



ตารางที่ ก.17 ชั้นตอนที่ 5 ค่า CO₂ (%) และ H₂S (ppm) ของ HRT 20 days การทดลองแบบกวน
 สมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR)

วัน	pH 7		pH 10		pH 10 with ZVI	
	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)
1	33.80	4.00	37.60	6.00	39.80	6.00
2	39.00	7.00	37.30	20.00	39.10	15.00
3	38.70	8.00	35.80	27.00	36.80	28.00
4	38.50	27.00	38.90	31.00	39.20	9.00
5	37.80	6.00	36.30	75.00	37.00	50.00
6	39.80	8.00	34.00	77.00	33.70	69.00
7	39.10	20.00	34.00	96.00	34.50	100.00
8	38.20	21.00	34.50	10.00	34.50	90.00
9	37.50	27.00	33.80	112.00	33.90	73.00
10	38.50	32.00	37.80	96.00	33.70	47.00
11	38.30	18.00	34.00	98.00	34.20	91.00
12	37.70	25.00	32.70	98.00	33.10	88.00
13	37.10	31.00	32.10	128.00	31.60	127.00
14	36.30	118.00	32.60	109.00	32.40	118.00
15	35.20	106.00	32.90	112.00	33.50	116.00
16	32.60	135.00	33.40	108.00	31.20	96.00
17	36.50	154.00	34.10	144.00	34.10	102.00
18	36.50	110.00	32.60	132.00	33.40	132.00
19	37.10	135.00	32.10	102.00	34.60	120.00
20	36.90	142.00	32.00	93.00	33.60	121.00
21	35.40	102.00	32.60	92.00	32.60	95.00
22	36.20	96.00	33.10	85.00	34.10	97.00
23	37.90	123.00	34.20	102.00	33.20	86.00
24	38.20	112.00	33.80	130.00	34.70	93.00
25	37.60	94.00	33.70	112.00	33.30	112.00
26	32.20	112.00	33.40	94.00	34.40	72.00
27	31.40	105.00	33.70	120.00	34.90	130.00
28	31.50	122.00	33.20	126.00	33.90	136.00

ตารางที่ ก.17 ชั้นตอนที่ 5 ค่า CO₂ (%) และ H₂S (ppm) ของ HRT 20 days การทดลองแบบกวน
 สมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) (ต่อ)

วัน	pH 7		pH 10		pH 10 with ZVI	
	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO ₂ (%)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO ₂ (%)
29	32.60	150.00	33.90	132.00	34.50	156.00
30	32.10	132.00	32.80	124.00	34.30	147.00
31	31.80	147.00	30.40	112.00	35.10	152.00
32	31.40	124.00	30.40	104.00	33.40	125.00
33	31.90	138.00	30.90	102.00	33.20	132.00
34	32.30	146.00	30.30	92.00	33.60	163.00
35	31.20	132.00	30.70	143.00	33.60	158.00
36	31.50	126.00	32.10	113.00	34.20	108.00
37	32.60	122.00	31.20	136.00	34.10	122.00
38	31.20	126.00	32.60	142.00	33.70	125.00
39	31.50	132.00	31.30	124.00	32.10	144.00
40	30.50	202.00	33.40	205.00	33.60	186.00
41	30.50	165.00	33.00	146.00	34.20	117.00
42	32.20	198.00	35.90	155.00	35.80	189.00
43	32.10	146.00	33.40	127.00	33.20	132.00
44	33.20	147.00	34.10	123.00	34.80	122.00
45	33.40	120.00	33.60	153.00	35.00	170.00
46	33.20	100.00	32.70	149.00	33.80	163.00
47	34.60	122.00	32.10	132.00	33.90	152.00
48	37.40	127.00	33.00	152.00	34.50	144.00
49	34.10	136.00	33.20	172.00	35.40	112.00
50	32.10	132.00	31.40	176.00	33.90	136.00
51	31.00	157.00	32.30	148.00	34.30	121.00
52	31.30	149.00	33.60	172.00	34.00	143.00
53	32.80	150.00	31.50	126.00	35.90	147.00
54	35.50	174.00	36.50	143.00	34.80	108.00
55	32.10	136.00	33.40	124.00	34.50	102.00
56	34.20	128.00	33.10	149.00	33.20	131.00

ตารางที่ ก.17 ชั้นตอนที่ 5 ค่า CO₂ (%) และ H₂S (ppm) ของ HRT 20 days การทดลองแบบกวน
 สมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) (ต่อ)

วัน	pH 7		pH 10		pH 10 with ZVI	
	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)
57	34.00	111.00	32.80	147.00	32.90	140.00
58	33.10	134.00	30.30	139.00	33.10	144.00
59	30.40	136.00	31.20	124.00	32.90	117.00
60	30.70	146.00	31.80	127.00	33.20	123.00
61	34.20	136.00	31.30	167.00	33.00	114.00



ตารางที่ ก.18 ขั้นตอนที่ 5 ปริมาณ CH_4 ต่อวัน HRT 60 days โดยการทดลองแบบกวนสมบูรณ์

(Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR)

วัน	วันที่	ปริมาณ CH_4 ต่อวัน (l)		
		pH 7	pH 10	pH 10 with ZVI
1	8/2/2562	0.87	1.52	1.63
2	8/3/2562	0.84	1.29	2.48
3	8/4/2562	0.87	1.79	1.83
4	8/5/2562	1.07	1.60	2.74
5	8/6/2562	1.10	1.45	2.81
6	8/7/2562	0.88	1.51	2.69
7	8/8/2562	1.19	1.67	2.55
8	8/9/2562	1.26	1.63	2.81
9	8/10/2562	1.44	1.85	2.91
10	8/11/2562	1.44	1.88	1.85
11	8/12/2562	1.15	1.55	2.87
12	8/13/2562	1.30	1.59	2.87
13	8/14/2562	1.27	1.64	2.44
14	8/15/2562	1.09	1.57	2.65
15	8/16/2562	0.99	1.50	2.25
16	8/17/2562	0.85	1.63	2.93
17	8/18/2562	0.73	1.09	1.60
18	8/19/2562	1.27	1.79	2.73
19	8/20/2562	1.34	2.03	2.56
20	8/21/2562	0.65	0.63	1.32
21	8/22/2562	1.23	1.57	2.69
22	8/23/2562	1.08	1.60	2.73
23	8/24/2562	1.00	1.63	2.87
24	8/25/2562	0.67	1.63	2.83
25	8/26/2562	1.00	1.49	2.38
26	8/27/2562	0.49	0.75	1.29
27	8/28/2562	0.56	0.76	3.07
28	8/29/2562	0.49	0.72	1.57
29	8/30/2562	0.55	0.73	1.24

ตารางที่ ก.18 ขั้นตอนที่ 5 ปริมาณ CH_4 ต่อวัน HRT 60 days โดยการทดลองแบบกวนสมบูรณ์
(Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) (ต่อ)

วัน	วันที่	ปริมาณ CH_4 ต่อวัน (l)		
		pH 7	pH 10	pH 10 with ZVI
30	8/31/2562	0.55	0.90	1.46
31	9/1/2562	0.90	1.32	1.24
32	9/2/2562	0.57	0.99	1.51
33	9/3/2562	0.56	0.78	1.56
34	9/4/2562	0.72	1.03	1.49
35	9/5/2562	0.56	1.00	1.34
36	9/6/2562	0.77	1.06	1.40
37	9/7/2562	0.84	1.20	1.56
38	9/8/2562	0.45	0.72	1.46
39	9/9/2562	0.61	0.93	1.55
40	9/10/2562	0.60	0.63	1.50
41	9/11/2562	0.54	1.10	1.43
42	9/12/2562	0.81	1.17	1.38
43	9/13/2562	0.84	1.27	1.47
44	9/14/2562	0.53	0.88	1.58
45	9/15/2562	0.49	0.72	1.41
46	9/16/2562	0.61	0.98	1.56
47	9/17/2562	0.67	1.05	1.49
48	9/18/2562	0.55	0.98	1.49
49	9/19/2562	0.66	1.20	1.46
50	9/20/2562	0.69	0.91	1.58
51	9/21/2562	0.76	0.99	1.61
52	9/22/2562	0.81	1.12	1.58
53	9/23/2562	0.77	0.96	1.38
54	9/24/2562	0.65	1.11	1.38
55	9/25/2562	0.57	0.98	1.46

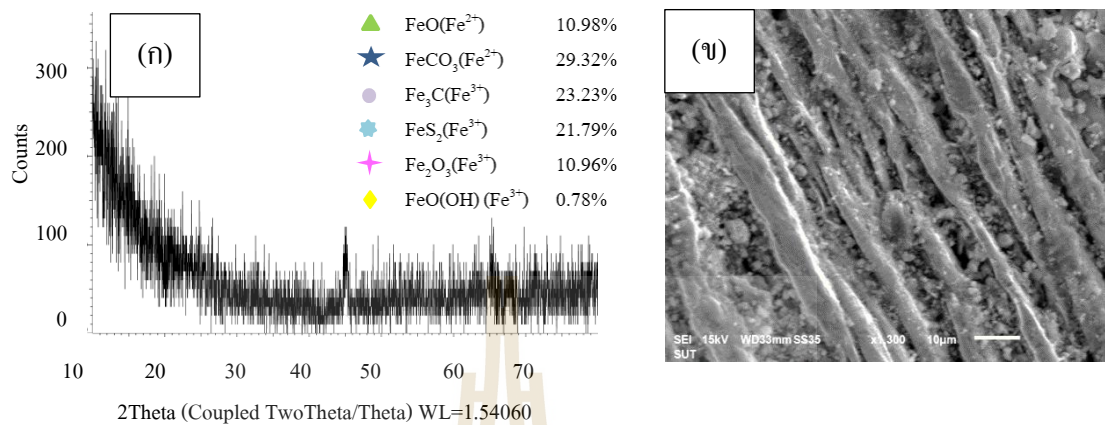
ตารางที่ ก.19 ชั้นตอนที่ 5 ค่า CO₂ (%) และ H₂S (ppm) ของ HRT 60 days การทดลองแบบกวน
 สมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR)

วัน	pH 7		pH 10		pH 10 with ZVI	
	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)
1	31.00	113.00	30.00	192.00	30.00	149.00
2	30.20	113.00	29.80	102.00	30.90	127.00
3	30.40	124.00	29.80	103.00	30.80	124.00
4	30.50	125.00	31.20	114.00	29.70	135.00
5	31.20	121.00	30.40	127.00	31.20	120.00
6	30.10	123.00	29.80	147.00	33.40	124.00
7	32.10	129.00	31.20	147.00	30.10	163.00
8	29.90	124.00	30.20	138.00	31.20	134.00
9	30.20	121.00	29.80	198.00	29.80	163.00
10	30.30	113.00	29.90	205.00	29.90	179.00
11	29.80	127.00	30.80	240.00	30.80	138.00
12	29.50	148.00	30.50	197.00	30.10	174.00
13	30.10	136.00	31.40	196.00	30.30	113.00
14	30.30	147.00	30.40	185.00	31.20	127.00
15	31.20	186.00	30.90	214.00	30.40	127.00
16	29.40	127.00	29.20	20.10	30.90	168.00
17	29.50	118.00	29.90	205.00	30.10	170.00
18	29.20	110.00	28.90	216.00	30.20	147.00
19	30.20	130.00	30.40	272.00	30.30	220.00
20	30.10	140.00	30.20	192.00	30.10	133.00
21	29.40	163.00	30.20	201.00	32.50	147.00
22	28.50	174.00	29.70	197.00	30.80	124.00
23	30.20	143.00	30.80	195.00	31.20	138.00
24	29.70	156.00	28.40	187.00	30.80	127.00
25	30.10	147.00	30.70	163.00	30.50	114.00
26	28.90	156.00	29.60	135.00	30.10	98.00
27	29.60	162.00	30.10	124.00	26.10	93.00
28	29.10	101.00	29.40	220.00	29.20	117.00

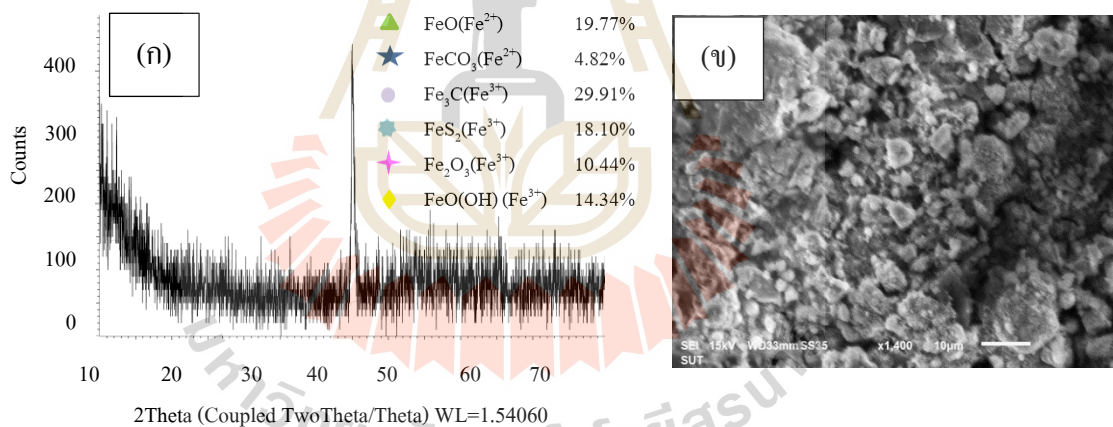
ตารางที่ ก.19 ขั้นตอนที่ 5 ค่า CO₂ (%) และ H₂S (ppm) ของ HRT 20 days การทดลองแบบกวน
 สมบูรณ์ (Continuous Stirred Tank Reactor, CSTR) (ต่อ)

วัน	pH 7		pH 10		pH 10 with ZVI	
	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)	CO ₂ (%)	H ₂ S (ppm)
29	28.10	163.00	29.40	84.00	28.70	70.00
30	30.20	120.00	28.20	132.00	27.40	112.00
31	31.30	97.00	28.00	98.00	36.40	86.00
32	32.10	162.00	28.60	125.00	29.10	124.00
33	31.30	122.00	28.00	206.00	28.40	142.00
34	30.10	114.00	27.70	198.00	28.10	105.00
35	30.20	166.00	27.50	126.00	28.10	131.00
36	29.50	152.00	29.10	121.00	27.40	115.00
37	28.40	165.00	27.10	115.00	26.50	105.00
38	30.10	126.00	28.50	123.00	28.70	116.00
39	29.40	142.00	28.30	108.00	29.40	98.00
40	29.70	153.00	27.40	97.00	28.10	123.00
41	30.30	152.00	28.10	132.00	24.50	115.00
42	29.20	171.00	28.10	125.00	23.60	95.00
43	30.10	129.00	27.60	129.00	25.10	104.00
44	30.70	110.00	28.70	117.00	29.20	118.00
45	30.20	134.00	27.90	124.00	24.20	112.00
46	28.90	159.00	26.90	136.00	23.50	103.00
47	29.40	132.00	27.40	125.00	24.60	96.00
48	30.60	125.00	25.90	122.00	28.40	124.00
49	30.40	118.00	28.90	113.00	29.20	129.00
50	27.60	136.00	26.50	125.00	27.40	115.00
51	29.10	145.00	28.10	113.00	26.30	125.00
52	26.40	201.00	27.90	124.00	25.40	114.00
53	29.40	192.00	28.30	132.00	23.10	121.00
54	30.10	135.00	29.10	142.00	26.80	120.00
55	31.20	125.00	28.40	109.00	27.40	116.00

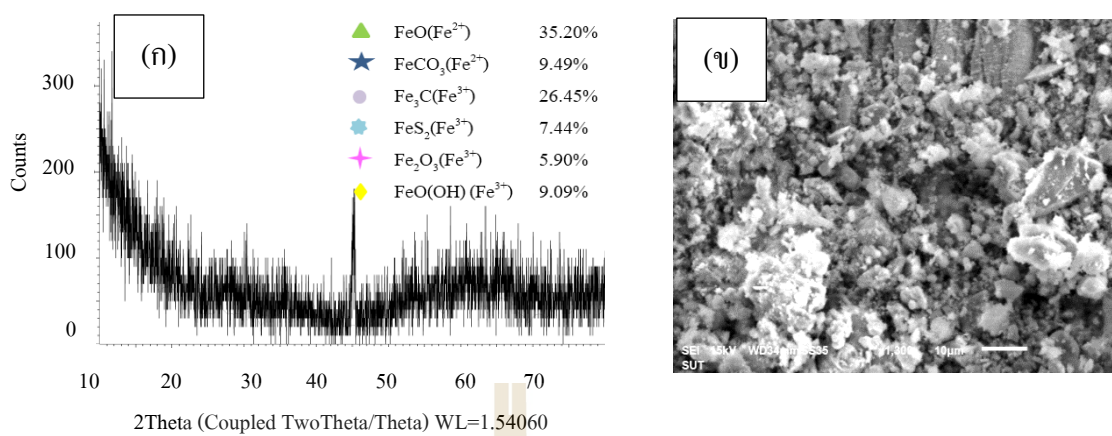
ก.2 ลักษณะทางสัณฐานของเหล็กประจุศูนย์ในระบบ CSTR โดยใช้ HRT 20 days



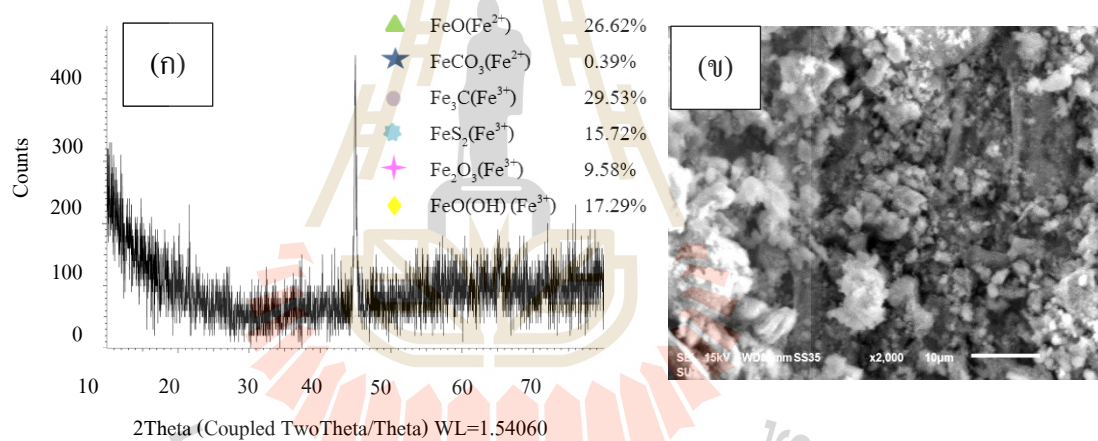
รูปที่ ก.6 ZVI วันที่ 4 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



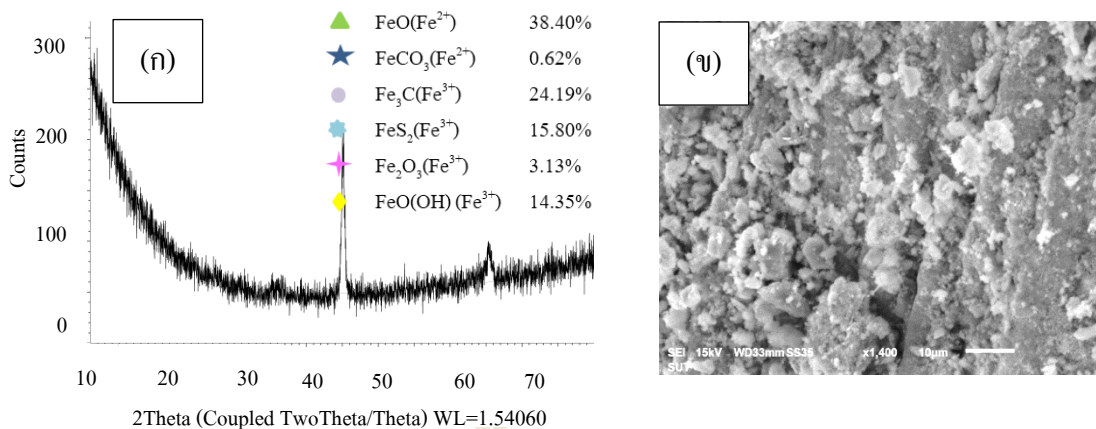
รูปที่ ก.7 ZVI วันที่ 5 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



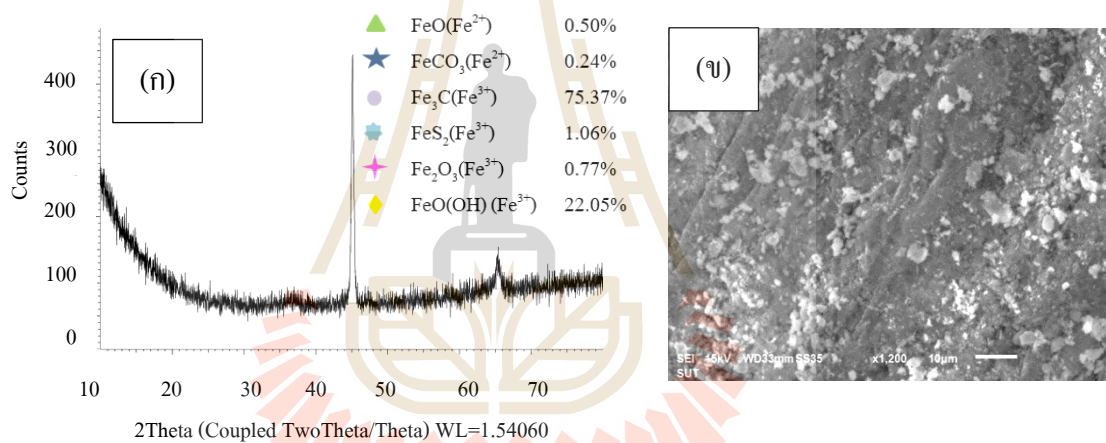
รูปที่ ก.8 ZVI วันที่ 6 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



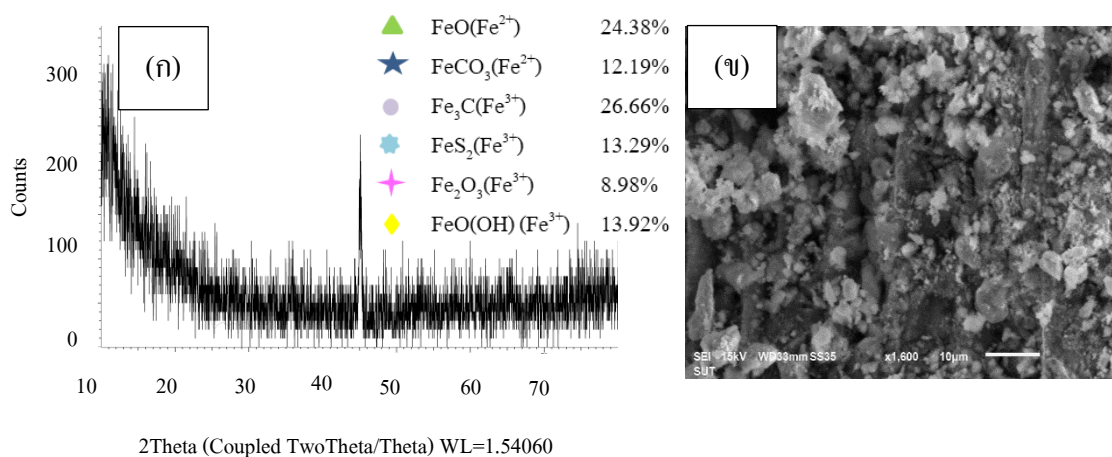
รูปที่ ก.9 ZVI วันที่ 7 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



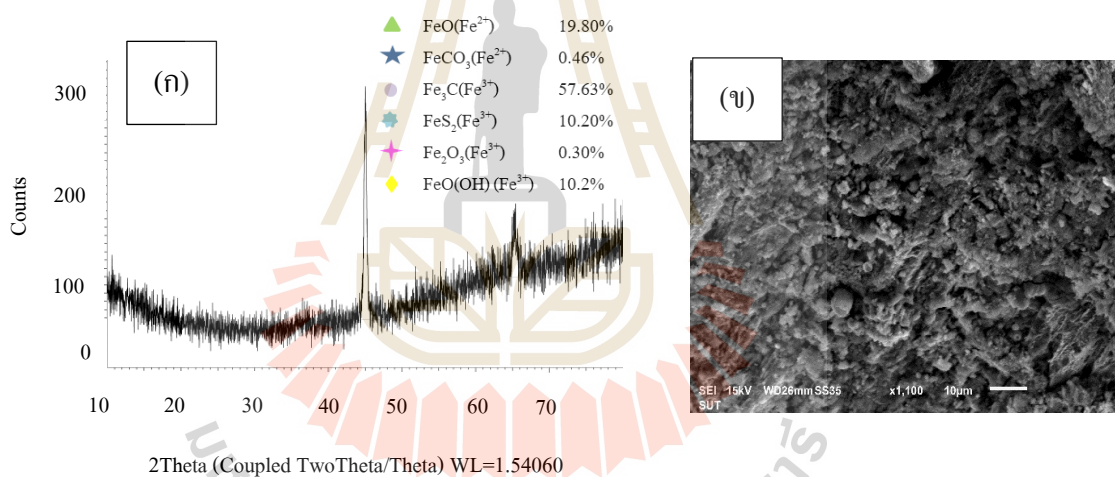
รูปที่ ก.10 ZVI วันที่ 8 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



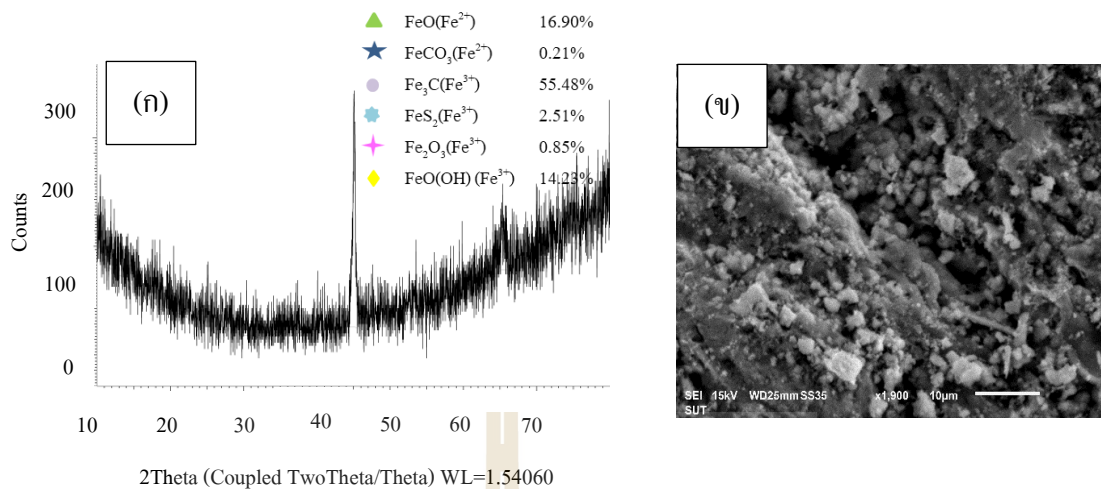
รูปที่ ก.11 ZVI วันที่ 9 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



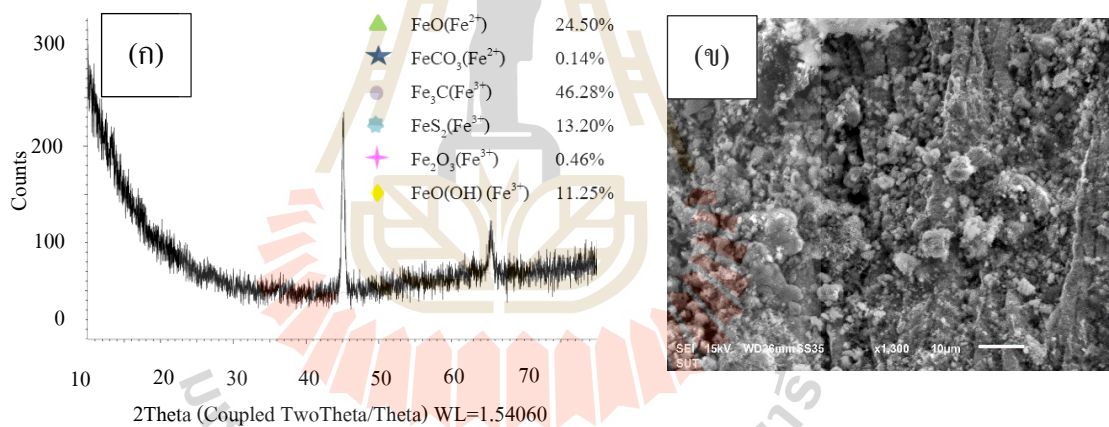
รูปที่ ก.12 ZVI วันที่ 10 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



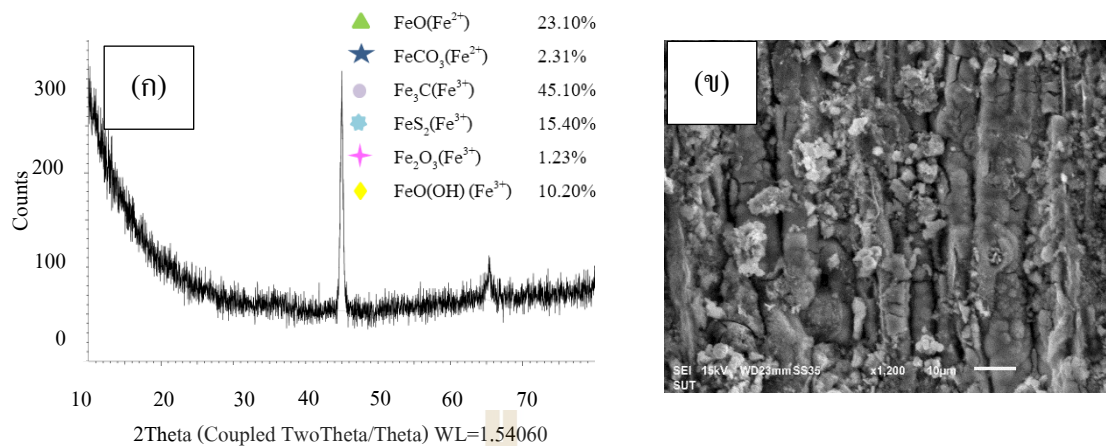
รูปที่ ก.13 ZVI วันที่ 11 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



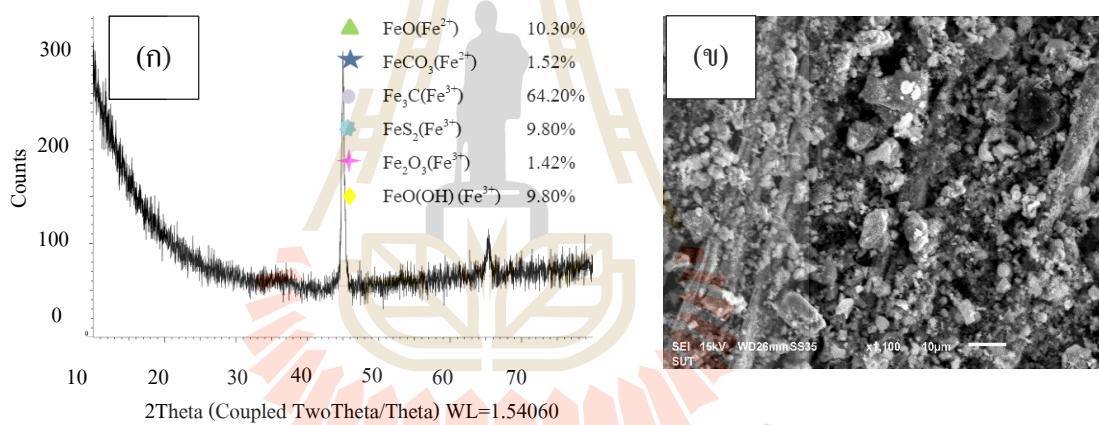
รูปที่ ก.14 ZVI วันที่ 12 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



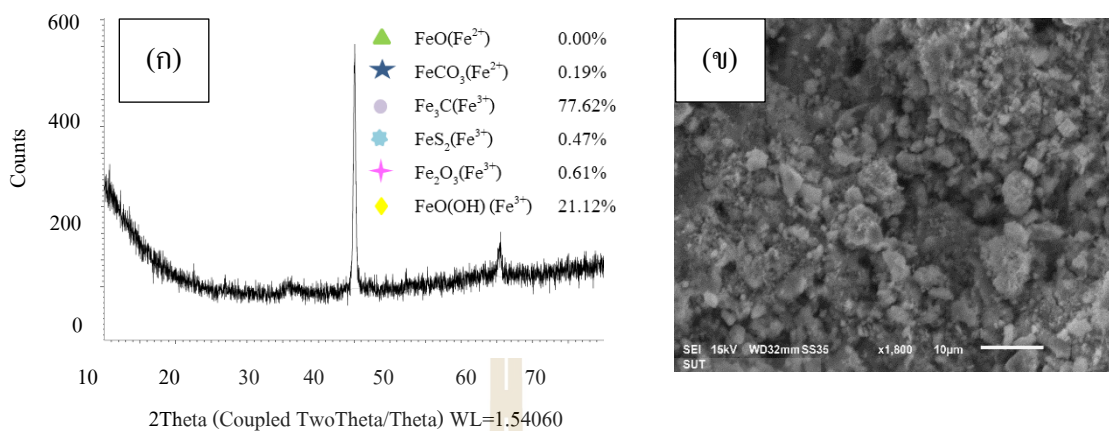
รูปที่ ก.15 ZVI วันที่ 13 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



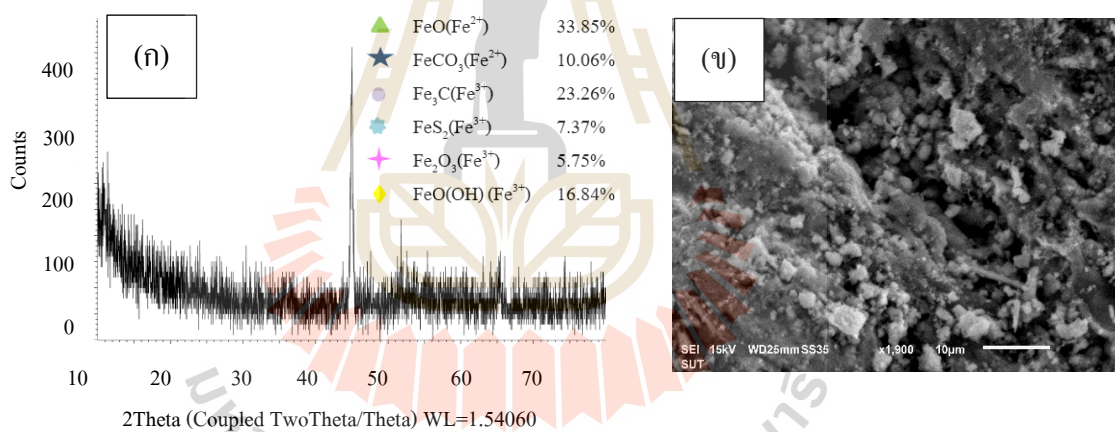
รูปที่ ก.16 ZVI วันที่ 14 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



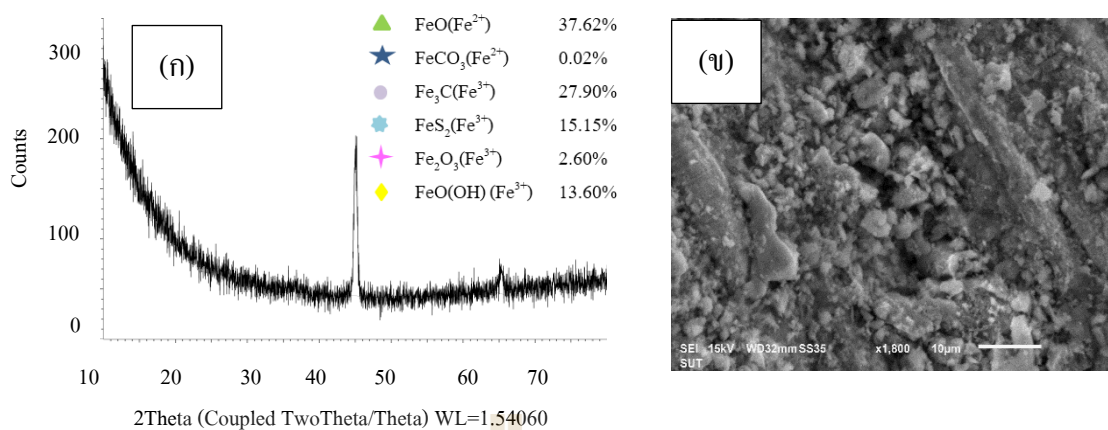
รูปที่ ก.17 ZVI วันที่ 15 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



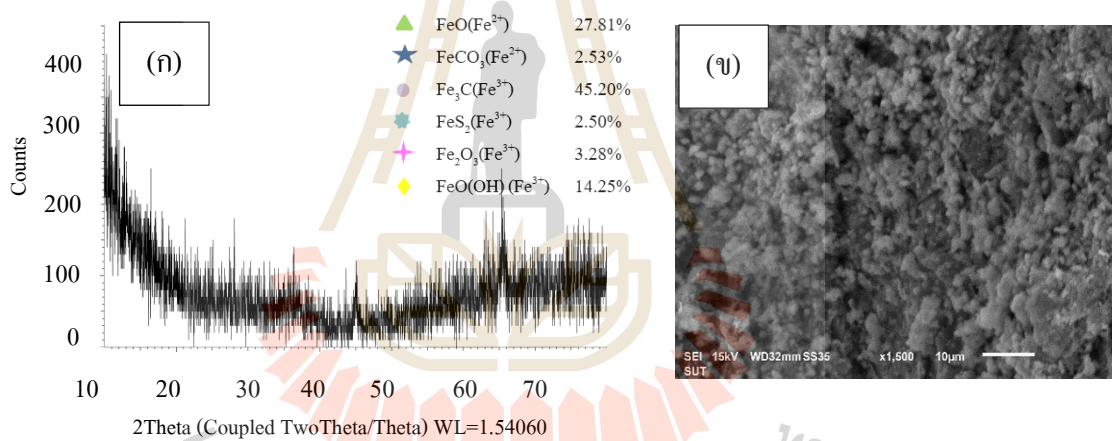
รูปที่ ก.18 ZVI วันที่ 16 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



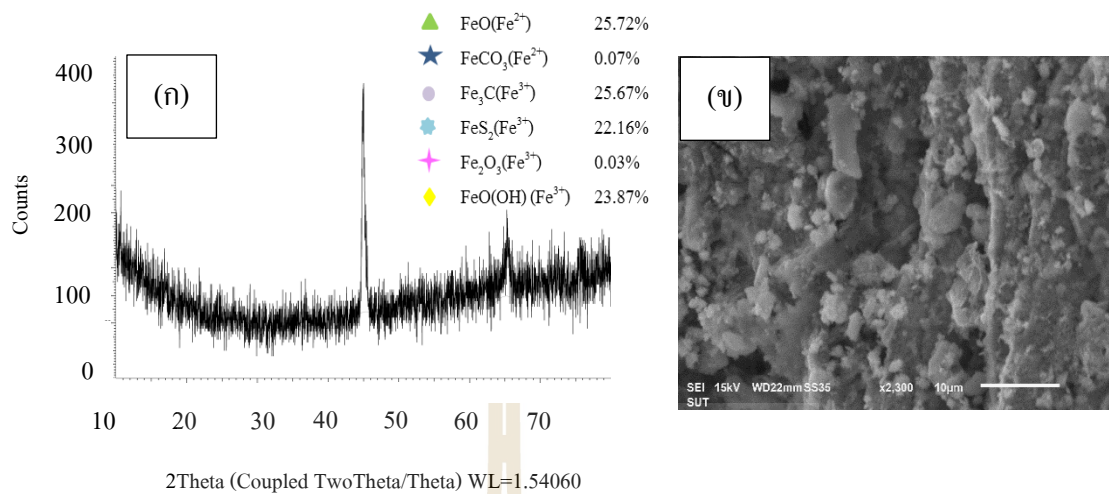
รูปที่ ก.19 ZVI วันที่ 17 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



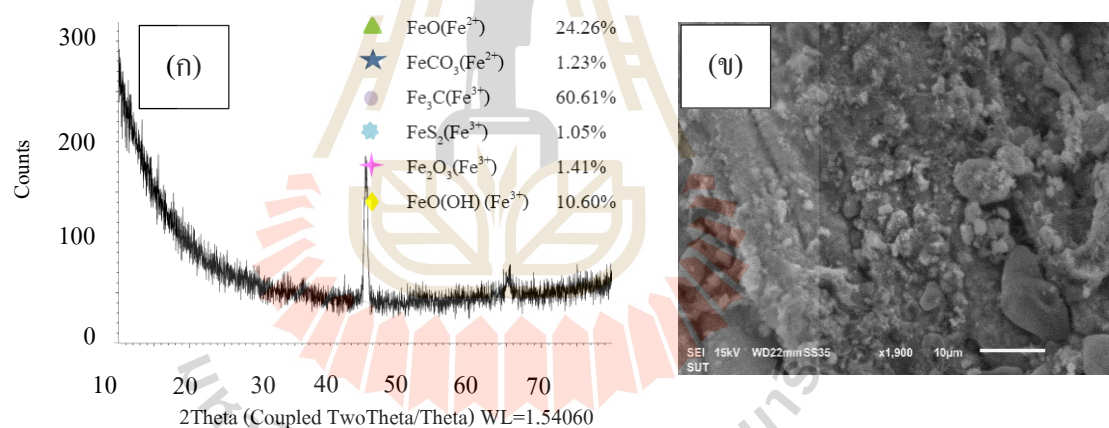
รูปที่ ก.20 ZVI วันที่ 18 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



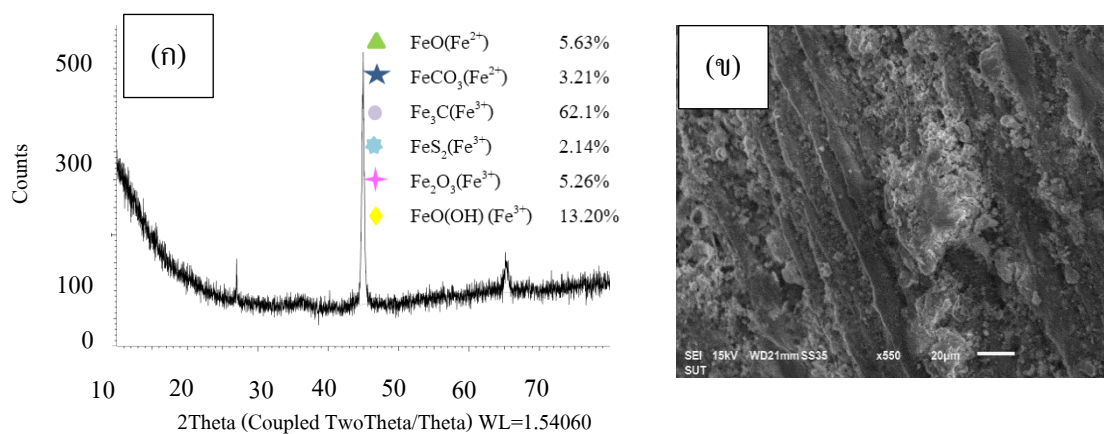
รูปที่ ก.21 ZVI วันที่ 19 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



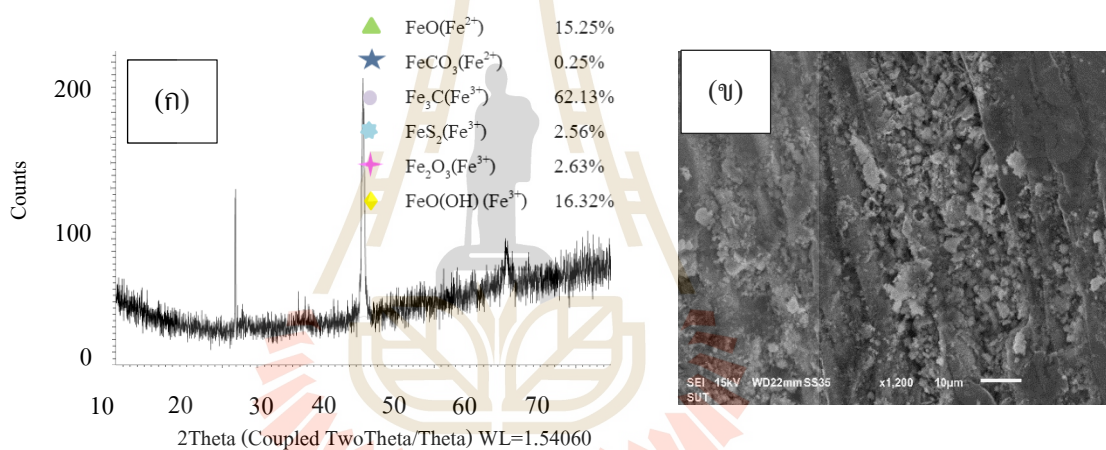
รูปที่ ก.22 ZVI วันที่ 20 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



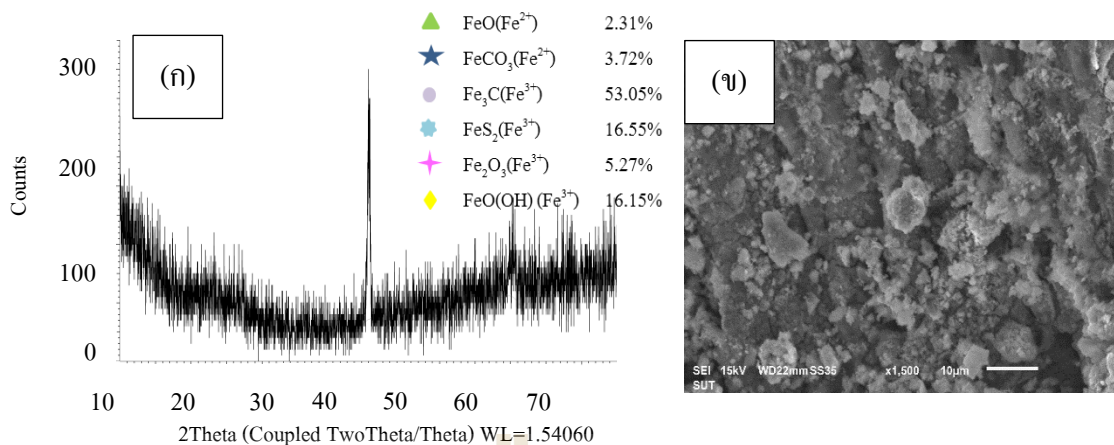
รูปที่ ก.23 ZVI วันที่ 21 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



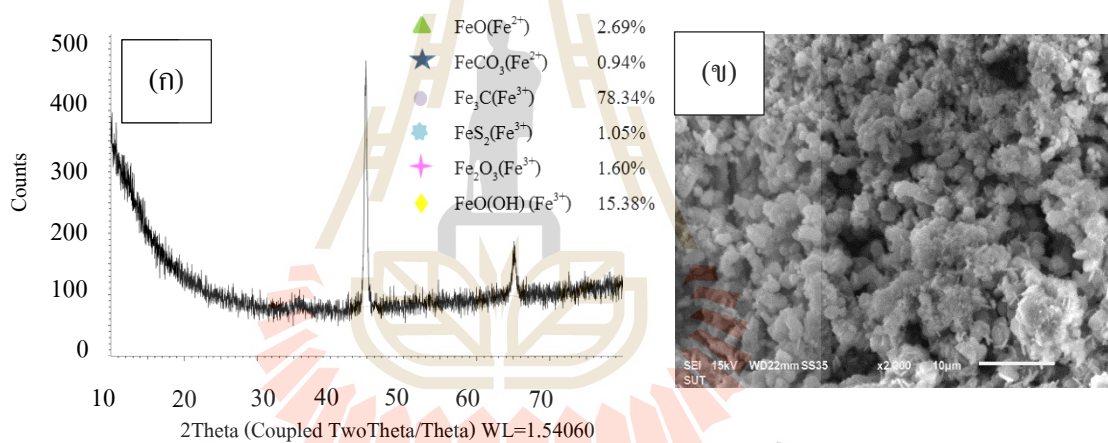
รูปที่ ก.24 ZVI วันที่ 22 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



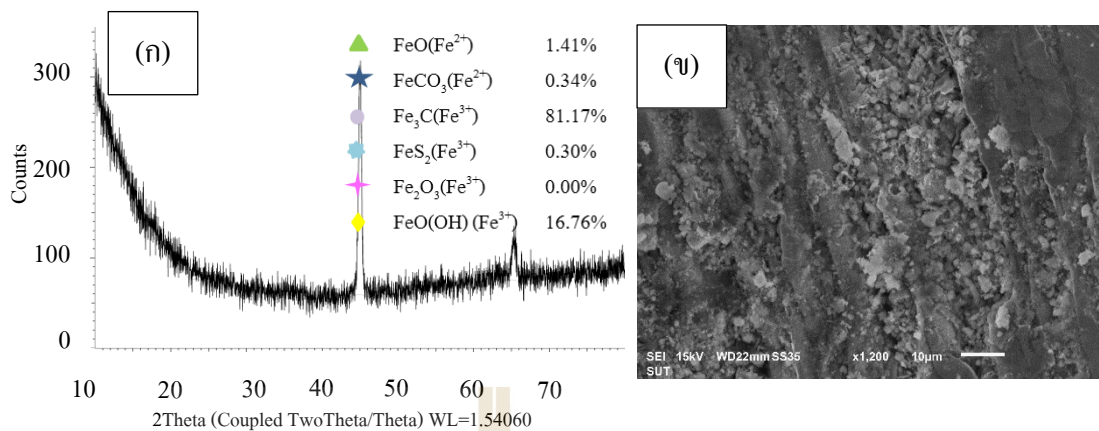
รูปที่ ก.25 ZVI วันที่ 23 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



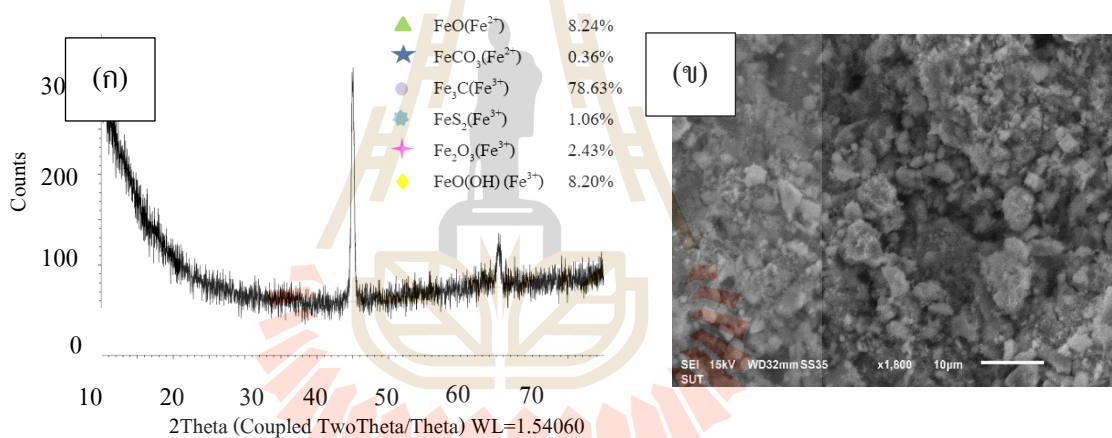
รูปที่ ก.26 ZVI วันที่ 24 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



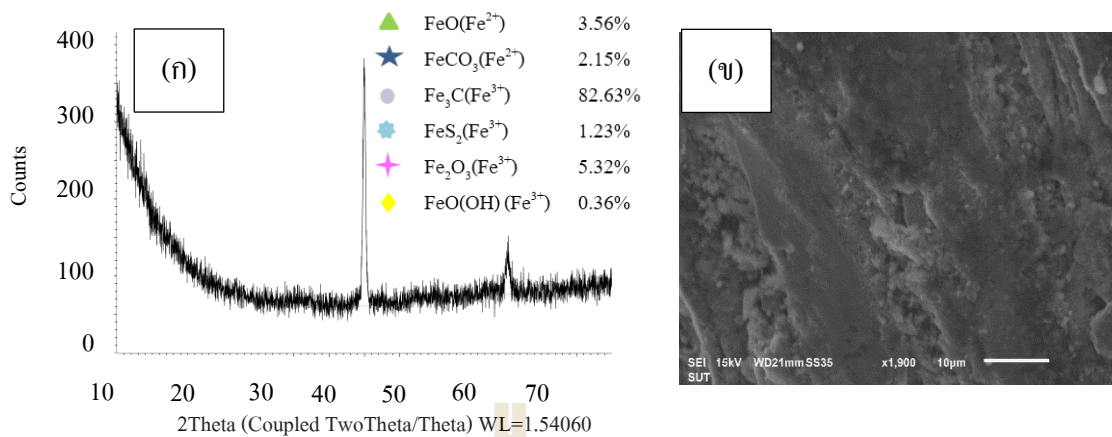
รูปที่ ก.27 ZVI วันที่ 25 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



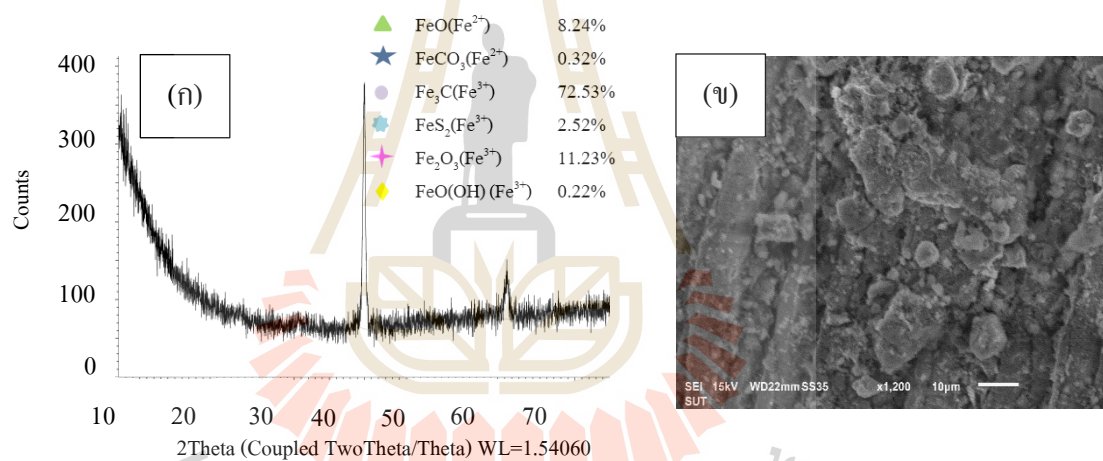
รูปที่ ก.28 ZVI วันที่ 26 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



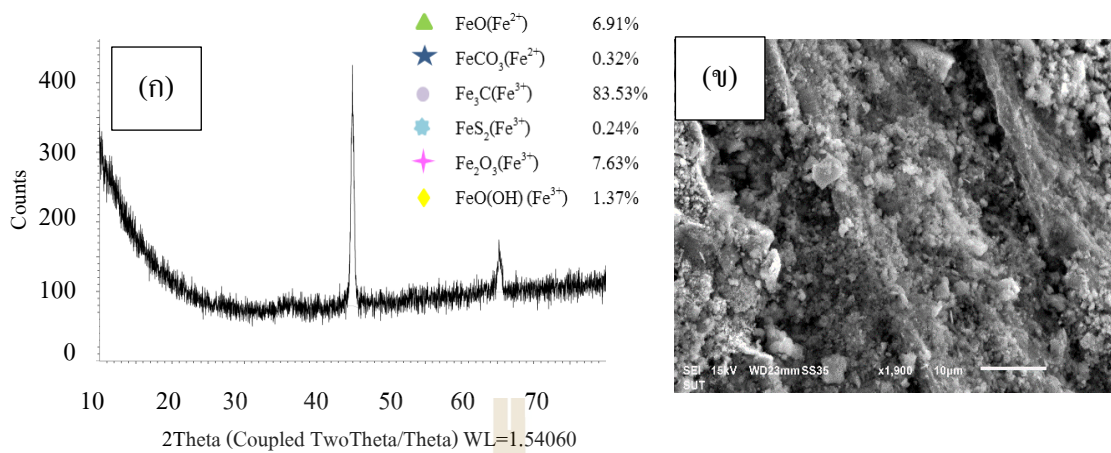
รูปที่ ก.29 ZVI วันที่ 27 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



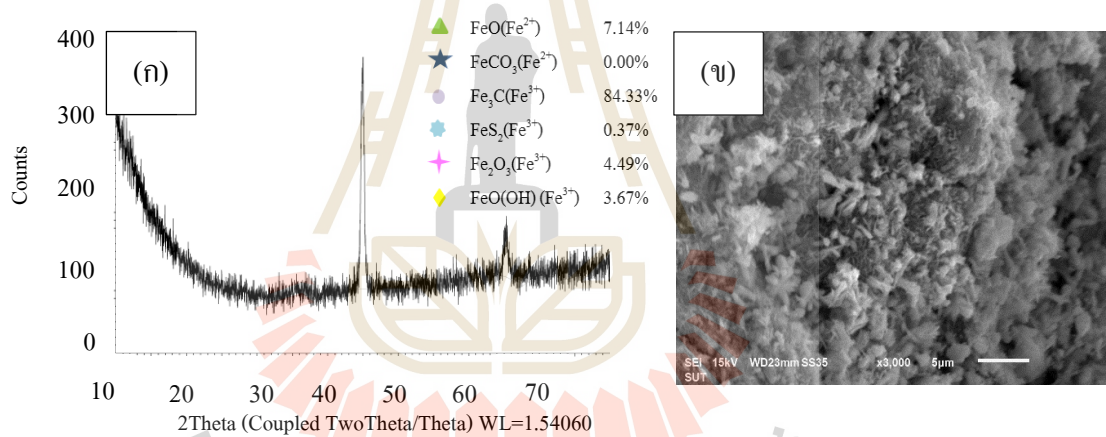
รูปที่ ก.30 ZVI วันที่ 28 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



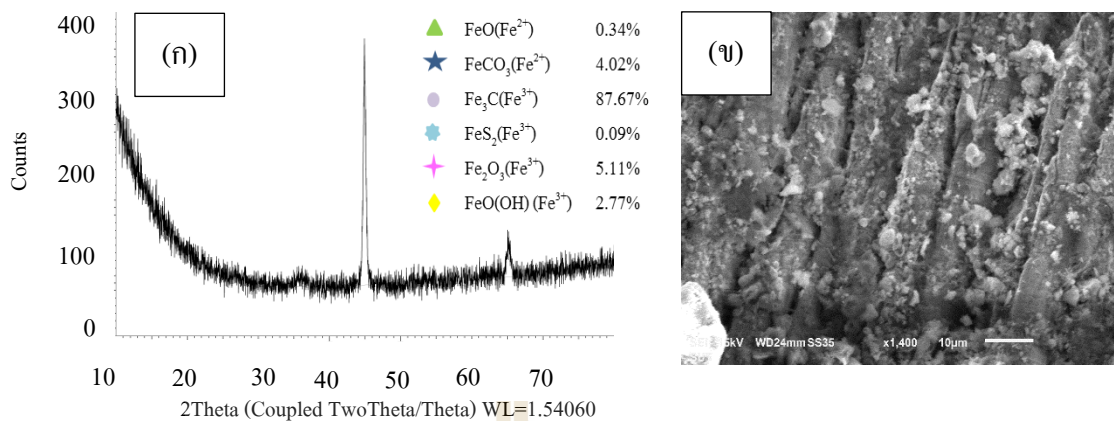
รูปที่ ก.31 ZVI วันที่ 29 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



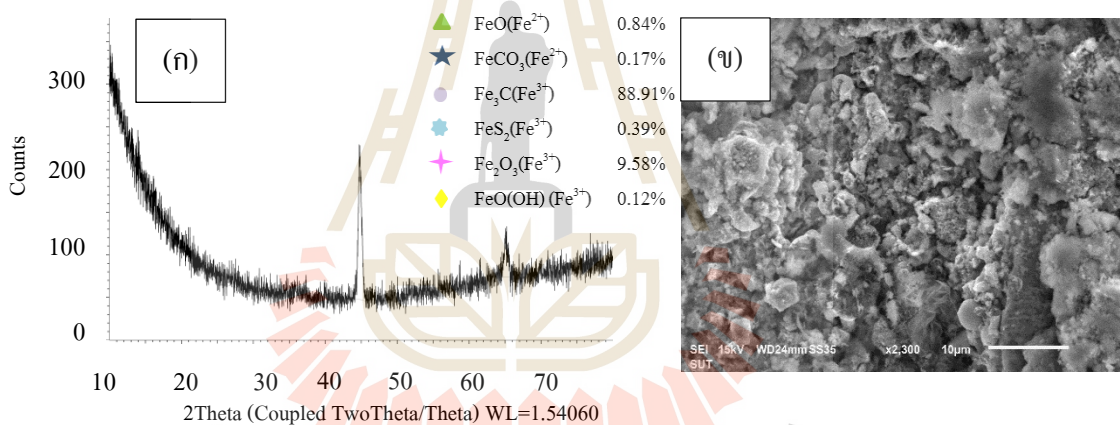
รูปที่ ก.32 ZVI วันที่ 30 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



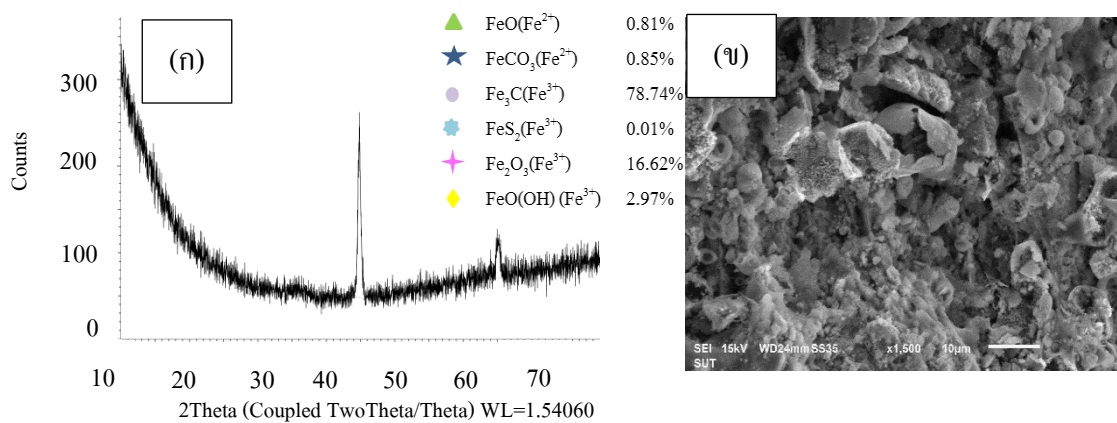
รูปที่ ก.33 ZVI วันที่ 31 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



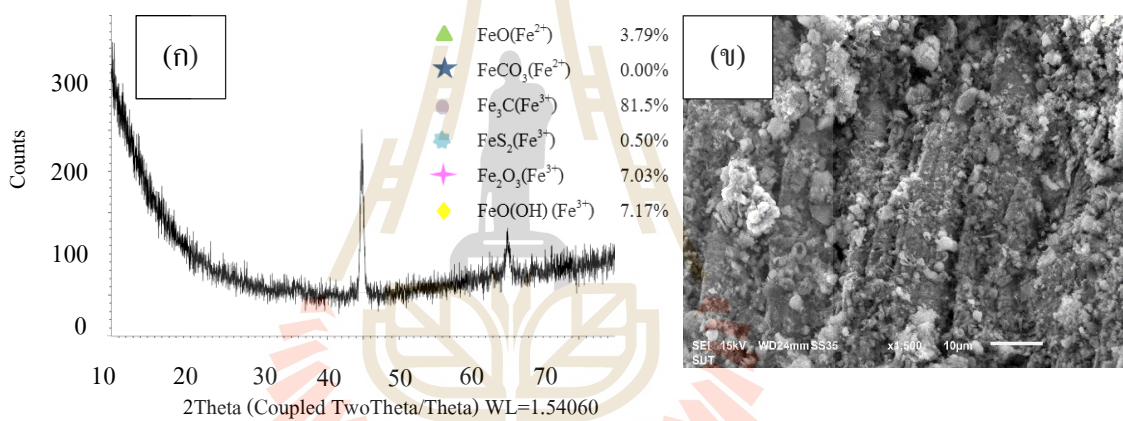
รูปที่ ก.34 ZVI วันที่ 32 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



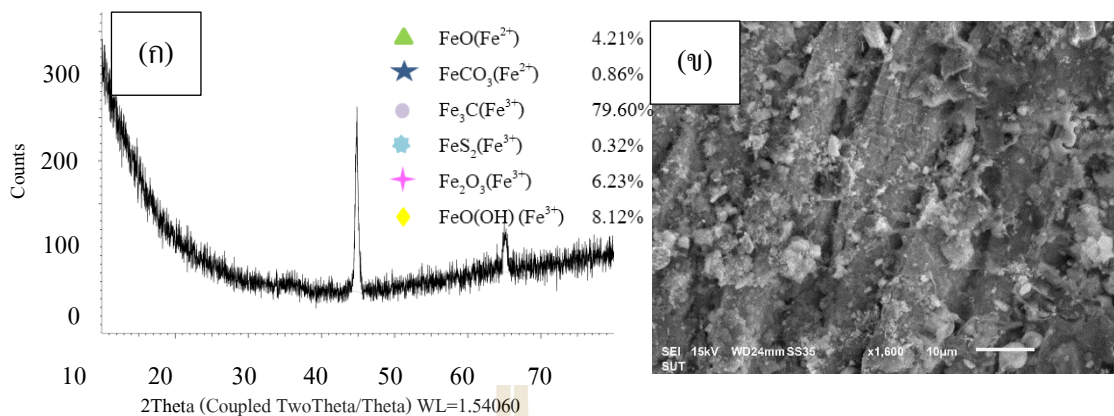
รูปที่ ก.35 ZVI วันที่ 33 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



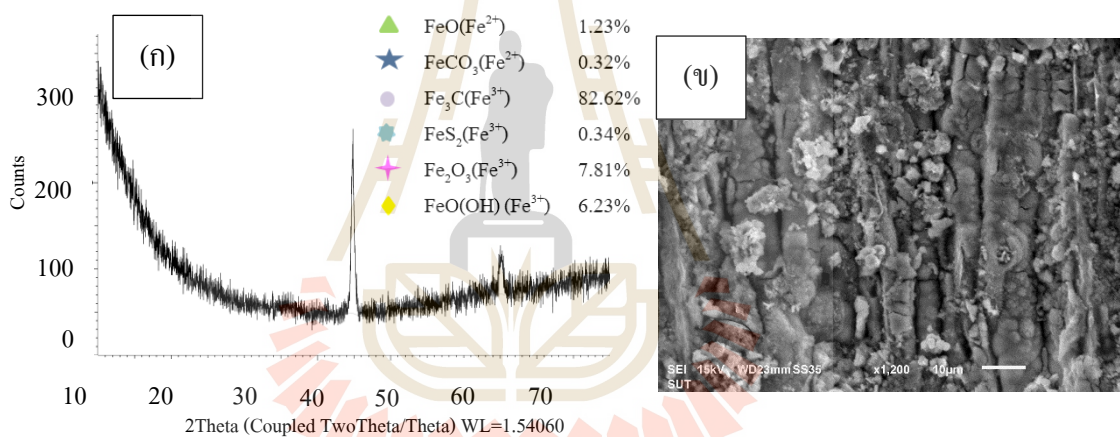
รูปที่ ก.36 ZVI วันที่ 34 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



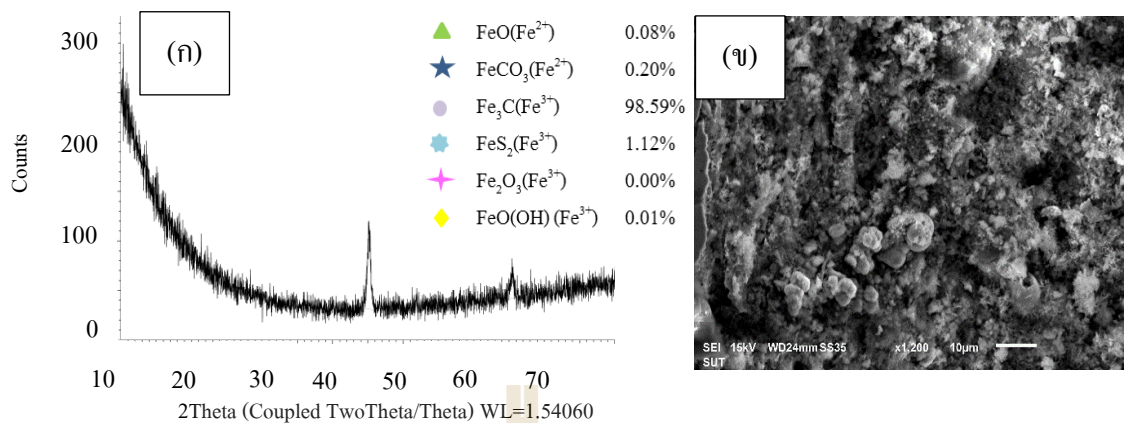
รูปที่ ก.37 ZVI วันที่ 35 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



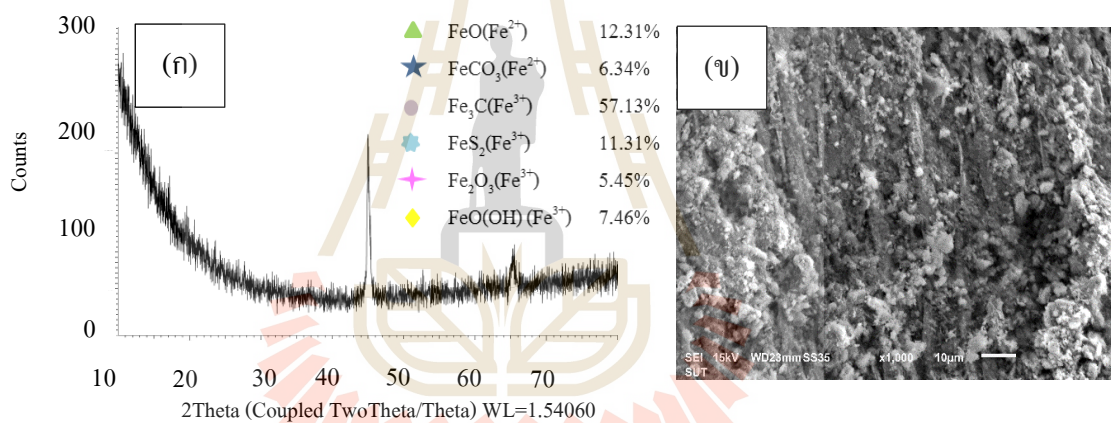
รูปที่ ก.38 ZVI วันที่ 36 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



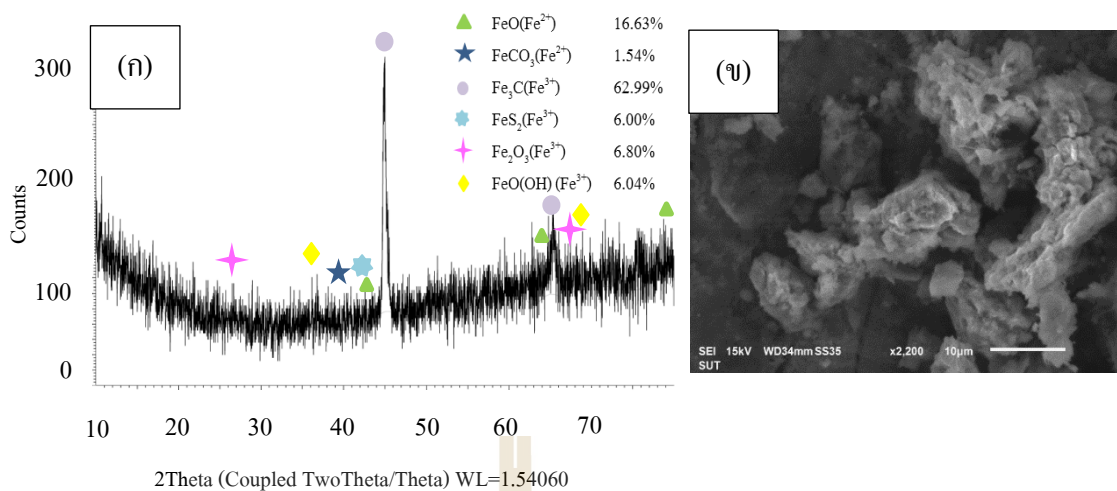
รูปที่ ก.39 ZVI วันที่ 37 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



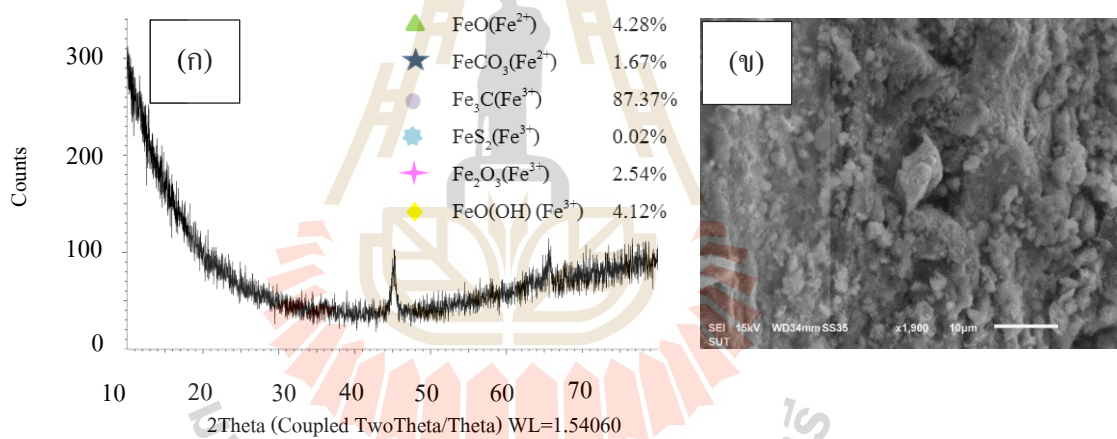
รูปที่ ก.40 ZVI วันที่ 38- (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



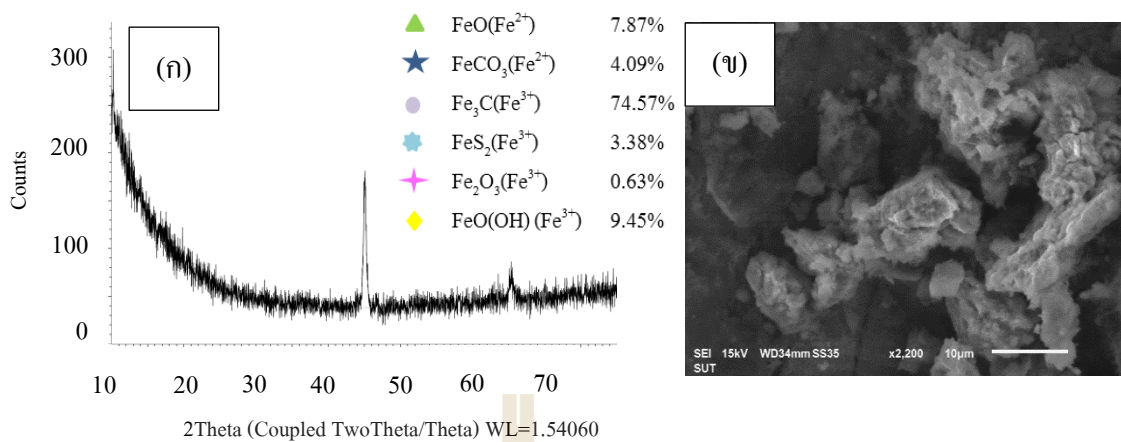
รูปที่ ก.41 ZVI วันที่ 39 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



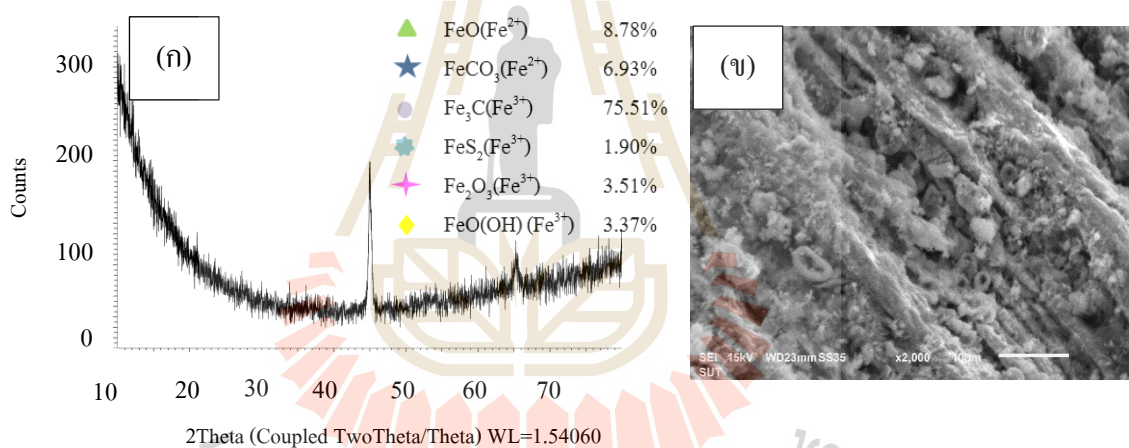
รูปที่ ก.42 ZVI วันที่ 40 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



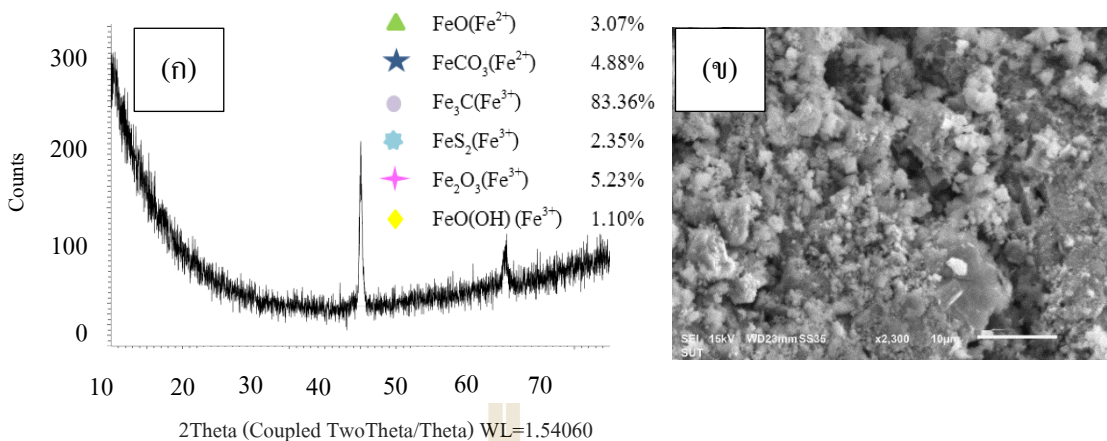
รูปที่ ก.43 ZVI วันที่ 41 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



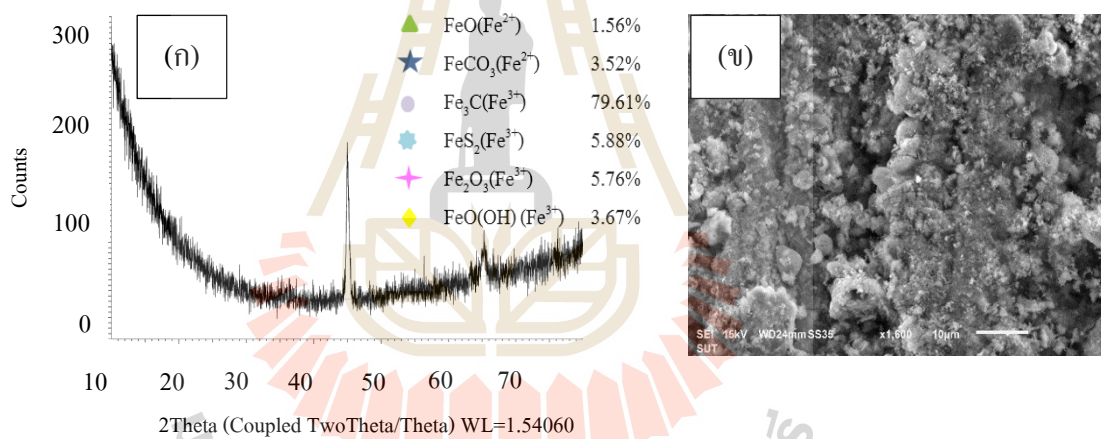
รูปที่ ก.44 ZVI วันที่ 42 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



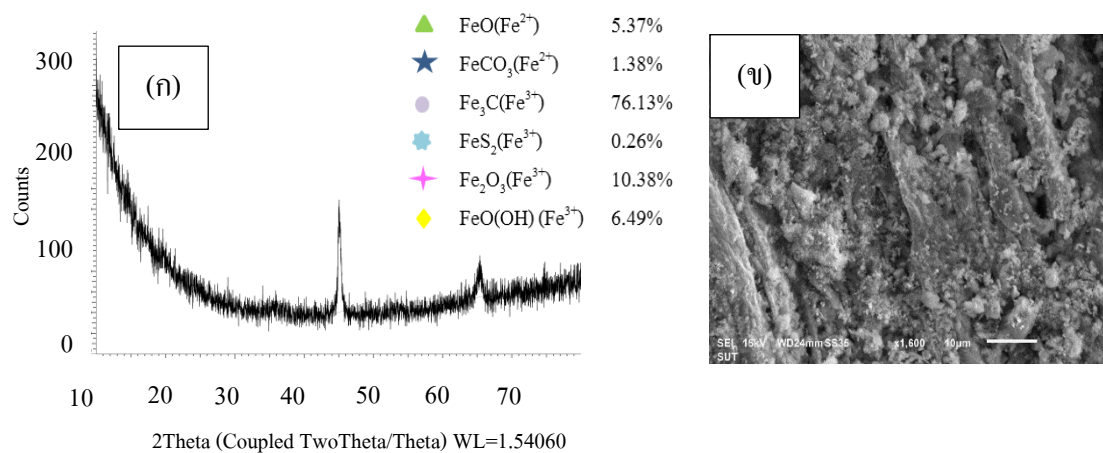
รูปที่ ก.45 ZVI วันที่ 43 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



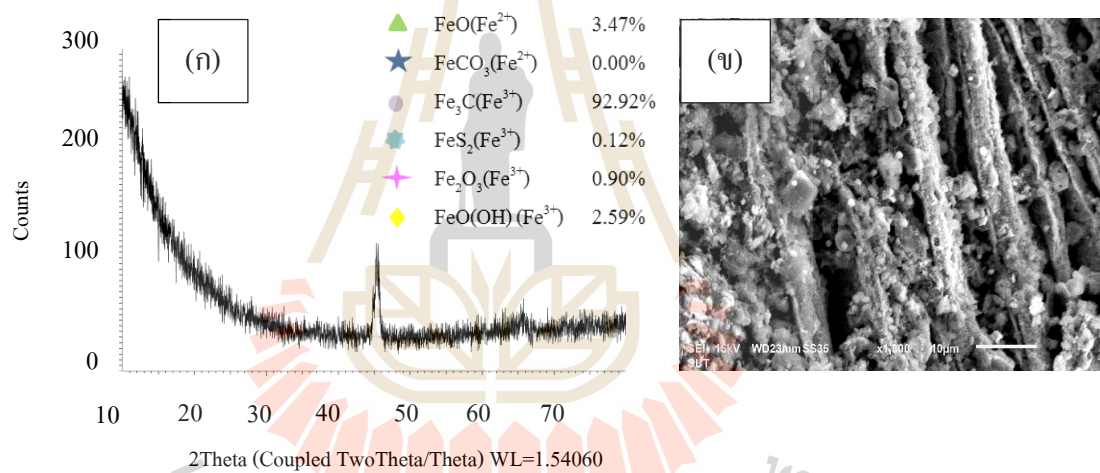
รูปที่ ก.46 ZVI วันที่ 44 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



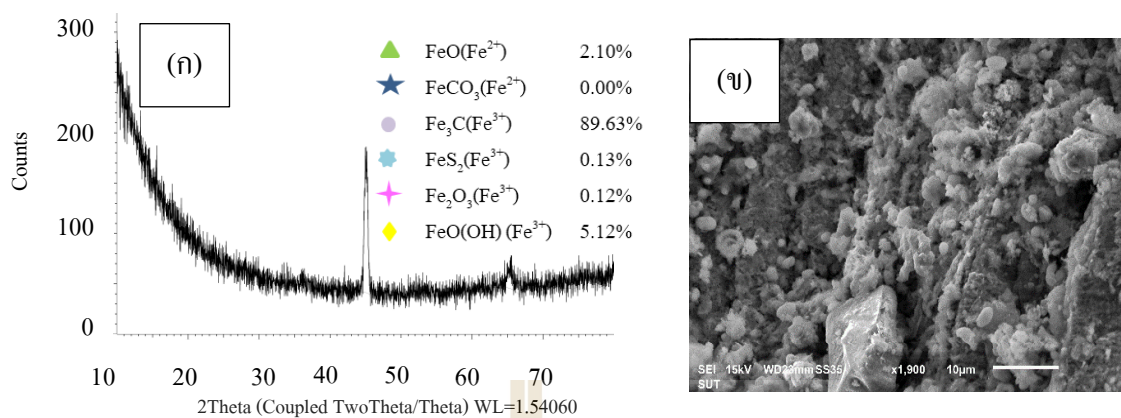
รูปที่ ก.47 ZVI วันที่ 45 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



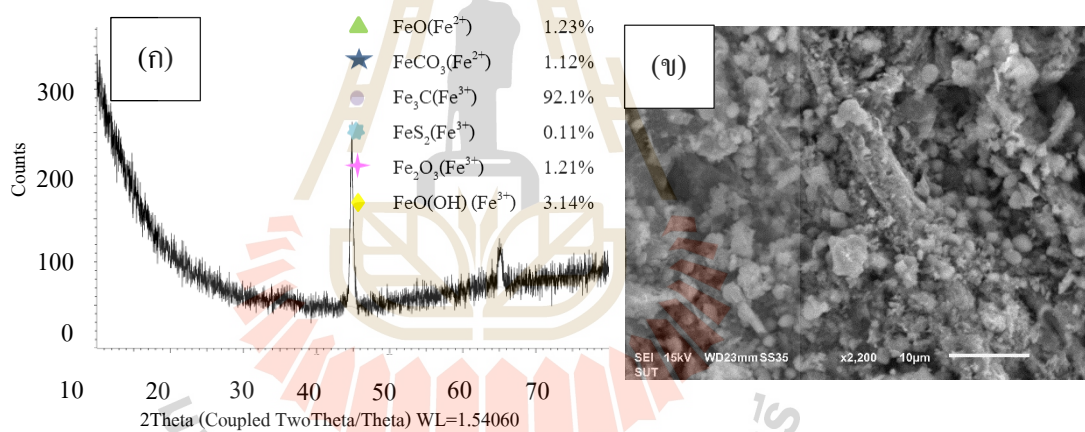
รูปที่ ก.48 ZVI วันที่ 46 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



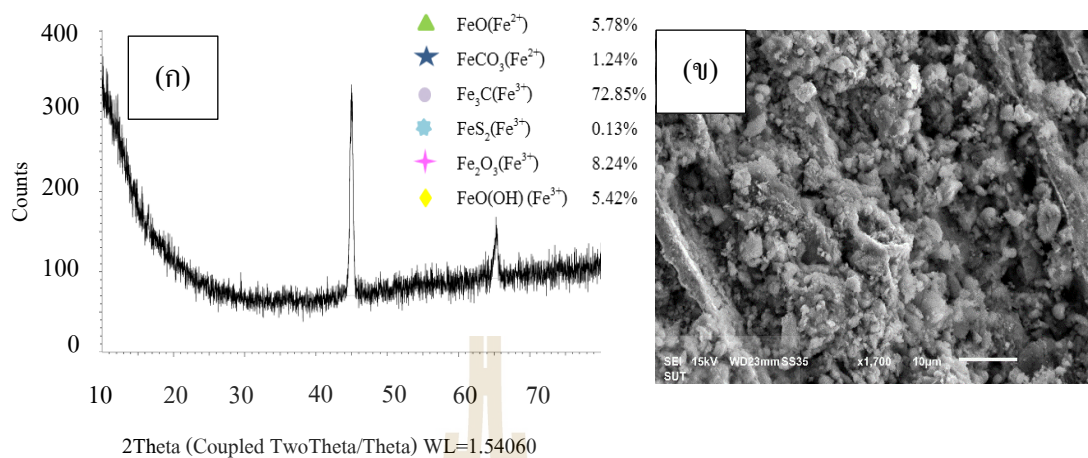
รูปที่ ก.49 ZVI วันที่ 47 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



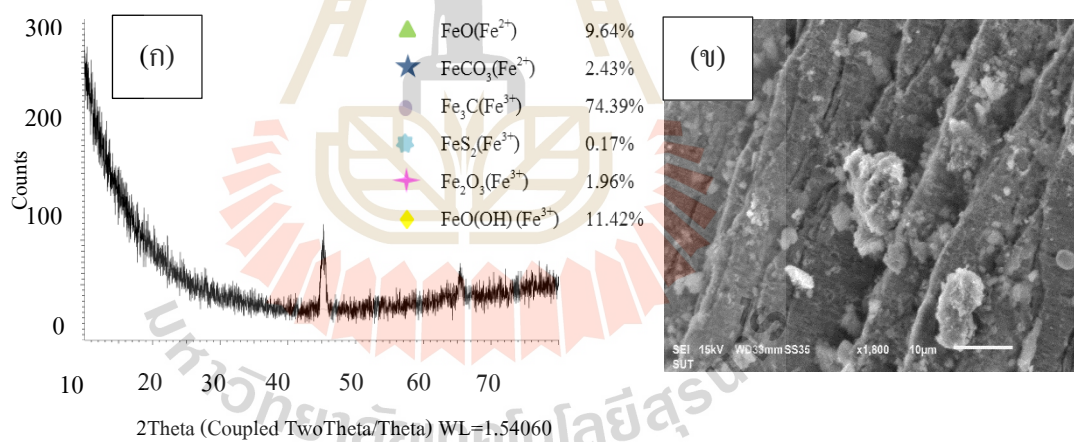
รูปที่ ก.50 ZVI วันที่ 48 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



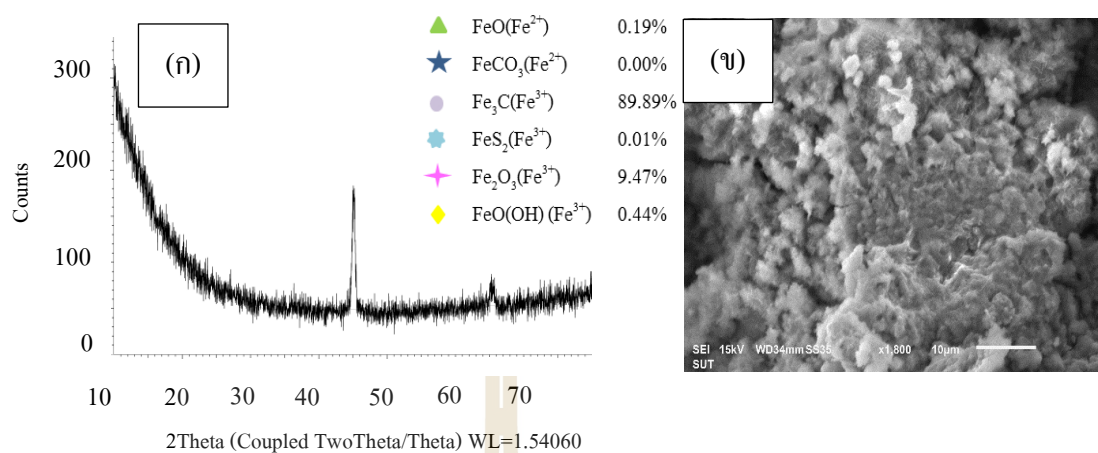
รูปที่ ก.51 ZVI วันที่ 49 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



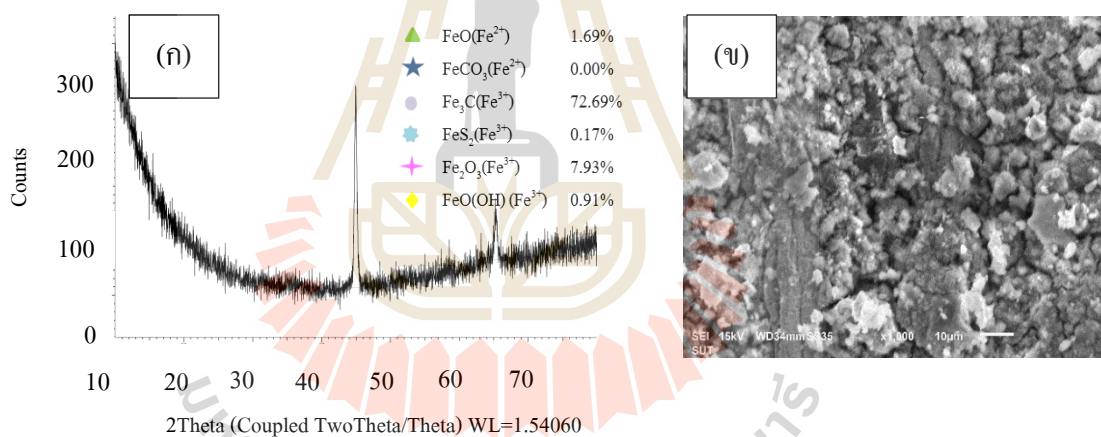
รูปที่ ก.52 ZVI วันที่ 50 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



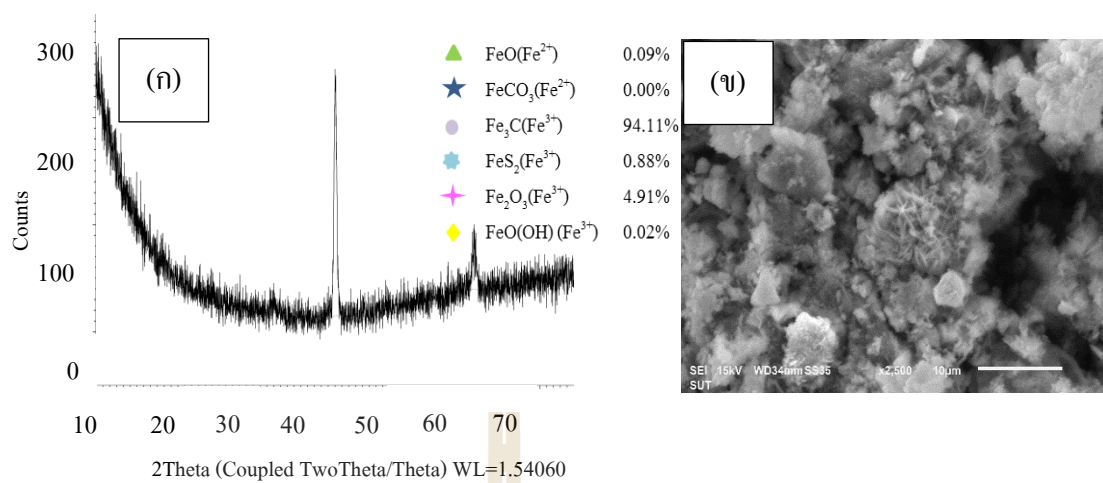
รูปที่ ก.53 ZVI วันที่ 51 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



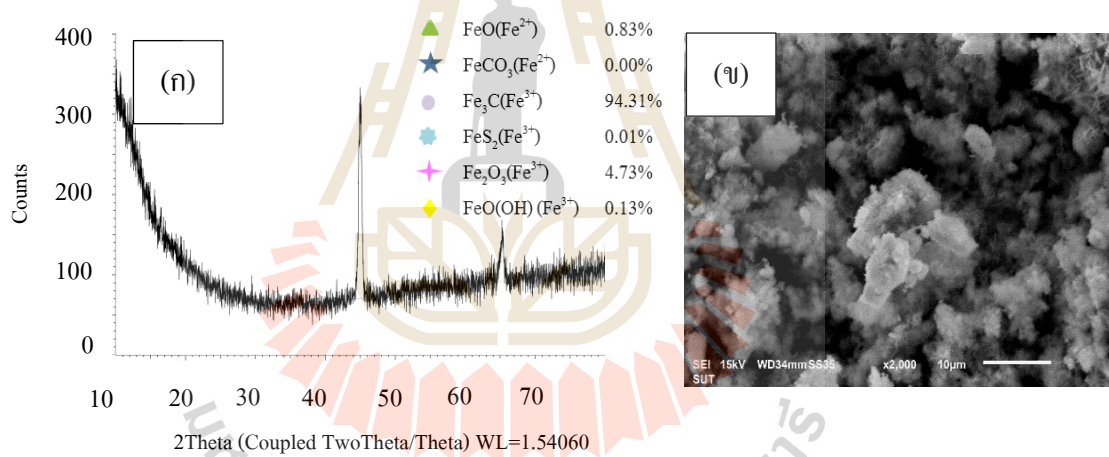
รูปที่ ก.54 ZVI วันที่ 52 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



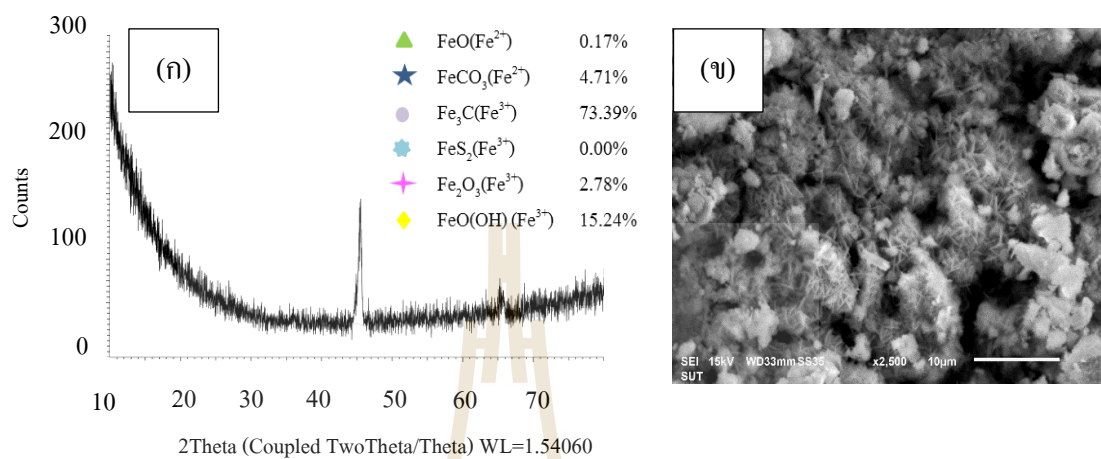
รูปที่ ก.55 ZVI วันที่ 53 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



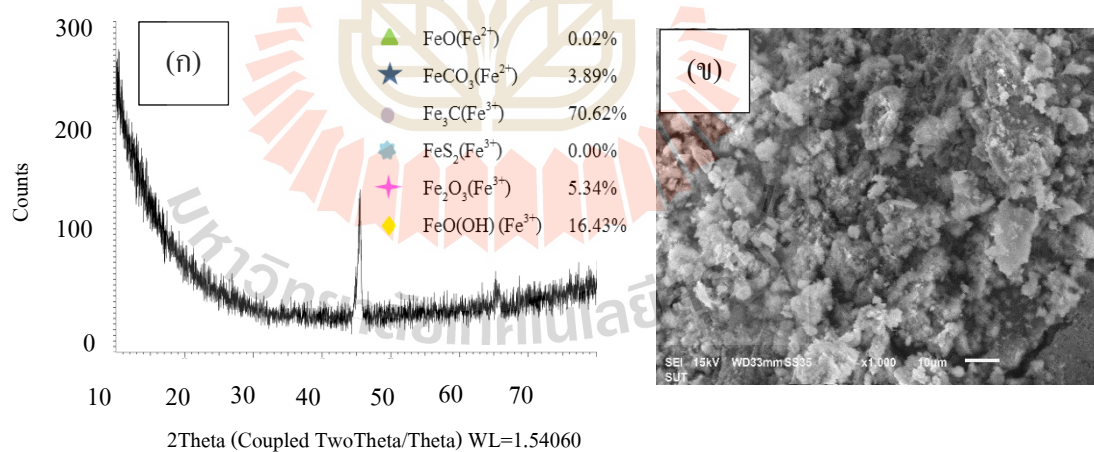
รูปที่ ก.56 ZVI วันที่ 54 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



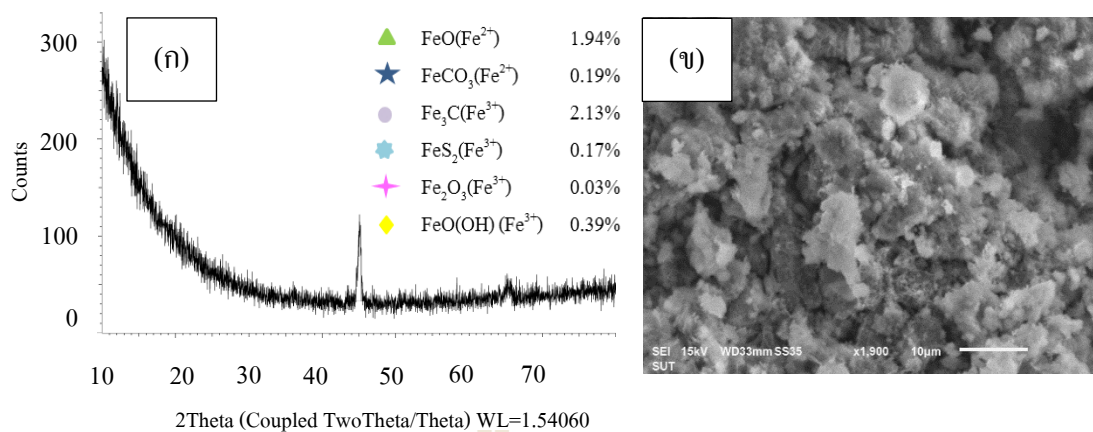
รูปที่ ก.57 ZVI วันที่ 55 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



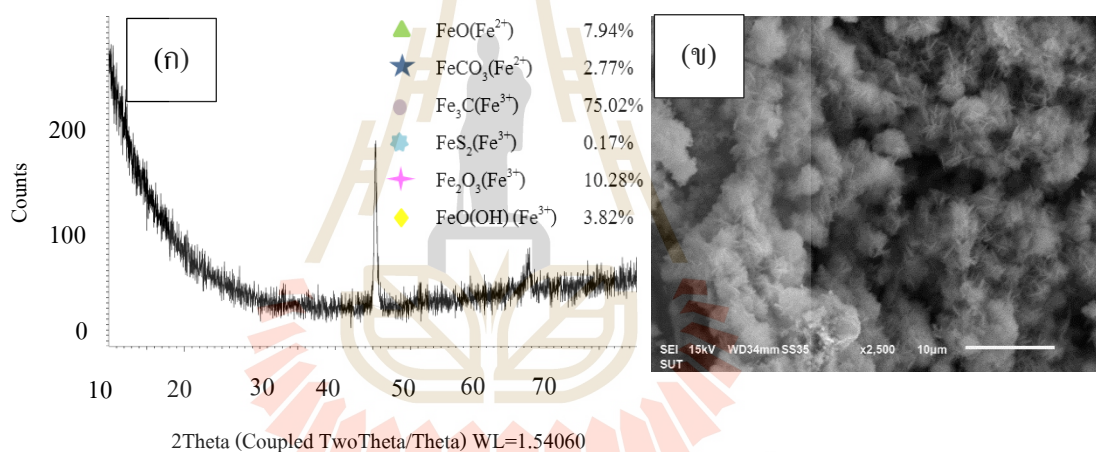
รูปที่ ก.58 ZVI วันที่ 56 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



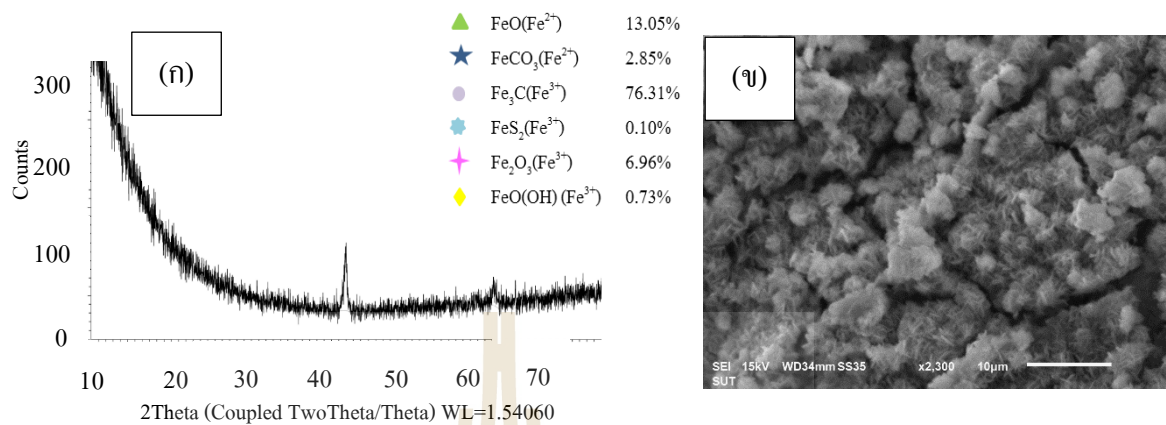
รูปที่ ก.59 ZVI วันที่ 57 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM



รูปที่ ก.60 ZVI วันที่ 58 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM

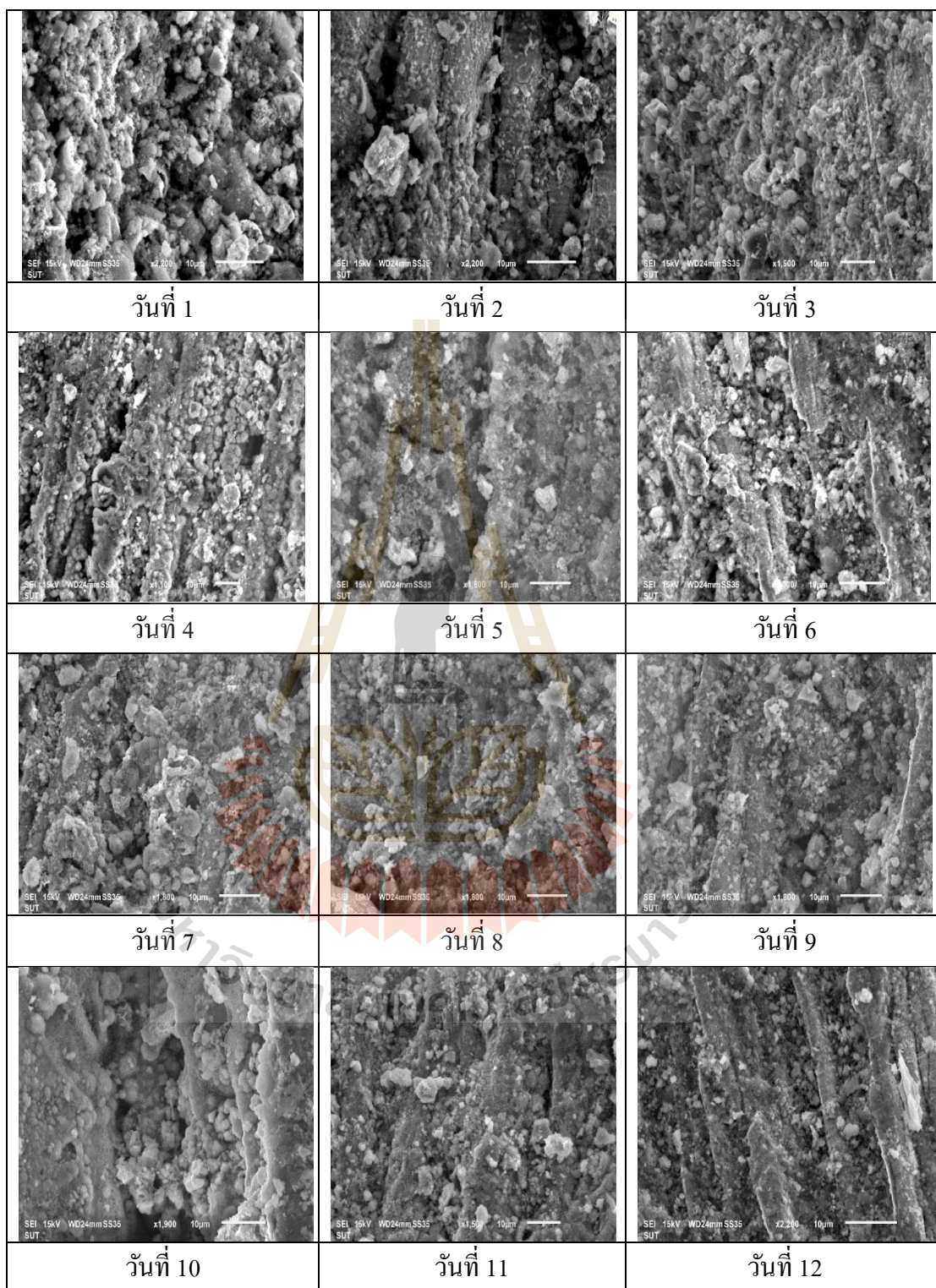


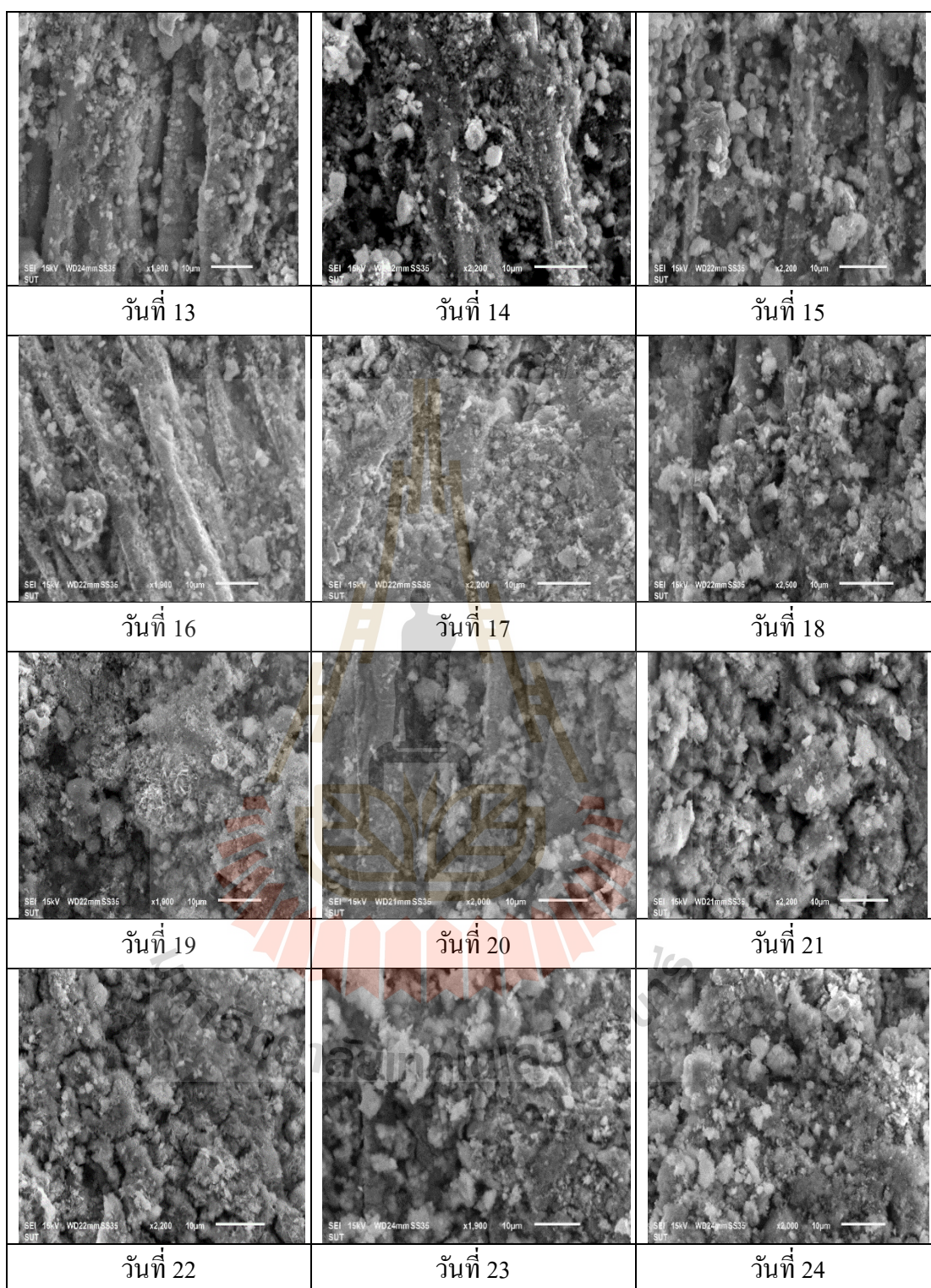
รูปที่ ก.61 ZVI วันที่ 59 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM

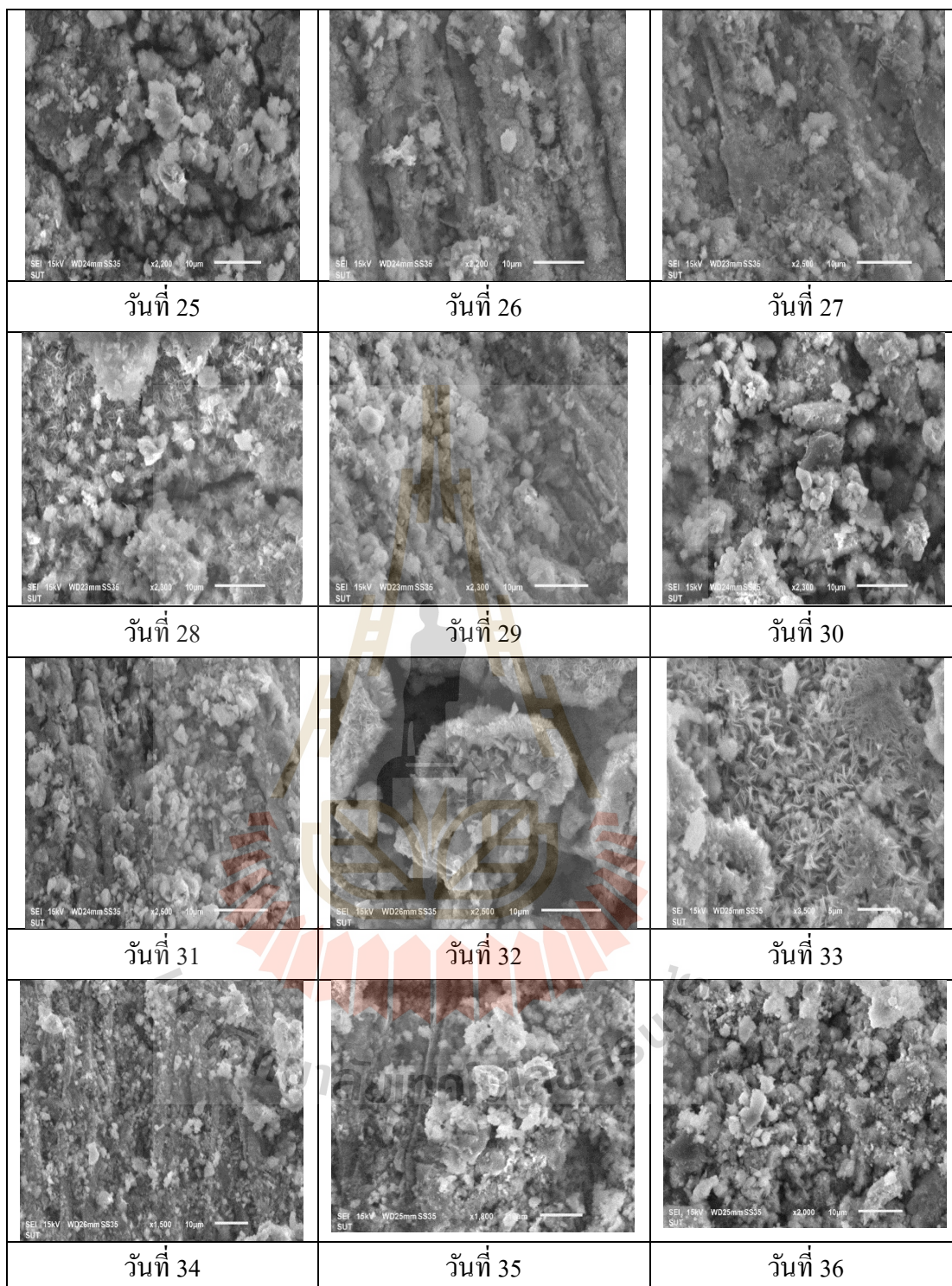


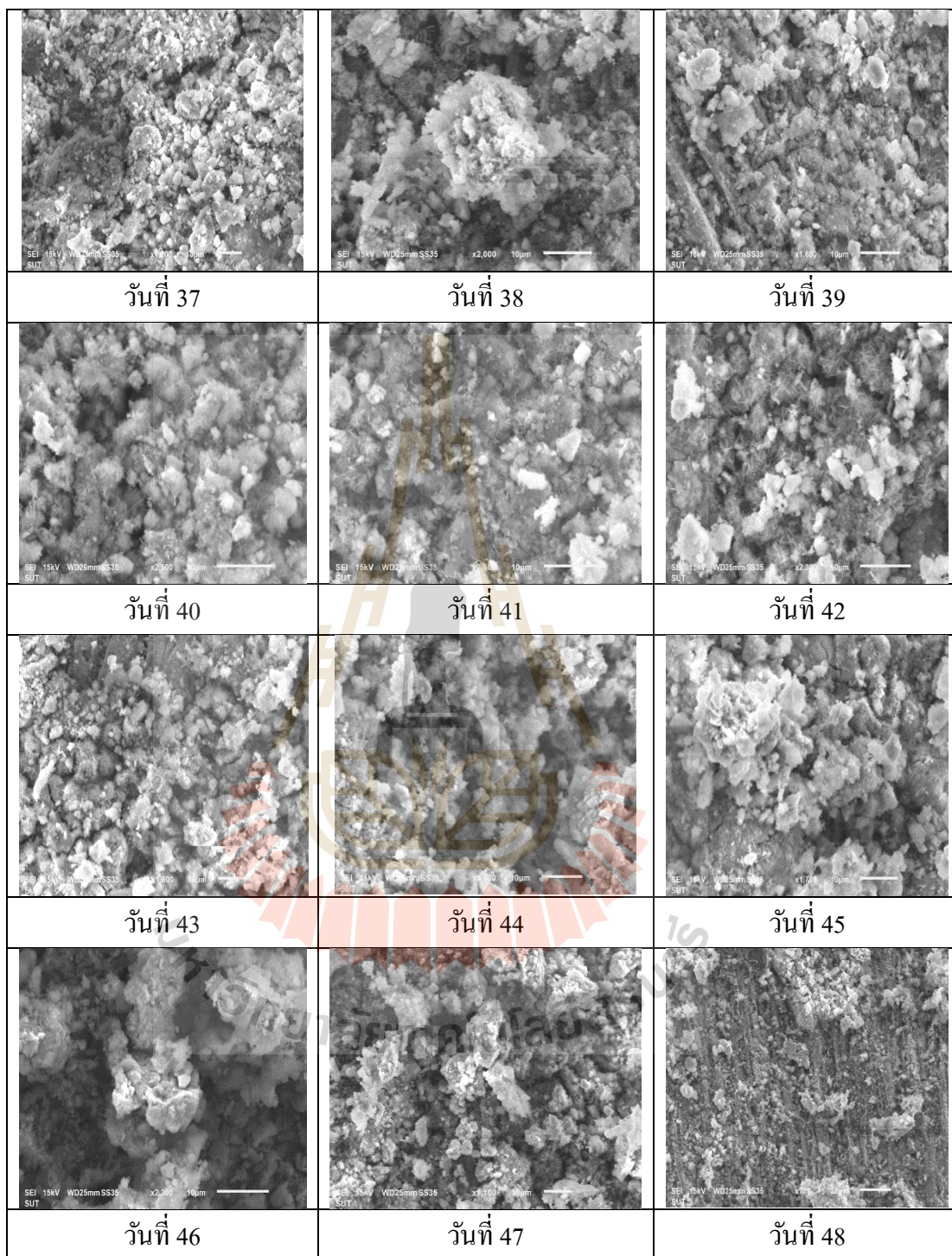
รูปที่ ก.62 ZVI วันที่ 60 - (ก) ผลวิเคราะห์ XRD (ข) ลักษณะทางสัณฐานวิทยาของเหล็กจาก SEM

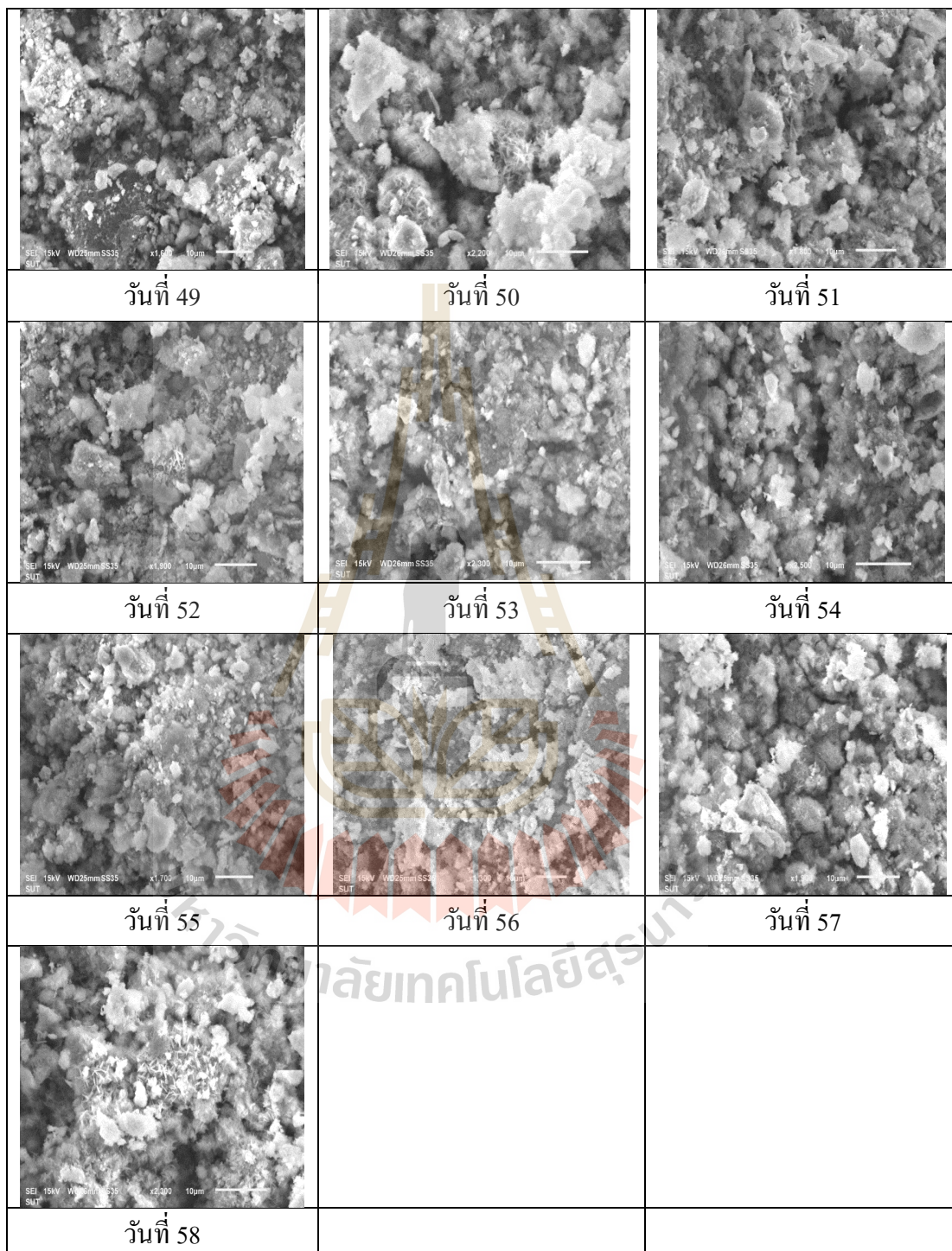
ก.3 ลักษณะทางสัณฐานของเหล็กประจุศูนย์ในระบบ CSTR โดยใช้ HRT 60 days













ข.1 การคำนวณปริมาณการเกิด CH₄ จากกากมันสำปะหลังแบบกะ

คุณสมบัติของกากมันสำปะหลัง

พารามิเตอร์	ค่าการทดลอง
%TS	14.88
%TVS	87.25

- การทดลองที่ไม่ปรับ pH (Control) %TS 14.88 และ %TVS 87.25 ได้ปริมาณ CH₄ สะสมสูงสุด เท่ากับ 1.894x10⁻³ m³ CH₄ (ก๊าซชีวภาพสะสม 5.94x10⁻³ m³) การทดลองใช้ปริมาณน้ำเสียที่ใส่ถึง 2,250 ml เป็นกากมันสำปะหลัง 300 g

$$\begin{aligned} \text{ผลิต CH}_4 \text{ ได้} &= \frac{1.894 \times 10^{-3} \text{ m}^3}{300 \text{ g} \times 14.88 \times 10^{-2} \times 87.24 \times 10^{-2}} \times \frac{1,000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} \times \frac{1,000 \text{ kg}}{1 \text{ ton}} \\ &= 48.63 \text{ m}^3/\text{ton TVS} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{ผลิตก๊าซชีวภาพได้} &= \frac{11.87 \times 10^{-3} \text{ m}^3}{300 \text{ g} \times 14.88 \times 10^{-2} \times 87.24 \times 10^{-2}} \times \frac{1,000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} \times \frac{1,000 \text{ kg}}{1 \text{ ton}} \\ &= 304.80 \text{ m}^3/\text{ton TVS} \end{aligned}$$

- การทดลอง ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา 30 min ที่เติมเหล็กประจุศูนย์ 50 g ZVI/kg TVS %TS 14.88 และ %TVS 87.25 ได้ปริมาณ CH₄ สะสมสูงสุด เท่ากับ 135.846x10⁻³ m³ CH₄ (ก๊าซชีวภาพสะสม 5.94x10⁻³ m³) การทดลองใช้ปริมาณน้ำเสียที่ใส่ถึง 1,875 ml เป็นกากมันสำปะหลัง 250 g

$$\begin{aligned} \text{ผลิต CH}_4 \text{ ได้} &= \frac{135.846 \times 10^{-3} \text{ m}^3}{250 \text{ g} \times 14.88 \times 10^{-2} \times 87.24 \times 10^{-2}} \times \frac{1,000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} \times \frac{1,000 \text{ kg}}{1 \text{ ton}} \\ &= 4,185.89 \text{ m}^3/\text{ton TVS} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{ผลิตก๊าซชีวภาพได้} &= \frac{274.53 \times 10^{-3} \text{ m}^3}{250 \text{ g} \times 14.88 \times 10^{-2} \times 87.24 \times 10^{-2}} \times \frac{1,000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} \times \frac{1,000 \text{ kg}}{1 \text{ ton}} \\ &= 8,459.24 \text{ m}^3/\text{ton TVS} \end{aligned}$$

ข.2 การคำนวณปริมาณการเกิด CH_4 จากกากมันสำปะหลังแบบกวนสมบูรณ์ (CSTR)

คุณสมบัติของกากมันสำปะหลัง

พารามิเตอร์	ค่าการทดลอง
%TS	14.16
%TVS	86.24

- การทดลองที่ปรับ pH 7 (Control) % TS 14.16 และ % TVS 86.24 ได้ปริมาณ CH_4 สูงสุด เท่ากับ $2.77 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{day}$ (ก๊าซชีวภาพเฉลี่ย $5.94 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{day}$) การทดลองใช้ปริมาณน้ำเสียที่ ป้อนเข้าระบบ 0.41 เป็นกากมันสำปะหลัง 50 g

$$\begin{aligned} \text{ผลิต } \text{CH}_4 \text{ ได้} &= \frac{2.77 \times 10^{-3} \text{ m}^3}{50 \text{ g} \times 14.16 \times 10^{-2} \times 86.24 \times 10^{-2}} \times \frac{1,000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} \times \frac{1,000 \text{ kg}}{1 \text{ ton}} \\ &= 453.67 \text{ m}^3/\text{ton TVS} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{ผลิตก๊าซชีวภาพได้} &= \frac{5.94 \times 10^{-3} \text{ m}^3}{50 \text{ g} \times 14.16 \times 10^{-2} \times 86.24 \times 10^{-2}} \times \frac{1,000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} \times \frac{1,000 \text{ kg}}{1 \text{ ton}} \\ &= 972.85 \text{ m}^3/\text{ton TVS} \end{aligned}$$

- การทดลอง pH 10 อุณหภูมิ 100°C ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา 30 min ไม่เติมเหล็กประจุ ศูนย์ %TS 14.16 และ % TVS 86.24 ได้ปริมาณ CH_4 สูงสุด เท่ากับ $3.52 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{day}$ (ก๊าซชีวภาพเฉลี่ย $7.19 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{day}$) การทดลองใช้ปริมาณน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบ 0.41 เป็นกากมันสำปะหลัง 50 g

$$\begin{aligned} \text{ผลิต } \text{CH}_4 \text{ ได้} &= \frac{3.52 \times 10^{-3} \text{ m}^3}{50 \text{ g} \times 14.16 \times 10^{-2} \times 86.24 \times 10^{-2}} \times \frac{1,000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} \times \frac{1,000 \text{ kg}}{1 \text{ ton}} \\ &= 576.50 \text{ m}^3/\text{ton TVS} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{ผลิตก๊าซชีวภาพได้} &= \frac{7.19 \times 10^{-3} \text{ m}^3}{50 \text{ g} \times 14.16 \times 10^{-2} \times 86.24 \times 10^{-2}} \times \frac{1,000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} \times \frac{1,000 \text{ kg}}{1 \text{ ton}} \\ &= 1,177.57 \text{ m}^3/\text{ton TVS} \end{aligned}$$

➤ การทดลอง pH 10 อุณหภูมิ 100 °C ระยะเวลาในการทำปฏิกิริยา 30 min ที่เดิมเหล็กประจุศูนย์ 50 g ZVI/kg TVS % TS 14.16 และ % TVS=86.24 ได้ปริมาณ CH₄ สูงสุด เท่ากับ $5.47 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{day}$ (ก๊าซชีวภาพเฉลี่ย $9.88 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{day}$) การทดลองใช้ปริมาณน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบ 0.4 l เป็นกากมันสำปะหลัง 50 g

$$\begin{aligned} \text{ผลิต CH}_4 \text{ ได้} &= \frac{5.47 \times 10^{-3} \text{ m}^3}{50 \text{ g} \times 14.16 \times 10^{-2} \times 86.24 \times 10^{-2}} \times \frac{1,000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} \times \frac{1,000 \text{ kg}}{1 \text{ ton}} \\ &= 895.87 \text{ m}^3/\text{ton TVS} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{ผลิตก๊าซชีวภาพได้} &= \frac{9.88 \times 10^{-3} \text{ m}^3}{50 \text{ g} \times 14.16 \times 10^{-2} \times 86.24 \times 10^{-2}} \times \frac{1,000 \text{ g}}{1 \text{ kg}} \times \frac{1,000 \text{ kg}}{1 \text{ ton}} \\ &= 1,618.14 \text{ m}^3/\text{ton TVS} \end{aligned}$$



รายชื่อบทความที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา

ฉัตรลดา เพ็ญซ่าย, นิตยา บุญเทียน, อุษา ยิ่งชล, ชันย์ชนก พรดอน และ Mohamad Padri (2562). การศึกษาสถานะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติกโดยใช้กากตะกอนจากหลายแหล่ง เพื่อใช้ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ, วารสารวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี. จำนวน 19 หน้า

ฉัตรลดา เพ็ญซ่าย, นิตยา บุญเทียน, ชันย์ชนก พรดอน และ Mohamad Padri (2563). สมดุลมวลของ ฟอสฟอรัส ไนโตรเจน และซีโอดีในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแบบเพิ่มพูน, วารสารวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยี. จำนวน 19 หน้า.

ฉัตรลดา เพ็ญซ่าย, นิตยา บุญเทียน, ชันย์ชนก พรดอน และ Padri, M. (2563). ผลของกรดอะซิติก จากการหมักตะกอนส่วนเกินจากระบบแก๊สชีวภาพ และความเป็นต่างจากมูลสุกร เพื่อ กำจัดฟอสฟอรัส. วารสารวิจัยมข. (ฉบับบัณฑิตศึกษา). ปีที่ 20 ฉบับที่ 2: จำนวน 12 หน้า.

ศักรินทร์ พงษ์ศักดิ์ (Sakkarin Pongsak), ดร.นิตยา บุญเทียน (Dr. Nittaya Boontian), ชันย์ชนก พรดอน (Thunchanok Porndon), โมฮัมเหม็ด เพดรี (Mohamad Padri) และ ฉัตรลดา เพ็ญซ่าย (Chatlada Piasai) (2563). อัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ที่ผลิตแก๊สชีวภาพจากน้ำเสียมูลสุกร ภายในฟาร์มมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, วารสารวิจัยมข. (ฉบับบัณฑิตศึกษา). ปีที่ 20 ฉบับที่ 4: จำนวน 10 หน้า.

ศักรินทร์ พงษ์ศักดิ์ (Sakkarin Pongsak), ดร.นิตยา บุญเทียน (Dr. Nittaya Boontian), ชันย์ชนก พรดอน (Thunchanok Porndon), โมฮัมเหม็ด เพดรี (Mohamad Padri) และ ฉัตรลดา เพ็ญซ่าย (Chatlada Piasai) (2563). อัตราการบรรทุสารอินทรีย์ที่ผลิตแก๊สชีวภาพจากน้ำเสียมูลโค นมสูงสุด ภายในฟาร์มมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, วารสารวิจัยมข. (ฉบับบัณฑิตศึกษา). ปีที่ 20 ฉบับที่ 3: จำนวน 12 หน้า.

การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติกโดยใช้กากตะกอนจากหลายแหล่ง เพื่อใช้ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

Study of Optimum Conditions to Produce Acetic Acid from Various Excess sludge for Using in Biological Phosphorus Removal Processes

บทคัดย่อ

การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์ เพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติกจากตะกอนหลายแหล่ง เพื่อนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ซึ่งทำการศึกษาใน 5 แหล่งคาร์บอน คือ กากตะกอนเร่งจากระบบ Conventional Activated Sludge (CAS) กากตะกอนเร่งจากระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Enhanced biological phosphorus removal, EBPR) มูลสุกร (swine manure, SM) ตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ (raw sludge, RS) และตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพที่ถูกหมักมา 10 วัน (fermentation sludge, FS) ทั้งหมด 10 ชุดการทดลอง คือ ชุดที่ 1-2 (กากตะกอนเร่ง) ชุดที่ 3-6 (กากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR) ชุดที่ 7 (SM) ชุดที่ 8 (FS) และชุดที่ 9-10 (RS) โดยศึกษาอิทธิพลของแหล่งคาร์บอน อุณหภูมิ การบำบัดขั้นต้น และสัดส่วนของตะกอนและน้ำหมักกรดที่แตกต่างกัน ตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ FS:AF (1:1) (ชุดที่ 8) พบปริมาณกรดอะซิติกมากที่สุด เท่ากับ 1,406 มก./ล. เมื่อทำการควบคุมระบบที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ระยะเวลา 96 ชั่วโมง ส่วนในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ RS:AF (4:1) (ชุดที่ 9) และ RS:AF (1:4) (ชุดที่ 10) มีกรดอะซิติก เท่ากับ 1,018 และ 792 มก./ล. ตามลำดับ เมื่อทดสอบทางสถิติ Paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% ของตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ ชุดที่ 8-10 พบว่าในการใช้ตะกอน FS (ชุดที่ 8) มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) กับการใช้ตะกอน RS ในชุดที่ 9-10 ดังนั้นชุดการทดลองที่ 8 สามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการผลิตกรดอะซิติกเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ และอาจช่วยลดค่าใช้จ่ายในการซื้อแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบได้

คำสำคัญ: กรดอะซิติก การหมัก ตะกอนส่วนเกิน ระยะเวลาพักเก็บ

Abstract

The aims of this study was to investigate the optimum conditions to produce acetic acid from various excess sludge as carbon sources for biological phosphorus removal processes. Five substrates were used to produce acetic acid which were waste from Conventional activated sludge (CAS), waste from Enhanced biological phosphorus removal (EBPR), swine manure (SM), waste from biogas systems (raw sludge, RS) and waste from fermented biogas production system after 10 days fermentation (fermentation sludge, FS)). The fermentation was carried in batch fermentor with ten substrates series; series 1-2 using WAS from CAS, series (3-6) using WAS from EBPR, series 7 using pig manure and the rest of the series using excess sludge from biological gas production. RS and FS series were combined with Acid fermentation (AF) in three different ratios; FS:AF (1:1), RS:AF (4:1) and RS:AF (1:4) in series 8, 9 and 10, respectively. Further investigation regarding

the influence of carbon sources, temperature, pretreatment and the proportion of excess sludge (FS and AF) and acid fermentation (AF) was also conducted. The results showed that the highest concentration of acetic acid was 1,406 mg COD/L in the reactor containing FS:AF 1:1 (series 8) after 96 hours and control conditions at 35 °C whereas similar combinations in reactor 9 and 10 produced the acetic acid of 1,018 and 792 mg/L, respectively. The Paired t-test of series 8-10 showed significant difference ($p < 0.05$) for FS in series 8 and RS in series 9-10. The composition in experimental series 8 can be used to produce acetic acid as a carbon source for the biological phosphorus in the removal system since it is potential to reduce the cost of additional acetic acid.

Keywords: Acetic Acid, Fermentation, Waste Activated Sludge, Retention Time

1. บทนำ

สารอินทรีย์คาร์บอนที่จุลินทรีย์ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Enhanced biological phosphorus removal, EBPR) ต้องการอยู่ในรูปที่สามารถนำไปใช้ได้ง่าย คือ กรดอะซิติก สำหรับใช้เป็นพลังงานที่จะสนับสนุนการปล่อยฟอสเฟต [1] ซึ่งมีบทบาทในการให้อิเล็กตรอน [2-3] จึงมีความจำเป็นที่ต้องเพิ่มแหล่งคาร์บอนในรูปกรดอะซิติก ซึ่งเป็นกลุ่มของสารอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile fatty acids, VFAs) สามารถผลิตได้จากกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจนของของเสียอินทรีย์ โดยปกติถูกใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (EBPR) [4-5] งานวิจัยของ Javier และคณะ (2012) ศึกษาอัตราส่วนของกลูโคสและ CH_3COONa ที่ต่างกันในระบบเบสชีวอาร์ (Sequencing batch reactor, SBR) พบว่าเมื่อ CH_3COONa เพิ่มถึงร้อยละ 100 ที่อัตราส่วน COD:P เท่ากับ 23.5:1 ระบบสามารถกำจัดฟอสเฟตได้เพิ่มขึ้น [4] งานวิจัยของ ฉัตรลดา เทียชัย และคณะ (2560) ได้ศึกษาชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหมาะสมในการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR พบว่าเมื่อใช้แหล่งคาร์บอนเป็น CH_3COONa มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงที่สุดถึงร้อยละ 99 กล่าวได้ว่ากลุ่มจุลินทรีย์ที่สามารถเก็บสะสมฟอสเฟตไว้ในเซลล์ (Polyphosphate accumulating organisms, PAOs) อาศัย CH_3COONa ในการเจริญเติบโต ซึ่งส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส [5]

ระบบบำบัดน้ำเสียทางด้านชีวภาพจะมีการทิ้งตะกอนส่วนเกิน (Waste Activated Sludge) โดยในปัจจุบันมีกากตะกอนเร่งจำนวนมากที่เกิดขึ้นในการบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบตะกอนเร่ง [6] การกำจัดของเสียเหล่านี้จึงกลายเป็นปัญหาสำคัญ และมีค่าใช้จ่ายในการจัดการสูง 50-70% ของต้นทุนการดำเนินงานในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งหมด [7] ซึ่งการกำจัดกากตะกอนเร่งมีหลากหลายวิธีทั้งด้านเคมี กายภาพ และชีวภาพ แต่กากตะกอนเร่งเป็นตะกอนของจุลินทรีย์ที่มีสารอินทรีย์อยู่ สามารถนำไปผลิต VFAs ได้ การที่ผลิตกรดอะซิติก จากกากตะกอนมีหลายกระบวนการ เช่น อัลตราซาวน์ และการหมักตะกอน ซึ่งการหมักแบบไร้ออกซิเจนเป็นวิธีที่ช่วยแก้ปัญหาปริมาณของกากตะกอนเร่งได้ โดยลดปริมาณของตะกอน [8-10] ซึ่งการหมักเป็นเทคโนโลยีที่สามารถแก้ไขปัญหากากตะกอนเร่งจากระบบบำบัดน้ำเสีย [11] และได้กรดอะซิติกจำนวนมาก [12] เป็นกระบวนการที่ไม่ซับซ้อน สามารถเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส Adrian และคณะ (2006) ได้เปรียบเทียบการกำจัดฟอสฟอรัสจากการใช้แหล่งคาร์บอนจากโพธิโอเนต และอะซิเตต พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส เมื่อใช้อะซิเตตเป็นแหล่งคาร์บอนสูงกว่าโพธิโอเนต [13] กระบวนการหมักขั้น Acidogenesis จะประกอบด้วยปฏิกิริยา Hydrolysis Acidogenesis และ Acetogenesis ซึ่งสารอินทรีย์ เช่น โปรตีน คาร์โบไฮเดรต และไขมัน จะถูกเปลี่ยนเป็นโมเลกุลขนาดเล็กด้วยปฏิกิริยา Hydrolysis จากนั้นจุลินทรีย์กลุ่ม Acidogenic จะเปลี่ยน VFAs เป็นกรดอะซิติก กรดโพธิโอเนต และกรดบิวไทริก ซึ่งผลของปฏิกิริยาขึ้นอยู่กับพารามิเตอร์ที่ส่งผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ เช่น pH อุณหภูมิ และ แหล่งคาร์บอน [14] ซึ่ง Rademacher และคณะ

(2012) กล่าวว่าอุณหภูมิต่อการหมัก VFAs ในสภาวะไร้ออกซิเจนเป็นปัจจัยที่สำคัญ ซึ่งมีผลต่อกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ [15] โดยในงานวิจัยของ Jiuxiao และ Hui (2015) ได้ศึกษาการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ในสภาวะที่ไม่มีการควบคุม pH ความเร็วที่ 165 rpm. และควบคุมอุณหภูมิที่ 35 ± 1 และ 55 ± 1 องศาเซลเซียส พบว่าปริมาณของ VFAs สูงสุดในช่วงอุณหภูมิ 55 ± 1 องศาเซลเซียสเท่ากับ $5,627.3 \pm 354.6$ มก.ซีโอดี/ล. และในช่วงอุณหภูมิ 35 ± 1 องศาเซลเซียสเท่ากับ 574.4 ± 29.2 มก.ซีโอดี/ล. ที่ 48 ชั่วโมง [11] งานวิจัยในต่างประเทศรายงานความน่าจะเป็นของการหมักของเสียจากระบบตะกอนเร่งเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส [16-17] Xiong และคณะ (2018) ได้ศึกษาการหมักตะกอนจากเศษอาหาร เพื่อเพิ่มการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยผลของการใช้สารหมักด้วยสภาวะต่างเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบ พบว่ามี VFAs 66.3% ของปริมาณซีโอดี และช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เท่ากับ 78.2% และ 95.2% ตามลำดับ [17] แต่ในประเทศไทยยังไม่มีมีการนำตะกอนมาใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบ จึงมีแนวคิดที่จะนำกากตะกอนเร่งมาใช้เป็นวัตถุดิบในการผลิตกรดอะซิติก เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสเฟต ซึ่งอาจช่วยลดค่าใช้จ่ายทั้งในการซื้อแหล่งคาร์บอนและการกำจัดกากตะกอนเร่งได้

งานวิจัยจึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติก จากตะกอนหลายแหล่ง เพื่อนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ โดยศึกษาความแตกต่างของแหล่งคาร์บอน อุณหภูมิ การบำบัดขั้นต้น และสัดส่วนของตะกอนและน้ำหมักกรดที่แตกต่างกัน

2. อุปกรณ์และวิธีการ

2.1 ศึกษาคุณลักษณะของตะกอนที่ใช้ในการหมักในสภาวะไร้ออกซิเจนเพื่อผลิตกรดอะซิติก

กากตะกอนที่ใช้ในการศึกษาคือ นำกากตะกอนมาจากถังตกตะกอนในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Conventional Activated Sludge (CAS) ของบริษัทน้ำอ้อมแห่งหนึ่งในจังหวัดนครราชสีมา (กากตะกอนเร่ง ชุดที่ 1 และ 2) ชุดที่ 3-6 นำกากตะกอนเร่งมาจากระบบ EBPR ชุดที่ 7 นำตะกอนมาจากมูลสุกร (swine manure, SM) และชุดที่ 8-10 นำมาจากตะกอนในถังหมักแบบไร้ออกซิเจนของระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ ส่วนน้ำหมักกรด (Acid fermented, AF) นำมาจากบ่อหมักกรดของระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ ซึ่งตะกอนทั้งหมดจะถูกนำมาเก็บรักษาไว้ในถังปิดสนิท ที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส ก่อนนำมาทำการทดลอง พบว่าลักษณะสีของตะกอนชุดที่ 1-6 เป็นสีน้ำตาลเข้ม ส่วนชุดที่ 7-10 เป็นสีน้ำตาลดำ

2.2 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการหมักตะกอนจากหลายแหล่ง เพื่อผลิตกรดอะซิติก โดยการทดลองแบบกะ

2.2.1 การศึกษาผลของอุณหภูมิที่เหมาะสมในการผลิต VFAs จากการหมักแบบไร้ออกซิเจนของกากตะกอนเร่ง ชุดที่ 1-2 โดยเติมกากตะกอนเร่ง 200 มิลลิลิตร (มล.) ลงในขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มล. ความเร็วที่ 120 รอบต่อนาที (rpm) [18] โดยใช้เครื่องเขย่า (Shaker) และควบคุมอุณหภูมิที่ 35 ± 1 องศาเซลเซียส [7,16,18] และ 55 ± 1 องศาเซลเซียส [11] เก็บวิเคราะห์ทุก 4 ชั่วโมง เพื่อวิเคราะห์หา VFAs

2.2.2 การศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการผลิตกรดอะซิติกที่เกิดจากการหมัก โดยใช้แหล่งคาร์บอนจากกากตะกอนเร่งของระบบ EBPR (กากตะกอนเร่ง ชุดที่ 3 และ 4) ทำการหมักโดยเติมกากตะกอนเร่ง 200 มล. ลงในขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มล. ทำการศึกษาโดยควบคุมอุณหภูมิ 35 ± 1 องศาเซลเซียส และ 55 ± 1 องศาเซลเซียส ความเร็วที่ 120 rpm เก็บวิเคราะห์ทุก 4 ชั่วโมง เพื่อวิเคราะห์หา VFA กรดอะซิติก กรดไพรูวอิก และกรดนิวโพรอิก

2.2.3 การศึกษาการบำบัดขั้นต้นของกากตะกอนเร่ง ชุดที่ 5 ซึ่ง Htay และคณะ (2011) ได้กล่าวว่า การบำบัดขั้นต้น จะช่วยให้ปฏิกิริยา Hydrolysis เกิดได้ดีขึ้น [19] ซึ่งการทดลองนี้ใช้แหล่งคาร์บอนจากกากตะกอนเร่ง ของระบบ EBPR ที่มี pH เริ่มต้น 7.58 นำมาปรับ pH ดังนี้ 1 2 3 6 9 10 11 12 13 และ 14 โดยใช้ 2 N NaOH และ 2 N HCl [20] จากนั้นนำไป

วิเคราะห์หาปริมาณและชนิดของ VFA ที่เกิดขึ้นหลังจากการปรับ pH โดยวิเคราะห์หา VFA กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และ กรดบิวไทริก

2.2.4 การศึกษาปริมาณกรดอะซิติกที่เกิดขึ้นจากการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR (ชุดที่ 6) เปรียบเทียบกับตะกอน SM จากฟาร์มหมูแห่งหนึ่งในจังหวัดนครราชสีมา (ชุดที่ 7) โดยหมักตะกอนในถังขนาด 5 ลิตร ซึ่งมีปริมาณตะกอน 4 ลิตร ที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส เก็บตัวอย่างตะกอนปริมาตร 120 มล. แต่ละชุดการทดลอง ทุก 12 ชั่วโมง เพื่อวิเคราะห์หา VFA กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวไทริก

2.2.5 การศึกษาปริมาณกรดอะซิติกที่เกิดขึ้นจากการหมักตะกอนในถังหมักแบบไร้ออกซิเจนของระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ (ชุดที่ 8-10) หมักในถังขนาด 5 ลิตร ซึ่งมีปริมาณตะกอน 4 ลิตร ควบคุมอุณหภูมิที่ 35 องศาเซลเซียส เก็บตัวอย่างตะกอนปริมาตร 120 มล. แต่ละชุดการทดลอง ทุก 12 ชั่วโมงวิเคราะห์หาพารามิเตอร์ ดังนี้ VFA กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวไทริก

2.3 วิธีการวิเคราะห์

การวิจัยนี้ศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติกจากตะกอนหลายแหล่ง เพื่อนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ซึ่งจะต้องมีการเก็บตัวอย่างที่จะนำไปวิเคราะห์ โดยความถี่ในการเก็บตัวอย่าง ดังหัวข้อที่ 2.2 จากนั้นนำตัวอย่างกรองผ่านกระดาษกรอง GF/F ขนาดความพรุน 0.45 ไมโครเมตร เพื่อนำไปวิเคราะห์ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand, COD) ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solids, TSS) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (total volatile suspended solids, TVSS) และ VFAs วิธีการวิเคราะห์ที่นำมาใช้ในการศึกษา อ้างอิงจาก Standard Method for examination of water and wastewater [21] โดยทำการทดลองทั้งหมด 3 ซ้ำ ส่วนการวิเคราะห์กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวไทริก นำตัวอย่างกรองผ่านกระดาษกรอง GF/F ขนาดความพรุน 0.45 ไมโครเมตร ก่อนทำการวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Gas Chromatograph (GC) รุ่น 6890 ที่ใช้ Flame Ionization Detector (FID) คอลัมน์ Innowax (DB FFAP) detector และ injector ที่อุณหภูมิของ 250 องศาเซลเซียส [6] ส่วนการวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติในการศึกษามสของแหล่งคาร์บอนที่แตกต่างกันในการผลิต VFAs และ กรดอะซิติก ใช้โปรแกรม SPSS® version 21 ในการวิเคราะห์ข้อมูล

3. ผลการวิจัยและวิจารณ์

3.1 ศึกษาคุณลักษณะของตะกอนที่ใช้ในการหมักในสภาวะไร้ออกซิเจนเพื่อผลิตกรดอะซิติก

การศึกษาคุณลักษณะของกากตะกอนและตะกอนส่วนเกินที่นำมาใช้ในการหมักในสภาวะไร้ออกซิเจนเพื่อผลิตกรดอะซิติก พบว่าคุณลักษณะของตะกอนจากระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ (RS) มี pH 4.56 สัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (total volatile suspended solids, TVSS) ต่อของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (total suspended solid, TSS) หรือ VSS/TSS เท่ากับ 0.31 COD 15,540 มก./ล. VFAs เท่ากับ 685.7 มก.ซีโอดี/ล. เมื่อนำตะกอนจากระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพมาหมักทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องนาน 10 วัน (FS) พบว่า pH 5.67, VSS/TSS เพิ่มขึ้นเป็น 0.36, ปริมาณ COD เท่ากับ 20,160 มก./ล. พบว่าตะกอนที่ผ่านการหมักมา 10 วันมีปริมาณของ COD สูงที่สุด เมื่อเปรียบเทียบกับ RS และมีปริมาณของ VFAs เท่ากับ 2,452 มก./ล. อาจเนื่องมาจากความเข้มข้นของ VFAs ใน WAS นี้ขึ้นอยู่กับระยะเวลาของการย่อยสลายและกระบวนการหมักกรดส่วน AF นำมาจากบ่อหมักกรดของระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ พบว่า pH ต่ำ เท่ากับ 4.75 มีค่า COD สูงถึง 31,080 มก./ล. แต่มีค่า VFAs ต่ำเพียง 323 มก./ล. ดังตารางที่ 1

ตารางที่ 1 คุณลักษณะของตะกอนจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพที่ใช้เป็นแหล่งคาร์บอนในการหมัก

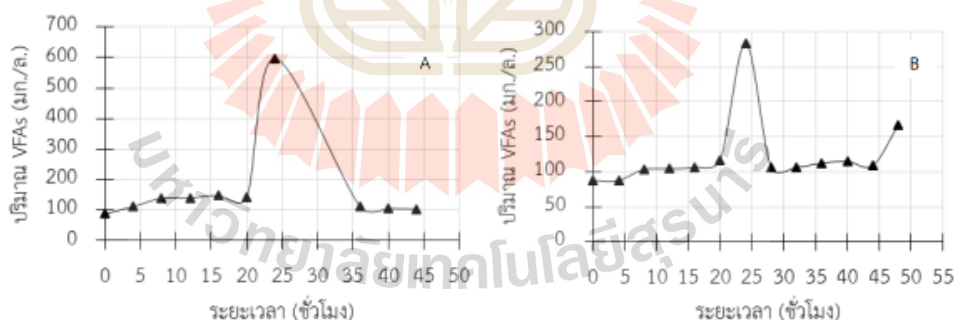
ตัวอย่าง	น้ำหมักกรด (AF)	RS	FS
pH	4.75±0.02	4.56±0.01	5.67±0.01
VFAs (มก./ล.)	323±4.90	685.7±11.15	2452±15.39
COD (มก./ล.)	31,080±18.03	15,540±8.00	20160±10.39
Alkalinity (มก./ล.)	1,060±10.00	2800±13.23	6050±10.54
TSS (มก./ล.)	20,816±62.50	18320±27.87	27500±47.03
TVSS (มก./ล.)	3,416±33.41	5620±24.27	9812±40.04

ในการทำการทดลองชุดที่ 8-10 จะนำน้ำหมักกรดมาผสมกับตะกอนจากบ่อหมักแก๊สที่สัดส่วนแตกต่างกันคือ RS:AF (4:1) (ชุดที่ 9) และ RS:AF (1:4) (ชุดที่ 10) ส่วนชุดการทดลองที่ 8 ใช้แหล่งคาร์บอนเป็น FS ผสมกับน้ำหมักกรดที่สัดส่วน FS:AF (1:1) ซึ่งคุณลักษณะทางกายภาพและเคมี แสดงในตารางที่ 2 พบว่าคุณลักษณะของตะกอนของภาคตะกอนเร่งจากระบบ CAS ชุดที่ 1-2 ชุดมี TSS เป็นองค์ประกอบ 24.7 กรัมต่อลิตร (ก./ล.) TVSS 6.63 ก./ล. pH 7.31 ค่า TVSS/TSS เท่ากับ 0.27 ส่วนภาคตะกอนเร่งจากระบบ EBPR ชุดที่ 3-6 มี TSS เฉลี่ยเท่ากับ 14.74 ก./ล. TVSS เฉลี่ยเท่ากับ 3.69 ก./ล. pH เฉลี่ย 7.62 และ alkalinity 1,232 มก./ล. SM ในชุดที่ 7 มีค่า alkalinity 2,150 มก./ล. โดยมีสัดส่วน TVSS/TSS เท่ากับ 0.39 ส่วนชุดการทดลองที่ 8 พบว่ามีปริมาณ VFAs สูงที่สุด เท่ากับ 1,357 มก./ล. COD สูงถึง 24,360 มก./ล. สัดส่วน TVSS/TSS เท่ากับ 0.32 ส่วนชุดที่ 9-10 พบว่ามีปริมาณ VFAs ใกล้เคียงกัน คือ 548 และ 341 มก./ล. ตามลำดับ COD 14,280 และ 21,980 มก./ล. ตามลำดับ สัดส่วน TVSS/TSS เท่ากับ 0.28 และ 0.19 ตามลำดับ ซึ่งมีปริมาณ TVSS ที่สูงจะเหมาะกับการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน

ตารางที่ 2 คุณลักษณะของภาคตะกอนชุดที่ 1-10 จากภาคตะกอนเร่ง มูลสุกร และระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ

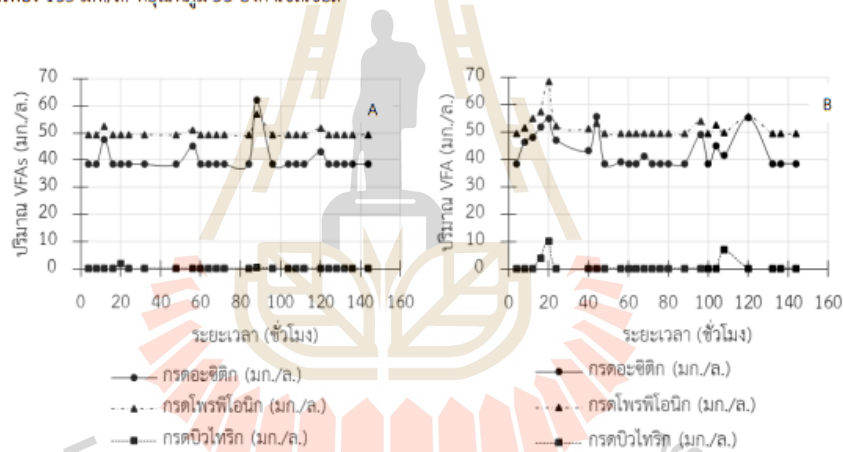
ตัวอย่าง	พีเอช	VFAs (มก./ล.)	COD (มก./ล.)	Alkalinity (มก./ล.)	TSS (มก./ล.)	TVSS (มก./ล.)
ชุดที่ 1-2 (ภาคตะกอนเร่ง)	7.31±0.02	88±3.00	15,576±13.08	1,445±8.66	24,723±46.13	6,635±41.07
ชุดที่ 3-4 (ภาคตะกอนเร่ง)	7.54±0.01	93±7.81	7792±6.56	1050±5.00	9485±28.79	1893±27.07
ชุดที่ 5 (ภาคตะกอนเร่ง)	7.58±0.02	85±5.29	8562±24.57	1300±17.32	11388±41.72	3684±42.32
ชุดที่ 6 (ภาคตะกอนเร่ง)	7.75±0.02	311±16.09	5,040±16.09	1,345±5.00	23,340±46.81	5,486±49.87
ชุดที่ 7 มูลสุกร (SM)	7.89±0.02	187±13.00	13,860±20.88	2,150±8.66	3,988±37.47	1,548±33.78
ชุดที่ 8 FS:AF (1:1)	4.9±0.05	1,357±16.09	24,360±17.32	3,000±25	25,455±32.74	8,042±29.21
ชุดที่ 9 RS:AF (4:1)	4.49±0.02	548±9.17	14,280±11.36	2,550±8.66	18,920±35.16	5,318±33.51
ชุดที่ 10 RS:AF (1:4)	4.52±0.01	341±29.05	21,980±12.17	2,650±43.30	20,321±47.57	3,846±29.46

3.2 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการหมักตะกอนจากหลายแหล่ง เพื่อผลิตกรดอะซิติก โดยการทดลองแบบกะงานวิจัยนี้ศึกษาผลการหมักตะกอนจากระบบตะกอนเร่ง เพื่อผลิตกรดอะซิติก โดยการทดลองแบบกะ (Batch test) โดยเริ่มต้นทำการศึกษาระบบหมักจากตะกอนเร่งจากถังตกตะกอนของระบบ CAS ในชุดที่ 1 และ 2 พบว่าปริมาณ VFAs เท่ากับ 597 และ 283 มก.ซีไอดี/ล. ที่อุณหภูมิ 35 และ 55 องศาเซลเซียส ตามลำดับ ที่ระยะเวลา 24 ชั่วโมง ดังรูปที่ 1 (A) และ 1 (B) โดยปริมาณของ VFAs ที่เกิดขึ้นที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส มากกว่าที่อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส และเมื่อทำการทดสอบทางสถิติ Paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% พบว่าปริมาณ VFAs ของตะกอนจากระบบตะกอนเร่ง ชุดที่ 1 ที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส และชุดที่ 2 อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.10 > 0.05$) แสดงว่าอุณหภูมิทั้งสองไม่มีผลต่ออัตราการย่อยสลายของตะกอนระบบ CAS ที่สัดส่วนของ TVS/TS เท่ากับ 0.27 ซึ่งหมายความว่าคุณลักษณะของตะกอนเป็นตะกอนที่ย่อยสลายได้ยาก แต่ยังสามารถย่อยสลายได้ แม้อุณหภูมิในการย่อยสลายเพิ่มขึ้น จะไม่มีผลต่อการผลิต VFAs ในระบบย่อยที่เกิดปฏิกิริยา Hydrolysis และ Acidogenesis [22] ซึ่งแตกต่างจากงานวิจัยของ Yun และคณะ (2017) ที่ได้ศึกษาการหมักกากตะกอนเร่งจากถังตกตะกอนขั้นที่ 2 ของระบบบำบัดน้ำเสีย และดึงย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนที่อุณหภูมิต่างกันคือ 35 42 และ 55 องศาเซลเซียส นาน 6 วัน พบว่าที่อุณหภูมิ 35 45 และ 55 องศาเซลเซียส มีปริมาณ VFAs เกิดขึ้น 1,195 1,625 และ 3,856 มก.ซีไอดี/ล. ตามลำดับ ที่สัดส่วนของ TVS/TS เท่ากับ 0.79 [23] ซึ่งแสดงถึงปริมาณสารอินทรีย์สูง เมื่อเทียบกับการศึกษานี้จะเห็นได้ว่าปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นมีความแตกต่างกันมาก และพบว่า TVS ของตะกอนเริ่มต้นของการศึกษานี้ต่ำกว่า 6.7 เท่า เมื่อเทียบกับงานวิจัยของ Yun และคณะ (2017) ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่จะย่อยสลายต่ำ และแตกต่างกับการศึกษาของ Huilei และคณะ (2012) ที่ได้ศึกษาการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศจีน พบว่าเมื่ออุณหภูมิเพิ่มจาก 40 เป็น 50 องศาเซลเซียส ทำให้อัตราการผลิต VFAs สูงขึ้น 1.65 เท่า และ VFAs จะลดลง 1.31 เท่า ที่ระยะเวลาการกักเก็บ 120 ชั่วโมง ซึ่งสรุปว่าการผลิต VFAs ขึ้นอยู่กับระยะเวลาหมัก และอุณหภูมิ [24] และแตกต่างกับการศึกษาของ Hyun และคณะ (2015) ที่พบว่าในระหว่างการหมักแบบไร้ออกซิเจน กลุ่มน้ำตาลโมเลกุลเดี่ยว (monosaccharides) และกรดอะมิโน (amino acid) จะเปลี่ยนรูปเป็น VFAs โดยการทำงานของแบคทีเรียกลุ่ม Acidogenic และพบว่าการผลิต VFAs สูงขึ้น เมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น โดยอุณหภูมิมีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม Acidogenic [25]



รูปที่ 1 ปริมาณ VFAs ที่เกิดจากการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบตะกอนเร่ง ชุดที่ 1 ที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส (รูป A), ชุดที่ 2 ที่อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส (รูป B)

จากการศึกษาผลของอุณหภูมิต่อการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR เพื่อผลิตกรดอะซิติก ในชุดทดลองที่ 3-4 พบว่าปริมาณของกรดอะซิติก และกรดโพรพิโอนิกสูง ส่วนกรดบิวไทรกมีปริมาณต่ำมาก (ใกล้เคียงศูนย์) โดยการทดลองในชุดที่ 3 สามารถผลิตกรดอะซิติกสูงสุดเท่ากับ 62 มก./ล. ที่เวลา 88 ชั่วโมง ซึ่งมี VFAs เพียง 120 มก.ซีโอดี/ล. ที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ดังรูปที่ 2 (A) ส่วนการทดลองในชุดที่ 4 ที่อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส พบว่าปริมาณกรดอะซิติก และ VFAs มีปริมาณเท่ากับ 55 และ 108 มก./ล. ตามลำดับ ที่ระยะเวลา 44 ชั่วโมง แต่ปริมาณ VFAs สูงสุด เท่ากับ 133 มก./ล. ที่ระยะเวลา 20 ชั่วโมง ดังรูปที่ 2 (B) ซึ่งแสดงว่าที่อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส ใช้เวลาในการผลิตกรดอะซิติกน้อยกว่าที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส และอุณหภูมิทั้งสองพบปริมาณ VFAs สูงสุดใกล้เคียงกัน เมื่อทำการทดสอบทางสถิติ Paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% พบว่าปริมาณกรดอะซิติกของกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR ชุดที่ 3 และ 4 ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.09 > 0.05$) แสดงว่าอุณหภูมิไม่มีผลต่อการหมักกากตะกอนเร่ง เพื่อผลิตกรดอะซิติก แต่ปริมาณของ VFAs ที่เกิดขึ้นน้อยมาก อาจเนื่องมาจากคุณลักษณะของกากตะกอนเร่งที่นำมาใช้ในการทดลอง นำมาจากระบบ EBPR ซึ่งมีปริมาณ TS เท่ากับ 9,485 มก./ล. และมีปริมาณของ TVS เท่ากับ 1,893 มก./ล. ซึ่งมีสัดส่วน TVS/TSS เท่ากับ 0.2 แสดงว่าเป็นตะกอนที่ย่อยสลายได้ยาก แต่ยังสามารถย่อยสลายได้ เมื่อเปรียบเทียบกับค่า TVS/TS ของตะกอนชุดที่ 1-4 พบว่า TVS/TS มีค่าเท่ากับ 0.27 และ 0.20 ในตะกอนชุดที่ 1-2 และ 3-4 ซึ่งแสดงว่าตะกอนทั้งสองย่อยสลายได้ยาก แต่สามารถย่อยสลายได้โดยตะกอนจากระบบ CAS ในชุดที่ 1-2 สามารถย่อยสลายได้ง่ายกว่าตะกอนจากระบบ EBPR ในชุดที่ 3-4 จึงพบว่าตะกอนในชุดที่ 3-4 มีปริมาณ VFAs ต่ำ เมื่อเทียบกับปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นจากการทดลองชุดที่ 1-2 โดยอุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส (ชุดที่ 1) และ 55 องศาเซลเซียส (ชุดที่ 2) มีปริมาณ VFAs เท่ากับ 597 มก./ล. และ 283 มก./ล. แสดงว่าที่อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส มีปริมาณ VFAs ต่ำกว่าที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส แต่ปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นในชุดการทดลองที่ 1-2 สูงกว่าการทดลองชุดที่ 3-4 ที่มีปริมาณ VFAs สูงที่สุดเพียง 133 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส



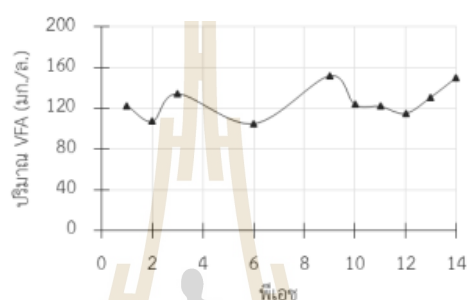
รูปที่ 2 ปริมาณของกรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวไทรก ของกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR ชุดที่ 3 เมื่อหมักที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส (A) และ ชุดที่ 4 เมื่อหมักที่อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส (B)

ตารางที่ 3 เปรียบเทียบปริมาณการผลิต VFAs ของการศึกษาที่ต่างกัน

แหล่งคาร์บอน	กรดอะซิติก	ปริมาณ VFAs	เงื่อนไข	อ้างอิง
จุดที่ 1 (ภาคตะกอนเร่ง)		597 มก./ล. ที่ 24 ชั่วโมง	ไม่ควบคุมพีเอช และ อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส	
จุดที่ 2 (ภาคตะกอนเร่ง)		283 มก./ล. ที่ 24 ชั่วโมง	ไม่ควบคุมพีเอช และ อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส	
จุดที่ 3 (ภาคตะกอนเร่ง)	62 มก./ล.	120 มก./ล.	ไม่ควบคุมพีเอช และ อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส	
จุดที่ 4 (ภาคตะกอนเร่ง)	56 มก./ล.	133 มก./ล. ที่ 20 ชั่วโมง	ไม่ควบคุมพีเอช และ อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส	
จุดที่ 5 (ภาคตะกอนเร่ง)	93.14 มก./ล.	152 มก./ล.	พีเอชเท่ากับ 14	
จุดที่ 6 (ภาคตะกอนเร่ง)		574 มก./ล.		การศึกษาที่
จุดที่ 7 มูลสุกร	109 มก./ล.	439 มก./ล.		
จุดที่ 8 FS:AF (1:1)	1,406 มก./ล.	2,505 มก./ล. ที่ 96 ชั่วโมง	ไม่ควบคุมพีเอช และอุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส	
จุดที่ 9 FS:AF (4:1)	1,016 มก./ล.	1,233 มก./ล. ที่ 96 ชั่วโมง		
จุดที่ 10 FS:AF (1:4)	792 มก./ล.	1,227 มก./ล. ที่ 108 ชั่วโมง		
ภาคตะกอนเร่งจากถังตกตะกอน และ ถังตกตะกอนชั้นที่ 2		423.22±25.49 มก.ซีไอที/ก.ของแข็ง แขวนลอยระเหยง่าย	ตะกอน และภาคตะกอนจากถังตกตะกอนชั้นที่ 2 (w/wc. 1:1) พีเอช 8.9	Yun และคณะ (2017) [23]
มูลสัตว์และฟางข้าวสาลี	1,394 มก./ล.		สภาวะไร้ออกซิเจนนาน 10 วัน	Maic และคณะ (2017) [27]
มูลวัว และขี้ไก่ทอดหมัก	6,444 มก./ล.	14,651 มก./ล.	ควบคุมอุณหภูมิที่ 37 องศาเซลเซียส นาน 4 วัน OLR 17.9 กก.ของแข็งระเหยง่าย/ถังหมัก/ลบ.ม. วัน	Cristina และคณะ (2017) [28]
ภาคตะกอนจากถังตกตะกอนชั้นที่ 2 และถังหมักแบบไร้ออกซิเจน	615 มก./ล.	666.5 มก./ล.	ควบคุมอุณหภูมิที่ 55 องศาเซลเซียส นาน 6 วัน	Huilbin และShengy (2017) [26]
ภาคตะกอนจากระบบไปป์กรอง		1,327 มก./ล. ที่ 120 องศาเซลเซียส	ให้ความร้อนที่ 75 องศาเซลเซียส นาน 10 นาที	Jiabing และคณะ (2016) [29]
มูลสุกร		12.6 มก.ซีไอที/ก.ของแข็งระเหยง่าย ทั้งหมด	ควบคุมอุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส	Weimei และคณะ (2016) [30]
WAS จากระบบบำบัดน้ำเสีย	191 มก./ล.	574.4 มก./ล. ที่ 35 องศาเซลเซียส	กวนผสมที่ 165 rpm pH 6.6 7.1 นาน 48 ชั่วโมง	Jiuxiao และ Hui (2015) [11]
ตะกอนจากระบบ SBR (Sequencing Batch Reactor)	2,862 มก./ล. ที่พีเอช 4	พีเอช 4; 3,914 มก./ล. พีเอช 6; 2,607 มก./ล.	ควบคุมที่ 26 องศาเซลเซียส กวนผสมที่ 60 rpm.	Infantes และคณะ (2011) [31]

หมายเหตุ: ภาคตะกอนเร่ง ชุดที่ 1 2 นำมาจากระบบ CAS ชุดที่ 3 6 นำจากตะกอนเร่งมาจากระบบ EBPR ชุดที่ 8 10 จากระบบผลิตแก๊สทางชีวภาพ

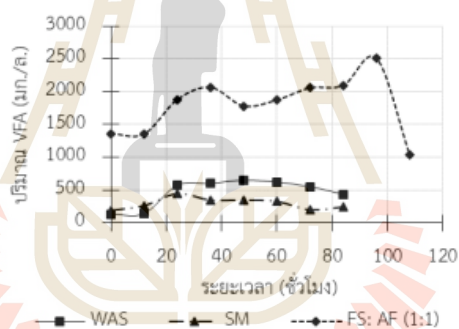
เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาอื่น พบว่าการผลิตกรดอะซิติกในการทดลองนี้ เมื่อใช้กากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR (ชุดที่ 3) หมักที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส มีปริมาณกรดอะซิติก 62 มก./ล. ซึ่งน้อยกว่าการศึกษาของ Jiuxiao และ Hui (2015) ที่หมักกากตะกอนเร่งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่ามีปริมาณกรดอะซิติก 191 มก./ล. ที่ 35 ± 1 องศาเซลเซียส [11] ส่วนกากตะกอนเร่งของ EBPR (ชุดที่ 4) ที่อุณหภูมิ 55 องศาเซลเซียส เกิดกรดอะซิติก 56 มก./ล. และน้อยกว่าการศึกษาของ Huibin และ Sheng (2017) ที่ทำการหมักกากตะกอนเร่งที่ 55 องศาเซลเซียส พบกรดอะซิติก 615 มก./ล. [26] ดังตารางที่ 3 ซึ่งแสดงว่าปริมาณของสารอินทรีย์ที่สามารถสลายได้มีน้อย อาจจะต้องมีการบำบัดขั้นต้น เพื่อปรับสภาพตะกอนก่อน เนื่องจากค่า VFAs ในตะกอนต่ำจะทำให้โอกาสที่เกิด VFAs ต่ำ ซึ่ง Zhang-Wei และคณะ (2016) ได้ศึกษาการบำบัดขั้นต้น โดยใช้ rhamnolipid ร่วมกับการหมักอัลคาไลน์แบบไร้อากาศ พบว่าสามารถผลิต SCFAs สูงสุด เท่ากับ 378 มก.ซีไอดี/ก.ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย ที่ระยะเวลา 72 ชั่วโมง ค่าพีเอชเท่ากับ 10 และควบคุมอุณหภูมิที่ 35 ± 1 องศาเซลเซียส [16]



รูปที่ 3 ปริมาณ VFAs จากการบำบัดขั้นต้นกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR ชุดที่ 5 ที่ค่าพีเอช 1 2 3 6 9 10 11 12 13 และ 14

การศึกษากการบำบัดขั้นต้นของกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR ชุดที่ 5 ค่าพีเอช แตกต่างกันคือ 1 2 3 6 9 10 11 12 13 และ 14 พบว่าที่ค่า pH 14 มีปริมาณของกรดอะซิติกสูงสุดเท่ากับ 93.14 มก./ล. และกรดโพรพิโอนิก 59.1 มก./ล. และที่ค่าพีเอช 9 เกิด กรดอะซิติก 90.82 มก./ล. ซึ่งกากตะกอนเร่งเริ่มต้นมีสัดส่วนของ TVS/TS เท่ากับ 0.32 โดยพบว่าปริมาณของ VFAs ที่เกิดขึ้นใกล้เคียงกัน ปริมาณ VFAs สูงที่สุดคือ 152 และ 150 มก.ซีไอดี/ล. ที่ค่าพีเอช 9 และ 14 ตามลำดับ ดังรูปที่ 3 ซึ่งอธิบายได้ว่าที่ค่าพีเอช 14 ช่วยลดการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม Methanogenic และมีปริมาณของของแข็งที่สามารถย่อยสลายได้สูง และยังเพิ่มปฏิกิริยา Hydrolysis ของโปรตีน และการหมักด้วย ซึ่งในการศึกษาของนิตยา บุญเทียน และคณะ (2559) กล่าวว่า การปรับสภาพไขมันสำปะหลังด้วยกรดหรือด่าง และความร้อนจะช่วยให้เกิด VFAs เพิ่มสูงขึ้น [32] สอดคล้องกับงานวิจัยของ Rungnapa และคณะ (2015) ที่ศึกษาการหมักกากตะกอนเร่ง เพื่อผลิต VFAs โดยมีค่าพีเอช ที่แตกต่างกันคือ 8 9 10 และไม่ควบคุมค่าพีเอช พบว่าปริมาณ VFAs สูงสุดที่ค่าพีเอช 9 ที่ระยะเวลา 3.5 ชั่วโมง [33] เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยของ Ruyi และคณะ (2016) ที่ศึกษาการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยคุณลักษณะของตะกอนมี VSS 12.9 ก./ล. และเชื้อ (seeding sludge) มีค่า VSS 5.1 ก./ล. ทำการทดลองโดยผสมสัดส่วนของ seeding sludge และตะกอนเท่ากับ 1:10 หมักในถังปฏิกรณ์ 2.5 ลิตร ความผสม 200 rpm ที่อุณหภูมิ 19.5-22.5 องศาเซลเซียส โดยมีค่าพีเอช ที่แตกต่างกัน 6 ชุด คือ 6 7 8 9 10

และไม่มีการควบคุมค่าพีเอช พบว่าปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นจากการหมักเกิดรวดเร็วที่สุดการทดลองที่ไม่มีการควบคุมค่าพีเอช [34] ส่วนในการศึกษาของ Zhu และคณะ (2015) ได้ทำการผลิต VFAs โดยการหมักร่วมกับการบำบัดขั้นต้นด้วยความร้อน และ alkalinity โดยใช้ตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่าปริมาณ VFAs สูงที่สุดที่ชุดการทดลองที่มีค่า TS 75 ก./ล. เท่ากับ 7.31 ก./ล. เมื่อนำตะกอนมาปรับค่าพีเอชเป็น 12 และกวนผสมที่อุณหภูมิ 90 องศาเซลเซียส นาน 2 ชั่วโมง เพื่อฆ่าสปอร์ของ จุลินทรีย์กลุ่ม Methanogens เรียกตะกอนกลุ่มนี้ว่า seed sludge ซึ่งในถังปฏิกรณ์จะทำการผสมตัวอย่างกากตะกอนเร่ง 500 มล. ที่ไม่ผ่านกระบวนการบำบัดขั้นต้น และเติม 20 มล. ของ seed sludge (75 ก./ล.) [35] พบว่าการบำบัดขั้นต้นของกาก ตะกอนเร่งมีความจำเป็นและสำคัญในการผลิต VFAs ซึ่งในการทำบำบัดขั้นต้นด้วยความร้อน และ alkalinity จะเป็นการเพิ่มความต้านทานการกรอง (filtration resistance) และความหนืดของตะกอนจุลินทรีย์ ซึ่งการหมักจะลด filtration resistance จะลด ขนาด ของตะกอนลง การศึกษานี้ต้องการทดสอบการผลิตกรดอะซิติกจากแหล่งคาร์บอนที่แตกต่างกัน โดยเลือกใช้ตะกอนที่มีค่า VFAs สูง เนื่องจากแหล่งคาร์บอนนั้นจะสามารถย่อยสลายได้สูง ทำให้มีโอกาสที่จะเกิดกรดอะซิติกเพิ่มมากขึ้น ซึ่งปริมาณการผลิต กรดอะซิติกสูงสุดสำหรับตะกอนจากระบบ EBPR เกิดขึ้นในชุดที่ 1-4 เท่ากับ 32.78 มก.วีเอเอ/ก.ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย จึงต้องการศึกษาแหล่งคาร์บอนอื่นเพิ่มเติม โดยแหล่งคาร์บอนที่สามารถนำมาใช้หมักแทน กากตะกอนเร่ง เช่น มูลสุกร ตะกอน จากระบบหมักแก๊สชีวภาพ เป็นต้น จึงได้ทำการศึกษาเพิ่มเติมเกี่ยวกับแหล่งคาร์บอนในการผลิตกรดอะซิติก โดยศึกษาปริมาณ กรดอะซิติก จากการหมักแหล่งคาร์บอน 3 แหล่ง คือ กากตะกอนเร่ง (ชุดที่ 6) มูลสุกร (SM) (ชุดที่ 7) และตะกอนจากระบบผลิต แก๊สชีวภาพ (ชุดที่ 8) พบว่า FS:AF (1:1) มีปริมาณกรดอะซิติกเกิดขึ้นสูงที่สุด เท่ากับ 1,406.8 มก./ล. ที่ระยะเวลา 96 ชั่วโมง (ชุดที่ 8) นอกจากนั้นพบว่าปริมาณ กรดโพรพิโอนิกเท่ากับ 852.81 มก./ล. และค่ากรดบิวไทรค 246.25 มก./ล. ส่วนในตะกอน SM (ชุดที่ 7) พบว่ามีปริมาณกรดอะซิติก 109.43 มก./ล. กรดโพรพิโอนิก 222 มก./ล. และค่ากรดบิวไทรคเท่ากับ 10.11 มก./ล. ที่ระยะเวลา 36 ชั่วโมง

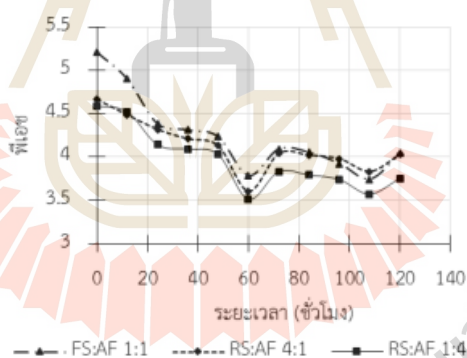


รูปที่ 4 ความเข้มข้นของ VFAs ของกากตะกอนเร่ง ชุดที่ 6 มูลสุกร (SM) และ FS:AF (1:1) ที่หมักที่อุณหภูมิ 35 °C

เมื่อเปรียบเทียบปริมาณกรดอะซิติก พบว่ามูลสุกร (ชุดที่ 7) มีปริมาณกรดอะซิติกเท่ากับ 109 มก./ล. ที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ซึ่งน้อยกว่างานของ Cristina และคณะ (2017) ที่ใช้แหล่งคาร์บอนจากมูลวัว และข้าวโพดหมัก ซึ่งพบว่าปริมาณ กรดอะซิติกสูงถึง 6,444 มก./ล. [28] ดังตารางที่ 3 จากปริมาณ VFAs ของทั้ง 3 แหล่งคาร์บอน พบว่าตะกอนจากระบบผลิตแก๊ส ชีวภาพ (ชุดที่ 8) มีปริมาณ VFAs สูงที่สุด (2,506 มก./ล.) ตามด้วย กากตะกอนเร่ง (ชุดที่ 6) และ SM (ชุดที่ 7) เท่ากับ 650 และ 439 มก./ล. ตามลำดับ แสดงดังรูปที่ 4 โดยการศึกษาการหมักกากตะกอนเร่งจากระบบ EBPR (ชุดที่ 6) ค่าพีเอช เริ่มต้น 7.75

ปริมาณ VFAs สูงสุด เท่ากับ 650 มก.ซีไอดี/ล. ที่ระยะเวลา 2 วัน ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Yue และคณะ (2015) ซึ่งได้ศึกษาจากตะกอนเร่งจากระบบ SBR ของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ในประเทศจีน ที่ระยะเวลา 6 วัน มีปริมาณ VFAs เท่ากับ 118.3 มก.ซีไอดี/ล. ที่ค่าพีเอช 4 แต่เมื่อควบคุมค่าพีเอช ให้เป็น 8 เกิด VFAs เท่ากับ 1,674.4 มก.ซีไอดี/ล. ที่ระยะเวลา 6 วัน [36] ส่วนปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นจากการหมักมูลสุกร (ชุดที่ 7) พบว่าน้อยกว่าการศึกษาของ Maie และคณะ (2017) ที่ได้ศึกษามูลสัตว์ และฟางข้าวสาลี ซึ่งพบว่าสามารถผลิตกรดอะซิติกได้ถึง 1,394 มก./ล. [27] แต่พบว่าปริมาณ VFAs ที่เกิดขึ้นในการทดลองชุดที่ 7 เท่ากับ 283.59 มก.ซีไอดี/ก.ของแข็งระเหยง่าย ซึ่งมากกว่าในการศึกษาของ Jingang และคณะ (2016) ได้ศึกษาการหมักมูลสุกร พบว่า ที่ค่าพีเอช เท่ากับ 11 มีปริมาณ VFAs สูงที่สุดเท่ากับ 79.1 มก.ซีไอดี/ก.ของแข็งระเหยง่าย ที่ระยะเวลา 8 วัน ควบคุมอุณหภูมิที่ 55 องศาเซลเซียส และของแข็งเท่ากับ 20%TS เมื่อระยะเวลาผ่านไป 8 วัน พบสัดส่วนของกรดอะซิติกสูงสุด (80.4%) ที่ค่าพีเอช เท่ากับ 12 [18] และมากกว่าการศึกษาของ Weiwei และคณะ (2016) ที่พบปริมาณ VFAs เท่ากับ 12.6 มก.ซีไอดี/ก.ของแข็งระเหยง่าย เมื่อใช้มูลสุกร [30]

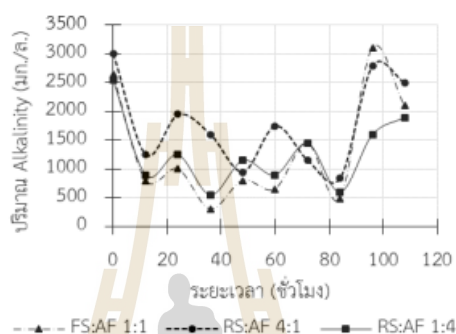
เมื่อทำการทดสอบดังปฏิกิริยา FS:AF (1:1) (ชุดที่ 8) เทียบกับกากตะกอนเร่ง (ชุดที่ 6) และดังปฏิกิริยา FS:AF (1:1) (ชุดที่ 8) เทียบกับตะกอน SM (ชุดที่ 7) ในการผลิต VFAs โดยใช้ Independent t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% ทดสอบพบว่ามีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.00 < 0.05$) ทั้ง 2 คู่ แสดงว่าการผลิต VFAs จากแหล่งคาร์บอนทั้ง 3 แหล่ง; กากตะกอนเร่ง SM และ FS พบว่า FS:AF (1:1) มีปริมาณของ VFAs สูงกว่ากากตะกอนเร่ง และ SM ตามลำดับ เนื่องจากกากตะกอนที่ผ่านการหมัก (FS) มา 10 วัน มีปริมาณสารอินทรีย์สูงกว่า SM และกากตะกอนเร่ง นั่นคือ FS สามารถเปลี่ยนเป็น VFAs ได้ โดยจุลินทรีย์ที่อยู่ในน้ำหมักกรด (AF) สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ และเกิดกระบวนการ Acidogenesis และ Acetogenesis ได้ และเมื่อทำการทดสอบดังปฏิกิริยาของกากตะกอนเร่ง (ชุดที่ 6) เทียบกับตะกอน SM (ชุดที่ 7) ในการผลิต VFAs โดยใช้ Independent t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% พบว่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.06 > 0.05$) แสดงว่าการหมัก VFAs ของทั้ง 2 ชุดการทดลองให้ผลที่เหมือนกัน



รูปที่ 5 ความสัมพันธ์ของค่าพีเอชระหว่างการหมักตะกอน FS:AF 1:1 RS:AF 4:1 และ RS:AF 1:4

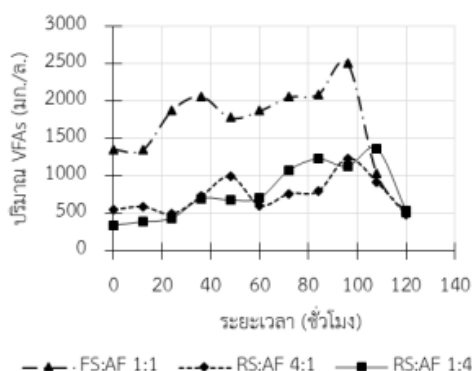
ในการทดลองโดยใช้ตะกอน RS ที่มีค่าพีเอช เริ่มต้น 4.56 ตะกอนที่ FS พบว่ามีค่าพีเอช เริ่มต้นเท่ากับ 5.67 ระหว่างการหมักวันแรกมีปริมาณผลผลิตของ VFAs ต่ำ ประมาณ 1.3-1.8 ก./ล. โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส

ผลของการศึกษาค่าพีเอช พบว่าค่าพีเอชอยู่ในช่วง 3.74–5.21 แสดงในรูปที่ 5 ลดลงในช่วง 60 ชั่วโมงแรก และคงที่ในช่วง 3.74-4.09 จนจบการทดลอง ซึ่งสัมพันธ์กับการเพิ่มขึ้นของปริมาณ VFAs เมื่อจบการทดลองที่ 120 ชั่วโมง พบว่าพีเอชประมาณ 4.04 ซึ่งการทดลองนี้พบว่าค่าพีเอช ลดลง เมื่อปริมาณกรดอะซิติกเพิ่มสูงขึ้น สอดคล้องกับการศึกษาของ Ehsan และคณะ (2016) พบว่าค่าพีเอชลดลง เมื่อปริมาณกรดอะซิติกเพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากธรรมชาติของกลไกผ่านการสร้างพันธะไฮโดรเจนของโมเลกุลกรดอะซิติกและไม่แลกเปลี่ยนไอออนของไอออนอะซิเตต โดยมีกรดอะซิติก เป็นรูปแบบที่สำคัญ [37] และสอดคล้องกับการศึกษาของ Infantes และคณะ (2011) ที่หมักตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่าปริมาณกรดอะซิติกลดลง เมื่อค่าพีเอชเพิ่มสูงขึ้น และอุณหภูมิลดลง ซึ่งจะเห็นว่าค่าพีเอชเป็นปัจจัยที่มีผลต่อการผลิต VFAs [31] และสอดคล้องกับการศึกษาของ อุษา ยิ่งชล และคณะ (2561) ที่พบว่าค่าพีเอชมีผลมากที่สุดต่อสมรรถนะในปฏิกิริยา Hydrolysis ของกากแป้งมันสำปะหลัง ที่ค่าพีเอชเท่ากับ 0.38 ที่อุณหภูมิ 100 องศาเซลเซียส ทำให้เกิด VFAs ในรูปกรดอะซิติกสูงที่สุด [38]



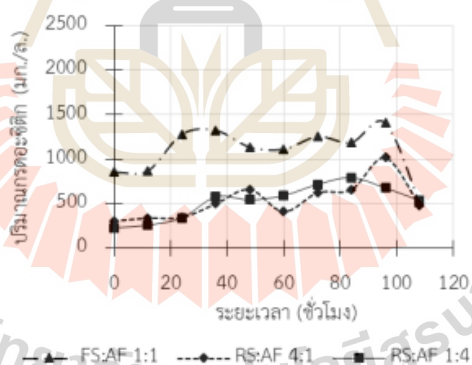
รูปที่ 6 ความสัมพันธ์ของค่า alkalinity ระหว่างการหมัก ตะกอน FS:AF 1:1 RS:AF 4:1 และ RS:AF 1:4

การศึกษาของ Zhang-Wei และคณะ (2016) พบว่าสภาวะเริ่มต้นที่เป็นต่างมีผลต่อการสลายตัว และการ Hydrolysis ของสารอินทรีย์ ซึ่งเป็นประโยชน์ต่อการผลิต VFAs [16] อย่างไรก็ตาม ปริมาณของสภาวะที่เป็นต่างขึ้นอยู่กับปริมาณกรดด้วย ซึ่งแนวโน้มเดียวกันก็เกิดขึ้นในการใช้ (RS:AF (4:1) (ชุดที่ 9) และ RS:AF (1:4) (ชุดที่ 10) เป็นแหล่งคาร์บอน โดยค่าพีเอชจะลดลงอย่างช้าๆ และความเข้มข้นของ VFAs จะค่อยๆ ลดลง ซึ่งมีค่าต่ำกว่าการใช้ FS:AF (1:1) (ชุดที่ 8) เป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าที่ 96 ชั่วโมง ของ FS:AF (1:1) มีกรดอะซิติกสูงที่สุด (2,506 มก.วีเอช/ล.) และมีค่า alkalinity เท่ากับ 840 มก./ล. ดังรูปที่ 6 โดยพบว่าในถังปฏิกิริยา FS:AF (1:1) (ชุดที่ 8) RS:AF (4:1) (ชุดที่ 9) และ RS:AF (1:4) (ชุดที่ 10) มีค่า alkalinity เฉลี่ยระหว่างการหมักเท่ากับ 1,333 1,779 และ 1,285 มก./ล. ตามลำดับ ซึ่ง Oehmen และคณะ (2007) ได้อธิบายว่า PAOs ต้องการช่วงพีเอช 7-8.5 ในการเติบโตของ PAOs [39] ดังนั้นค่า alkalinity จึงมีความสำคัญ เพราะเป็นบัฟเฟอร์ที่ช่วยต้านทานการเปลี่ยนแปลงของค่าพีเอชในระบบการผลิต VFAs ของตะกอนแต่ละชนิด พบว่ามีความเข้มข้นของกรดอะซิติกสูงที่สุด ตามด้วยกรดบิวทริก และกรดไพโรวีโอนิกในระหว่างกระบวนการย่อยสลายจะเกิดการเปลี่ยนรูปจากของแข็งเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำ (SCOD) ซึ่งประกอบด้วย VFAs และสารประกอบที่มีโมเลกุลเล็กๆ ในการศึกษาพบว่าปริมาณของ VFAs ที่ถูกผลิตเมื่อมีการใช้แหล่งคาร์บอน FS:AF 1:1 เพิ่มขึ้นช้าๆ จาก 12 ถึง 96 ชั่วโมง แสดงในรูปที่ 7 ปริมาณ VFAs คล้ายกันในการทดลองที่ใช้ RS:AF (4:1) และ RS:AF (1:4) ซึ่งมีค่าประมาณ 341-1,362 มก./ล. ที่ 96 และ 108 ชั่วโมง ตามลำดับ



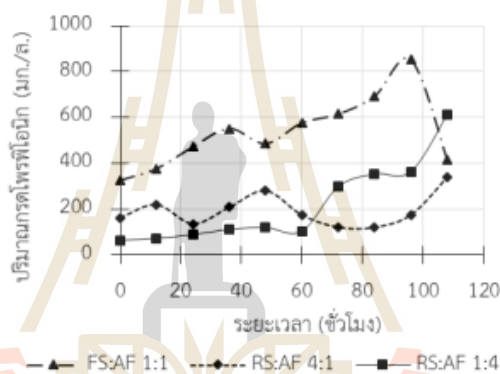
รูปที่ 7 ปริมาณของ VFAs ระหว่างการหมักตะกอน FS:AF 1:1 RS:AF 4:1 และ RS:AF 1:4

ในการศึกษาการผลิต VFAs เพื่อนำไปใช้ประโยชน์ จำเป็นต้องทราบสัดส่วนของสารอินทรีย์แต่ละชนิดที่เกิดขึ้น ซึ่ง VFAs เป็นสารอินทรีย์ที่มีคาร์บอน 2-5 อะตอม เช่น กรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก และกรดบิวไทริก พบว่าเวลาผ่านไป 36 ชั่วโมง ถึงปฏิกิริยา FS:AF 1:1 (ชุดที่ 8) มี VFAs 2.5 ก./ล. ผลการทดลองชี้ให้เห็นว่าปฏิกิริยา Hydrolysis Acitogenesis และ Acedogenesis เกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว เมื่อใช้ตะกอนที่ถูกปล่อยทิ้งไว้ 10 วัน เป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าปริมาณกรดอะซิติกมากกว่า กรดโพรพิโอนิก ซึ่งแตกต่างจากผลก่อนหน้าของ Huijun และคณะ (2016) ซึ่งพบว่ากรดอะซิติกและกรดบิวไทริกเป็นผลผลิต VFAs ที่โดดเด่น [8] กรดอะซิติกเป็นกลุ่ม VFAs ที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย ด้วยจุลินทรีย์ในระบบบำบัด ซึ่งอาจทำให้ปริมาณหรือความเข้มข้นลดต่ำลง เพราะกรดอะซิติกเป็นผลิตภัณฑ์สุดท้ายที่เกิดจากกระบวนการหมักแบบไร้ออกซิเจนก่อนที่จะถูกเปลี่ยนเป็นแก๊สมีเทนในกระบวนการ Methanogenesis โดยจุลินทรีย์กลุ่ม Methanogens [8]



รูปที่ 8 ปริมาณของกรดอะซิติกระหว่างการหมักตะกอน FS:AF 1:1 RS:AF 4:1 และ RS:AF 1:4

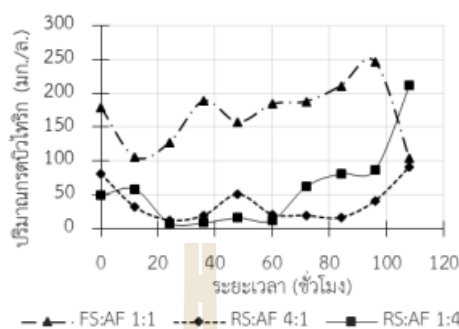
เมื่อทำการทดลองโดยใช้ FS:AF 1:1 (ชุดที่ 8) ที่ 96 ชั่วโมง พบว่ามีปริมาณกรดอะซิติกสูงสุด เท่ากับ 1.4 ก.ซีไอดี/ล. ดังรูปที่ 8 ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าปฏิกิริยา Hydrolysis Acitogenesis และ Acidogenesis สามารถเกิดได้รวดเร็ว เมื่อใช้ตะกอน FS และพบว่าค่า VFAs เท่ากับ 2,506 มก./ล. ในชุดการทดลองที่ 8 (FS:AF (1:1)) เมื่อไม่ควบคุมค่าพีเอช และควบคุมที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ซึ่งพบว่ามีน้อยกว่าการศึกษาของ Ana และคณะ (2010) พบว่าปริมาณ VFAs สูงขึ้นจาก 3,500 เป็น 8,700 มก./ล. ในการหมักกากตะกอนเร่งที่ถูกหมักมาแล้ว 4 วัน โดยมีปริมาณกรดอะซิติกเท่ากับ 41% และกรดไพรูวอิกเท่ากับ 36% ซึ่งเกิดขึ้นในช่วง 36 ชั่วโมงแรกของการหมักกากตะกอนเร่ง [40] โดยกรดอะซิติกที่เกิดขึ้นจากการหมักสามารถนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพได้ โดย Guojing และคณะ (2018) ได้ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR พบว่าเมื่อใช้อัตราส่วนอะซิเตตต่อกลีเซอรอล 100/0% มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงถึง 90.2% [41] งานวิจัยของ Piasai และคณะ (2017) ได้ศึกษาการใช้อะซิเตตเป็นแหล่งคาร์บอนในระบบ EBPR พบว่าปริมาณอะซิเตตมีความเหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs [42] ดังนั้นการผลิตกรดอะซิติกในชุดที่ 8 สามารถนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพได้



รูปที่ 9 ปริมาณของกรดไพรูวอิกระหว่างการหมักตะกอน FS:AF 1:1 RS:AF 4:1 และ RS:AF 1:4

กรดไพรูวอิกเป็นผลิตภัณฑ์ตัวกลางระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์ ซึ่งจะสลายอย่างช้าๆ เมื่อเทียบกับกรดอะซิติก ซึ่งผลการทดลองพบว่าปริมาณกรดไพรูวอิกสูงสุดจะเกิดขึ้นในชุดการทดลองที่ 8 (FS:AF (1:1)) ซึ่งมีปริมาณ เท่ากับ 853 มก./ล. ที่ระยะเวลา 96 ชั่วโมง และชุดการทดลองที่ 9 และ 10 เท่ากับ 341 มก./ล. และ 612 มก./ล. ตามลำดับ ที่ระยะเวลา 108 ชั่วโมง แสดงดังรูปที่ 9 ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Yongqing และคณะ (2011) ที่ศึกษาการเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารอาหารและลดปริมาณกากตะกอนเร่ง โดยใช้ระบบ Anaerobic anoxic oxic (A²O) พบว่าการหมักกากตะกอนเร่งเกิดปฏิกิริยา Hydrolysis ขึ้น 38.2% และเกิดปฏิกิริยา Acidification 19.7% และพบว่า VFAs ที่เกิดขึ้น มีสัดส่วนของกรดอะซิติก และกรดไพรูวอิกที่สูง เมื่อนำมาใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบ A²O พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัสสูงถึง 80.1 และ 90% ตามลำดับ [43] ซึ่งในการศึกษาของ Maite และคณะ (2017) ได้ศึกษาระบบ SBR โดยใช้แหล่งคาร์บอนจากไพรูวอเนต และอะซิเตต พบว่าไพรูวอเนตสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีที่สุด พบว่ามีปริมาณ PAOs อยู่สูง เมื่อใช้ไพรูวอเนตเป็นแหล่งคาร์บอน [27] ส่วน Satoh และคณะ (1996) ได้ศึกษามลของคาร์บอนต่อการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

พบว่าอัตราการคายฟอสฟอรัสในสภาวะแอนโรบิกสูงสุด เมื่อมีการใช้อะซิเตด และโพธิโอเนตเป็นแหล่งคาร์บอน [44] ดังนั้น การทดลองชุดที่ 8 สามารถใช้กรดอะซิติก และกรดโพธิโอเนตที่เกิดขึ้นเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพได้



รูปที่ 10 ปริมาณของกรดบิวไทริกระหว่างการหมักตะกอน FS:AF 1:1 RS:AF 4:1 และ RS:AF 1:4

การศึกษาปริมาณของกรดบิวไทริกในชุดการทดลองที่ 8-10 พบว่าแหล่งคาร์บอนชุดที่ 8 (FS:AF(1:1)) มีปริมาณกรดบิวไทริกสูงสุด เท่ากับ 246 มก.ซีไอดี/ล. ที่ระยะเวลา 96 ชั่วโมง และที่เอชเท่ากับ 3.92 รองลงมาคือ RS:AF (1:4) มีปริมาณกรดบิวไทริก เท่ากับ 212 มก.ซีไอดี/ล. ที่เวลา 108 ชั่วโมง และค่าพีเอชเท่ากับ 3.57 ส่วน RS:AF (4:1) มีปริมาณกรดบิวไทริกน้อยที่สุด เท่ากับ 91 มก.ซีไอดี/ล. ที่ระยะเวลา 108 ชั่วโมง และค่าพีเอชเท่ากับ 3.83 ดังรูปที่ 10 การศึกษาของ Rustrian และคณะ (1996) พบว่าอะซิเตด และบิวไทเรตเป็นแหล่งคาร์บอนที่ดีในการกำจัดฟอสฟอรัส ในขณะที่โพธิโอเนตส่งผลให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสน้อยที่สุด [45] ซึ่งผลการทดลองพบว่าปริมาณกรดอะซิติกเกิดขึ้นสูงสุด รองลงมา คือกรดโพธิโอเนต ซึ่งแตกต่างกับการศึกษาของ Huijun และคณะ (2016) ที่พบว่ากรดอะซิติก และกรดบิวไทริกถูกผลิตขึ้นมากที่สุด เมื่อค่าพีเอชสูงขึ้น [8] ซึ่งจากการศึกษาสภาวะการหมักที่เหมาะสมในการผลิตกรดอะซิติก เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ พบว่าการทดลองชุดที่ 8 สามารถนำไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพได้ เนื่องจากมีปริมาณ acetic สูงที่สุด ซึ่งเป็นกลุ่ม VFAs ที่เหมาะสมในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

4. สรุป

สภาวะที่เหมาะสมในการหมักกากตะกอนแรง เพื่อผลิตกรดอะซิติก คือ สภาวะที่ไม่มีการควบคุมพีเอชของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ตะกอนจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพมาหมักทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องก่อนนำมาหมัก 10 วัน ผสมกับน้ำหมักกรดที่อัตราส่วน 1:1 หรือ FS:AF (1:1) (ชุดที่ 8) พบปริมาณกรดอะซิติก 1,406 มก./ล. เมื่อถูกควบคุมที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส กวนผสมที่ 120 rpm ระยะเวลา 96 ชั่วโมง ส่วนในถังปฏิกรณ์ที่ใช้ RS:AF (4:1) (ชุดที่ 9) และ RS:AF (1:4) (ชุดที่ 10) มีกรดอะซิติกเท่ากับ 1,018 และ 792 มก./ล. ตามลำดับ เมื่อทดสอบทางสถิติ Paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% ของตะกอนส่วนเกินจากระบบจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ ชุดที่ 8-10 พบว่ามีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p = 0.04, 0.02 < 0.05$) ในการใช้ตะกอน FS (ชุดที่ 8) และ

RS (ชุดที่ 9-10) แต่เมื่อทดสอบการใช้ตะกอน RS (ชุดที่ 8 และ 9) ที่มีสัดส่วนน้ำหมักกรดที่แตกต่างกัน พบว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.44 > 0.05$) และพบว่าในชุดการทดลองที่ 8-10 มีปริมาณกรดอะซิติกมากกว่ากรดไพรูวอิกสำหรับกรณีของชุดการทดลองที่ 1-7 เกิดกรดอะซิติกน้อยมาก เท่ากับ 62 56 93 และ 109 มก./ล. ในผลการทดลองที่ 3 4 5 และ 7 ตามลำดับ ส่วนภาคตะกอนเร่งจากระบบ EBPR ชุดที่ 3-4 ที่อุณหภูมิ 35 และ 55 องศาเซลเซียส ตามลำดับ และพบว่าปริมาณกรดอะซิติกที่เกิดขึ้นจากการหมักที่อุณหภูมิทั้ง 2 ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ($p = 0.09 > 0.05$) โดยผลการทดลองพบว่าการใช้แหล่งคาร์บอนในชุดการทดลองที่ 8 สามารถนำไปใช้ประโยชน์ในการผลิตกรดอะซิติก เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ และอาจช่วยลดค่าใช้จ่ายในการซื้อแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบได้

5. กิตติกรรมประกาศ

บทความวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนจาก “ทุนกิตติบัณฑิต” ปีการศึกษา 1/2558 สำนักวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ ผู้วิจัยขอขอบพระคุณอาจารย์ ดร.นิศยา บุญเทียน มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่สนับสนุนและให้คำปรึกษาในการศึกษาวิจัยครั้งนี้

6. รายการอ้างอิง

- [1] Pan, Y.W., Maneesha, P.G., Anna, H.K., Ralf, C.R., David, C.S. and Ka, Y.C., 2015, Simultaneous phosphorus uptake and denitrification by EBPR-r biofilm under aerobic conditions: effect of dissolved oxygen, *Wat. Sci. Tech.* 72(7): 1147-1154.
- [2] Puig S., Coma, M., Monclus, H., M.C.M. van Loosdrecht, Colprim, J. and Balaguer, M.D., 2008, Selection between alcohols and volatile fatty acids as external carbon sources for EBPR, *Water. Res.* 42(3): 557-566.
- [3] Javier, G., Carlota, T., Albert, G. and Juan, A. B., 2012, Glycerol as a sole carbon source for enhanced biological, *Water. Res.* 46: 2983-2991.
- [4] Pijuan, M., Saunders, A.M., Guisasaola, A., Baeza, J. A., Casas, C. and Blackall, L.L., 2004, Enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor using propionate as the sole carbon source, *Biotechnol. Bioeng.* 85(1): 56-67.
- [5] ฉัตรลดา เพี้ยซ้าย, นิศยา บุญเทียน, อูชา ยิ่งชล, และ Pyae, H.A., 2560, การเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพโดยใช้แหล่งคาร์บอนที่แตกต่างกัน, *วิศวกรรมสารฉบับวิจัยและพัฒนา*, ปีที่ 28 ฉบับที่ 2: 41-52.
- [6] Xiangfeng, H., Changming, S., Jia, L. and Lijun, L., 2015, Improved volatile fatty acid production during waste activated sludge anaerobic fermentation by different bio-surfactants, *Chem. Eng. J.* 264: 280-290.
- [7] Hongbo, L., Hang, X., Bo, Y., Yepin, Z., He, L., Bo, F. and Huijun, M., 2016, Enhanced volatile fatty acid production by a modified biological pretreatment in anaerobic fermentation of waste activated sludge, *Chem. Eng. J.* 284: 194-201.

- [8] Huijun, M., Xingchun, C., He, L., Hongbo, L. and Bo, F., 2016, Improved volatile fatty acids anaerobic production from waste activated sludge by pH regulation: Alkaline or neutral pH?, *Waste. Manage. (Oxford)*. 48: 397-403.
- [9] Talat, M. and Allan, E., 2006, A review of secondary sludge reduction technologies for the pulp and paper industry, *Water. Res.* 40: 2093-2112.
- [10] Lise, A., Jan, B., Jan, D. and Raf, D., 2008, Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge, *Prog. Energy. Combust. Sci.* 34: 755-781.
- [11] Jiuxiao, H. and Hui, W., 2015, Volatile fatty acids productions by mesophilic and thermophilic sludge fermentation: Biological responses to fermentation temperature, *Bioresour. Technol.* 175: 367-373.
- [12] Danielle, B., 2001, Enhanced Biological phosphorus Removal Modelling and Experimental Design, JABS. Ghent University, Belgium, 291 p.
- [13] Adrian, O., Aaron, M.S.M., Teresa, V., Zhiguo, Y. and Jurg, K., 2006, Competition between polyphosphate and glycogen accumulating organisms in enhanced biological phosphorus removal systems with acetate and propionate as carbon sources, *J. Biotechnol.* 123: 22-32.
- [14] Leitao, R.C., Haandel, A.C., Zeeman, G. and Lettinga, G., 2006, The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review, *Bioresour. Technol.* 97: 1105-1118.
- [15] Rademacher, A., Nolte, C., Schonberg, M. and Klocke, M., 2012, Temperature increases from 55 to 75 C in a two-phase biogas reactor result in fundamental alterations within the bacterial and archaeal community structure, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 96: 565-576.
- [16] Zhang-Wei, H., Chun-Xue, Y., Ling, W., Ze-Chong, G., Ai-Jie, W. and Wen-Zong, L., 2016, Feasibility of short-term fermentation for short-chain fatty acids production from waste activated sludge at initial pH10: Role and significance of rhamnolipid, *Chem. Eng. J.* 290: 125-135.
- [17] Xiong, Z., Weinan, Z., Rui, W., Jingyang, L., Yinglong, S., Haining, H. and Yinguang, C., 2018, Increasing municipal wastewater BNR by using the preferred carbon source derived from kitchen wastewater to enhance phosphorus uptake and short-cut nitrification-denitrification, *Chem. Eng. J.* 344: 556-564.
- [18] Jingang, H., Rongbing, Z., Jianjun, C., Wei, H., Yi, C., Yue, W. and Junhong, T., 2016, Volatile fatty acids produced by co-fermentation of waste activated sludge and henna plant biomass, *Bioresour. Technol.* 211: 80-86.
- [19] Htay, A.P., Boontian, N., Yingchon, U. and Piasai, C., 2011, Biogas Production from Cassava Pulp: Review of Current Condition and Future Perspective, *Environmental Engineering Association of Thailand. งานประชุมวิชาการเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม ประจำปี ครั้งที่ 27 สวสท* 58: 11-17.
- [20] Bermúdez-Penabad, N., Kennes, C., and Veiga, M.C., 2017, Anaerobic digestion of tuna waste for the production of volatile fatty Acids, *Waste. Manage. (Oxford)*. 68: 96-102.

- [21] APHA, AWWA and WEF, 2012, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd Ed., Washington DC: 1496 p.
- [22] พัชรินทร์ ราโช และบุญชัย วิจิตรเสถียร, 2012, การเพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายแบบไร้ออกซิเจนเพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่งด้วยกระบวนการหมุนเวียนค่าความเป็นด่าง, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, นครราชสีมา, 102 น.
- [23] Yun, C., Xie, J., Keke, X., Nan, S., Raymond, J. Z. and Yan, Z., 2017, Enhanced volatile fatty acids (VFAs) production in a thermophilic fermenter with stepwise pH increase Investigation on dissolved organic matter transformation and microbial community shift, *Water. Res.* 112: 261-268.
- [24] Huilei, X., Jinluan, C., Hui, W. and Hanchang, S., 2012, Influences of volatile solid concentration, temperature and solid retention time for the hydrolysis of waste activated sludge to recover volatile fatty acids, *Bioresour. Technol.* 119: 285-292.
- [25] Hyun, U. C., Young, M. K., Yun, N. C., Hye, G. K. and Jong, M. P., 2015, Influence of temperature on volatile fatty acid production and microbial community structure during anaerobic fermentation of microalgae, *Bioresour. Technol.* 191: 475-480.
- [26] Huibin, C. and Sheng, C., 2017, Impact of temperatures on microbial community structures of sewage sludge biological hydrolysis, *Bioresour. Technol.* 245: 502-510.
- [27] Maite, E. G., Reda, A. S., Irini, A., Basma, O., Per, V. S., Dimitar, B. K. and Yifeng, Z., 2017, High efficient ethanol and VFA production from gas fermentation: Effect of acetate, gas and inoculum microbial composition, *Biomass Bioenergy.* 105: 32-40.
- [28] Cristina, C., Cinzia, D. R., Paolo, P. and David, B., 2017, Influence of temperature and hydraulic retention on the production of volatile fatty acids during anaerobic fermentation of cow manure and maize silage, *Bioresour. Technol.* 223: 59-64.
- [29] Jiabing, L., Yifang, Z., Werwei, L., Yulan, W., Yuyi, Z., Changqing, L. and Youcai, Z., 2016, Effect of methanogenesis of residue from thermal pre-treatment sludge by anaerobic fermentative hydrogen production, *Procedia. Environ. Sci.* 31: 318-324.
- [30] Weiwei, H., Wenti, H., Tian, Y., Ziwen, Z., Wei, C., Zhenya, Z., Zhongfang, L. and Chuanping, F., 2016, Volatile fatty acids (VFAs) production from swine manure through short-term dry anaerobic digestion and its separation from nitrogen and phosphorus resources in the digestate, *Water. Res.* 90: 344-353.
- [31] Infantes, D., González del Campo, A., Villaseñor, J. and Fernandez, F.J., 2011, Influence of pH, temperature and volatile fatty acids on hydrogen production by acidogenic fermentation, *Int. J. Hydrogen. Energy.* 36: 15595-15601.
- [32] นิตยา บุญเทียน, อูชา ยิ่งชล, Htay Aung Pyae และ ฉัตรลดา เพ็ญชัย, 2559, การเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้อากาศโดยใช้เหล็กประจุศูนย์, สหคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมของประเทศไทย. งานประชุมวิชาการเทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม ประจำปี ครั้งที่ 27 ตุลาคม 58, 67-75.

- [33] Rungnapha, K., Karel, J. K., Huub, R. and Hardy, T., (2015). Volatile fatty acids production from sewage organic matter by combined bioflocculation and anaerobic fermentation. *Bioresour. Technol.* 193: 150-155.
- [34] Ruyi, W., Yongmei, L., Wenling, C., Jinte, Z. and Yinguang, C., 2016, phosphate release involving PAOs activity during anaerobic fermentation of EBPR sludge and the extension of ADM1, *Chem. Eng. J.* 287: 436-447.
- [35] Zhu, Y.F., Liu, H.B., Liu, H., Huang, S., Ma, H.J. and Tian, Y., 2015, Filtration characteristics of anaerobic fermented sewage sludge for fatty acids production, *Sep. Purif. Technol.* 142: 8-13.
- [36] Yue, Y., Shuying, W., Ye, L., Baikun, L., Bo, W. and Yongzhen, P., 2015, Long-term effect of pH on short-chain fatty acids accumulation and microbial community in sludge fermentation systems, *Bioresour. Technol.* 197: 56-63.
- [37] Ehsan, R., Bart, Z., Sascha, R.A.K. and Boelo, S., 2016, Extraction of volatile fatty acids from fermented wastewater, *Sep. Purif. Technol.* 161: 61-68.
- [38] อูชา ยิ่งชล, นิตยา บุญเทียน, ฉัตรลดา เทียชัย และ Htay Aung Pyae, 2561, การหาสภาวะที่เหมาะสมในการผลิตก๊าซชีวภาพจากกากแป้งมันสำปะหลัง, *วิศวกรรมสารฉบับวิจัยและพัฒนา.* 29(1): 53-63.
- [39] Adrian, O., Paulo, C.L., Gilda, C., Zhiguo, Y., Jürg, K., Linda, L.B. and Maria, A.M.R., 2007, Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale, *Water. Res.* 41: 2271-2300.
- [40] Ana, S., Pantelis, K., Sarah, M., Elizabeth, W., Jon, B., Martin, T., Simon, A. P. and Elise, C. 2010, Comparison between disintegrated and fermented sewage sludge for production of a carbon source suitable for biological nutrient removal, *J. Hazard. Mater.* 175: 733-739.
- [41] Guojing, Y., Dongbo, W., Qi, Y., Jianwei, Z., Yiwen, L., Qilin, W., Guangming, Z., Xiaoming, L. and Hailong, L., 2018, Effect of acetate to glycerol ratio on enhanced biological phosphorus removal, *Chemosphere.* 196: 78-86.
- [42] Piasai, C., Boontian, N., Yingchon, U. and Pyae, H.A., 2017, Effect of Acetate as a Sole Carbon Source for Enhance Biological phosphorus Removal, Oral Presentations. *Renewable Energy Sources - Research and Business (RESRB) 2017 Conference.* June 19-21, Wrocław, Poland.
- [43] Yongqing, G., Yongzhen, P., Jingyu, Z., Shuying, W., Jianhua, G., Liu, Y., 2011, Biological sludge reduction and enhanced nutrient removal in a pilot-scale system with 2-step sludge alkaline fermentation and A2O process, *Bioresour. Technol.* 102: 4091-4097.
- [44] Satoh, H., Ramey, W.D., Koch, F.A., Oldham, W.K., Mino, T. and Matsuo, T., 1996, Anaerobic substrate uptake by the enhanced biological phosphorus removal activated sludge treating real sewage, *Water. Sci. Technol.* 34(4): 8-15.
- [45] Rustrian, E., Delgenes, J.P. and Moletta, R., 1996, Effect of the volatile fatty acids on phosphate uptake parameters by pure cultures of *Acinetobacter* sp., *Lett Appl Microbiol.* 23(4): 245-248.

สมดุลมวลของซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ

Mass Balances of COD Nitrogen and Phosphorus in Enhanced Biological Nutrient Removal Processes

ฉัตรลดา เพี้ยชัย, นิตยา บุณเทียน*, ธันย์ชนก พรตอน และ Mohamad Padri

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ตำบลสุรนารี อำเภอเมือง จังหวัดนครราชสีมา 30000

Chatlada Piasai, Nittaya Boontian*, Thunchanok Phorndon and

Mohamad Padri

School of Environmental Engineering, Suranaree University of Technology, Suranari, Mueang Nakhon Ratchasima District, Nakhon Ratchasima 30000

บทคัดย่อ

การศึกษาสมดุลมวลของฟอสฟอรัส (Phosphorus, P) ไนโตรเจน (Nitrogen, N) และซีโอดี (Chemical oxygen demand, COD) ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Enhanced biological phosphorus removal, EBPR) ที่อาศัยสภาวะแอนแอโรบิก แอนออกซิก และแอโรบิก โดยแหล่งของคาร์บอนเป็น Acetic acid กำหนดอายุตะกอน (Sludge retention time, SRT) เท่ากับ 20 วัน พบว่าปริมาณ TP, TN และ TCOD ที่เข้าสู่ภาวะแอนแอโรบิก 1.20, 1.16 และ 23.88 กรัม/วัน ตามลำดับ และออกจากระบบเท่ากับ 0.49, 8.10×10^{-2} และ 0.59 กรัม/วัน ตามลำดับ การศึกษาการกำจัด TP, TN และ TCOD พบประสิทธิภาพเท่ากับ 53.26±14.13%, 98.67±1.04% และ 99.20±1.02% ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำ ทั้งนี้ อาจเนื่องมาจาก SRT ในระบบน้อย (SRT=20 วัน) หากควบคุมให้ Phosphorus accumulating organism (PAOs) มีบทบาทสำคัญในระบบจะส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส ซึ่งสามารถนำมาใช้เป็นแนวทางในการเตรียมสารอาหารให้กับระบบ EBPR รวมถึงสามารถนำมาประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดของน้ำเสียชุมชน

คำสำคัญ: ซีโอดี ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส สมดุลมวล

Abstract

The aim of this project is to study mass balance of TP, TN and TCOD in enhanced biological phosphorous removal (EBPR). Anaerobic-anoxic-aerobic conditions were combined in the EBPR. This study used acetic acid as carbon source for synthetic wastewater through 20 days SRT with 1.20, 1.16 and 23.88 g/d. of TP, TN and TCOD, respectively. The amount of TP, TN and TCOD in effluent were reduced to be 0.49, 8.10×10^{-2}

and 0.59 g/d, respectively. Generally, the EBPR resulted TP, TN and TCOD removal as much as 53.26±14.13%, 98.67±1.04% and 99.20±1.02%, respectively. Nevertheless, phosphorus removal efficiency was low. This may be due to low SRT period. Furthermore, control of phosphorus accumulating organism (PAOs) plays an important role in the system because the amount of PAOs affects the efficiency of phosphorus removal. However, this result can be used as a guide to customize nutrient flow into EBPR system and into municipal wastewater treatment system.

Keywords: COD, Nitrogen, Phosphorus, Mass balance

1. บทนำ

การศึกษาสมดุลมวลของฟอสฟอรัส (Phosphorus, P) ไนโตรเจน (Nitrogen, N) และซีโอดี (Chemical oxygen demand, COD) เป็นเทคนิคที่ถูกใช้อย่างกว้างขวางในการประเมินการกำจัดสารอาหารในระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ [1-2] เป็นเทคนิคที่นำมาประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียที่จะช่วยแก้ไขข้อผิดพลาดใหญ่ๆ ในการเดินระบบได้ รวมถึงช่วยในการสอบเทียบแบบจำลอง (Model calibration) [3] โดยส่วนใหญ่พบว่าข้อมูลที่ถูกรวบรวมจากระบบบำบัดน้ำเสีย ถูกมุ่งเน้นไปที่การวิเคราะห์พารามิเตอร์ในน้ำเสีย และน้ำทิ้ง โดยคำนึงถึงประสิทธิภาพในการกำจัด เพื่อใช้เป็นข้อมูลในการเดินระบบ และเปรียบเทียบกับเกณฑ์มาตรฐาน ซึ่งหากทำสมดุลมวลจะช่วยลดค่าใช้จ่ายในการซื้อแหล่งคาร์บอนได้ รวมถึงช่วยแก้ไขคุณภาพของข้อมูล Meijer และคณะ (2002) ได้เสนอวิธีการคำนวณสมดุลมวล ซึ่งประยุกต์มาจากการศึกษากระบวนการหมัก [4] เป็นวิธีที่ประสบความสำเร็จในการทดสอบกับหลายระบบในประเทศเนเธอร์แลนด์ Meijer และคณะ (2001; 2002) กล่าวว่าการทำสมดุลมวลนอกจากจะช่วยระบุความผิดพลาดแล้ว ยังช่วยให้ปรับปรุงข้อผิดพลาดในการควบคุมปฏิกิริยาต่างๆ เช่น ปฏิกิริยา Nitrification, Denitrification โดยการทำให้สมดุลมวลมีทั้งในระบบปิด คือการตรวจสอบกับอัตราการไหล และปริมาณของ TP ในระบบ และในระบบเปิด เนื่องจากเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) และก๊าซไนโตรเจน (N_2) ซึ่งอยู่ในรูปของก๊าซ ไม่สามารถตรวจวัดได้ ซึ่งในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Enhanced biological phosphorus removal, EBPR) สามารถกำจัดได้ทั้ง TP, TN และ TCOD ซึ่งการทำสมดุลมวลจะช่วยให้สามารถประเมินการกำจัดสารอาหารดังกล่าวได้ [4-5]

ปัจจุบันปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) เป็นปัญหาที่เกิดจากปริมาณ TN และ TP สูงเกินกำหนด โดยพบค่า TP อยู่ระหว่าง 3.01 - 55.73 มก./ล. [6] ซึ่งเกินมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดชุมชนของประเทศไทยที่ได้กำหนดมาตรฐานของ TP ไว้ไม่เกิน 2 มก./ล., TN ไม่เกิน 20 มก./ล. และ Biochemical oxygen demand (BOD) ไม่เกิน 20 มก./ล. [7] ในการกำจัดฟอสฟอรัสระบบ EBPR ถูกนำมาใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบบำบัดน้ำเสีย และได้รับการยอมรับว่าเป็นเทคนิคที่ประหยัดค่าใช้จ่าย [8] โดยกระบวนการนี้ประสบความสำเร็จเนื่องจากมีจุลินทรีย์ที่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าเซลล์ปกติ เป็นกลุ่มแบคทีเรียเฮเทโรโทรฟิก (Heterotrophic) ที่ชื่อว่าฟีโอโอ (Polyphosphate accumulating organisms, PAOs) [9-10] ซึ่งจะปล่อยออโธฟอสเฟต (Ortho-P) ออกมาจากการสลายตัวของโพลีฟอสเฟต (Poly-P) ซึ่งให้พลังงานและคายพลังงานออกมาพร้อมกัน [11] กระบวนการนี้ประกอบไปด้วยสภาวะแอนแอโรบิก สภาวะแอกซิก และสภาวะแอโรบิก ซึ่งจะกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสีย โดยกลไกมี 2 กระบวนการคือ การคาย Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก และเกิดจากจุลินทรีย์ PAOs จับ Ortho-P ในน้ำเสีย แล้วเก็บ Poly-P ไว้ในเซลล์ [12-13] ซึ่งจะสามารถกำจัดฟอสฟอรัสออกจากระบบโดยการทิ้งตะกอน ซึ่งในน้ำเสียชุมชนจะพบฟอสฟอรัสในรูปของ Poly-P แต่จะถูก Hydrolysis เป็น Ortho-P ซึ่ง PAOs สามารถนำไปใช้ในการเจริญเติบโตได้ จะเห็นว่าฟอสฟอรัสเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งควบคุมได้ยาก ทำให้พบปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำทิ้งเกินมาตรฐาน และการกำจัดฟอสฟอรัสจะต้องอาศัยจุลินทรีย์ PAOs ซึ่งจำเป็นต้องใช้สารอินทรีย์ระเหยง่ายเป็นแหล่ง

คาร์บอน โดยการศึกษาส่วนใหญ่พบว่า Acetic acid เหมาะสมในการใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก [14] แต่มีราคาแพง เป็นการเพิ่มต้นทุนในการเดินระบบ ซึ่ง Acetic acid เป็นสารตั้งต้นที่ถูกศึกษามากที่สุด เนื่องจากถึงปฏิกิริยาที่มีการเติม Acetic acid จะมีความสามารถในการสะสมฟอสเฟตสูง และสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ที่พบในโรงงานบำบัดน้ำเสียมี Acetic acid เป็นองค์ประกอบ แต่อาจไม่เพียงพอต่อความต้องการของระบบในการกำจัดฟอสฟอรัส [15] และยังพบว่าอายุตะกอน (Sludge retention time, SRT) มีผลต่อบทบาทของ PAOs ในระบบ ในการศึกษาของ Wentzel และคณะ (1991) พบว่า PAOs มีบทบาทสำคัญในระบบ และประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเพิ่มสูงขึ้น ภายใต้สภาวะที่ SRT นาน เนื่องจากอัตราการสลายตัวของ PAOs ต่ำกว่าเชื้ออื่น [16] และการศึกษาของ Chuang (1997) พบว่า SRT มีบทบาทสำคัญที่เกี่ยวข้องกับการตาย และการจับใช้ฟอสฟอรัส โดยพบว่าที่ SRT สูงจะเกิดการตายฟอสฟอรัสมากกว่าที่ SRT ต่ำ [17] แต่ในการศึกษาของ Seviour และคณะ (2008) และ Rodrigo และคณะ (1999) พบว่าเมื่อควบคุมให้ SRT มาก จุลินทรีย์กลุ่ม Glycogen Accumulating Organisms (GAOs) จะมีบทบาทสำคัญมากกว่า PAOs โดย Rodrigo ได้ทำการศึกษาที่ช่วง SRT 11-65 วัน และใช้แหล่งคาร์บอนเป็น Acetic acid ซึ่งเป็นปัจจัยเสริมที่ช่วยให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสไม่ลดต่ำลง [18-19] และแตกต่างกับ Randall และคณะ (1992) ที่กล่าวว่า การเพิ่มค่า SRT ในระบบ ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ [20] ดังนั้นในการควบคุมระบบ EBPR หากทราบกลไกในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ

โดยศึกษาสมมูลมวลของระบบ EBPR สามารถใช้การ การสอบเทียบ Activated-sludge model no.2d (ASM2d) ซึ่งเป็นโมเดลที่อธิบายการเปลี่ยนแปลงของสารในการกำจัด การสะสมสารอาหาร การเจริญเติบโต และย่อยสลายของจุลินทรีย์กลุ่ม Heterotroph Autotroph และ PAOs ได้ [21] และนำความเข้าใจนี้ไปช่วยในการกำจัด TP, TN และ TCOD เพื่อให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งได้ และยังช่วยประหยัดค่าใช้จ่ายในการซื้อ Acetic acid ที่ต้องใช้ในการเดินระบบ โดยงานวิจัยในต่างประเทศรายงานความน่าจะเป็นของการหมักของเสียจากระบบตะกอนเร่งทดแทนการซื้อสารเคมี เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกในการกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัส [17-18] Xiong และคณะ (2018) ได้ศึกษาการหมักตะกอนจากเศษอาหาร เพื่อเพิ่มการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยผลของการใช้สารหมักด้วยสภาวะต่างเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบ พบว่ามี VFAs 66.30% ของปริมาณ COD และช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เท่ากับ 78.20% และ 95.20% ตามลำดับ [18] โดยการศึกษาของ Puig และคณะ (2008) ได้ศึกษาข้อมูลของระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งใช้สมมูลมวลในการตรวจสอบข้อมูล โดยผลการทดลองพบว่า เมื่อคุณภาพของข้อมูลการเดินระบบต่ำ เนื่องจากส่วนใหญ่ทำการศึกษาเฉพาะประสิทธิภาพในการกำจัด ซึ่งวิเคราะห์พารามิเตอร์เฉพาะในน้ำที่เข้า และน้ำออกจากระบบ อาจทำให้เกิดข้อผิดพลาด ซึ่งเงื่อนไขที่ก่อให้เกิดความผิดพลาด เช่น SRT การใช้ออกซิเจน (O_2) และการหมุนเวียนภายในระบบ (Internal conversions rate) ซึ่งจะแก้ไขคุณภาพของข้อมูลได้โดยการคำนวณสมมูลมวลใหม่ เพื่อประเมินกระบวนการ และออกแบบระบบบำบัดน้ำเสีย ทำให้ทราบว่า Acetic acid ถูกใช้ในการกำจัดฟอสฟอรัสในน้ำเสียได้จริงก็เปอร์เซ็นต์ และจุลินทรีย์ Heterotroph ใช้ Acetic acid ที่เหลือในน้ำที่เหลือในการเจริญเติบโต และกำจัดไนโตรเจนในน้ำเป็นไนตรัสออกไซด์ (N_2O) และ N_2 และสะสมไว้ในเซลล์ [17] ซึ่งจะเห็นว่า การทำสมมูลมวลในระบบ EBPR นี้ส่วนใหญ่จะศึกษาสมมูลมวลของ COD และ N [21] แต่สมมูลของ P จะถูกศึกษาเพิ่มเติมในการศึกษานี้ ซึ่งจะช่วยให้มีความรู้เกี่ยวกับการควบคุมคุณภาพของระบบน้ำเสียในพื้นที่ประเทศไทยได้ เนื่องจากประเทศไทยยังไม่มีมีการกำจัดฟอสฟอรัส

การทำสมมูลมวลในระบบ EBPR มีความสำคัญที่จะช่วยควบคุมปริมาณ Acetic acid ที่ถูกเติมให้ระบบลดลง เนื่องจากการกำจัด TP, TN และ TCOD เพื่อให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งของประเทศไทย ต้องใช้ Acetic acid ที่เหมาะสมให้กับระบบ EBPR โดยการนำโมเดล และสมมูลมวลมาใช้ในการเดินระบบ การศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาสมมูลมวลของ TP, TN และ TCOD ของระบบ EBPR และศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด TP, TN และ TCOD เพื่อลดต้นทุน และเป็นแนวทางในการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียของประเทศไทย

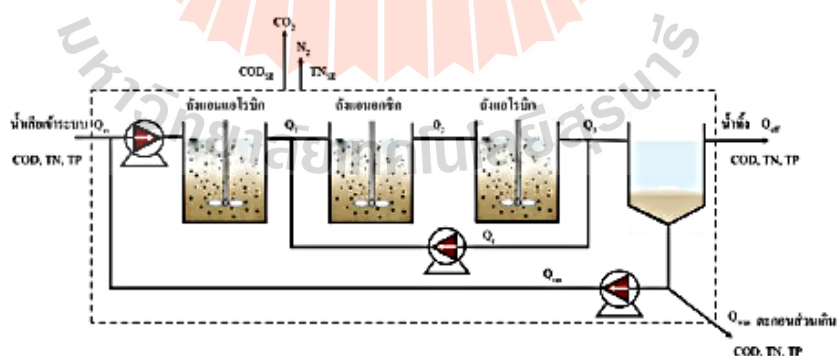
2. อุปกรณ์และวิธีการ

2.1 การศึกษาคุณลักษณะตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อใช้ในการเดินระบบ

นำจุลินทรีย์จากถังตกตะกอนชั้นที่ 2 ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของบริษัท เสริมสุข จำกัด มหาชน เดิมในถังปฏิกิริยา เพื่อเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ในระบบ EBPR โดยศึกษาพารามิเตอร์ดังนี้ ค่า DO (Dissolve oxygen), พีเอช (pH), อุณหภูมิ (Temperature), TCOD, ค่าซีโอดีละลาย (Soluble chemical oxygen demand, SCOD), แอมโมเนียมไอออน (Ammonium, NH_4^+), ไนไตรท์ (Nitrite, NO_2^-), ไนเตรท (Nitrate, NO_3^-), ของแข็งทั้งหมด (Total solids, TS), ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids, TVS), ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total suspended solids, TSS) และ Ortho-P

2.2 การออกแบบชุดการทดลอง

ถังขนาด 100 ลิตร (ล.) ใช้บรรจุน้ำเสียสังเคราะห์ โดยมีเครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบรีดสาย (peristaltic pump) ที่มีอัตราการไหลเข้าสู่ระบบ 60 ลิตรต่อวัน (ล./ว.) เข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิก และสภาวะแอนอ็อกซิกที่มีเวลาเก็บกัก 2 ชั่วโมง ส่วนสภาวะแอนโรบิกมีเวลาเก็บกัก 8 ชั่วโมง ที่มีปริมาตร 5, 5, 20 ล. ตามลำดับ และถังตกตะกอน ดังรูปที่ 1 ซึ่งตะกอนจากถังตกตะกอนบางส่วนจะไหลเวียนกลับสู่สภาวะแอนแอโรบิก ต่อเนื่องไปยังสภาวะอื่นๆ ตามลำดับ เพื่อรักษาปริมาณตะกอนในระบบให้สม่ำเสมอ กำหนดอัตราการสูบตะกอนเวียนกลับ 105 (ล./ว.) ทำการสังเคราะห์น้ำเสียเข้าระบบโดยมีค่า TCOD 500 มิลลิกรัมต่อลิตร (มก/ล) TN 15 มก./ล. และ TP 25 มก/ล. เพื่อให้จุลชีพในระบบเกิดการปรับตัว ควบคุมอายุตะกอน (SRT) อยู่ที่ 20 วัน เนื่องจาก SRT นานพอจะช่วยให้ PAOs สามารถทำงานได้ดี โดย SRT ที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 3-28 วัน [16-17] โดยได้ทำการเดินระบบจนกว่าจะเข้าสู่สภาวะคงที่ (Steady stage) และจะเลือกสัดส่วน TP ต่อ COD เท่ากับ 1:20 [22-23] อัตราปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการสังเคราะห์น้ำเสียประกอบด้วย CH_3COONa 29.164 กรัม (ก.), NH_4Cl 5.732 ก., KH_2PO_4 10.967 ก. และ Trace element 100 มิลลิลิตร (มล.) ที่ประกอบด้วย $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.88 ก., $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 1.40 ก., KCl 0.38 ก., $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 1.5 ก., KI 0.18 ก., H_3BO_3 0.15 ก., $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.15 ก., $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ 0.12 ก., $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0.12 ก., $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 0.06 ก., $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 0.03 ก., EDTA ($\text{C}_{10}\text{H}_{16}\text{N}_2\text{O}_8$) 10 ก. ในน้ำ 1 ลิตร (ล.) และนำไปละลายผสมกับน้ำประปาลงในถังน้ำเข้าระบบขนาด 100 ล.) โดยระบบไม่มีการควบคุม pH น้ำเสียที่ใช้มีค่า pH 7.07 ± 0.20 โดยได้ทำการเดินระบบจนพบว่าค่าที่วิเคราะห์ในแต่ละวันมีค่าใกล้เคียงกัน ในเวลาเดียวกันของทุกวัน ซึ่งถือว่าระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ (Steady stage) และจะเลือกสัดส่วน TP ต่อ COD เท่ากับ 1:20 [22-23] อัตราปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการสังเคราะห์น้ำเสียอ้างอิงมาจากงานวิจัยของฉัตรลดา เพ็ญชัย และคณะ (2560) [24]



รูปที่ 1 สมดุลมวลของ P, N และ COD ในระบบ EBPR

2.3 การทำสมดุลมวล TP, TN และ TCOD

หลักในการวิเคราะห์จะใช้หลักการทำสมดุลมวลสาร (Mass balance) ซึ่งเป็นหลักการพื้นฐานของกฎการอนุรักษ์มวล ว่ามวลสารไม่สูญหายหรือถูกทำลายไป ถ้าพิจารณาระบบที่มีมวลสารไหลผ่านเข้าออก ในการศึกษาวิเคราะห์จะสมมติว่า ระบบอยู่ในสภาวะคงที่ (Steady state) หมายถึง สารที่เข้าและออกคงที่ไม่เปลี่ยนแปลงไปตามเวลา สมการทั่วไปของสมดุลมวลสาร ในแต่ละกระบวนการ และระบบรวมตั้งสมการที่ 1 สมดุลมวลทั้งหมดในระยะของแข็ง ของเหลว และแก๊สของระบบ EBPR ซึ่งสารอินทรีย์คาร์บอน และ TN ของระบบจะถูกกำจัดในรูปของ CO_2 และ N_2 ซึ่งการเปลี่ยนแปลงไปในรูปของแก๊สจะไม่ถูกวัด ซึ่งสมดุลของ TP จะถูกคำนวณจากรูปที่ 1 ฟอสฟอรัสในระบบจะไม่ออกจากระบบในรูปของแก๊ส ซึ่งสามารถวัด TP ที่เข้าและออกจากระบบ

$$\text{สารที่สะสมในระบบ} = \text{สารที่เข้าสู่ระบบ} - \text{สารที่ออกจากระบบ} \quad (1)$$

$$\text{TN}_{\text{INF}} - \text{TN}_{\text{WAS}} - \text{TN}_{\text{EFF}} - \text{TN}_{\text{SE}} = 0 \quad (\text{กิโลกรัมไนโตรเจน/วัน}) \quad (2)$$

$$\text{TCOD}_{\text{INF}} - \text{TCOD}_{\text{WAS}} - \text{TCOD}_{\text{EFF}} - \text{TCOD}_{\text{SE}} = 0 \quad (\text{กิโลกรัมซีโอดี/วัน}) \quad (3)$$

$$\text{TP}_{\text{INF}} - \text{TP}_{\text{WAS}} - \text{TP}_{\text{EFF}} = 0 \quad (\text{กิโลกรัมฟอสเฟต/วัน}) \quad (4)$$

โดยตรวจสอบอัตราการไหลร่วมด้วย ส่วนการเปลี่ยนแปลงของ COD และ TN สามารถวิเคราะห์องค์ประกอบในแต่ละถึงปฏิกิริยา สมดุลทั้งหมดของอัตราการไหล ส่วนสมดุลของ N แสดงตั้งสมการที่ 3 ในการคำนวณสมดุลมวลของ P ปริมาณฟอสฟอรัสในรูปของสารละลายสันนิษฐานว่าอยู่ในรูป Ortho-P ซึ่งผลการวัดฟอสฟอรัสทั้งหมดของตะกอน และ Ortho-P สามารถนำมาคำนวณได้ ซึ่งกลไกที่เกิดขึ้นมี 2 ชั้น คือ 1) การคาย Ortho-P ในสภาวะที่ไม่มี O_2 และไนเตรท 2) การจับ Ortho-P ในสภาวะที่มี O_2 หรือไนเตรท โดย Ortho-P จะถูกดึงมาเก็บไว้ในเซลล์ของจุลินทรีย์แทนในรูปของ Poly-P ดังนั้น การหาสมดุลมวล P ของระบบ EBPR ทั้ง 3 ถึงปฏิกิริยา การทดลองสามารถหาได้จากการหามวลของ TP ในน้ำเสียที่เข้าระบบ มวล TP ในน้ำทิ้งที่ออกในแต่ละส่วนของระบบ และมวล TP ในตะกอน ตามสมการที่ 4

2.4 วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย

การวิจัยนี้เป็นการศึกษาสมดุลมวลของ P, N และ COD ของระบบ EBPR และศึกษาประสิทธิภาพกำจัดฟอสฟอรัส โดยจุดเก็บตัวอย่างคือ ภายในถังน้ำเสีย ถังแอนแอโรบิก ถังแอนอ็อกซิก ถังแอโรบิก และถังน้ำทิ้ง เพื่อนำไปวิเคราะห์ TCOD, SCOD, NH_4^+ , ไนไตรท์ (NO_2^-), ไนเตรท (NO_3^-), ปริมาณสารอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile- fatty acid, VFA) โดยใช้เครื่อง GC รุ่น 6890, ส่วน pH และอุณหภูมิวัดด้วยเครื่อง Ohaus starter 5000, Ortho-P, Acetic acid, Propionic acid, Butyric acid และ Total Phosphate (TP) ส่วนวิธีการวิเคราะห์ที่นำมาใช้ในงานวิจัย อ้างอิงจาก Standard method for examination of water and wastewater (APHA) [25] นอกจากนั้นจะทำการวิเคราะห์ Mixed liquor suspended solids (MLSS) ในถังจนกระทั่งระบบอยู่ในสภาวะคงที่ ค่า TCOD และ TP ในตะกอนส่วนเกินใช้วิธีการวิเคราะห์ตามงานของ Abd และคณะ (2017) ซึ่งใช้วิธี Digestion method [26]

3. ผลการวิจัยและวิจารณ์

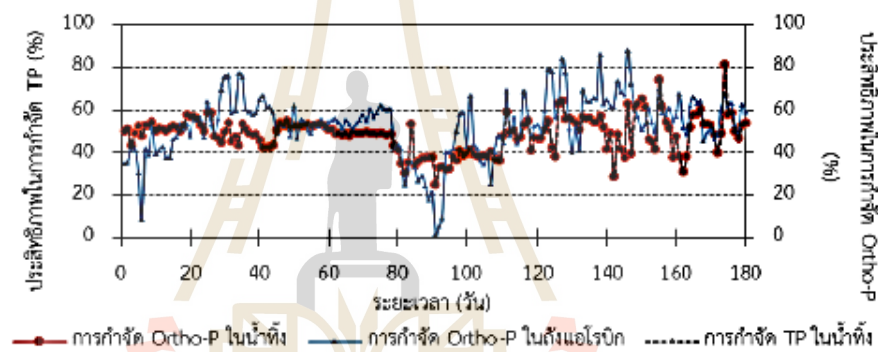
3.1 ประสิทธิภาพในการกำจัด TP ของระบบ

ประสิทธิภาพในการกำจัด TP ของระบบ EBPR เฉลี่ยเท่ากับ 45.58% ดังรูปที่ 2 ซึ่งมีปริมาณ TP ในน้ำทิ้งเท่ากับ 11.16 ± 1.87 มก./ล. โดยมีอัตราส่วน TCOD:P เท่ากับ 20 และใช้ Acetic acid เป็นแหล่งคาร์บอน 100.00% ซึ่งน้อยกว่างานวิจัย

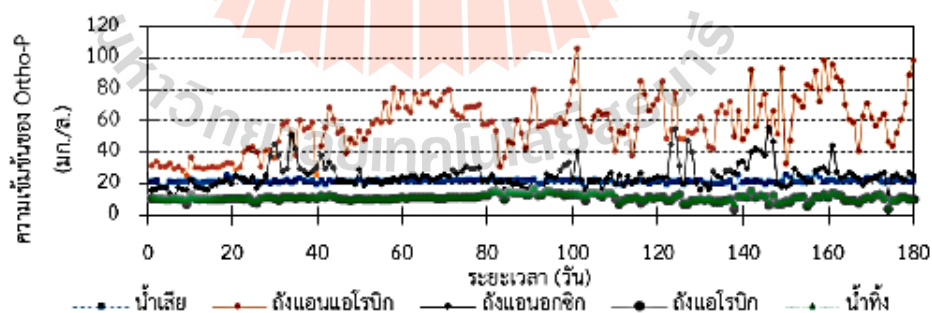
ของ Guojing และคณะ (2018) ได้ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR โดยใช้ซิเดทตอกลิเซอรอลเป็นแหล่งคาร์บอน พบว่าเมื่อใช้ซิเดท 100.00% มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงถึง 90.20% [27] ปริมาณของ TP และ Ortho-P ในแต่ละถังปฏิกิริยาแสดงในรูปที่ 3 พบว่าในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ มีปริมาณของ TP เท่ากับ 21.91 ± 1.06 มก./ล. เมื่อไหลเข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิก จุลินทรีย์กลุ่ม PAOs จะสลาย Poly-P ภายในเซลล์ ได้ผลิตภัณฑ์เป็น Ortho-P และพลังงาน ซึ่ง PAOs จะใช้ฟอสฟอรัสในรูป Ortho-P ดังสมการที่ 5



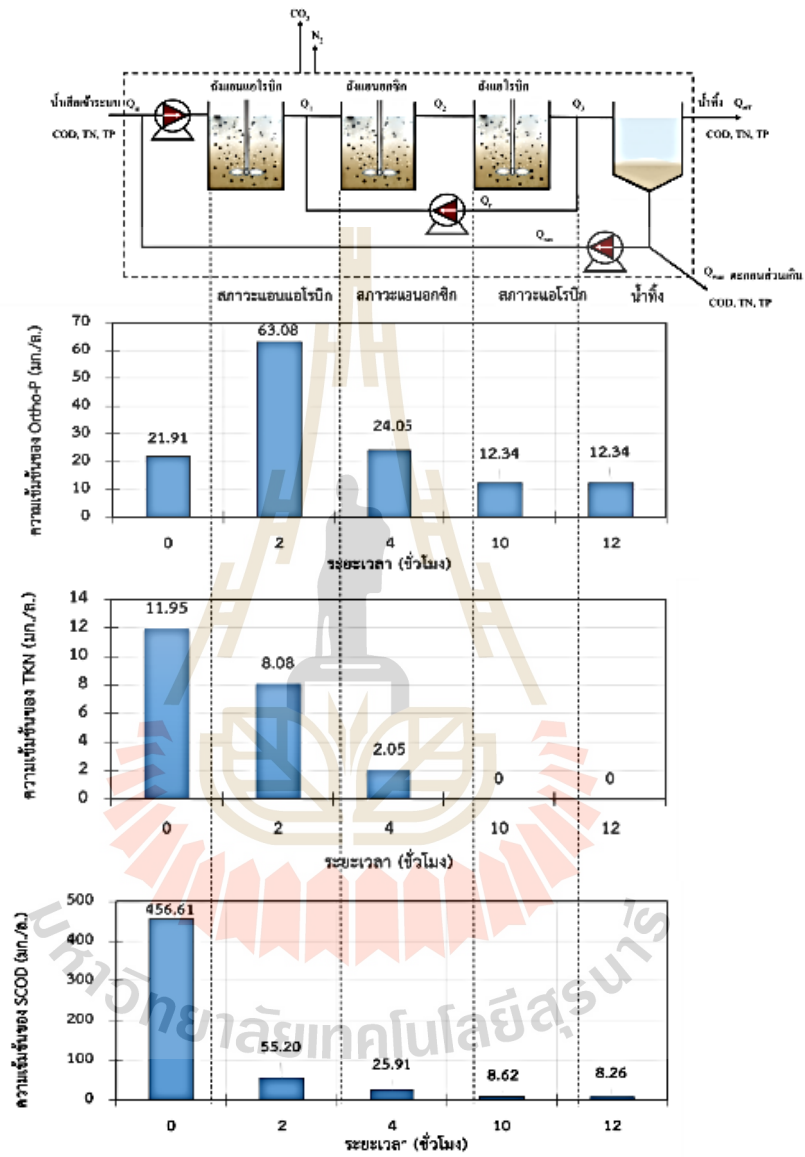
พบว่าปริมาณของ Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิกมีค่าสูงขึ้น 63.08 ± 13.34 มก./ล. ซึ่งคิดเป็น 2.88 เท่าของ Ortho-P ที่เข้าสู่ระบบ ส่วนพลังงานถูกนำไปใช้ในการดึง Acetic acid เข้ามาเก็บไว้ในเซลล์ ในรูปของ PHA [12] และใช้ในการเจริญเติบโตของเซลล์ ซึ่งแสดงว่าในสภาวะแอนแอโรบิกจะไม่เกิดการกำจัด Ortho-P แต่ Ortho-P จะถูกกำจัดได้ในสภาวะแอกซิก และแอนแอโรบิก โดยจะเกิดการสลายพลังงานที่สะสมไว้ในเซลล์ PAOs ในรูปของ PHA เกิดเป็นพลังงานที่ใช้ในการเจริญเติบโตของเซลล์



รูปที่ 2 ประสิทธิภาพในการกำจัด TP และ Ortho-P เมื่อเข้าสู่สภาวะ steady state หลังจากเดินระบบมา 120 วัน คำนวณจากสภาวะแอนแอโรบิก และน้ำทิ้งของระบบ EBPR เมื่อ SRT 20 วัน



รูปที่ 3 ความเข้มข้นของ Ortho-P เมื่อเข้าสู่สภาวะ steady state หลังจากเดินระบบมา 120 วัน โดยเก็บตัวอย่างภายในถังน้ำเสีย ถังแอนแอโรบิก ถังแอกซิก ถังแอโรบิก และถังน้ำทิ้ง

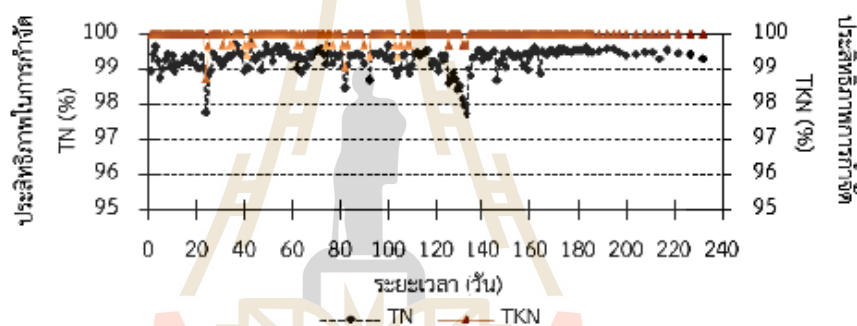


รูปที่ 4 ความเข้มข้นของ TCOD SCOD TKN และ Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก แอนอกซิก และแอโรบิก เพื่อดูแนวโน้มของการกำจัด TCOD, TKN และ Ortho-P

และใช้ในการดึง Ortho-P เข้ามาเก็บไว้ในเซลล์ของ PAOs โดยอยู่ในรูปของ Poly-P ซึ่งกระบวนการนี้จะทำให้เกิดการกำจัด Ortho-P ออกจากน้ำเสีย โดยการสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ของ PAOs ซึ่งจะถูกกำจัดออกจากระบบผ่านการทิ้งตะกอนส่วนเกิน โดยกระบวนการทั้ง 2 นี้แสดงดังรูปที่ 4 ซึ่งพบว่าค่า TP ไม่ผ่านมาตรฐาน แต่สามารถแก้ไขได้โดยการเพิ่มแหล่งคาร์บอนให้กับระบบ EBPR ซึ่งมาจากการหมักตะกอนส่วนเกินของระบบ และการเพิ่ม SRT ของระบบ หากมีการทำวิจัยเพิ่มเติมในการหาสัดส่วนที่เหมาะสมที่สุดของ PAOs ต่อจุลินทรีย์ในระบบทั้งหมด

3.2 ประสิทธิภาพในการกำจัด TN ของระบบ

พบว่า TN ที่เข้าระบบเฉลี่ย 14.38 มก./ล. และความเข้มข้นน้ำทิ้งของ TN เฉลี่ย 0.12 มก./ล. และมีประสิทธิภาพในการกำจัด TN เฉลี่ย 99.20% (รูปที่ 5) เนื่องจากในระบบเกิดปฏิกิริยา Ammonification, Nitrification และ Denitrification รวมถึงการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในระบบ EBPR ด้วย โดยเกิดปฏิกิริยา Nitrification ทำให้ NH_4^+ เปลี่ยนรูปเป็นไนเตรท และไนเตรทในสภาวะที่มี O_2 ในถังเติมอากาศ ซึ่งผลการทดลองแสดงถึงปริมาณของ O_2 เพียงพอต่อการบำบัด NH_4^+ ซึ่งงานวิจัยของ Xiongliu และคณะ (2013) พบว่าเกณฑ์ที่เป็นพิษของความเข้มข้น FA (free ammonia) สำหรับการใส่ฟอสฟอรัส เท่ากับ 17.76 มก.ไนโตรเจน/ล. ที่ pH 7.5–8.0 [28]



รูปที่ 5 ปริมาณ TN ในน้ำทิ้ง (TKN + ไนเตรท + ไนเตรท) และประสิทธิภาพในการกำจัด TN ของระบบ EBPR

NH_4^+ ในน้ำเสียที่เข้าสู่สภาวะแอโรบิก 1 โมล จะต้องใช้ O_2 2 โมล ในการเปลี่ยนรูปเป็นไนเตรท ซึ่งพบว่า NH_4^+ ที่เข้าสู่สภาวะแอโรบิกเท่ากับ 4.67 มก./ล. (คิดเป็น 2.59×10^{-4} โมล) ฉะนั้นต้องเติม O_2 เท่ากับ 3.75×10^{-4} โมล คิดเป็น 0.72 ก. O_2 /ว. ถึงจะเพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยา Nitrification ที่เปลี่ยน NH_4^+ เป็นไนเตรท และจำเป็นต้องใช้ O_2 1.54×10^{-4} โมล คิดเป็น 0.30 ก. O_2 /ว. เพื่อกำจัดไนเตรท 1.42×10^{-2} มก./ล. ที่อยู่ในสภาวะแอโรบิก แสดงดังตารางที่ 1 ซึ่งนอกจากปฏิกิริยา Nitrification แล้ว ยังมีปฏิกิริยาของกลุ่มจุลินทรีย์ PAOs และ GAOs ที่ใช้ O_2 ในการเจริญเติบโต และสร้างพลังงาน

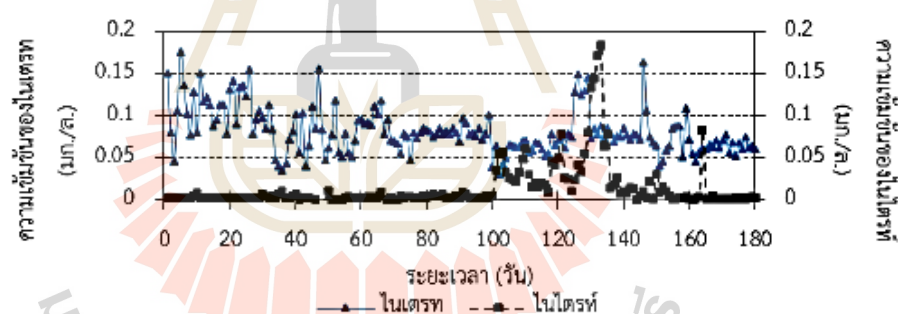
ตารางที่ 1 ปริมาณความต้องการ O_2 ในปฏิกิริยา Nitrification

ปฏิกิริยา	สมการ	สภาวะ	O_2 ที่ต้องใช้ในปฏิกิริยา
Nitrification (กำจัด NH_4^+)	$\text{NH}_4^+ + 1.5\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$	NH_4^+ เข้าสู่สภาวะแอโรบิก 4.67 มก./ล. (2.59×10^{-4} โมล)	3.75×10^{-4} โมล หรือ 0.72 ก. O_2 /ว.
	$\text{NO}_2^- + 0.5\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$	NO_2^- เกิดขึ้นในแอโรบิก 1.42×10^{-2} มก./ล. (3.09×10^{-4} โมล)	1.54×10^{-4} โมล หรือ 0.30 ก. O_2 /ว.

3.3 ไนโตรเจน และไนเตรท

ผลการทดลองพบว่าปริมาณไนเตรทที่เกิดขึ้นในสภาวะแอโรบิกเท่ากับ 0.12 ± 0.03 มก./ล. และถูกกำจัดด้วยปฏิกิริยา Denitrification ในสภาวะแอนอกซิก เหลือไนเตรทเท่ากับ 0.05 ± 0.01 มก./ล. ดังรูปที่ 6 พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TN เพิ่มขึ้น โดยประสิทธิภาพในการกำจัด TN เฉลี่ยเท่ากับ 99.20% ซึ่งเป็นผลมาจากประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสที่เพิ่มสูงขึ้น โดยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม Denitrifying phosphate accumulating organism (DNPAOs) สามารถพิสูจน์ได้จากผลการทดลองที่พบว่าอัตราส่วนของฟอสฟอรัสที่ถูกใช้ในสภาวะแอนอกซิกต่อฟอสฟอรัสทั้งหมดที่ถูกใช้ไปในกระบวนการ EBPR เท่ากับ 58.80% ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Zhengyu และคณะ (2018) ที่พบว่าอัตราส่วนของฟอสฟอรัสที่ถูกใช้ในสภาวะ แอนอกซิกต่อฟอสฟอรัสทั้งหมดที่ถูกใช้ไปในกระบวนการ Anaerobic-anoxic-oxic/Sequencing batch sidestream phosphorus recovery (AAO-SBSPR) เป็น 77.50% เพิ่มขึ้นจากกระบวนการ Anaerobic-anoxic-oxic (AAO) ที่เท่ากับ 41.70% [29]

การทดลองนี้จะมีการหมุนเวียนน้ำเสีย และจุลินทรีย์ในสภาวะแอโรบิกไปยังสภาวะแอนอกซิกเพื่อกำจัดไนเตรท โดยใช้ อัตราส่วนการหมุนเวียนกลับเป็น 3 เท่าของอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ โดยพบว่าในถังแอนอกซิกจะมีปริมาณ DO เฉลี่ยเท่ากับ 0.24 มก./ล. ซึ่งมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด TN โดยเฉพาะไนเตรท ที่จะถูกผลิตขึ้นในสภาวะแอโรบิก จากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม ammonia oxidizers และ nitrite oxidizers เรียกว่าปฏิกิริยา Nitrification [30] และจะถูกกำจัดเป็น N_2 ที่ สภาวะแอนอกซิก ด้วยปฏิกิริยา Denitrification โดยจะมีการใช้ SCOD โดยอาศัยจุลินทรีย์กลุ่ม Heterotroph ซึ่งเป็นปฏิกิริยา สมบูรณ์เมื่อรวมทั้ง Nitrification และ Denitrification แต่ปริมาณ DO ที่เข้าสู่ถังแอนอกซิกจากการหมุนเวียนกลับจะถูกกำจัด โดยจุลินทรีย์กลุ่ม Heterotroph ในถังแอนอกซิก ในการศึกษาของ Rodrigo (1999) ได้ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR โดยใช้การหมุนเวียนกลับจากถังแอโรบิกไปยังถังแอนอกซิกเท่ากับ 3 เท่า พบจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs ที่อายุตะกอนเท่ากับ 11-45 วัน



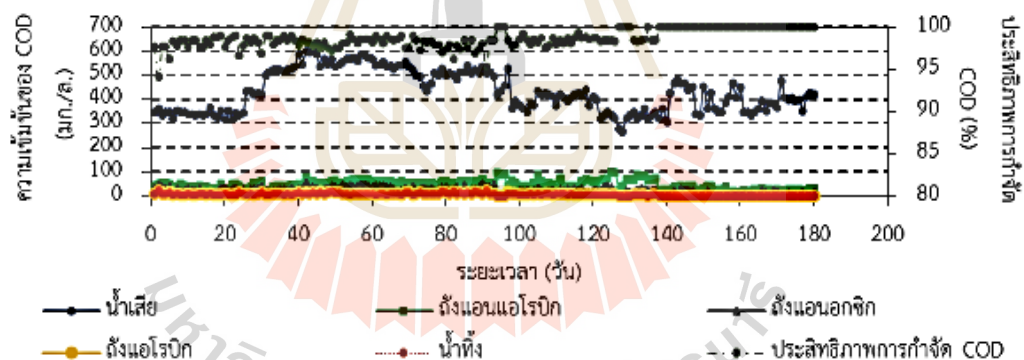
รูปที่ 6 ปริมาณไนเตรท และไนไตรท์ในน้ำทิ้งเมื่อเดินระบบ EBPR ที่ SRT 20 วัน

ปริมาณของจุลินทรีย์ที่เข้าสู่สภาวะแอนอกซิก อาจจะมีผลต่อการกำจัดไนเตรทไนโตรเจน และ Ortho-P ในสภาวะแอนอกซิกด้วย สังเกตได้จากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในรูป SCOD ที่เข้า และออกจากสภาวะแอนอกซิก พบว่าปริมาณ SCOD ที่ เข้าสู่สภาวะแอนอกซิกเฉลี่ยเท่ากับ 55.20 ± 13.56 มก./ล. และออกจากสภาวะแอนอกซิกเท่ากับ 25.91 ± 9.41 มก./ล. ในช่วงที่ ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสเท่ากับ 49.00% เนื่องจากมีการใช้ SCOD ในการเกิดปฏิกิริยา ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Hu และคณะ (2001) ซึ่งพบว่ากำจัด TN และจับใช้ Ortho-P ในสภาวะแอนอกซิกของระบบ EBPR เป็นผลมาจากปริมาณของจุลินทรีย์ที่ถูกหมุนเวียนกลับมายังสภาวะแอนอกซิก ซึ่งกระบวนการ Nitrification เกิดจากจุลินทรีย์กลุ่ม Ammonia oxidizers และ Nitrite oxidizers ซึ่งเป็นจุลินทรีย์กลุ่ม Autotroph [31]

3.4 ประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD ของระบบ

การทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัด TCOD อยู่ในช่วง 87.00-100.00% และในการทดลองเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของ TCOD เข้ระบบเท่ากับ 500 มก./ล. เนื่องจากใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมจาก Acetic acid ที่ละลายน้ำ ทำให้ค่า TCOD เท่ากับ SCOD ในน้ำที่เข้ระบบ โดยพบว่ามีความเข้มข้น SCOD ในน้ำทิ้ง 0.00-18.67 มก./ล. ดังรูปที่ 7 ซึ่งผ่านตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง (TCOD ไม่เกิน 120 มก./ล.) [7] ทั้งหมด แสดงว่าจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยแต่ละถังปฏิริยาจุลินทรีย์มีการใช้สารอาหารในการเจริญเติบโต จึงทำให้ SCOD ที่เป็นแหล่งคาร์บอนลดลง โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่ย่อยง่ายเช่น Acetic acid จะทำให้ PAOs สามารถใช้สารอินทรีย์คาร์บอนได้ง่ายขึ้น ระบบจึงสามารถกำจัด TCOD ได้ สอดคล้องกับงานวิจัยของ Piasai และคณะ ได้ศึกษาการใช้เอซิเทปเป็นแหล่งคาร์บอนในระบบ EBPR พบว่าเอซิเทปมีความเหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs [32]

สารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิกจะเกิดปฏิริยาการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศ โดยจุลินทรีย์กลุ่ม Heterotroph เกิดผลิตภัณฑ์เป็น CO_2 และ H_2O ส่วน Acetic acid จะถูกจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่งคือ PAOs นำไปใช้ผลิตเป็นพลังงานเก็บไว้ในเซลล์ในรูปของ PHA ซึ่งในสภาวะแอนแอโรบิกจะมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนได้สูงที่สุด จากนั้นสารอินทรีย์ที่เหลือ เมื่อเข้าสู่สภาวะแอนออกซิกจะเกิดปฏิริยา Denitrification เกิดการกำจัดไนเตรท โดยเปลี่ยนเป็น N_2 จะเกิดการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนด้วย และสุดท้ายสารอินทรีย์ที่เหลือจะถูกกำจัดด้วยปฏิริยาการย่อยสลายแบบใช้ออกาศ โดยใช้ O_2 ในการเปลี่ยนสารอินทรีย์คาร์บอนเป็น CO_2 , H_2O และพลังงานในการเจริญเติบโต สภาวะแอนแอโรบิก SCOD หายไปมากที่สุด ดังรูปที่ 7 เกิดจากกลไกการหมักของ Heterotroph และ Short chain fatty acid (SCFAs) ถูกใช้ โดย PAOs หลังจากสลาย Poly-P จนได้พลังงาน



รูปที่ 7 ความเข้มข้น และประสิทธิภาพของ SCOD ในระหว่างการเดินระบบ EBPR เนื่องจากจุลินทรีย์ใช้ในรูปของ SCOD

3.5 สมดุลของ P, N และ COD

การกำจัด TCOD ในระบบบำบัดน้ำเสียทางคานชีวภาพเกิดขึ้นจาก 4 หลักการคือ 1) การออกซิโดซ์สารอินทรีย์ของเซลล์ 2) สารอินทรีย์ที่ถูกใช้ไปเพื่อสังเคราะห์เซลล์ 3) สารอินทรีย์ที่ถูกใช้ไปเนื่องจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และ 4) สารอินทรีย์มีการสะสมอยู่ในระบบ [33] ซึ่งการประเมินกลไกการหายไปของค่า TCOD และปฏิริยาที่เกิดขึ้นในระบบการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบ สามารถหาได้จากสมการที่ 2 การกำจัดไนโตรเจนประกอบด้วยกลไก 3 ส่วนคือ 1) กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน 2) กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และ 3) การดูดซึมเข้าสู่เซลล์

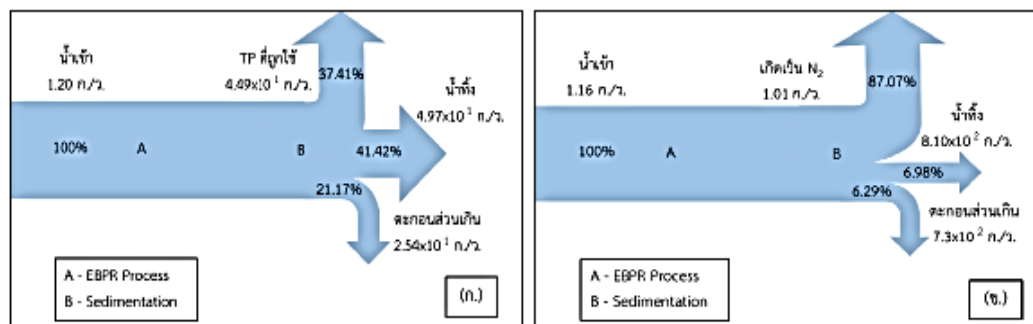
ตารางที่ 2 ผลการทดลองสำหรับผลการทดสอบค่าการวัดระหว่างวันที่ 8 สค. 2561 ถึงวันที่ 19 ก.ย. 2561

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่าเฉลี่ย±s.d.				
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	ตะกอนแขวนลอย	สภาวะแอนแอโรบิก	สภาวะแอโรบิก
Q	ลบ.ม./ว.	0.06	6.00×10^{-4}	5.94×10^{-2}	0.06	0.06
TCOD	ก. COD/ลบ.ม.	398.00 ± 58	9.78 ± 9	$1,559.64 \pm 282$	$13,777.78 \pm 5,595$	$4,142.22 \pm 1,088$
TKN	ก. N/ลบ.ม.	19.40	1.19 ± 2	122.50 ± 30	307.42 ± 215	120.75 ± 60
TKN _{nit}	ก. N/ลบ.ม.	12.17 ± 1	0.00	1.05 ± 1	11.24 ± 4.20	2.63 ± 1
Nitrate	ก. N/ลบ.ม.	0	8.90×10^{-2}	0	$6.30 \times 10^{-2} \pm 0.03$	$5.90 \times 10^{-2} \pm 0.01$
TP	ก. P/ลบ.ม.	20.08 ± 3	8.37 ± 3	424.50 ± 67	426.05 ± 220	269.60 ± 133
Ortho-P	ก. P/ลบ.ม.	20.08 ± 3	8.37 ± 3	0	64.87 ± 12	31.65 ± 13

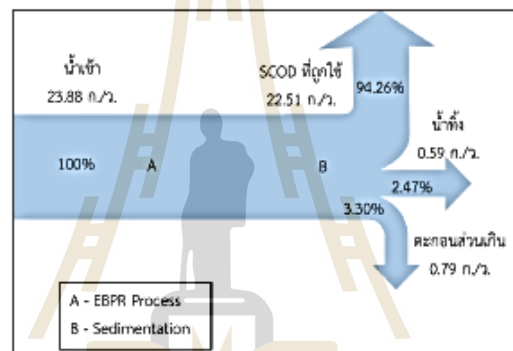
ตารางที่ 3 ปริมาณการใช้ Ortho-P, NH₄⁺ และ SCOD ของแต่ละถังปฏิกรณ์ในระบบ EBPR ทำการวัดระหว่างวันที่ 8 สค. 2561 ถึงวันที่ 19 ก.ย. 2561

	สภาวะแอนแอโรบิก					สภาวะเมอเออสิก					สภาวะแอโรบิก				
	S _{COD} (ก./ว.)	S _{NH4} (ก./ว.)	S _{PO4} (ก./ว.)	S _{COO} (ก./ว.)	S _{NO3} (ก./ว.)	S _{COO} (ก./ว.)	S _{NH4} (ก./ว.)	S _{PO4} (ก./ว.)	S _{NO3} (ก./ว.)	S _{COO} (ก./ว.)	S _{NH4} (ก./ว.)	S _{PO4} (ก./ว.)	S _{NO3} (ก./ว.)	S _{COO} (ก./ว.)	
น้ำเข้า	22.86	0.52	1.20	2.10	2.10	1.71	11.24	6.70×10^{-3}	0.90	0.87	10.44	4.40×10^{-3}	4.40	4.40×10^{-3}	
การผสม	-20.76	1.19	8.53	-1.20	-1.20	-1.32	-0.80	-2.30×10^{-3}	-0.90	-0.87	-7.67	-4.00×10^{-3}	-7.67	-4.00×10^{-3}	
น้ำออก	2.10	1.71	9.73	0.90	0.90	0.39	10.44	4.40×10^{-3}	0.00	0.00	2.77	8.30×10^{-3}	2.77	8.30×10^{-3}	
ประสิทธิภาพ	90.81	*	*	57.14	57.14	77.19	7.12	34.32	100.00%	100.00%	73.47	*	*	*	

หมายเหตุ: * ไม่ดีประสิทธิภาพเนื่องจากสภาวะของระบบไม่เกิดการกำจัดสารตั้งต้น



รูปที่ 8 (ก.) สมดุลมวลของ P ของระบบ EBPR ที่ SRT 20 วัน โดยคำนวณจากค่า TP ในน้ำเข้า สะสมในตะกอน ในน้ำทิ้ง (ข.) สมดุลมวลของ N ของระบบ EBPR โดยคิดการ oxidize ของไนโตรเจน เป็น N_2 ในสภาวะแอนอกซิก การคำนวณอ้างอิงจาก Baker และ Dold (1995) [34]



รูปที่ 9 สมดุลมวลของ COD ในระบบ EBPR เมื่อใช้ Acetic acid เป็นแหล่งคาร์บอน การคำนวณอ้างอิงจาก Baker และ Dold (1995) [34]

โดยการศึกษาการทำสมดุลมวลของ COD และ N ตามการศึกษาของ Baker และ Dold (1995); Racho (2009) และ ศิริกานดา (2555) [34-36] ซึ่งในน้ำทิ้งของระบบมีปริมาณไนโตรเจนและไนโตรเจนเฉลี่ย เท่ากับ 0.03 มก./ล. และ 7.50×10^2 มก./ล. ตามลำดับ ซึ่งการศึกษาสมดุลมวลพบว่ามี การหายไปของ N จากระบบ EBPR ซึ่งหาได้จากสมการที่ 3 กลไกการกำจัดฟอสฟอรัสในระบบ EBPR เกิดขึ้น 2 กลไก คือ การคาย Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก และการจับ Ortho-P ไว้ในเซลล์ PAOs ในสภาวะแอนอกซิกและแอโรบิก ซึ่งจากการทดลองใช้สัดส่วน TCOD:P เป็น 20:1 โดยมี Ortho-P ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ 25.00 มก./ล. ซึ่งในการทดลองจะเห็นว่าปริมาณ TCOD ที่ถูกกำจัดในสภาวะแอนแอโรบิกเท่ากับ 388 มก./ล. แสดงว่าจุลินทรีย์กลุ่ม Heterotroph และจุลินทรีย์กลุ่ม GAOs สามารถกำจัด TCOD ได้ 328.00 มก./ล. และจากตารางที่ 2 แสดงให้เห็นว่าในสภาวะแอนแอโรบิกปริมาณ TCOD จะหายไป 20.76 ก./ว. แต่เกิด NH_4^+ และ Ortho-P 1.19 และ 8.53 ก./ว. ส่วนสภาวะแอนอกซิกจะเกิดการกำจัดทั้ง Ortho-P, NH_4^+ และ TCOD เท่ากับ 0.80, 1.32 และ 1.20 ก./ว. รวมถึงกำจัดไนโตรเจน 2.30×10^3 ก./ว. และสภาวะแอโรบิกจะเกิดการกำจัด Ortho-P, NH_4^+ และ TCOD เท่ากับ 7.67, 0.87 และ 0.90 ก./ว. แต่จะเกิดไนโตรเจนขึ้น เท่ากับ 4.00×10^3 ก./ว. โดย

ในเตรทที่เกิดขึ้นจะถูกเวียนกลับไปกำจัดที่สภาวะแอนอโรบิก ซึ่งเป็นไปตามปริมาณสัมพันธ์ใน ASM2d ซึ่ง Pai และคณะ (2001) ได้ใช้ ASM2d เพื่ออธิบายการเปลี่ยนรูปขององค์ประกอบที่เปลี่ยนแปลงภายในของระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพ ทั้งในสภาวะแอนอโรบิก แอนอโรบิก และเอโรบิก ตั้งแต่ kinetics และปริมาณสัมพันธ์ ซึ่ง ASM2d ช่วยในการประเมินปริมาณของสารละลายน้ำในกระบวนการต่างๆ เช่น S_p , S_{NH_4} , S_{NO_3} และ S_{PO_4} [14] ซึ่งการศึกษานี้สามารถนำ ASM2d มาอธิบายได้ เนื่องจากเกิดการคายและใช้ Ortho-P ในแต่ละสภาวะคล้ายกับ ASM2d รวมถึงเกิดปฏิกิริยากำจัดไนเตรทในสภาวะแอนอโรบิก ด้วยปฏิกิริยา Denitrification เกิดเป็น N_2

สมดุลของ P ในสภาวะแอนอโรบิกมีปริมาณ Ortho-P เพิ่มขึ้นเป็น 77.25 มก./ล. ซึ่งคิดเป็น 3 เท่าของปริมาณ Ortho-P ที่เข้าสู่ระบบ โดยเกิดจากกลไกที่ PAOs สลาย Poly-P ภายในเซลล์ได้ผลิตภัณฑ์เป็น Ortho-P และพลังงาน ซึ่งพลังงานนั้นจะนำไปใช้ในการดึง CH_3COONa เข้าสู่เซลล์ เก็บเป็นพลังงานในรูปของ PHA ซึ่งจะนำไปใช้ในสภาวะแอนอโรบิก และเอโรบิก จากตารางที่ 2 จะเห็นได้ว่าปริมาณของ Ortho-P ที่เพิ่มสูงขึ้น จะสัมพันธ์กับปริมาณของ Acetic acid และปริมาณของ Poly-P ในเซลล์ PAOs ซึ่งปฏิกิริยานี้จะเกิดในสภาวะแอนอโรบิก โดย ASM2d พบว่าหากปริมาณ Ortho-P ที่ถูกคายออกมา 0.40 โมล PAOs จะใช้ Acetic acid ไป 1 โมล ซึ่งจากการทดลองพบว่าปริมาณ Ortho-P ที่ถูกคายออกมาในสภาวะแอนอโรบิก เท่ากับ 64.80 มก./ล. คิดเป็น 4.00×10^{-4} โมล แสดงว่า Acetic acid ที่ถูกใช้โดยจุลินทรีย์ PAOs ในสภาวะแอนอโรบิกเท่ากับ 1.00×10^{-3} โมล คิดเป็น 0.06 ก. หรือ 60.00 มก./ล. โดยปริมาณของ TP ที่เข้า และออกจากระบบเท่ากับ 1.20 และ 0.50 ก./ว. อธิบายได้ว่าปริมาณ TP ที่หายไป จะถูก PAOs นำไปใช้ และสะสมไว้มากที่สุด ส่วน Heterotroph จะใช้ COD: N: P เท่ากับ 100:1:0.2 ในสภาวะแอนอโรบิก และ 100:5:1 ในสภาวะแอนอโรบิก และเอโรบิก โดยปริมาณของ TP ที่ถูกใช้ไปทั้งหมดสามารถเทียบสัดส่วนได้จาก ASM2d ซึ่งพบว่าเมื่อมีการกำจัด COD 2.10 ก./ว. จะเกิดจับ Ortho-P ในสภาวะแอนอโรบิก และสภาวะ เอโรบิก เท่ากับ 0.46 ก./ว. ซึ่งใกล้เคียงกับรูปที่ 8 (ก.) ในตารางที่ 3 จะเห็นว่าปริมาณ TCOD ถูกกำจัดมากที่สุดในสภาวะแอนอโรบิก จาก ASM2d อธิบายได้ว่า ในสภาวะนี้จุลินทรีย์ที่มีบทบาทสำคัญคือกลุ่ม PAOs ที่เปลี่ยน TCOD เป็นพลังงานในรูปของ PHA เก็บไว้ในเซลล์ แต่พบว่าสัดส่วนโมลที่ถูกกำจัดในระบบจริงสูงกว่าใน ASM2d เนื่องจากสภาวะจริงจะเกิดการใช้ TCOD โดยจุลินทรีย์ Heterotroph ซึ่งก็รวมถึง GAOs ซึ่งมีความสามารถในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน แต่ไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้อยู่ด้วย จาก ASM2d พบว่าจุลินทรีย์กลุ่ม Heterotroph ใช้ TP ในการเจริญเติบโต และในปฏิกิริยา Denitrification PAOs ใช้ TP ในขั้นตอนการเก็บเป็น Poly-P ในเซลล์ ในสภาวะแอนอโรบิก และเอโรบิก ส่วน Autotroph ใช้ TP ในสภาวะเอโรบิก โดยสามารถหาปริมาณของ TP ที่ถูกออกซิไดซ์ หรือถูกกำจัดในระบบได้จากปริมาณสัมพันธ์ใน ASM2d ซึ่งในการคำนวณสมดุลมวลของ P ในระบบนี้ กำหนดค่า k , K_s และ Y ในแต่ละสภาวะ ดังตารางที่ 4 [14, 37]

ตารางที่ 4 ค่าสัมประสิทธิ์ที่ใช้ในการคำนวณสมดุลมวลของ P ในระบบ EBPR

Typical stoichiometric constants			
Y_{PAO}	Yield coefficient (biomass/PHA)	0.63	กรัมซีโอดีต่อกรัมซีโอดี
Y_{PO_4}	PP requirement (S_{PO_4} release) for PHA storage	0.40	กรัมฟอสฟอรัสต่อกรัมซีโอดี
Y_{PHA}	PHA requirement for PP storage	0.20	กรัมซีโอดีต่อกรัมซีโอดี

P

โดยความเป็นจริงการเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบ EBPR ในสภาวะแอนแอโรบิกจะถูกกลุ่มจุลินทรีย์ Heterotroph และ GAOs ใช้สารอินทรีย์คาร์บอน ทำให้ค่า TCOD ในสภาวะแอนแอโรบิกถูกกำจัด แตกต่างจาก ASM2d เนื่องจากข้อจำกัดของ ASM2d คือในสภาวะแอนแอโรบิกโมเดลนี้จะไม่พิจารณาการเจริญเติบโตของ Heterotroph [37] งานวิจัยของ Liu และคณะ (1994) ภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก GAOs จะสามารถย่อยสลาย และ Glycogen ถูกเก็บผ่านปฏิกิริยา Glycolysis เพื่อใช้เป็นพลังงานที่ถูกใช้สำหรับการใช้ VFAs และภายใต้สภาวะแอนแอโรบิก GAOs จะออกซิโดซ์ PHA ที่ถูกสังเคราะห์ในสภาวะแอนแอโรบิก เพื่อให้พลังงานสำหรับการเจริญเติบโต และสร้าง Glycogen ดังนั้น GAOs สามารถเจริญเติบโตในระบบ EBPR ได้ [38] Liu และคณะ (1997) และ Oehmen (2004) GAOs สามารถใช้ VFAs ในสภาวะแอนแอโรบิก เช่นเดียวกับ PAOs แต่ไม่สามารถคาย Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก และจับใช้ Ortho-P ในสภาวะแอโรบิกได้ ดังนั้นจึงไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสออกจากน้ำเสียได้ [39-40] ซึ่ง Zhou และคณะ (2008) ได้ศึกษาปริมาณ และชนิดของ GAOs และ PAOs ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ พบว่าจุลินทรีย์เป็นชนิด Accumulibacter ถึง 80.00% ซึ่งเป็นจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs [41] สอดคล้องกับการศึกษานี้ที่พบกลุ่มจุลินทรีย์ PAO

สมมูลของ N ตามงานของ Baker และ Dold (1995) [34] สามารถหาได้จากสมการที่ 6 โดยตั้งสมมติฐานว่าไนโตรเจนในน้ำเข้าเป็น 0 พบว่าปริมาณ TN ที่เข้าระบบ ออกจากระบบ และสะสมในตะกอนส่วนเกิน เท่ากับ 1.16, 0.81 และ 7.30×10^{-2} ก./ว. ซึ่งที่เหลือจะเกิดเป็น N_2 สามารถคำนวณได้จากปริมาณไนโตรเจนที่หายไป พบว่าเท่ากับ 1.01 ก./ว.

$$M_{TKN_{in}} + M_{NO2-N_{in}} + M_{NO3-N_{in}} = M_{TKN_{eff}} + M_{NO2-N_{eff}} + M_{NO3-N_{eff}} + M_{N_{sludge}} + M_{loss} \quad (6)$$

สมมูลมวลของ P, N และ COD ของระบบ EBPR ในสภาวะคงที่ ซึ่งจะแสดงภาพรวมของระบบโดยคำนวณจากมวลต่อวันของสารที่เข้า และออกจากระบบ ซึ่งสมมูลของ P จะพบว่ามีปริมาณเข้าระบบ, ออกจากระบบ และสะสมในระบบเท่ากับ 1.20, 0.50 และ 0.70 ก./ว. ตามลำดับ โดยปริมาณที่ออกจากระบบ นำมาจากค่าในน้ำที่รวมกับค่า TP ในตะกอนส่วนเกิน ส่วนสมมูลของ N และ COD ปริมาณเข้าระบบ เท่ากับ 1.16 และ 23.88 ก./ว. และปริมาณที่ออกจากระบบโดยไม่รวมรูปของ N_2 และ CO_2 เท่ากับ 1.01 และ 1.38 ก./ว. ดังรูปที่ 8 (ข.) และ รูปที่ 9 ซึ่งปริมาณที่หายไปของ TP, TN และ TCOD เกิดจากการที่จุลินทรีย์กลุ่ม PAOs, Heterotroph และ Autotroph เมื่อคำนวณหาปริมาณ TCOD ที่ถูกออกซิโดซ์ในสภาวะแอนแอโรบิก และแอโรบิก เท่ากับ 2.90 และ 4.66 ก./ว. โดยการทำงานของจุลินทรีย์ที่นำไปใช้ในการเจริญเติบโต TCOD จะถูกเปลี่ยนเป็น CO_2 และ TCOD ที่หายไปบางส่วนจะถูกใช้ในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ Heterotroph และ PAOs ซึ่งปฏิกิริยาในสภาวะแอโรบิก จุลินทรีย์ต้องใช้สารอินทรีย์ และสารอาหารเพื่อการเจริญเติบโต จึงเกิดการสะสมสารอินทรีย์คาร์บอนในตะกอน ซึ่งการศึกษานี้แสดงผลดังรูปที่ 9 จากการทดลองสมมูลมวลของ COD ตามงานของ Baker และ Dold (1995) [34] พบว่าสามารถกำจัดค่า TCOD ได้ 23.29 ก./ว. โดยถูกกำจัดมากที่สุด ในสภาวะแอนแอโรบิก เนื่องจากการทำงานของ PAOs และ Heterotroph เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะสมดุล จะทำให้ทราบว่าระบบมีความจำเป็นที่จะต้องควบคุมปัจจัยใดบ้าง ที่มีผลสำคัญ ซึ่งจะเห็นว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนมีความสำคัญมาก จะเห็นว่าสามารถนำสมมูลมวลมาใช้ในการควบคุมระบบ โดยทำให้ทราบว่าต้องเติมสารอาหารปริมาณเท่าไร ซึ่งจากการทบทวนวรรณกรรมพบว่าจำเป็นต้องใช้ Acetic acid เป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน ซึ่งจะเห็นว่าสามารถควบคุม

ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนให้พอเหมาะกับระบบ โดยลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนภายนอกที่เติมให้กับระบบ EBPR ทำให้ไม่สิ้นเปลืองค่าใช้จ่ายในการซื้อแหล่งคาร์บอนภายนอกให้ระบบเกินความจำเป็น

4. สรุป

ปริมาณ TP, TN และ TCOD ที่เข้าสู่สถานะแอนแอโรบิก 1.20, 1.16 และ 23.88 ก./ว. ตามลำดับ โดยมีปริมาณ TP, TN และ TCOD ที่ออกจากระบบเท่ากับ 0.49, 8.10×10^{-2} และ 0.59 ก./ว. การศึกษาการกำจัด TP, TN และ TCOD พบว่าประสิทธิภาพเท่ากับ $53.26 \pm 14.13\%$, $98.67\% \pm 1.04$ และ $99.20 \pm 1.02\%$ ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำ ทั้งนี้ อาจเนื่องมาจาก SRT ในระบบน้อย (SRT=20 วัน) ถ้าควบคุมให้ Phosphorus accumulating organism (PAOs) มีบทบาทสำคัญในระบบ จะส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส ซึ่งสามารถนำมาใช้เป็นแนวทางในการเตรียมสารอาหารให้กับระบบ EBPR รวมถึงสามารถนำมาประยุกต์ใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียของประเทศไทยได้ โดยการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ PAOs จากสารอาหารที่เหมาะสม และนำมาใช้กับน้ำเสียจริง โดยเพิ่มแหล่งคาร์บอนจากภายนอก ซึ่งสามารถนำมาจากกากตะกอนส่วนเกิน เพื่อให้เกิด Acetic acid และนำมาใช้ในระบบ ซึ่งเป็นการลดต้นทุนในการบำบัดน้ำเสียได้

ข้อเสนอแนะในการทำวิจัย จากผลการทดลองพบว่าผ่านค่ามาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน 4 พารามิเตอร์ คือ TKN, TCOD, ไนไตรท์ และไนเตรท โดยมี TP ไม่ผ่านมาตรฐาน แต่สามารถแก้ไขได้โดยการเพิ่มแหล่งคาร์บอนให้กับระบบ EBPR ซึ่งมาจากการหมักตะกอนส่วนเกินของระบบ และการเพิ่ม SRT ของระบบ หากมีการทำวิจัยเพิ่มเติมในการหาสัดส่วนที่เหมาะสมที่สุดของ PAOs ต่อจุลินทรีย์ในระบบทั้งหมด เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการกำจัด TP, TKN และ TCOD

5. กิตติกรรมประกาศ

บทความวิจัยนี้ได้รับทุนสนับสนุนจาก “ทุนกิตติบัณฑิต” ปีการศึกษา 1/2558 สำนักวิศวกรรมศาสตร์มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ ผู้วิจัยขอขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.นิตยา บุญเทียน มหาวิทยาลัย เทคโนโลยีสุรนารี ที่สนับสนุนและให้คำปรึกษาในการศึกษาวิจัยครั้งนี้

6. รายการอ้างอิง

- [1] John, L. A., Robert D. W., Timothy, J. B., Judith, C. C., John, G. W., George, G. R. and Paul, J. L., 1998, Chemical mass balance source apportionment of lead in house dust, Environ. Sci. Technol. 32(1): 108-114.
- [2] Nowak, O. Franz, A., Svardal, K., Müller, V. and Kühn, V., 1999, Parameter estimation for activated sludge models with the help of mass balances, Wat. Sci. Tech. 39(4): 133-120.
- [3] Brun, R., Kühni, M., Siegrist, H., Gujer, W. and Reichert, P., 2002, Practical identifiability of ASM2d parameters systematic selection and tuning of parameter subsets. Water. Res. 36(16): 4113-4127.

- [4] Meijer, S. C., van Loosdrecht, M. C. and Heijnen, J., 2002, Modeling the start-up of a full-scale biological phosphorous and nitrogen removing WWTP, *Water. Res.* 36(19): 4667-4682.
- [5] Meijer, S. C. , van Loosdrecht, M. C. and Heijnen, J., 2001, Metabolic modelling of full-scale biological nitrogen and phosphorus removing wwtp's, *Water. Res.* 35(11): 2711-2723.
- [6] กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน, แหล่งที่มา: <http://mews.onep.go.th/default.aspx>, 16 มีนาคม 2559.
- [7] กรมควบคุมมลพิษ, กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2547, มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง, แหล่งที่มา: http://www.pcd.go.th/info_serv/reg_std_water04.html, 16 ตุลาคม 2559.
- [8] Guerrero, J., Guisasola, A. and Baeza, J. A., 2015, Controlled crude glycerol dosage to prevent EBPR failures in C/N/P removal WWTPs, *Chem. Eng. J.* 271: 114-127.
- [9] Wei, Y., Wang, S., Ma, B., Li, X., Yuan, Z., He, Y. and Peng, Y., 2014, The effect of poly- β -hydroxyalkanoates degradation rate on nitrous oxide production in a denitrifying phosphorus removal system, *Bioresour. Technol.* 170: 175-182.
- [10] Wang, R., Peng, Y., Cheng, Z. and Ren, N., 2014, Understanding the role of extracellular polymeric substances in an enhanced biological phosphorus removal granular sludge system, *Bioresour. Technol.* 169: 307-312.
- [11] เลาวี ไชยพันธุ์, สุภาว ศิริรัฐนิคม และ นกุล อินทรสังข, 2550, การศึกษาโครงสร้างชุมชนแบคทีเรียคู่แข่งในการบำบัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแบบเพิ่มพูนในน้ำทิ้งที่มีความเค็มโดยใช้ระบบเอสบีอาร์, สำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย, กรุงเทพฯ, 722 น.
- [12] Zuthi, M. F. R., Guo, W. S., Ngo, H. H., Nghiem, L. D. and Hai, F. I., 2013, Enhanced biological phosphorus removal and its modeling for the activated sludge and membrane bioreactor processes, *Bioresour. Technol.* 139: 363-374.
- [13] Zheng, X., Sun, P., Han, J., Song, Y., Hu, Z., Fan, H. and Lv, S., 2014, Inhibitory factors affecting the process of enhanced biological phosphorus removal (EBPR) – A mini-review, *Process. Biochem.* 49(12): 2207-2213.
- [14] Pai, T. Y., Quiyang, C. F., Su, J. L. and Leu, H. G., 2001, Modelling the steady-state effluent characteristics of the TNCU process under different return mixed liquid, *Appl. Math. Model.* 25(12): 1025-1038.
- [15] Arun, V., Mino, T. and Matsuo, T., 1988, Biological mechanism of acetate uptake mediated by carbohydrate consumption in excess phosphorus removal systems, *Water. Res.* 22(5): 565-570.
- [16] Wentzel, M. C., Ekama, G. A. and Marais, G. v. R., 1992, Processes and modelling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems-a review, *Water. Sci. Technol.* 25(6): 59-82.

- [17] S. H. Chuang, C. F. Ouyang, H. C. Yuang and S. J. You, 1997, Effects of SRT and do on nutrient removal in a combined as-biofilm process, *Water. Sci. Technol.* 36(12): 19-27.
- [18] Puig, S., Coma, M., Monclús, H., van Loosdrecht, M. C. M., Colprim, J. and Balaguer, M. D., 2008, Selection between alcohols and volatile fatty acids as external carbon sources for EBPR, *Water. Res.* 42(3): 557-566.
- [19] Rodrigo, M. A., Seco, A., Ferrer, J. and Peña-Roja, J. M., 1999, The effect of the sludge age on the deterioration of the enhanced biological phosphorus removal process, *Environ. Tech.* 20(10): 1055-1063.
- [20] Randall, C. W., Barnard, J. L. and Stensel, H.D., 1992, Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal, Lancaster: Technomic Publishing. p. 25-78.
- [21] Mannina, G., Cosenza, A., Viviani, G. and Ekama, G. A., 2018, Sensitivity and uncertainty analysis of an integrated ASM2d MBR model for wastewater treatment, *Chem. Eng. J.* 351: 579-588.
- [22] Tayá, C., Gartapati, V. K., Guisasola, A. and Baeza, J. A., 2013, The selective role of nitrite in the PAO/GAO competition, *Chemosphere.* 93: 612-618.
- [23] Chuang, S.-H., Chang, W.-C., Huang, Y.-H., Tseng, C.-C. and Tai, C.-C., 2011, Effects of different carbon supplements on phosphorus removal in low C/P ratio industrial wastewater, *Bioresour. Technol.* 102(9): 5461-5465.
- [24] ฉัตรลดา เพ็ญชัย, นิตยา บุญเทียน, อุษา ยี่งชล, และ Pyae, H.A., 2560, การเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพโดยใช้แหล่งคาร์บอนที่แตกต่างกัน, *วิศวกรรมสารฉบับวิจัยและพัฒนา.* ปีที่ 28 ฉบับที่ 2: 41-52.
- [25] APHA., AWWA., WPCF., Eaton, A. D. and Franson, M. Ann H., 2005, Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed. Washington DC: USA.
- [26] Azzouz, A.A.H., Naas, N.A. and Darwish, K.M., 2017, Physicochemical characterization of the sewage sludge from guarchia wastewater treatment plant in benghazi-libya evaluation of the organic composition, *MOJBOC.* 1(2): 30-48.
- [27] Guojing, Y., Dongbo, W., Qi, Y., Jianwei, Z., Yiwen, L., Qilin, W., Guangming, Z., Xiaoming, L. and Hailong, L., 2018, Effect of acetate to glycerol ratio on enhanced biological phosphorus removal, *Chemosphere.* 196: 78-86.
- [28] Zheng, X., Sun, P., Lou, J., Cai, J., Song, Y., Yu, S. and Lu, X., 2013, Inhibition of free ammonia to the granule-based enhanced biological phosphorus removal system and the recoverability, *Bioresour. Technol.* 148: 343-351.
- [29] Zhengyu, Z., Wenling, C., Tao, T. and Yongmei, L., 2018, A novel AAO-SBSPR process based on phosphorus mass balance for nutrient removal and phosphorus recovery from municipal wastewater, *Water. res.* 144: 763-773.

- [30] Hoang, P. H., Nguyen, H. T., Tran, T. T., Tran, T. T., Do, L. P., Le, T. N. C., 2016, Isolation and selection of nitrifying bacteria with high biofilm formation for treatment of ammonium polluted aquaculture water, *J. Viet. Env.* 8(1): 33-40.
- [31] Hu, X., Sobotka, D., Czerwionka, K., Zhou, Q., Xie, L. and Makinia, J., 2018, Effects of different external carbon sources and electron acceptors on interactions between denitrification and phosphorus removal in biological nutrient removal processes, *J. Zhejiang Univ. Sci. B.* 19(4): 305-316.
- [32] Piasai, C., Boontian, N., Yingchon, U. and Pyae, H.A., 2017, Effect of acetate as a sole carbon source for enhance biological phosphorus removal, Oral Presentations. Renewable Energy Sources - Research and Business (RESRB) 2017 Conference. June 19-21, Wrocław, Poland.
- [33] Boontian, N., 2012, Using the activated sludge model 2d (ASM2d) to understand and predict the phosphorus accumulating organisms mechanism in enhanced biological phosphorus removal in relation to disintegrated sludge as a carbon source, Ph. D, Thesis, Cranfield University, 267 p.
- [34] Barker, P. S. and Dold, P. L., 1995, COD and nitrogen mass balances in activated sludge systems, *Water. Res.* 29(2): 633-643.
- [35] Racho, P., 2009, Investigation of downflow hanging sponge (DHS) system using bacterial and fungal cultures as a post treatment for the UASB effluent of a tapioca starch wastewater, Ph.D. thesis. Suranaree University of Technology. Nakhonratchasima, Thailand.
- [36] ศิริกานดา ชรรณพร, 2555, การประยุกต์ใช้ระบบร่วมระหว่าง DOWNFLOW HANGING SPONGE (DHS) ที่ใช้เชื้อราและแบคทีเรียเป็นจุลชีพเพื่อบำบัดน้ำเสีย ที่มีคาร์บอนไอออนของคาร์โบไฮเดรตสูง, มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, 159 น.
- [37] Henze, Mogens; Gujer, W.; Mino, T.; van Loosdrecht, M.C.M., (2000), *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3.* reprint ed. London : IWA Publishing, 121 p.
- [38] Liu, W.-T., Mino, T., Nakamura, K. and Matsuo, T., 1994, Role of glycogen in acetate uptake and polyhydroxyalkanoate synthesis in anaerobic-aerobic activated sludge with a minimized polyphosphate content, *J. Ferment. Bioeng.* 77: 535-540.
- [39] Liu, W.-T., Nakamura, K., Matsuo, T. and Mino, T., 1997, Internal energy-based competition between polyphosphate- and glycogen-accumulating bacteria in biological phosphorus removal reactors—effect of P/C feeding ratio, *Water Res.* 31: 1430-1438.
- [40] Adrian, O., 2004, Enhanced biological phosphorus removal: optimisation through process analysis and operational improvements, *The Competition Between Polyphosphate Accumulating Organisms And Glycogen Accumulating Organisms In The Enhanced Biological Phosphorous Removal Process*, School of Engineering, The University of Queensland.
- [41] Zhou, Y., Pijuan, M., Zeng, R. J., Lu, H., & Yuan, Z. (2008). Could polyphosphate-accumulating organisms (PAOs) be glycogen-accumulating organisms (GAOs)?, *Water. Res.* 42(10-11), 2361-2368.

อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ผลิตแก๊สชีวภาพจากน้ำเสียมูลโคนมสูงสุด ภายในฟาร์มมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

Organic Loading Rate for Maximum Biogas Production from Dairy Cattle Manure Wastewater
at Suranaree University of Technology

ศักรินทร์ พงษ์ศักดิ์ (Sakkarin Pongsak)^{1*} ดร. นิตยา บุญเทียน (Dr. Nittaya Boontian) **

ธันย์ชนก พรดอน (Thunchanok Porndon)^{*} โมฮัมเหม็ด เพตรี (Mohamad Padri) *** นัตรดดา เพ็ชชัย (Chatlada Piasai)^{*}

บทคัดย่อ

การหาอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR) ที่ผลิตแก๊สชีวภาพสูงสุดจากน้ำเสียมูลโคนมที่ความเข้มข้น 3.00%TS ค่า OLR ที่ศึกษา 2.00 2.50 3.00 3.50 และ 4.00 kg.COD/m³-day (2.37 2.84 3.58 4.86 และ 6.03 kg.VS/m³-day) ระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic Retention Time) 48 วัน ทำการทดลองแบบกะ (Batch test) เมื่อวิเคราะห์ทางสถิติ One-way ANOVA ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% พบว่าปริมาณแก๊สชีวภาพมีค่าแตกต่างกันอย่างน้อยสองค่า ($\alpha < 0.05$) เมื่อวิเคราะห์ทางสถิติ Tukey's พบว่า OLR 4.00 kg.COD/m³-day (6.03 kg.VS/m³-day) เป็นค่าที่แตกต่างแต่ปริมาณแก๊สชีวภาพน้อยที่สุด จึงเลือก OLR ที่ 2.00 kg.COD/m³-d (2.37 kg.VS/m³-day) ที่ อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N ratio) 25.32 และ C : N : P ที่ 100 : 2.20 : 0.10 เนื่องจากสามารถผลิตแก๊สชีวภาพสูงสุด 79.80 m³/kg.COD (29.71 m³/kg.VS) จากน้ำเสียมูลโคนมน้อยที่สุด และประสิทธิภาพการกำจัดเอสซีโอดี (Soluble Chemical Oxygen Demand) สูงสุด (77.87%)

ABSTRACT

This study was aimed to determine the optimum Organic Loading Rate (OLR) for biogas production from dairy cattle manure wastewater at concentration 3.00 % TS. OLR was varied from 2.00 2.50 3.00 3.50 and 4.00 kg.COD/m³-day (2.37 2.84 3.58 4.86 and 6.03 kg.VS/m³-day) with 48-days Hydraulic Retention Time in batch test experiment. Statistical analysis of One-way ANOVA at the 95% confidence level revealed that biogas volume was significantly different ($\alpha < 0.05$). Tukey's test displayed that OLR 4.00 kg. COD/ m³-day (6.03 kg.VS/m³-day) had minimum biogas volume production. The result suggested that the OLR of 2.00 kg.COD/m³-day (2.37 kg.VS/m³-day) at carbon-to-nitrogen ratio (C/N ratio) 25.32 and C : N : P at 100 : 2.2 : 0.1 could produce optimum biogas volume of 79.80 m³/kg.COD (29.71 m³/kg.VS) from dairy cattle manure wastewater and the efficiency of Soluble Chemical Oxygen Demand removal up to 77.87%.

คำสำคัญ : น้ำเสียมูลโคนม อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ แก๊สชีวภาพ

Keyword : Biogas, Dairy cattle manure wastewater, Organic loading rate

¹Correspondent author: n.boontian@sut.ac.th

*นักศึกษา หลักสูตรวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

**ผู้ช่วยศาสตราจารย์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

***นักศึกษา หลักสูตรวิศวกรรมศาสตรดุษฎีบัณฑิต สาขาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทนำ

อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR) เป็นปัจจัยหนึ่งที่มีความสำคัญต่อกระบวนการผลิตแก๊สชีวภาพ เนื่องจากการป้อนปริมาณของสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบอย่างเหมาะสมนั้นจะทำให้เกิดการย่อยสลายแบบสมบูรณ์ และทำให้เกิดความสมดุลของสารอินทรีย์กับจุลินทรีย์ (Food per Microorganism, F/M ratio) ค่าที่เหมาะสมกับระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศอยู่ที่ $0.20 - 0.60 \text{ day}^{-1}$ ทำให้เกิดประสิทธิภาพสูงสุดสำหรับการบำบัดและการผลิตแก๊สชีวภาพ [1] กระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศต้องอาศัยแบคทีเรียในกลุ่มผลิตกรด (Acid-forming bacteria) ย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้น Hydrolysis ผลที่ได้คือกรดไขมันที่ระเหยง่าย (Volatile Fatty Acids, VFAs) ในรูป แอซิเตต (Acetate) โดยแบคทีเรียกลุ่มผลิตแก๊สมีเทน (Methane-producing bacteria) สามารถนำมาใช้ ผลิตแก๊สชีวภาพได้ในขั้น Methanogenesis [2] ค่า C : N : P ที่เหมาะสมในระบบผลิตแก๊สชีวภาพคือ $100 : 1.1 : 0.2$ [3] และ ค่าอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N ratio) ที่เหมาะสมคือ $8 - 30$ แต่อัตราส่วนที่เหมาะสมที่สุดสำหรับการผลิตแก๊สชีวภาพคือประมาณ 23 [4] ถ้าอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนสูงมาก ไนโตรเจนจะถูก Methane-producing bacteria นำไปใช้เพื่อเสริมโปรตีนให้ตัวเองและจะหมดอย่างรวดเร็ว ส่งผลให้ได้ก๊าซน้อย แต่ถ้าหาก C/N Ratio ต่ำมาก ๆ ก็จะทำให้ไนโตรเจนมีมากและไปเกาะกันเป็นแอมโมเนีย แอมโมเนียจะไปเพิ่มค่า pH ซึ่งถ้าหากค่า pH สูงถึง 8.5 ก็จะเริ่มเป็นพิษกับ Methane-producing bacteria ทำให้มีจำนวนลดลง [4]

Castrillon [5] ศึกษาอิทธิพลของ OLR และ ระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic Retention Time, HRT) ต่อการบำบัดมูลโคหมักในถังปฏิกรณ์แบบ Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) ผลของ OLR 8.63 5.22 4.19 4.32 3.68 และ 2.35 $\text{kg.COD/m}^3\text{-day}$ ตามลำดับ ที่ HRT 5.30 7.30 8.90 10.60 16 และ 22 วัน ตามลำดับ พบว่า OLR 2.35 $\text{kg.COD/m}^3\text{-day}$ ที่ HRT 22.50 วัน ค่า C/N ratio คือ 28 ค่า C : N : P คือ $100 : 3.57 : 0.27$ มีปริมาณแก๊สชีวภาพสูงสุดที่ $0.39 \text{ m}^3/\text{kg.COD}$ แก๊สมีเทน (CH_4) 68.30% การกำจัด COD สูงสุด 75.50% ซึ่งทดลองในระบบ UASB เช่นเดียวกับ Yetilmezsoy [6] ศึกษาแบบจำลองแบบเส้นเพื่อประเมินประสิทธิภาพของเครื่องปฏิกรณ์แบบ UASB ที่ทำการบำบัด น้ำเสียจากมูลสัตว์ ขนาดถังปฏิกรณ์ 15.70 l ค่า C/N ratio คือ 8 ค่า C : N : P คือ $100 : 12.66 : 3.2$ ที่ C/N ratio 8.00 พบว่าที่ OLR 3.79 $\text{kg.COD/m}^3\text{-day}$ การกำจัด COD สูงสุด 90% ปริมาณแก๊สชีวภาพสูงสุดที่ $0.45 \text{ m}^3/\text{kg.COD}$ มีปริมาณแก๊สชีวภาพทำนองเดียวกับ Riggo [7] โดยใช้ค่า OLR ที่เหมาะสมเท่ากับ 2.65 $\text{kg.COD/m}^3\text{-day}$ (2.75 $\text{kg.VS/m}^3\text{-day}$) ทำการทดลองแบบกะ ปริมาตรถังปฏิกรณ์ 128 l ปริมาณแก๊สชีวภาพ $0.40 \text{ m}^3/\text{kg.VS}$ การกำจัด COD สูงสุด 63.30% ในการศึกษาการผลิตพลังงานจากกระบวนการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศของการหมักร่วมของ มูลโค กากมะกอก และกากแอปเปิ้ล ตามลำดับ โดยใช้สัดส่วน 75% : 15% : 10% ตามลำดับ ศึกษาที่ 7.33%TS HRT 40 วัน ค่า C/N ratio คือ 90.59 ทำการทดลองแบบกะเช่นเดียวกับ Sutarut [8] การพัฒนาถึงผลิตแก๊สชีวภาพจากขยะอินทรีย์ ใช้เศษอาหารและมูลโคผสมมูลสุกรเป็นขยะอินทรีย์ ขนาดถังปฏิกรณ์ 1,000 l พบว่า OLR ที่เหมาะสมอยู่ที่ $2.42 \text{ kg.COD/m}^3\text{-day}$ HRT 20 วัน ศึกษาที่ 4%TS ค่า C/N ratio คือ 100.15 ปริมาณแก๊สชีวภาพ $0.28 \text{ m}^3/\text{kg.VS}$ ($0.08 \text{ m}^3/\text{kg.COD}$) ประสิทธิภาพการกำจัด COD 57.45% หลังจากนั้นได้ทำการทดลองแบบกึ่งต่อเนื่อง (Semi-continuous) ขนาดถังปฏิกรณ์ 1,000 l ค่า C/N ratio คือ 100.15 ค่า OLR ที่เหมาะสม $3.61 \text{ kg.COD/m}^3\text{-day}$ HRT 38 วัน ปริมาณแก๊สชีวภาพ $0.63 \text{ m}^3/\text{kg.VS}$ ($0.12 \text{ m}^3/\text{kg.COD}$) ประสิทธิภาพการกำจัด COD 65.83% โดยที่ค่า OLR ในการทดลองแบบ Semi-continuous มีค่าใกล้เคียงกับ Rico [9] ทำการศึกษาระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศของส่วนที่เป็นของเหลวของมูลโคที่ OLR ต่าง ๆ ในโรงงานต้นแบบ

เพื่อผลิตก๊าซชีวภาพ ทำการทดลองด้วยระบบ CSTR ที่ OLR 2.00 2.10 3.50 และ 4.50 kg.VS/m³-day ตามลำดับ ทดลองที่ HRT 10 12.50 16.70 และ 20 วัน ตามลำดับ พบว่าที่ OLR 3.50 kg.VS/m³-day HRT 12.50 วัน ที่ C : N : P ที่ 100 : 6.45 : 1.92 และ C/N ratio ที่ 15.51 มีประสิทธิภาพการผลิตแก๊สชีวภาพสูงสุดที่ 0.35 m³/kg.VS ประสิทธิภาพการกำจัด COD 42.16% ในการทดลองระบบ CSTR เหมือนกันนี้ยังใช้ค่า OLR ที่ใกล้เคียงกับงานวิจัยของ Sinbuathong [10] ศึกษาการผลิตก๊าซมีเทนจากหญ้าเนเปียร์หมักร่วมกับมูลโค ศึกษาอัตราส่วน หญ้าเนเปียร์ : มูลโคเข้มข้น 20% : น้ำ พบว่าอัตราส่วนที่เหมาะสมคือ 10% : 10% : 80% ค่า OLR ที่เหมาะสม 3.30 kg.COD/m³-day HRT 40 วัน ทำการทดลองแบบ Continuous Stirred Tank Reactor (CSTR) ขนาดถังปฏิกรณ์ 5.00 l อัตราการป้อนอาหาร 125 ml/day ปริมาณแก๊สชีวภาพ 0.34 m³/kg.COD การกำจัด COD สูงสุด 65.00% แต่การทดลองแบบ CSTR เหมือนกันก็มีค่า OLR ที่ต่างกัน ในงานวิจัย Wang [11] เพื่อพิจารณาปรับปรุงการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนของมูลโค ฟางข้าว โปดและเศษผักและผลไม้ค่า OLR ที่ศึกษา 2.52 2.61 และ 2.63 kg.VS/m³-day ตามลำดับ ค่าเหมาะสมอยู่ที่ 2.52 kg.VS/m³-day ศึกษาที่ 6%TS ทำการทดลองแบบ CSTR ค่า C/N ratio คือ 50 ปริมาณแก๊สชีวภาพ 0.20 m³/kg.VS ซึ่งมีปริมาณแก๊สชีวภาพทำนองเดียวกันกับ Risberg [12] ปริมาณแก๊สชีวภาพ 0.21 m³/kg.VS ศึกษา OLR ที่เหมาะสมอยู่ที่ 2.80 kg.VS/m³-day การกำจัด COD 65.00% ศึกษาฟางข้าวที่ผ่านการบำบัดและไม่ผ่านการบำบัดด้วยไอน้ำหมักร่วมกับมูลโค HRT 25 วัน ทำการทดลองแบบ CSTR ปริมาตรถังปฏิกรณ์ 5 l ศึกษาที่ C/N ratio เท่ากับ 30.00 พบว่าการย่อยด้วยฟางข้าวที่ผ่านการบำบัดด้วยไอน้ำให้ผลผลิตใกล้เคียงกันฟางข้าวที่ไม่ได้ผ่านการบำบัดเนื่องจากการบำบัดด้วยไอน้ำของฟางข้าวไม่ได้เพิ่มผลผลิตก๊าซ และงานวิจัยของ Rintala [13] ทำการศึกษาการย่อยสลายร่วมของหญ้าหมักและมูลโคในระบบ CSTR โดยการหมุนเวียนของของแข็งที่ผ่านการบำบัดด้วยอัลคาไล ปรับด้วยสารเคมี NaOH ค่า OLR ที่เหมาะสมอยู่ที่ 2.00 kg.VS/m³-day HRT 20 วัน การกำจัด COD 46.00% ใช้ค่า OLR น้อยกว่าแต่ปริมาณแก๊สชีวภาพใกล้เคียงกันมาก ส่วนงานวิจัยของ Arikani [14] ศึกษา OLR ที่เหมาะสมอยู่ที่ 2.60 kg.VS/m³-day ในการศึกษาผลของอุณหภูมิที่มีต่อการผลิตแก๊สมีเทนจากเครื่องย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่บำบัดมูลโค ที่อุณหภูมิ 22 27 และ 35 °C ทำการทดลองแบบเครื่องย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนแบบออฟเอส (Field-Scale, FS) พบว่าที่ 35°C ที่ HRT 17 วัน ที่ C : N : P ที่ 100 : 5.57 : 0.98 และ C/N ratio ที่ 17.94 มีปริมาณแก๊สชีวภาพ 0.23 m³/kg.VS การกำจัดสูงสุด COD 80.00%

จากงานวิจัยที่กล่าวมาข้างต้นจะเห็นว่าที่ OLR ต่างกันส่งผลให้เกิดปริมาณแก๊สชีวภาพที่แตกต่างกัน และนอกจากนี้ค่า OLR ยังไม่มีค่าที่เฉพาะเจาะจงสำหรับการผลิตแก๊สชีวภาพจากน้ำเสียมูลโคนม งานวิจัยนี้จึงศึกษาค่า OLR ที่สามารถผลิตแก๊สชีวภาพสูงสุดและมีประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงสุด จากน้ำเสียมูลโคนม ภายในฟาร์มมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี เพื่อเป็นแนวทางในการปรับปรุงระบบผลิตแก๊สชีวภาพจากน้ำเสียมูลโคนม

วัตถุประสงค์การวิจัย

1. อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate) ที่สามารถผลิตแก๊สชีวภาพสูงสุดและมีประสิทธิภาพ การกำจัด COD สูงสุด จากน้ำเสียมูลโคนมภายในฟาร์มมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

วิธีศึกษา

1) ศึกษาคุณลักษณะทางเคมีของมูลโคนม Acid-forming bacteria และ Methane-producing bacteria

เก็บมูลโคนมจากฟาร์มมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยเก็บตัวอย่างมูลโคสดไม่เกิน 6 ชั่วโมง พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ห้มูลโคสดได้แก่ COD VFAs Alkalinity ของแข็งทั้งหมด (Total solids, TS) ของแข็งระเหยง่าย (Total volatile solids, TVS) ไนโตรเจน (Total Kjeldahl Nitrogen, TKN) และฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total phosphase, TP) แสดงดัง ตารางที่ 1 ความถี่ในการวิเคราะห์ตัวอย่างมูลโคนมจำนวน 1 ครั้ง โดยทำซ้ำ 3 ตัวอย่าง วิเคราะห์ผลตาม Standard method for examination of water and wastewater (APHA) [15]

ตารางที่ 1 ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ของน้ำเสียมูลโคนม

Parameter	result
COD (mg/l)	95,586.67
VFAs (mg/l)	5,194.80
TS (mg/l)	108,216.67
TVS (mg/l)	81,500.00
TKN (mg/l)	140.00
TP (mg/l)	18.91
Alkalinity (mg/l as CaCO ₃)	15,000.00

จาก ตารางที่ 1 การวิเคราะห์มูลโคนม พบว่า COD มีค่า 95,586.67 mg/l ในกระบวนการผลิตแก๊สชีวภาพ การเปลี่ยนแปลงของสารอินทรีย์ในรูป COD เป็นก๊าซมีเทนด้วยปฏิกิริยาชีวเคมีแบบ ไร้ออกซิเจนเป็นสารที่มีโมเลกุลเล็กในรูป VFAs ด้วย Acid-forming bacteria [16] ต่อมาค่า VFAs 5,194.80 mg/l มีความสำคัญในการตรวจสอบสมดุลของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน อยู่ในรูปของ Acetic acid Propionic acid และ Lactic acid และอื่น ๆ ผลผลิตเหล่านี้เป็นสารตัวกลางส่วนใหญ่ที่เกิดขึ้นในกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไม่ใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียกลุ่มผลิตกรดอีกทั้งยังเป็นสารอาหารให้ Methane-producing bacteria คือ Acetic acid [17] ต่อมา TVS 81,500.00 mg/l ซึ่งมีความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง ค่า TVS เป็นส่วนของแข็งที่เป็นสารอินทรีย์จะเป็นตัวชี้วัดย่อยสลายของสารอินทรีย์ไปเป็นแก๊สชีวภาพ ถ้าค่า TVS สูงแสดงว่าการเปลี่ยนไปเป็นแก๊สชีวภาพมีโอกาสเกิดขึ้นค่อนข้างง่าย เนื่องจากมูลโคนมเข้มข้นของค่า TVS มีความเหมาะสมต่อการผลิตแก๊สชีวภาพ พารามิเตอร์ควบคุมระบบที่สำคัญคือ Alkalinity จะเป็นตัวควบคุมการทำงานของระบบผลิตแก๊สชีวภาพเพราะมีแนวโน้มจะเป็นกรดได้ง่ายมีค่าประมาณ 1,000 – 5,000 mg/l as CaCO₃ และ VFAs ที่ถูกสร้างจาก Acid-forming bacteria ซึ่งจะถูกนำไปใช้โดย Methane-producing bacteria ถ้าระบบมีค่ามากเกินไปจะทำให้ pH ลดลง ทำให้อันตรายต่อ Methane-producing bacteria โดย pH ในระบบผลิตแก๊สชีวภาพควรมีค่า pH 7 ค่า VFAs/Alkalinity ในระบบผลิตแก๊สชีวภาพควรมีค่าต่ำกว่า 0.4 [18] และอัตราส่วน COD : N : P ที่เหมาะสมคือ 100 : 1 : 0.20 ตามลำดับผลการวิเคราะห์อยู่ที่ 0.34 และ 100 : 0.15 : 0.02 ตามลำดับ [16] อีกทั้ง TKN 140 mg/l ถ้ามีค่าสูงจะถูก Methane-producing bacteria นำไปใช้เพื่อเสริมโปรตีนให้เซลล์และจะหมดอย่างรวดเร็ว ทำให้ได้แก๊สชีวภาพน้อยลง [4] พารามิเตอร์ในระบบต้องอยู่ในสภาวะที่เหมาะสมต่อการผลิตแก๊สชีวภาพ

แบคทีเรียที่ใช้ในระบบผลิตแก๊สชีวภาพมี 2 ประเภท (1) Acid-forming bacteria นำมาแบคทีเรียมาจากบ่อหมักสภาวะกรด และ (2) Methane-producing bacteria นำมาจากบ่อผลิตแก๊สชีวภาพ โดยทำการศึกษาลักษณะทางเคมีของแบคทีเรียทั้ง 2 ประเภท ซึ่ง Acid-forming bacteria เป็นกลุ่มแบคทีเรียในกลุ่มผลิตกรด แบ่งได้เป็น 2

กลุ่มดังนี้ Acidogenic bacteria และ Acitogenic Bacteria ซึ่งจะย่อยสลายสารอินทรีย์ให้อยู่ในรูป VFAs พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ได้แก่ COD มีค่า 7,466.67 mg/l และ VFAs มีค่า 3,584.41 mg/l ตามลำดับ ส่วน Methane-producing bacteria ซึ่งจะทำหน้าที่เปลี่ยน Acetate ไปเป็น CO₂ และ CH₄ พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ปริมาณสารอินทรีย์ระเหย (Mixed Liquid Volatile Suspended Solids, MLVSS) มีค่า 9,656.67 mg/l แต่ละพารามิเตอร์วิเคราะห์จำนวน 3 ครั้ง วิเคราะห์ผลตาม APHA [15]

2) ออกแบบชุดการทดลอง วิธีการทดลองและการวิเคราะห์ตัวอย่าง

ใช้ถังพลาสติกแข็งแรงรูปทรงสี่เหลี่ยมขนาด 5 ลิตรสายยางซิลิโคนเชื่อมต่อถังหมักแก๊สชีวภาพกับอุปกรณ์ตรวจวัดปริมาตรของแก๊สที่ผลิตได้ด้วยหลักการแทนที่น้ำ แสดงดัง ภาพที่ 1



ภาพที่ 1 การทดลองแบบกะ ที่ effective volume 5 ลิตรระยะเวลาเก็บกัก 48 วัน และใน 1 เซตประกอบด้วย 3 แก้วกลอน : Biogas reactor, Water tank and Storage tank

ผสมมูลโคนมกับ Acid-forming bacteria หาค่า 3.00%TS ค่า SCOD เท่ากับ 11,735.11 mg/l และค่า OLR คือ 2.00 2.50 3.00 3.50 และ 4.00 kg.COD/m³-day ตามลำดับ ค่า F/M ratio 0.25 0.33 0.42 0.52 และ 0.62 day⁻¹ ตามลำดับ แสดงดัง ตารางที่ 2 ค่า F/M ratio ที่เหมาะสมกับระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศอยู่ที่ 0.20 – 0.60 day⁻¹ ทำให้เกิดประสิทธิภาพผลิตแก๊สชีวภาพสูงสุด [1] ค่าที่ C/N ratio ที่ OLR ต่าง ๆ คือ 25.32 29.96 30.61 32.20 และ 32.97 ตามลำดับ และ C : N : P 100 : 2.2 : 0.1 100 : 2.2 : 0.1 100 : 1.6 : 0.09 100 : 0.2 : 0.01 และ 100 : 0.1 : 0.08 ตามลำดับเมื่อ ได้สัดส่วนที่เหมาะสมนำมาหมักรวมกัน และวัดค่า VFAs ไม่น้อยกว่า 2,000 mg/l เมื่อได้แล้วนำมาปรับ pH 7 นำ Methane-producing bacteria มาผสมให้เข้ากันแบบสมบูรณ์ โดยการทดลองแบบกะมีการเติมน้ำเสีย มูลโคนมเพียงครั้งเดียวตลอดระยะเวลาในการเดินระบบ โดยทำการทดลองทั้งสิ้น 5 ชุดการทดลอง แต่ละชุดการทดลองทำ 5 ซ้ำ เพื่อความแม่นยำ ระยะเวลาในการเก็บกักรวมทั้งสิ้น 48 วัน

ตารางที่ 2 OLR กับความสัมพันธ์ที่ F/M ratio ต่าง ๆ

OLR (kg.COD/m ³ -d)	OLR (kg.VS/m ³ -d)	F/M ratios (day ⁻¹)
2.00	2.37	0.25
2.50	2.84	0.33
3.00	3.58	0.42
3.50	4.86	0.52
4.00	6.03	0.62

ผลการวิจัย

1) การวิเคราะห์ประสิทธิภาพของระบบ ประสิทธิภาพในการเดินระบบผลิตแก๊สชีวภาพที่ OLR ต่าง ๆ ทำการวัดพารามิเตอร์ของตัวอย่างน้ำเข้าและออกจากระบบ ซีโอดีละลายน้ำ (Soluble Chemical Oxygen Demand, SCOD) TKN TS TP Alkalinity และ pH ความถี่ในการวิเคราะห์ตัวอย่างพารามิเตอร์น้ำเสียมูลโคนมที่เข้าและออกจากระบบ จำนวน 2 ครั้ง โดยทำซ้ำ 3 ตัวอย่าง แต่ละพารามิเตอร์ วิเคราะห์ผลตาม APHA แสดงดัง ตารางที่ 3

ตารางที่ 3 พารามิเตอร์น้ำเสียมูลโคนมที่เข้าและออกจากระบบ ที่ HRT 48 วัน ผลิตแก๊สชีวภาพที่ OLR 2.00 2.50 3.00 3.50 และ 4.00 kg.COD/m³-day.

Efficiency (%)	OLR = 2.00*	OLR = 2.50*	OLR = 3.00*	OLR = 3.50*	OLR = 4.00*
SCOD	77.87	59.36	38.34	34.27	29.19
TKN	87.73	70.81	69.82	67.74	63.35
TS	84.72	83.67	82.75	83.64	85.11
TP	20.64	39.97	39.31	50.71	53.45
Alkalinity (mg/l as CaCO ₃)	2,848.00	2,918.00	3,152.00	3,426.00	3,464.00
pH	7.27	7.34	7.44	7.61	7.64

*หน่วย kg.COD/m³-day

จาก ตารางที่ 3 นำประสิทธิภาพไปทดสอบทางสถิติ One-Way ANOVA ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% เพื่อหาข้อมูลที่แตกต่างกันมีนัยสำคัญ (sig < 0.05) จากนั้นต้องทำการวิเคราะห์ค่าทางสถิติ Tukey's ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% เพื่อบ่งชี้ข้อมูลที่แตกต่างกัน ใช้โปรแกรม IBM SPSS Statistics V.16 การกำจัด SCOD ที่ OLR ต่าง ๆ มีค่าแตกต่างกันการกำจัด SCOD สูงสุด 77.87% การกำจัด TKN ที่ OLR ต่าง ๆ มีค่าแตกต่างกัน พบว่าการกำจัด TKN สูงสุด 87.73% การกำจัด TP ที่ OLR ต่าง ๆ มีค่าแตกต่างกันพบว่าสูงสุดอยู่ในช่วง 50.71 – 53.45% การกำจัด TS ที่ OLR ต่าง ๆ ไม่มีค่าแตกต่างกัน การกำจัดสูงสุดอยู่ที่ 82.75 - 85.11% พบว่าที่ OLR 2.00 kg.COD/m³-day (2.37 kg.VS/m³-day) มีประสิทธิภาพสูงสุดในการกำจัด SCOD สูงสุด 77.87% ประสิทธิภาพการกำจัด TKN สูงสุด 87.73% ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดพารามิเตอร์อื่น ๆ มีค่าสูงแต่ไม่แตกต่างกัน เมื่อทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ทำการทดลองแบบกะ เมื่อ OLR ที่สูงขึ้นจะมีประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ลดลง เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยต่าง ๆ เมื่อทำการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ทำการทดลองแบบกะเมื่อ OLR ที่สูงขึ้นจะมีประสิทธิภาพการกำจัด COD ที่ลดลง จะเห็นได้ว่า OLR ในงานวิจัยนี้มีค่าต่ำกว่างานวิจัยอื่น ๆ แต่ประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงกว่าในการทดลองแบบกะเหมือนกัน ส่วนการทดลองแบบต่อเนื่องจะใช้ OLR ที่สูงขึ้นเนื่องจากระบบจะมีการรองรับ OLR ได้สูงกว่า การกำจัด COD ก็จะสูงตามไปด้วย จากการกวนผสมตลอดการหมักจะทำให้แบคทีเรียสามารถย่อยสารอินทรีย์ได้ดีย่อมจะมีประสิทธิภาพสูงกว่า จะเห็นได้ว่าที่ OLR ต่างกันก็จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD ต่างกัน จากงานวิจัยนี้ ที่ 2.00 kg.COD/m³-day (2.37 kg.VS/m³-day) มีสัดส่วนที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการผลิตแก๊สชีวภาพมากที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่น ๆ พบว่างานวิจัยนี้มีค่าสัดส่วนที่เหมาะสมมากกว่างานวิจัย อื่น ๆ ซึ่งส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัด COD สูงและมีปริมาณแก๊สชีวภาพที่สูง แสดงดังตารางที่ 4 และ ตารางที่ 5

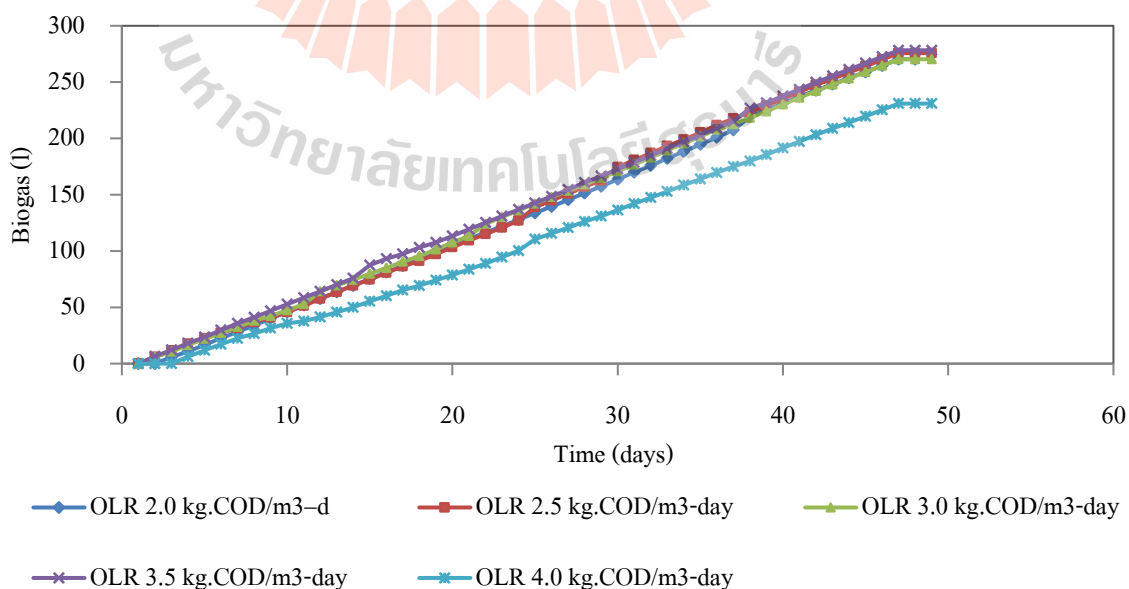
ตารางที่ 4 ผลของการศึกษาเมื่อเปรียบเทียบความสัมพันธ์กับงานวิจัยต่าง ๆ ที่หน่วย kg.COD/m³-day

Researcher	System	Optimum OLR kg.COD/m ³ -day	COD removal (%)	C:N:P	C/N ratio	Biogas Volume
This study	Batch	2.00	77.87	100 : 2.20 : 0.10	25.32	29.71 m ³ /kg.VS (79.80 m ³ /kg.COD)
This study	Batch	-	59.36	100 : 2.20 : 0.01	29.96	24.40 m ³ /kg.VS (116.07 m ³ /kg.COD)
This study	Batch	-	38.34	100 : 1.60 : 0.09	30.61	19.73 m ³ /kg.VS (107.18 m ³ /kg.COD)
This study	Batch	-	29.19	100 : 0.02 : 0.01	32.30	17.61 m ³ /kg.VS (152.05 m ³ /kg.COD)
This study	Batch	-	34.27	100 : 0.10 : 0.08	32.97	13.06 m ³ /kg.VS (70.16 m ³ /kg.COD)
Ormaechea [28]	IBR	5.41	80.70	100 : 1.68 : 1.35	59.49	56.50 m ³ /kg.VS
Riggo [7]	Batch	2.65	63.30	-	90.59	0.40 m ³ /kg.VS
Sinbuathong et [10]	CSTR	3.30	65.00	-	-	0.34 m ³ /kg COD
Nikolaeva et [26]	AFBRs	4.40	82.10	-	-	-
Liu et [27]	IC Reactor	3.50	70-80	-	2.40	0.34-0.80m ³ /kgCOD
Sutarut [8]	Batch	2.42	57.45	-	100.15	0.28 m ³ /kg.VS
Sutarut [8]	Semi-continuous	3.61	65.83	-	100.15	0.63 m ³ /kg.VS
Lee [20]	Two stage	4.16	89.00	100 : 2.67 : 0.20	37.5	-
Dareioti [21]	Two stage	5.50	75.00-85.00	100 : 6.44 : 1.09	15.52	0.31 m ³ /kg.COD
Yetilmesoy [6]	UASB	3.79	90.00	100 : 12.66 : 3.20	8	0.45 m ³ /kg COD
Venkata [25]	AnSBR	2.40	64.70	-	-	-
Castrillon [23]	CSTR	3.68	69.70	100 : 0.01 : 0.01	-	0.20 m ³ /kg.COD
Castrillón [5]	UASB	2.35	75.50	100 : 3.57 : 0.20	28	0.39 m ³ /kg COD

ตารางที่ 5 ผลของการศึกษาเมื่อเปรียบเทียบความสัมพันธ์กับงานวิจัยต่าง ๆ ที่หน่วย kg.VS/m³-day

Researcher	System	Optimum OLR kg.VS/m ³ -day	COD removal (%)	C:N:P	C/N ratio	Biogas Volume
This study	Batch	2.37	77.87	-	-	29.71 m ³ /kg.VS (79.80 m ³ /kg.COD)
This study	Batch	-	59.36	-	-	24.40 m ³ /kg.VS (116.07 m ³ /kg.COD)
This study	Batch	-	38.34	-	-	19.73 m ³ /kg.VS (107.18 m ³ /kg.COD)
This study	Batch	-	29.19	-	-	17.61 m ³ /kg.VS (152.05 m ³ /kg.COD)
This study	Batch	-	34.27	-	-	13.06 m ³ /kg.VS(70.16 m ³ /kg.COD)
Wang [11]	CSTR	2.52	-	-	-	0.20 m ³ /kg.VS
Soheil [22]	CSTR	2.00	80.00	-	-	268.00 m ³ /kg.VS
Montoya [19]	UASB	6.20	72.20	-	-	-
Riggo [7]	Batch	2.75	63.30	-	-	0.40 m ³ /kg.VS
Lindner [31]	CSTR	4.90	-	-	-	500.00 m ³ /kg.COD
Lindner [31]	Two stage	2.20	-	-	-	554 m ³ /kgVS
Arikan [14]	Continuous	2.60	80.00	100 : 5.57 : 0.98	17.94	0.23 m ³ /kg.VS
Fred et [32]	Semi-continuous	2.00	-	-	-	0.47 m ³ -day
Risberg [12]	CSTR	2.80	65.00	-	-	0.21 l/kg.VS
Rintala [13]	CSTR	3.84	46.00	-	-	-
Rico et [9]	CSTR	3.50	42.16	-	-	0.35 m ³ /kg.VS
Fang [24]	CSTR	1.70	60.00	-	-	-
Comino [30]	Batch	5.15	-	-	-	0.48 m ³ /kg VS
Liden [33]	Semi-continuous	2.00	50.00	-	-	-

จาก ตารางที่ 4 และตารางที่ 5 งานวิจัยนี้ได้สัดส่วน C/N ratio และ C : N : P ที่ OLR 2.00 2.50 3.00 3.50 และ 4.00 kg.COD/m³-day (2.37 2.84 3.58 4.86 และ 6.03 kg.VS/m³-day) ตามลำดับ ที่ C/N ratio 25.32 29.96 30.61 32.20 และ 32.97 ตามลำดับ และ C : N : P ที่ 100 : 2.20 : 0.10 100 : 2.20 : 0.10 100 : 1.60 : 0.09 100 : 0.20 : 0.01 และ 100 : 0.10 : 0.08 ตามลำดับ สำหรับค่า C : N : P ที่เหมาะสมในระบบผลิตแก๊สชีวภาพคือ 100 : 1.10 : 0.20 [3] และ ค่า C/N ratio ที่เหมาะสมคือ 8 – 30 แต่อัตราส่วนที่เหมาะสมที่สุดสำหรับการผลิตแก๊สชีวภาพคือ ประมาณ 23 [4] จากงานวิจัยนี้พบว่าที่ OLR 2.00 kg.COD/m³-d (2.37 kg.VS/m³-day) ที่ C/N ratio 25.32 และ C : N : P 100 : 2.20 : 0.10 มีค่าใกล้เคียงกับค่ามาตรฐานในการผลิตแก๊สชีวภาพและยังมีประสิทธิภาพการกำจัด SCOD สูงสุดอีกด้วย เมื่อทำการเปรียบเทียบกับการวิจัยอื่น ๆ พบว่า ในการทดลองแบบกะ เมื่อใช้ค่า C/N ratio ที่มากจะทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัด COD ลดลง ในการทดลองค่า C/N ratio และค่า C : N : P มีค่าที่สูงและประสิทธิภาพการกำจัด COD ก็สูงตามไปด้วย จะเห็นได้ว่าที่ OLR ต่างกันก็จะทำให้ค่า C/N ratio และค่า C : N : P แตกต่างกันอีกด้วย ในการเดินระบบผลิตแก๊สชีวภาพต้องทำการวัดปริมาตรที่เกิดขึ้น ที่ OLR 2.00 2.50 3.00 3.50 4.00 kg.COD/m³-day ทำการวัดปริมาณแก๊สชีวภาพสะสมจนกว่าค่าคงที่ ทำการเดินระบบสิ้นสุดที่ระยะเวลา 48 วัน แสดงดัง ตารางที่ 4 และตารางที่ 5 แสดงปริมาณแก๊สชีวภาพสะสมที่ OLR ต่างๆ แสดงดัง ภาพที่ 2 จาก ตารางที่ 5 พบว่า ปริมาณแก๊สชีวภาพสะสมที่ HRT 48 วัน ค่า OLR ที่ 2.00 kg.COD/m³-d (2.37 kg.VS/m³-day) เป็น OLR เหมาะสมที่สุดเนื่องจากมีปริมาณแก๊สชีวภาพสูงสุด คือ 79.80 m³/kg.COD (29.71 m³/kg.VS) เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่น ๆ พบว่าที่การทดลองแบบกะ พบว่างานวิจัยนี้มีปริมาณแก๊สชีวภาพสูงกว่าการทดลองในระบบแบบกะเหมือนกันและ OLR ใกล้เคียงกัน ส่วนการทดลองแบบต่อเนื่องเมื่อทำการเปรียบเทียบกับพบว่า ปริมาณแก๊สชีวภาพมีค่าสูงเนื่องจากการเติมสารอินทรีย์อย่างต่อเนื่องในระบบผลิตแก๊สชีวภาพ ระบบสามารถรองรับ OLR ได้สูง ทำให้ Methane-producing bacteria สามารถย่อยสารอินทรีย์ได้แบบต่อเนื่องและมีประสิทธิภาพสูง จะเห็นได้ว่าที่ OLR จะใกล้เคียงกันในระบบแบบต่อเนื่อง ปริมาณแก๊สชีวภาพที่ได้ย่อมมีผลแตกต่างกัน เนื่องจาก HRT ที่ต่างกัน ความเข้มข้น ปริมาตรถังปฏิกรณ์ และระบบบำบัดที่นำมาใช้



ภาพที่ 2 แสดงปริมาณแก๊สชีวภาพสะสม ที่ระยะเวลาเก็บกัก 48 วัน

จาก ภาพที่ 2 แสดงปริมาณแก๊สชีวภาพสะสม ที่ HRT 48 วัน พบว่า ที่ OLR 2.00 kg.COD/m³-day (2.37 kg.VS/m³-day) มีปริมาณแก๊สสะสม 270 l ที่ OLR 2.50 kg.COD/m³-day (2.84 kg.VS/m³-day) มีปริมาณแก๊สสะสม 275 l ที่ OLR 3.00 kg.COD/m³-day (3.58 kg.VS/m³-day) มีปริมาณแก๊สสะสม 270 l ที่ OLR 3.50 kg.COD/m³-day (4.86 kg.VS/m³-day) มีปริมาณแก๊สสะสม 278 l ที่ OLR 4.00 kg.COD/m³-day (6.03 kg.VS/m³-day) มีปริมาณแก๊สสะสม 236 l เมื่อนำไปทดสอบทางสถิติ ใช้โปรแกรม IBM SPSS Statistics V.16 การวิเคราะห์ทางสถิติโดย One-Way ANOVA พบว่ามีปริมาณแก๊สชีวภาพที่ OLR 5 ค่า แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญที่ (sig < 0.05) จากนั้นต้องทำการวิเคราะห์ทางสถิติโดย Tukey's เพื่อหา OLR ที่เหมาะสม การวิเคราะห์ทางสถิติโดย Tukey's พบว่าที่ OLR 2.00 kg.COD/m³-d (2.37 kg.VS/m³-day) มีปริมาณแก๊สชีวภาพสะสมไม่แตกต่างจาก OLR อื่น ๆ และใช้มูลโคนมน้อยที่สุดแต่ปริมาณแก๊สชีวภาพสูงสุดไม่แตกต่างกับค่าอื่น ๆ

อภิปรายและสรุปผลการวิจัย

การศึกษ้อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ (OLR) ที่ส่งผลต่อปริมาณการผลิตแก๊สชีวภาพสูงสุดจากน้ำเสีย มูลโคนมภายในฟาร์มมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ศึกษาที่ 3.00%TS ค่า OLR ที่ศึกษา 2.00 2.50 3.00 3.50 และ 4.00 kg.COD/m³-day (2.37 2.84 3.58 4.86 และ 6.03 kg.VS/m³-day) ตามลำดับ ที่ C/N ratio 25.32 29.96 30.61 32.20 และ 32.97 ตามลำดับ และ C : N : P ที่ 100 : 2.20 : 0.10 100 : 2.20 : 0.10 100 : 1.60 : 0.09 100 : 0.20 : 0.01 และ 100 : 0.10 : 0.08 ตามลำดับ ทำการทดลองแบบกะ ระยะเวลา 48 วัน จากการทดสอบทางสถิติ One-Way ANOVA ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% ในกรณีที่ข้อมูลแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ (sig < 0.05) ใช้โปรแกรม IBM SPSS Statistics V.16 เมื่อวิเคราะห์ทางสถิติ Tukey's พบว่า OLR 4.00 kg.COD/m³-day (6.03 kg.VS/m³-day) เป็นค่าที่แตกต่างแต่ปริมาณ แก๊สชีวภาพน้อยที่สุด จึงเลือก OLR ที่ 2.00 kg.COD/m³-d (2.37 kg.VS/m³-day) ที่ C/N ratio 25.32 และ C : N : P 100 : 2.20 : 0.10 เป็น OLR ที่ผลิตแก๊สชีวภาพสูงสุดจากน้ำเสีย มูลโคนม ปริมาณแก๊สชีวภาพสูงสุดคือ 79.80 m³/kg.COD (29.71 m³/kg.VS) ใช้มูลโคนมน้อยที่สุด ก่อให้เกิดของเสียน้อยที่สุด และมีการกำจัด SCOD สูงสุด (77.87%)

เอกสารอ้างอิง

1. Chantamas N. Effect of velocity gradient and organic loading rate on wastewater treatment from palm oil mill using ASBR system. Master of Science in Environmental Science, Chulalongkorn University. 2009. Thai.
2. Srinuch W. Nutrients digestion and changes in the rumen production of dairy cows receiving mixed food containing sweet corn stew, marinated as a rough food source. Maejo University, Chiang Mai. 2009. Thai.
3. Department of Alternative Energy Development and Efficiency, Biogas production from Waste of livestock and industrial plants, source : http://www2.dede.go.th/km_ber/Attach/Biogaspresent.pdf, August 22th, 2010. Thai.
4. Tangtaveewat S. Biogas production from dung and food waste For household use, source : www.clinictech.most.go.th/online/techlist/attachFile/20111261832311.pdf. 2004.

5. Castrillon L, Vazquez I, Sastre H. The influent of hydraulic residence time on treatment of cattle manure in UASB reactors. *Waste Manage. Res.* 19: 436 – 441. 2001.
6. Yetilmezsoy K, Sakar S. Development of empirical models for performance evaluation of UASB reactors treating poultry manure wastewater under different operational conditions. *J. Hazard Mater.* 153: 532-543. 2008.
7. Riggo V, Comino E, Rosso M. Energy production from anaerobic co-digestion processing of cow slurry, olive pomace and apple pulp. *Renewable Energy.* 83: 1043-1049. 2015.
8. Sutarut P, Chobboon S, Vitjitsombroon N, Dechana A. The Development of Bio-gas Generating Tank from Organic Waste. Office of the Higher Education Commission Under the project to promote research in higher education. 2011. Thai.
9. Rico C, Rico J. L, Tejero I, Munoz N, Gomez B. Anaerobic digestion of the liquid fraction of dairy manure in Pilot plant for biogas production: Residual methane yield of digestate. *Waste Manage.* 31: 2167–2173. 2011.
10. Sinbuathong N, Sawanon S, Sangsri P, Leungprasert S. Methane Production from Napier Grass by Co-digestion with cow dung. *Energy Solutions to Combat Global Warming.* 33: 169-180. 2014.
11. Wang X, Li Z, Bai X, Zhou X, Cheng S, Gao R, Sun J. Study on improving anaerobic co-digestion of cow manure and corn straw by fruit and vegetable waste: Methane production and microbial community in CSTR process. *Bioresour. Technol.* 249: 290-297. 2017.
12. Risberg K, Sun L, Leven L, Horn SJ, Schurer A. Biogas production from wheat straw and manure – Impact of pretreatment and process operating parameters. *Bioresour. Technol.* 149: 232 – 237. 2013.
13. Rintala J, Jagadabhi PS, Lehtomaki A. CO-digestion of grass silage and cow manure in a CSTR by recirculation of alkali treated solids of the digestate. *Environ. Technol.* 29(10): 1085 – 93. 2012.
14. Arikian OA, Mulbry W, Lansing S. Effect of temperature on methane production from field-scale anaerobic digesters treating dairy manure, *Waste Manage.* 43: 108–113. 2015.
15. APHA., AWWA., WPCF., Eaton AD, Franson M, Ann H. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed. Washington DC : USA. 2005.
16. Department of Alternative Energy Development and Efficiency, Study and demonstrate the production of biogas from biomass, source : <http://webkc.dede.go.th/testmax/node/197>.
17. Racho P. Study process anaerobic treatment system and biogas production, Environmental Laboratory. School of Environmental, Institute Engineering, Suranaree University of Technology. 2018. Thai.
18. Wannakomol A. Biogas production from shrimp farming wastes. Research at Suranaree University of Technology. 2014. Thai.
19. Montoya ACV, Mazareli RC, Silva DC, Oliveira RA, Leite VD. Dairy manure wastewater in serial UASB reactors for energy recovery and potential effluent reuse. *Braz. J. Chem. Eng.* 34(4): 971-983. 2017.

20. Lee DY, Ebie Y, Xu K, Li Y, Inamori Y. Continuous H₂ and CH₄ production from high-solid food waste in the twostage thermophilic fermentation process with the recirculation of digester sludge. *Bioresour. Technol.* 101: 42-47. 2010.
21. Dareioti MA, Kornaros M. Anaerobic mesophilic co-digestion of ensiled sorghum, cheese whey and liquid cow manure in a two-stage CSTR system. *Bioresour. Technol.* 175: 553–562. 2009.
22. Soheil AN, Mohammadi M, Najafpour D, Lahijani P. Anaerobic co-digestion of animal manures and lignocellulosic residues as a potent approach for sustainable biogas production. *Renewable Sustainable Energy Rev.* 79: 308-322. 2017.
23. Castrillon L, Fernandez-Nava Y, Maranon E, Ormaechea P, Quiroga G, Valero S. Biogas from cattle manure as an alternative energy source. Chemical Engineering and Environmental Technology Department. University Technology Institute of Asturias. University of Oviedo. 2007. Spain.
24. Fang C, Boe K, Angelidaki L. Anaerobic co-digestion of desugared molasses with cow manure; focusing on sodium and potassium inhibition. *Bioresour. Technol.* 102(2): 1005-1011. 2010.
25. Venkata SM, Babu VL, Sarma PN. Anaerobic biohydrogen production from dairy wastewater treatment in sequencing batch reactor : Effect of organic loading rate. *Enzyme. Microb. Technol.* 41: 506-515. 2007.
26. Nikolaeva SN, Hernandez EPS, Borja R. Dairy Wastewater Treatment by Anaerobic Fixed bed Reactors from Laboratory to pilot-scale plant : A case study in Costa Rica Operating at Ambient Temperature. *Int. J. Environ. Res.* 7: 759-766. 2013.
27. Liu ZG, Zhou XF, Zhang YL, Zhu HG. Enhanced anaerobic treatment of CSTR-digested effluent from chicken manure: the effect of ammonia inhibition. *Waste. Manag.* 32: 137-143. 2012.
28. Ormaechea P, Castrillon L, Suaraz-Pena B, Megido L, Fernandez-Nava Y, Negral L, Maranon E, Rodriguez-Iglesias J. Enhancement of biogas production from cattle manure pretreated and /or co-digested at pilot-plant scale. Characterization by SEM. *Renewable Energy.* 126: 897-904. 2018.
29. Chuypanang S, Onthong U. Banana peel utilization for biogas and fertilizer production. Research Government Budget Grant, Faculty of Science, Thaksin University. 2013.
30. Comino E, Rosso M, Riggo V. Investigation of increasing organic loading rate in the co-digestion of energy crops and cow manure mix. *Bioresour. Technol.* 101: 3013-3019. 2010.
31. Lindner J, Zielonka S, Oechsner H, Lemmer A. Is the continuous two-stage anaerobic digestion process well suited for all substrates?. *Bioresour. Technol.* 200: 470-476. 2015.
32. Fred OA, Wendong T. Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. *J. Environ. Manage.* 133: 268 – 274. 2013.
33. Liden G, Alvarez Rene. Low temperature anaerobic digestion of mixtures of llama, cow and sheep manure for improved methane production. researchers, research outputs (e.g. publications), projects and units at Lund University. 2008.

34. Jirawat C. Effect of Retention Time on Biogas Production in high rate Anaerobic Digestion of Fruit Canning Wastes. Master of Engineering, Environmental Engineering Faculty of Engineering, Chiang Mai University. 2003. Thai.
35. Yingchon U. The increase in efficiency of biogas production from treated cassava pulp by zero valent iron (Fe^0). Master's thesis Suranaree University of Technology. 2017. Thai.



ผลของกรดอะซิติกจากการหมักตะกอนส่วนเกินจากระบบแก๊สชีวภาพ และความเป็นด่างจากมูลสุกร เพื่อ กำจัดฟอสฟอรัส

Effects of Acetic Acid from Fermented Excess Sludge of Biogas Processes and Alkalinity from Pig Manure to Phosphorus Removal

ฉัตรลดา เพ็ชร์ชัย (Chatlada Piasai)^{1*} ดร. นิตยา บุญเทียน (Dr. Nittaya Boontian)^{**}

ธัญชนก พรคอน (Thunchanok Phomdon)^{***} Mohamad Padri^{****}

บทคัดย่อ

การหาวิธีการกำจัดฟอสฟอรัส (P) ในระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแบบเพิ่มพูน โดยใช้ CH_3COOH และ Alkalinity จากการผลิตตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ (FES) และมูลสุกร (PM) ตามลำดับ โดยใช้ น้ำเสีย 3 ลักษณะ (Type) ซึ่งน้ำเสีย Type 1 และ Type 2 มีการเติมแหล่ง CH_3COOH จากสัดส่วนของ CH_3COONa :FES เดลี่ย 4.33:1 และ 1.50:1 ตามลำดับ แต่ น้ำเสีย Type 2 จะใช้ PM เพื่อควบคุมค่า Alkalinity และ น้ำเสีย Type 3 จะใช้แหล่ง CH_3COOH จาก FES เพียงอย่างเดียว และควบคุม Alkalinity โดยใช้ PM และ NaHCO_3 ซึ่งระบบควบคุมอายุตะกอน (SRT) เท่ากับ 60 วัน พบว่าการกำจัด COD ของทั้ง 3 Type สูงกว่า 99% โดยการกำจัด TKN เมื่อใช้น้ำเสีย Type 1 และ 3 สูงกว่า 95% ส่วน Type 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัด TKN ต่ำที่สุด (79.02%) เนื่องจากสัดส่วนของ COD:TN ที่ต่ำ (10.63: 1) ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอต่อการกำจัด TKN ส่วนการกำจัด Ortho-P เท่ากับ 61.34% 51.17% และ 55.68% ในน้ำเสีย Type 1-3 ตามลำดับ ดังนั้นน้ำเสีย Type 3 สามารถกำจัด P ได้ ซึ่งงานวิจัยนี้อาจช่วยลดต้นทุนในการซื้อแหล่ง Alkalinity และ CH_3COOH

ABSTRACT

The aim of this project was to determinate the phosphorus removal (P) in an enhanced biological phosphorus removal system. The process used acetic acid and alkalinity from fermented excess sludge of biogas processes (FES) and pig manure (PM), respectively. This study varied 3 types of wastewater. Type 1 and 2 were designed with source of acetic acid from the ratio of CH_3COONa : FES in 4.33: 1 and 1.50: 1, respectively and alkalinity of type 2 was controlled with PM. Type 3 had source of acetic acid from only FES and the alkalinity was controlled by adding PM and NaHCO_3 . The processes were conducted in 60 days SRT. The COD removal of all types was higher than 99%. On the other hand, TKN removal in type 1 and 3 were higher than 95%. However, TKN removal of type 2 was found to be the lowest (79.02%). The Low TKN removal in type 2 is suspected due to the low proportion of COD: TN (10.63: 1) which resulting insufficient amount of organic carbon to remove TKN. Ortho-P removal was 61.34%, 51.17% and 55.68% in Type 1, 2, and 3, respectively. Therefore, Type 3 is expected to remove P effectively. The result showed the possibility to occupy low cost source of both alkalinity and acetic acid sources.

คำสำคัญ: กรดอะซิติก ตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ ฟอสฟอรัส

Keywords: Acetic acid, Fermented excess sludge of biogas, Phosphorus

¹Correspondent author: chatladapiasaijan@gmail.com

*นักศึกษา สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

**ผู้ช่วยศาสตราจารย์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิศวกรรม รมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

***นักศึกษา สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

****นักศึกษา สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

บทนำ

ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) เกิดจากความเข้มข้นของฟอสฟอรัส (Phosphorus, P) และไนโตรเจน (Nitrogen, N) ในน้ำที่ปล่อยสู่แหล่งน้ำ โดยระบบบำบัดน้ำเสีย (Wastewater treatment plants, WWTPs) พบค่าฟอสฟอรัสทั้งหมด (Total phosphorus, TP) อยู่ระหว่าง 3.01-55.73 มิลลิกรัมต่อลิตร (mg/L) [1] ซึ่งเกินมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดชุมชนของประเทศไทยที่ได้กำหนดมาตรฐานของ TP ไว้ไม่เกิน 2 mg/L และไนโตรเจนทั้งหมด (Total Nitrogen, TN) ไม่ควรเกิน 20 mg/L ด้วยเหตุนี้การกำจัด N และ P ออกจากน้ำเสียจึงเป็นปัญหาที่สำคัญ [2] ซึ่งกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพแบบเพิ่มพูน (Enhanced Biological Phosphorus Removal, EBPR) ถูกนำมาใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย และได้รับการยอมรับว่าเป็นเทคโนโลยีที่ประหยัดและเกิดความยั่งยืนต่อสิ่งแวดล้อม สามารถกำจัด N และ P ได้ [3] โดยกระบวนการนี้ประสบความสำเร็จเนื่องจากมีจุลินทรีย์ที่สามารถกำจัด P ได้มากกว่าเซลล์ปกติ เป็นกลุ่มแบคทีเรียเฮเทโรโทรฟิก (Heterotrophic) ที่ชื่อว่าโพลีโอ (Polyphosphate accumulating organisms, PAOs) [4-5] ซึ่งจะปล่อยออร์โธฟอสเฟต (Ortho-P) ออกมาจากการสลายตัวของโพลีฟอสเฟต (Poly-P) ซึ่งให้พลังงานและคายพลังงานออกมาพร้อมกัน [6] และอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrosomonas* sp. และ *Nitrobacter* sp. ในการกำจัด N [7] กระบวนการนี้ประกอบไปด้วยสภาวะแอนแอโรบิก (Anaerobic) สภาวะแอนอกซิก (Anoxic) และสภาวะแอโรบิก (Aerobic) ซึ่งเป็นทางเลือกที่จะกำจัดทั้ง N และ P เพราะราคาไม่แพง และประสิทธิภาพสูง [8] ไม่พบตะกอนที่มีสารเคมี และเกิดของเสียน้อย [2] จากงานวิจัยพบว่ากระบวนการ EBPR ในการศึกษาของ Guerrero [9] พบว่าการกำจัดฟอสเฟตเฉลี่ยเป็น 85% เมื่อใช้ CH_3COOH และ Propionic acid เป็นแหล่งคาร์บอนและการศึกษาของ Rashed [10] พบว่าการกำจัดฟอสเฟตสำหรับโรงงานต้นแบบอยู่ที่ 80.54% ซึ่งจากหลายการศึกษาการกำจัดฟอสเฟตมีปัจจัยที่เกี่ยวข้องเช่น อัตราส่วน COD:P และ Alkalinity ซึ่งงานวิจัยของ Kee [11] พบว่าระบบมีการกำจัด P มากกว่า 95% ที่อัตราส่วน $\text{CH}_3\text{COOH}:P$ เท่ากับ 10:1 ในการศึกษาของ Broughton [12] พบว่าเมื่อควบคุมสัดส่วน COD:P เป็น 15:1 ระบบสามารถกำจัด P ได้มากกว่า 99 % ส่วนการศึกษาของ Tayà [13] ใช้สัดส่วน COD:P เท่ากับ 20:1 ระบบมีการกำจัด P เท่ากับ 98 % ส่วนค่า Alkalinity มีความสำคัญต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบทั้ง Heterotroph และ Autotroph ซึ่งในการทดลองที่ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ส่วนใหญ่จะใช้สารเคมีในการควบคุมค่า Alkalinity [14] แต่พบว่า Alkalinity สามารถพบได้ในของเสีย เช่น มูลสุกร (Pig manure, PM) ซึ่งงานวิจัยของ Yin et al. และ Andole [15-16] ได้นำ PM มาใช้ในการเพิ่มค่า Alkalinity ให้กับระบบได้

โดยการศึกษาส่วนใหญ่พบว่า CH_3COOH เหมาะสมในการใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก [9, 11, 17] แต่ CH_3COOH ที่มาจากสารเคมีมีราคาแพง เป็นการเพิ่มต้นทุนในการเดินระบบ ซึ่ง CH_3COOH เป็นสารตั้งต้นที่ถูกศึกษามากที่สุด เนื่องจากถูกใช้เป็นพลังงานที่จะสนับสนุนการปล่อย Ortho-P [18] และส่งผลให้ PAOs มีความสามารถในการสะสม P สูง ซึ่งโรงบำบัดน้ำเสียมักจะกอนส่วนเกินที่เป็นแหล่งของคาร์บอน รวมถึง CH_3COOH เป็นองค์ประกอบ การผลิต CH_3COOH จากกากตะกอนมีหลากหลายกระบวนการ เช่น อัลตราซาวด์ และการหมัก [19] ซึ่งการหมักถูกพิจารณาว่าเป็นเทคโนโลยีที่สามารถแก้ไขปัญหาตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียได้ [20] บางงานวิจัยในต่างประเทศรายงานความน่าจะเป็นของการหมักของเสียจากระบบตะกอนเร่งเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอก (External carbon source) [21] แต่ในประเทศไทยยังไม่มีมีการนำตะกอนมาใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบ จึงมีแนวคิดที่จะนำตะกอนส่วนเกินมาใช้เป็นวัตถุดิบในการผลิต CH_3COOH เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัด P รวมถึงลดต้นทุนในการซื้อแหล่งคาร์บอนภายนอก และค่าใช้จ่ายในการกำจัดกากตะกอนส่วนเกินจากการศึกษาก่อนหน้าของ Li [22] พบว่าเมื่อเติม Short chain fatty acid (SCFA) จากกากหมักตะกอน โดยใช้วิธีปรับสภาพต่างเพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบกำจัดสารอาหารทางชีวภาพในระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน พบว่าการกำจัด TN และ TP เพิ่มขึ้น โดยการกำจัด TN เพิ่มขึ้นจาก 27% เป็น 35.8% ส่วนการกำจัด TP เพิ่มขึ้นจาก 26% เป็น 41.1% ส่วนค่า Alkalinity ก็มีความสำคัญต่อการกำจัด P ในระบบ EBPR เนื่องจากช่วยสนับสนุนการทำงานของ PAOs ในการคาย Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิก ซึ่งค่า Alkalinity ที่ใช้ในการควบคุมระบบมักมาจากสารเคมีกลุ่ม HCO_3^- , CO_3^{2-} และ OH^- พบว่าในของเสียบางประเภท เช่น PM และ กากสำ มีปริมาณ Alkalinity ที่สูง [15] สามารถนำมาใช้เติมให้ระบบแทนสารเคมีได้ จากงานวิจัย

ของ Deng [23] ศึกษาการบำบัดน้ำทิ้งฟาร์มสุกรด้วยระบบ Anaerobic ร่วมกับระบบ Sequencing batch reactor (SBR) โดยมีการเพิ่ม Alkalinity จากโซเดียมคาร์บอเนต (Na_2CO_3) พบว่าการเติม PM อาจเป็นวิธีที่เหมาะสมในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเมื่อเทียบกับระบบเดิม และระบบที่มีการเติม Alkalinity จาก Na_2CO_3 ซึ่งจากงานวิจัยที่กล่าวถึง ยังไม่มีการศึกษาการเติมแหล่ง CH_3COOH และ Alkalinity จากของเสีย ในการกำจัด P ในระบบ EBPR ดังนั้นการศึกษานี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาผลของลักษณะอาหารที่เป็นแหล่ง CH_3COOH และ Alkalinity จากของเสียต่อการกำจัด P ในระบบ EBPR ซึ่งประโยชน์ของการศึกษานี้จะเป็นแนวทางในการกำจัด P รวมถึง COD และ N เพื่อให้ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งของประเทศไทย ซึ่งใช้ต้นทุนต่ำที่สุด รวมถึงช่วยกำจัดตะกอนส่วนเกินได้

วัตถุประสงค์การวิจัย

1. เพื่อศึกษาผลของลักษณะอาหารที่เป็นแหล่ง CH_3COOH และ Alkalinity จากของเสีย ต่อการกำจัด P ในระบบ EBPR
2. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด P TKN และ COD ในระบบ EBPR

วิธีการวิจัย

การศึกษากุณลักษณะตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อใช้ในการเดินระบบ

นำจุลินทรีย์จากบริษัท เสริมสุข จำกัด มหาชน จังหวัดนครราชสีมา มาเติมในถังปฏิกริยา เพื่อเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยศึกษาพารามิเตอร์ดังนี้ ค่า DO (Dissolve oxygen) พีเอช (pH) อุณหภูมิ (Temperature), TCOD ค่าซีโอดีละลาย (Soluble chemical oxygen demand, SCOD) แอมโมเนียมไอออน (Ammonium, NH_4^+) ของแข็งทั้งหมด (Total solids, TS) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids, TVS) ไนเตรท (NO_3^-) TP Ortho-P และ CH_3COOH เพื่อใช้ในการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัด COD N และ P

การออกแบบชุดการทดลอง

ตั้งเก็บน้ำเสียเข้าสู่ระบบเป็นถังพลาสติกขนาด 100 ลิตร (L) ใช้บรรจุน้ำเสียสังเคราะห์ โดยมีเครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบแบบรีดสาย (Peristaltic pump) ที่มีอัตราการไหลเข้าสู่ระบบ 60 ลิตรต่อวัน (L/d) เข้าสู่ถังแอนแอโรบิก และถังแอนออกซิก ที่มีเวลาเก็บกัก 2 ชั่วโมง (hr) ส่วนถังแอโรบิกมีเวลาเก็บกัก 8 hr น้ำเสียที่สูบจะเข้าสู่ถังแอนแอโรบิก และไหลต่อเนื่องไปยังถังแอนออกซิก และถังแอโรบิก ที่มีปริมาตร 5 5 20 L ตามลำดับ และถังตกตะกอน (ภาพที่ 1) ซึ่งตะกอนจากถังตกตะกอนบางส่วนจะไหลเวียนกลับสู่ถังแอนแอโรบิก ต่อเนื่องไปยังถังอื่นๆ ตามลำดับ เพื่อรักษาปริมาณตะกอนในระบบให้สม่ำเสมอ กำหนดอัตราการสูบตะกอนเวียนกลับ 105 L/d โดยจะมีการเพิ่มถังหมักตะกอนส่วนเกินขนาด 30 L เพื่อใช้หมักตะกอนให้เกิดเป็น CH_3COOH ซึ่งนำไปใช้ในการเติมลงในน้ำเสียสังเคราะห์

เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียสังเคราะห์เข้าระบบ 3 ลักษณะ (Type) ที่มีแหล่งคาร์บอนจาก CH_3COONa และน้ำเสียจากการหมักตะกอนส่วนเกินจากระบบผลิตแก๊สชีวภาพ (Fermented excess sludge of biogas processes, FES) [22] เนื่องจาก CH_3COOH เป็นแหล่งคาร์บอนที่ช่วยในการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs [11-12, 24] ส่วนแหล่งของ Alkalinity มาจาก NaHCO_3 และ PM ซึ่ง PM จะมีค่า Alkalinity เฉลี่ย 1,824.47 mg/L และ CH_3COOH 38.37 mg/L โดยเติม PM ปริมาณ 3 L ในน้ำ 50 L ซึ่ง CH_3COOH loading จาก PM ที่อยู่ในน้ำเสียเท่ากับ 2.30 mg/L โดยการทดลองจะควบคุมสารอินทรีย์คาร์บอน N P และ Alkalinity ตามตารางที่ 1 ระยะเวลาดำเนินการทั้งหมด 121 วัน (days) แบ่งเป็นช่วงเวลาดังนี้

Type 1 ตั้งแต่วันที่ 28/10/2561 ถึงวันที่ 8/1/2562 (73 days) COD เข้าระบบ 408.61 mg/L ซึ่งมาจากสองแหล่งคือ CH_3COONa 325 mg/L และ FES 75 mg/L โดยให้ P เข้าระบบเป็น 24.89 mg/L สัดส่วน COD:P = 16.39:1

Type 2 ตั้งแต่วันที่ 9/1/2562 ถึงวันที่ 25/1/2562 (17 days) COD เข้าระบบ 416 mg/L ซึ่งมาจากสองแหล่งคือ CH_3COONa 0-250 mg/L และ FES 75-200 mg/L โดย P เข้าระบบเป็น 29.13 mg/L สัดส่วน COD:P = 14.28:1 โดยมีการเพิ่ม Alkalinity โดยเติม PM ปริมาณ 12-20 L ในน้ำ 50 L ซึ่งจะมี CH_3COOH loading จาก PM ที่อยู่ในน้ำเสียรวมเท่ากับ 9.20-15.35 mg/L

Type 3 ตั้งแต่วันที่ 26/1/2562 ถึงวันที่ 25/2/2559 (31 days) COD เข้าระบบ 380 mg/L ซึ่งใช้แหล่งคาร์บอนที่มาจาก FES 350 mg/L โดยให้ P เข้าระบบเป็น 24.63 mg/L สัดส่วน COD:P = 15.43:1 โดยมีการเพิ่ม Alkalinity โดยเติม PM ปริมาณ 3 L ในน้ำ 50 L ซึ่งจะมี CH_3COOH loading จาก PM ที่อยู่ในน้ำเสียรวมเท่ากับ 2.30 mg/L โดยคุณลักษณะของ FES ที่ถูกนำมาใช้เป็นแหล่ง CH_3COOH ในระบบ EBPR แสดงตามตารางที่ 2

การควบคุมการเดินระบบ EBPR

กระบวนการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพระบบ EBPR นั้น จำเป็นต้องมีถังแอนแอโรบิก หรือแอนออกซิก หรือทั้งสองถึงอยู่หน้าถังเติมอากาศ โดยทั้งสองถังจะทำหน้าที่คัดเลือก (Selector) ทำให้จุลินทรีย์เส้นใยถูกกดไว้ไม่ให้เจริญเติบโต เนื่องจากการหมุนเวียนระหว่างแอนแอโรบิก แอนออกซิก และแอโรบิก ซึ่งจะมีการเติมสารอาหารเข้าสู่ถังแอนแอโรบิกเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของระบบ จากการศึกษาที่ PAOs นำสารอินทรีย์ระเหยง่าย (VFAs) ที่ได้จากการหมักตะกอน เพื่อผลิตพลังงานเก็บไว้ในรูปของ Ortho-P เข้าสู่เซลล์ในถังแอโรบิก โดยมีการควบคุมระบบดังนี้

1. นำจุลินทรีย์จากบริษัท เสริมสุข จำกัด (มหาชน) มาเติมในถังเติมอากาศเพื่อเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบกระบวนการ EBPR

2. สารเคมีในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ ทำการสังเคราะห์น้ำเสีย กำหนด SRT เท่ากับ 60 days กำหนดค่าระยะเวลาพักเก็บ (Hydraulic retention time, HRT) ในถังเติมอากาศเท่ากับ 8 hr ปริมาตรถัง 20 L กำหนดค่า HRT ในถังแอนแอโรบิกเท่ากับ 2 hr ปริมาตรถัง 5 L ค่า HRT ในถังแอโรบิกเท่ากับ 2 hr ปริมาตรถัง 5 L

3. นำน้ำเสียเข้าสู่ถังแอนแอโรบิกก่อน แล้วค่อยเข้าสู่ถังแอนออกซิก และถังแอโรบิกเป็นอันดับสุดท้าย

4. ทำการเก็บน้ำเพื่อวัดค่าพารามิเตอร์ในแต่ละค่า และวิเคราะห์ผลการทดลอง

วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย

การวิจัยนี้เป็นการศึกษาผลของการเติมแหล่งคาร์บอนภายนอกต่อการกำจัด COD TKN และ P ของระบบ EBPR การเก็บตัวอย่างที่จะนำไปวิเคราะห์หา TCOD SCOD NH_4^+ NO_3^- VFAs Ortho-P CH_3COOH และ TP วิเคราะห์ที่นำมาใช้ในการวิจัย อ้างอิงจาก Standard method for examination of water and wastewater (APHA) [25] นอกจากนั้นจะทำการวิเคราะห์ Mixed liquor suspended solids (MLSS) ในถังจนกระทั่งระบบอยู่ในสภาวะคงที่

ผลการวิจัย

การกำจัด COD ของระบบ EBPR

การทดลองพบว่าผลการกำจัด SCOD เฉลี่ยของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 99.86% 99.10 และ 99.10% ตามลำดับ และค่า pH ในถังแอนแอโรบิก แอโรบิก และแอนออกซิก เท่ากับ 8 ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Smolders [26] พบว่าอัตราการใช้ CH_3COONa เป็นอิสระต่อค่า pH ในช่วง 5.8-8.2 และสอดคล้องกับการศึกษาของ Filipe [27] ที่พบว่าการใช้ CH_3COONa ของจุลินทรีย์กลุ่ม PAOs ไม่มีความสัมพันธ์กับค่า pH แต่มีผลต่อการใช้ CH_3COONa ของจุลินทรีย์กลุ่ม GAOs โดยที่ pH สูง การใช้ CH_3COONa ของ GAOs จะลดลง โดยการศึกษาใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีแหล่งคาร์บอนมาจาก 2 แหล่งคือ CH_3COOH ที่มาจาก CH_3COONa และ FES ซึ่งทำให้ค่า SCOD ในน้ำที่เข้าระบบเฉลี่ยเท่ากับ 408.61 ± 53.97 416.08 ± 88.13 และ 380.00 ± 66.00 mg/L ตามลำดับ โดยพบว่ามีความเข้มข้น SCOD ในน้ำที่เฉลี่ยเท่ากับ 0.65 4.39 และ 3.49 mg/L ตามลำดับ ดังภาพที่ 2 ซึ่งผ่านตามเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้ง (TCOD ไม่เกิน 120 mg/L) [2] ทั้งหมด เมื่อทดสอบทางสถิติ Paired-t-test ที่ระดับ

ความเชื่อมั่น 95% ในน้ำเสีย 3 Type พบว่าน้ำเสีย Type 1 มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) กับน้ำเสีย Type 2 และ 3 แสดงว่าจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนที่มากกว่าทั้ง 2 แหล่งได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่สามารถย่อยสลาย CH_3COOH จาก CH_3COONa ได้ดีกว่าจาก FES โดยแต่ละถึงปฏิริยาจุลินทรีย์มีการใช้สารอาหารในการเจริญเติบโต จึงทำให้ SCOD ที่เป็นแหล่งคาร์บอนลดลง โดยเฉพาะสารอินทรีย์ที่ย่อยง่ายเช่น CH_3COOH ทำให้ PAOs สามารถเจริญเติบโตได้ง่ายกว่าสารอินทรีย์คาร์บอนชนิดอื่น เนื่องจากเป็นสารที่มีโมเลกุลเล็ก สามารถย่อยสลายได้ง่าย

การกำจัด TKN ของระบบ EBPR

พบว่าค่ากำจัด TKN ของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 99.80 79.02 และ 95.51% ตามลำดับ พบว่า TKN ที่เข้าระบบเฉลี่ย 16.93 ± 5.13 39.12 ± 2.63 และ 16.06 ± 2.63 mg/L ในน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 ตามลำดับ และความเข้มข้นน้ำทิ้งของ TN เฉลี่ย 0.04 8.89 และ 1.07 mg/L ตามลำดับ (ภาพที่ 3) โดยพบว่าค่ากำจัด TKN ของระบบในน้ำเสีย Type 1-3 มีค่าแตกต่างกัน เนื่องจากมีการเติม FES สารเคมี และ PM ที่แตกต่างกัน โดยพบว่าน้ำเสีย Type 1 มีการเติม NH_4Cl ในน้ำเสียที่เข้าระบบ ให้มีความเข้มข้น 15 mg/L น้ำเสีย Type 2 และ 3 มีการเติม PM เพื่อควบคุมปริมาณ Alkalinity ในระบบ ซึ่งใน PM จะมีปริมาณของ N ซึ่งส่งผลให้ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีปริมาณของ TKN ขึ้นกับปริมาณ PM ที่เติมในแต่ละวัน โดยพบว่าเมื่อเติม PM ที่มีปริมาณ Alkalinity 1,375 mg/L ปริมาณ 18-20 L คังน้ำเสีย Type 2 จะส่งผลให้ปริมาณ TKN ในน้ำเข้าเฉลี่ยสูงกว่าสัดส่วนที่คำนวณไว้ถึง 23 mg/L และส่งผลกระทบต่อความสามารถในการกำจัด TKN ของระบบ โดยพบว่าประสิทธิภาพผลต่ำลงอย่างเห็นได้ชัด อาจเนื่องมาจากความสามารถในการกำจัด TKN ของจุลินทรีย์ในสภาวะแอนแอโรบิกจำเป็นต้องใช้อัตราส่วน COD:N:P เท่ากับ 100:1.1:0.2 และในสภาวะแอโรบิกจำเป็นต้องใช้อัตราส่วน COD:N:P เท่ากับ 100:5:1 เมื่อพิจารณาจากปริมาณของ TKN ที่สูงถึง 39.12 ± 2.63 mg/L ในน้ำเสีย Type 2 จำเป็นต้องใช้ปริมาณของ COD สูงถึง 3,233 mg/L ในสภาวะแอนแอโรบิก ซึ่งในความเป็นจริงแล้วสารอินทรีย์คาร์บอนในรูปของ COD ที่เข้าสู่ระบบเฉลี่ยเท่ากับ 416 mg/L ซึ่งไม่เพียงพอต่อการกำจัด TKN ดังกล่าว ซึ่งการกำจัด TKN จะอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม Autotroph และ Heterotroph ผ่านปฏิริยา Ammonification Nitrification และ Denitrification รวมถึงการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในระบบ EBPR ด้วย โดยเกิดการปฏิริยา Nitrification ทำให้ NH_4^+ เปลี่ยนรูปเป็นไนไตรท์และไนเตรทในสภาวะที่มี O_2 ในถังเติมอากาศ

การกำจัดไนเตรทของระบบ EBPR

ผลการทดลองพบว่าไนเตรทที่เกิดขึ้นภายในถังแอโรบิกของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 1.08×10^{-1} 1.06×10^{-1} และ 1.08×10^{-1} mg/L ปริมาณไนเตรทในน้ำทิ้งของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 6.31×10^{-2} 5.37×10^{-2} และ 5.33×10^{-2} mg/L คังภาพที่ 4 ซึ่งเกิดจากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม Denitrifying phosphate accumulating organism (DNPAOs) การทดลองนี้มีการหมุนเวียนน้ำเสีย และจุลินทรีย์ในถังแอโรบิก ไปยังถังแอนออกซิกเพื่อกำจัดไนเตรท โดยใช้อัตราส่วนการหมุนเวียนกลับเป็น 3 เท่าของอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบ ซึ่งมีผลต่อการกำจัด TN โดยเฉพาะไนเตรท ซึ่งจะถูกผลิตขึ้นในถังแอโรบิก จากการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่ม *Nitrosomonas* sp. และ *Nitrobacter* sp. เรียกว่าปฏิริยา Nitrification [7] และจะถูกกำจัดเป็น N_2 ที่ถังแอนออกซิก ด้วยปฏิริยา Denitrification โดยจะมีการใช้ SCOD โดยอาศัยจุลินทรีย์กลุ่ม Heterotroph พบว่าไนเตรทที่อยู่ในตะกอนส่วนเกิน ซึ่งจะถูกเวียนกลับมาถังแอนแอโรบิกจะมีผลต่อการกำจัด P โดยจะรบกวนการคาย Ortho-P เนื่องจาก Heterotrophic จำนวนมาก อาจจะต้องใช้ COD สำหรับใช้เป็นพลังงาน และใช้ในการเจริญเติบโต ซึ่งจะมีไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน [28-29]

จากตารางที่ 3 พบว่าน้ำเสีย Type 1-3 มีช่วงสัดส่วน COD:TKN เฉลี่ยเท่ากับ 24.10:1 10.63:1 และ 23.66:1 ตามลำดับ โดยพบว่าในการทดลองน้ำเสีย Type 2 การกำจัด TKN ค่าที่ต่ำสุด เฉลี่ยเท่ากับ 79.02 mg/L อาจเนื่องมาจากปริมาณสัดส่วนของ C:N ต่ำเกินไป เนื่องจากมีการเติม PM เพิ่มขึ้นระบบจำนวนมาก ซึ่งใน PM มีปริมาณของ TKN อยู่ด้วย โดยปริมาณ TKN ที่เข้าสู่ระบบไม่สามารถกำจัดได้หมด เนื่องจากความสามารถในการกำจัด TKN ของจุลินทรีย์ภายในระบบในสภาวะแอนแอโรบิก สามารถกำจัด TKN ได้ที่สัดส่วน 100:1.1 และในสภาวะแอโรบิกสามารถกำจัด TKN ได้เมื่อมีสัดส่วนของ COD:TKN

เท่ากับ 100:5 ซึ่งจะเห็นว่าปริมาณของ COD ที่เข้าสู่ระบบเฉลี่ยเท่ากับ 416 mg/L ซึ่งจะเห็นว่าสามารถกำจัด TKN ได้เพียง 30.23 mg/L เท่านั้น ซึ่งมากกว่าปริมาณที่คำนวณได้จากสัดส่วนดังกล่าว เนื่องจากในระบบมีกลุ่มของจุลินทรีย์ทั้ง Autotroph และ Heterotroph ซึ่งมี PAOs รวมอยู่ด้วย ซึ่ง PAOs สามารถกำจัด TKN ได้เช่นเดียวกัน [30] เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาอื่น ดังตารางที่ 3 พบว่าสอดคล้องกับการศึกษาของ Merzouki [31] ที่พบว่าสัดส่วนของ COD:TKN เท่ากับ 15.15:1 ส่งผลให้มีการกำจัด TKN เท่ากับ 90% แต่แตกต่างกับการศึกษาของ Seyoum [24] ที่ได้ศึกษาการกำจัด C N และ P ที่สัดส่วน COD:TKN เท่ากับ 4.36:1 ซึ่งพบว่าการกำจัด TKN เท่ากับ 96% แม้ว่าจะมีสัดส่วนของ COD:N ที่ต่ำ เมื่อทดสอบทางสถิติ Paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% ในน้ำเสีย 3 Type พบว่าน้ำเสีย Type 2 มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) กับน้ำเสีย Type 1 และ 3 และพบว่าการกำจัด TKN ของน้ำเสีย Type 1 และ 3 ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ($p > 0.05$) แสดงว่าสามารถใช้ PM ร่วมกับ NaHCO_3 ในการทดแทนการเติม NaHCO_3 หรือ PM เพียงอย่างเดียว

การกำจัด Ortho-P ของระบบ EBPR

พบว่าปริมาณของ Ortho-P เฉลี่ยของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 24.89 ± 2.85 29.13 ± 4.98 และ 24.63 ± 1.78 mg/L ตามลำดับ พบว่าการกำจัด Ortho-P เฉลี่ยของน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 เท่ากับ 61.34% 51.17% และ 56.78% ตามลำดับ เมื่อใช้อัตราส่วน TCOD:P เท่ากับ 16.39:1 14.28:1 และ 15.43:1 ตามลำดับ ปริมาณของ Ortho-P ในแต่ละถังปฏิกรณ์แสดงในภาพที่ 5 โดยพบว่าเกิดการคาย Ortho-P ในสภาวะแอนแอโรบิกเท่ากับ 32.05 41.08 และ 32.94 mg/L ในน้ำเสีย Type 1 2 และ 3 ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นว่าน้ำเสีย Type 2 จะเกิดการคายของ Ortho-P สูงที่สุด อาจเนื่องมาจากปริมาณของ Alkalinity ในน้ำเสีย Type ที่ 2 มีค่าสูง จากการศึกษานี้พบว่าปริมาณของ Alkalinity ที่สูงในระบบการกำจัด P ทางชีวภาพ จะส่งผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในสภาวะแอนแอโรบิก โดยจะสนับสนุนการเจริญเติบโตของ PAOs [32] ซึ่งจากการทดลองนี้จะเห็นว่า ค่า Alkalinity จะช่วยสนับสนุนการทำงานของ PAOs ในสภาวะแอนแอโรบิก ส่งผลให้เกิดการคายสูง อธิบายได้ว่าเมื่อเกิดการคาย Poly-P ออกมาเป็น Ortho-P ในน้ำเสีย จะเกิดเป็นพลังงานที่จะถูกนำไปใช้ในการเจริญเติบโต และเก็บพลังงานจาก CH_3COOH ไว้ในรูป PHA ซึ่งจะถูกนำมาใช้ เมื่อเข้าสู่สภาวะแอนแอโรบิก และการจับ Ortho-P เข้าร่วมกับไว้ในเซลล์สอดคล้องกับการศึกษาของ Tasli [33] ที่พบว่าในสภาวะแอนแอโรบิก จะเกิดการคาย Ortho-P ลดลง เมื่อมีการใช้สัดส่วนของ กูไลโคสในแหล่งคาร์บอนเพิ่มสูงขึ้นจาก 20% เป็น 50%

อภิปรายและสรุปผลการวิจัย

การศึกษาศักยภาพของอาหารที่เป็นแหล่งคาร์บอน และ Alkalinity จากของเสีย และสารเคมีต่อการกำจัด COD N และ P ในระบบ EBPR โดยใช้ น้ำเสีย 3 Type ที่มีแหล่งคาร์บอนจาก CH_3COONa และ FES ส่วนแหล่งของ Alkalinity มาจาก NaHCO_3 และ PM กำหนด SRT ที่ 60 วัน โดยน้ำเสีย Type 1 และ 2 มีการใช้แหล่งคาร์บอนจาก CH_3COONa และ FES ส่วนน้ำเสีย Type 3 มีการใช้แหล่งคาร์บอนจาก FES เพียงอย่างเดียว ในน้ำเสีย Type 1-3 มีค่า COD เท่ากับ 408.61 416.08 และ 380.00 mg/L ตามลำดับ พบว่าการกำจัด COD เท่ากับ 99.86% 99.10% และ 99.63% ของน้ำเสีย Type 1-3 ตามลำดับ ค่า TKN ในน้ำเสีย เท่ากับ 16.93 39.12 และ 16.06 mg/L ของน้ำเสีย Type 1-3 ตามลำดับ โดยคิดเป็นสัดส่วน C:N เท่ากับ 24.10:1 10.63:1 และ 23.66:1 ตามลำดับ พบว่าการกำจัด TKN ของน้ำเสีย Type 1 และ 3 สูงกว่า 95% ส่วนการกำจัด TKN ของน้ำเสีย Type 2 มีค่าต่ำที่สุด (79.02%) โดยการกำจัด TKN ต่ำ อาจเนื่องมาจากสัดส่วนของ C:N ที่ต่ำ (10.63:1) ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอต่อการกำจัด N โดยปริมาณ N ที่เพิ่มขึ้นในช่วงการทดลองน้ำเสีย Type 2 มาจากปริมาณของ PM ที่เดิมเข้าสู่ระบบสูงขึ้น ส่วนค่า Ortho-P ของน้ำเสีย Type 1-3 เท่ากับ 24.89 29.13 และ 26.53 mg/L ตามลำดับ การกำจัด Ortho-P เท่ากับ 61.34% 51.17% และ 55.68% ในการทดลองน้ำเสีย Type 1-3 ตามลำดับ

เมื่อทดสอบทางสถิติ Paired t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 95% ในน้ำเสีย 3 Type พบว่าน้ำเสีย Type 1 มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญ ($p < 0.05$) กับน้ำเสีย Type 2 และ 3 แสดงว่าจุลินทรีย์สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนที่มาจากทั้ง 2

10. Ehab MR, Maha ME, Mohamed AH, Ahmed MN. Application of contact stabilization activated sludge for enhancing biological phosphorus removal (EBPR) in domestic wastewater. *HBRC Journal*. 2013; 10: 92–99.
11. Kee FL, Tadashi S, Ying HO, Adeline SMC, Hak KY, Pei YH. Kinetic and stoichiometric characterization for efficient enhanced biological phosphorus removal (EBPR) process at high temperatures. *Bioprocess Biosyst Eng*. 2015; 38: 729–737.
12. Broughton A, Pratt S, Shilton A. Enhanced biological phosphorus removal for high-strength wastewater with a low rbCOD:P ratio. *Bioresour. Technol*. 2008; 99: 1236–1241.
13. Tayà C, Garlapati VK, Guisasaola A, Baeza JA. The selective role of nitrite in the PAO/GAO competition. *Chemosphere*. 2013; 93: 612–618.
14. Liu X, Xiang L, Song Y, Qian F, Meng X. The effects and mechanism of alkalinity on the phosphate recovery from anaerobic digester effluent using dolomite lime. *Environ. Earth Sci*. 2015; 73(9): 5067–5073.
15. Yin D, Liu W, Zhai N, Feng Y, Yang G, Wang X, et al. Production of Bio-Energy from Pig Manure: A Focus on the Dynamics Change of Four Parameters under Sunlight-Dark Conditions. *PLOS ONE*. 2015; 10(5): 1–12.
16. Andole OH, Lei Z, Zhang Z, Raude J, Kanali C. Optimization of Biogas Production in Dry Anaerobic Digestion of Swine Manure by the Use of Alkalinity Index to Monitor a Prototype Cylindrical Digester. *Sustainable. Energy*. 2017; 5(1): 32–37.
17. Pai TY, Ouyang CF, Su JL, Leu HG. Modelling the steady-state effluent characteristics of the TNCU process under different return mixed liquid. *Appl. Math. Model*. 2001; 25(12): 1025–1038.
18. Pan YW, Maneesha PG, Anna HK, Ralf CR, David CS, Ka YC. Simultaneous phosphorus uptake and denitrification by EBPR-r biofilm under aerobic conditions: effect of dissolved oxygen. *Wat. Sci. Tech*. 2015; 72.7: 1147–1154.
19. Boontian N, Using the activated sludge model 2D (ASM2D) to understand and predict the phosphorus accumulating organisms mechanism in enhanced biological phosphorus removal in relation to dewatered sludge as a carbon source, Cranfield Water Science Institute. 2012.
20. Jiuxiao H, Hui W. Volatile fatty acids productions by mesophilic and thermophilic sludge fermentation: Biological responses to fermentation temperature. *Bioresour. Technol*. 2015; 175: 367–373.
21. He ZW, Yang CX, Wang L, Guo ZC, Wang AJ, Liu WZ. Feasibility of short-term fermentation for short-chain fatty acids production from waste activated sludge at initial pH10: Role and significance of rhamnolipid. *Chem. Eng. J*. 2016; 290: 125–135.
22. Li X, Chen H, Hu L, Yu L, Chen Y, Gu G. Pilot-scale waste activated sludge alkaline fermentation, fermentation liquid separation, and application of fermentation liquid to improve biological nutrient removal. *Environ. Sci. Technol*. 2011; 45(5): 1834–1839.
23. Deng L, Zheng P, Chen Z, Mahmood Q. Improvement in post-treatment of digested swine wastewater. *Bioresour. Technol*. 2008; 99(8): 3136–3145.
24. Seyoum YG, Marc WB, David C, Thomas FH. Effects of glucose on the performance of enhanced biological phosphorus removal activated sludge enriched with acetate. *Bioresour. Technol*. 2012; 121: 19–24.
25. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, Eaton AD. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. Washington DC: 2005.

26. Smolders GJF, Meij J, Van Loosdrecht MCM, Heijnen JJ. Model of the anaerobic metabolism of the biological phosphorus removal process: stoichiometry and pH influence. *Biotechnol. Bioeng.* 1994; 43: 461–470.
27. Filipe CDM, Daigger GT, Grady CPL. Stoichiometry and kinetics of acetate uptake under anaerobic conditions by an enriched culture of phosphorus-accumulating organisms at different pHs. *Biotechnol. Bioeng.* 2001; 76(1): 32–43.
28. Venter SL, Halliday J, Pitman AR. Optimisation of the Johannesburg Olifantsvlei extended aeration plant for phosphorus removal. *Progress in Water Technology.* 1978; 10(1- 2): 279–292.
29. Hascoet MC, Florentz M. Influence of nitrates on biological phosphorus removal from wastewater. *Water South African.* 1985; 11(1): 1–8.
30. Henze M, Gujer W, Mino T, van Loosdrecht MCM. Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. reprint ed. London : IWA Publishing, 2000; 121 p.
31. Merzouki M, Bernet NP, Delgenès J, Benlemlih M. Effect of prefermentation on denitrifying phosphorus removal in slaughterhouse wastewater. *Bioreour. Technol.* 2005; 96: 1317-22.
32. Piasai C, Boontian N, Yingchon U, Phondon T, Padri M. in the process, Study of optimum conditions to produce acetic acid from various excess sludge for using in biological phosphorus removal processes, *Science and Technology Journal. Thai.*
33. Tam NFY, Leung, GLW, Wong YS. The effects of external carbon loading on nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Wat. Sci. Tech.* 1994; 30(6): 73–81.
34. Wang X, Wang S, Xue T, Li B, Dai X, Peng Y. Treating low carbon/nitrogen (C/N) wastewater in simultaneous nitrification-endogenous denitrification and phosphorous removal (SNDPR) systems by strengthening anaerobic intracellular carbon storage. *Water. Res.* 2015; 77: 191–200.
35. Yang X, Peng Y, Ren N, Guo J, Tang X, Song J. Nutrient removal performance and microbial community structure in an EBPR system under the limited filamentous bulking state. *Bioreour. Technol.* 2013; 144: 86-93.
36. Bond PL, Keller J, Blackall LL. Anaerobic phosphate release from activated sludge with enhanced biological phosphorus removal: a possible mechanism of intracellular pH control. *Biotech. Bioeng.* 1999; 63: 507–515.
37. Tasli R, Artan N, Orhon D. The influence of different substrates on enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. *Wat. Sci. Tech.* 1997; 35(1): 75-80.

ตารางที่ 1 ความเข้มข้นของสารอาหารที่ใช้เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ Type 1-3

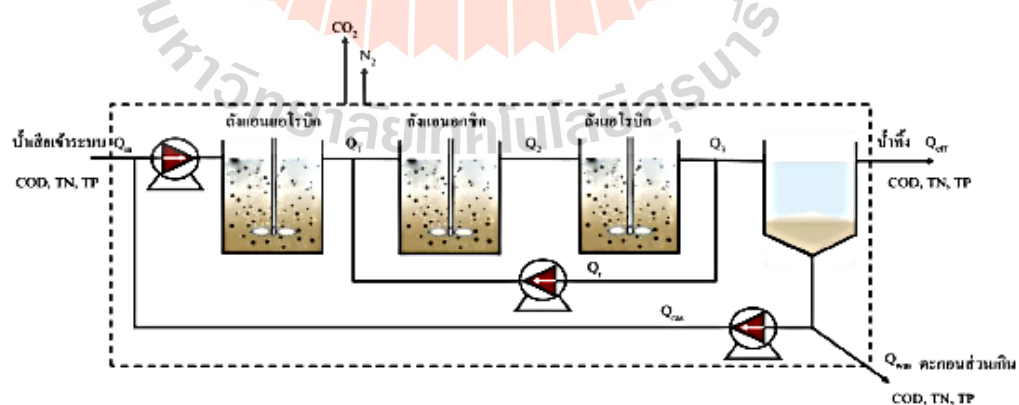
สารอาหาร	Type 1 (73 days)	Type 2 (17 days)	Type 3 (31 days)
COD จาก CH ₃ COONa (mg/L)	408.61	416.08	-
COD จาก FES (mg/L)			380.00
Nitrogen จาก PM (mg/L)	-	39.17	16.06
Ortho-P จาก KH ₂ PO ₄ (mg/L)	24.89	29.13	24.63
Nitrogen จาก NH ₄ Cl (mg/L)	16.93	-	-
Alkalinity จาก NaHCO ₃ (mg/L)	492.50	-	145.00-217.00
Alkalinity จาก PM (mg/L)	-	430.8	231.96-303.00

ตารางที่ 2 คุณสมบัติของ FES ที่ใช้เป็นแหล่งคาร์บอนภายนอกให้กับระบบ EBPR

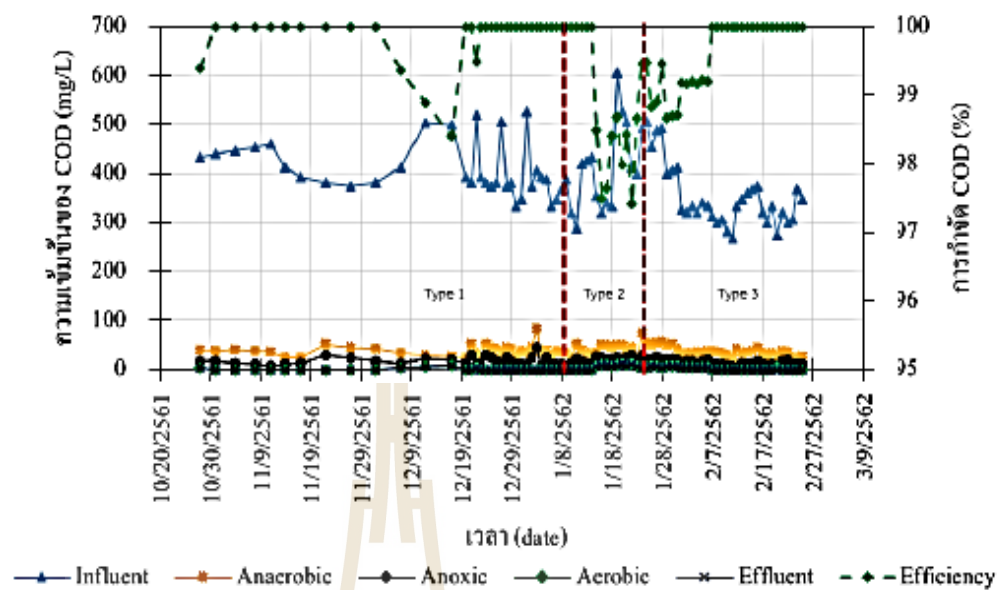
พารามิเตอร์	FES
CH ₃ COOH (mg/L)	1,375±133
COD (mg/L)	4,201±443
Alkalinity (mg/L)	1,625±170
TKN (mg/L)	54±8
TP (mg/L)	41±22

ตารางที่ 3 การเปรียบเทียบสัดส่วนของ C: N ที่มีผลต่อการกำจัด TN (%)

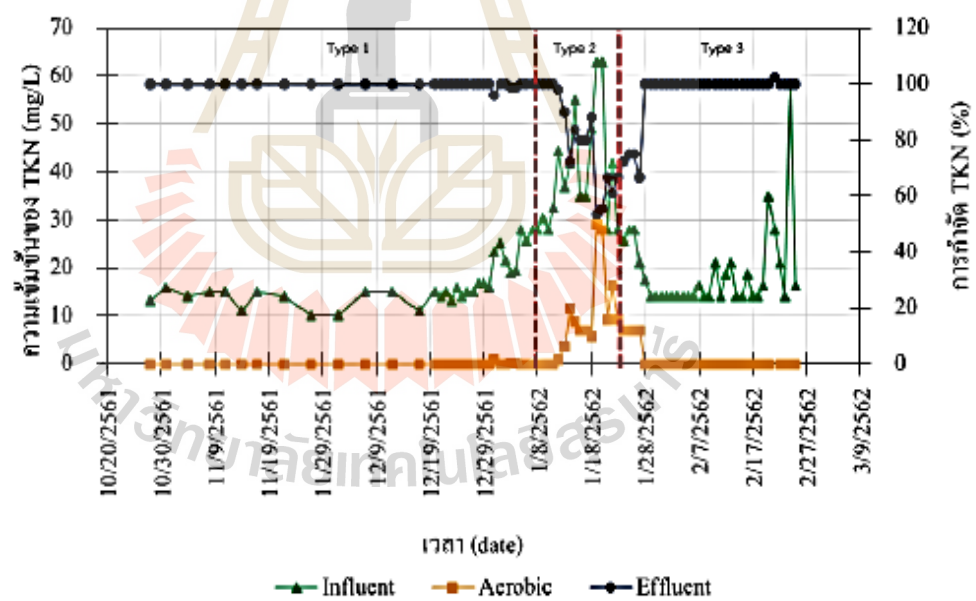
COD (mg/L)	Nitrogen (mg/L)	C:N	การกำจัด TN (%)	อ้างอิง
408	16.93	24.10:1	99.80	
416	39.12	10.63:1	79.02	การศึกษานี้
380	16.06	23.66:1	95.51	
500	14.38	34.77:1	99.20	Piasai (in the process) [32]
233	0.9	258.89:1	65.2	
344.8	2.8	123.14:1	65.6	
350	2.4	145.83:1	70.1	Wang [33]
254.7	2.3	110.74:1	77.7	
329.88	80.7	4.09:1	70-91	Yang [34]
400	91.7	4.36:1	96%	Seyoum [24]
6,210	410	15.15:1	90	Merzouki [31]
300	30	10:1	95	Tam [35]



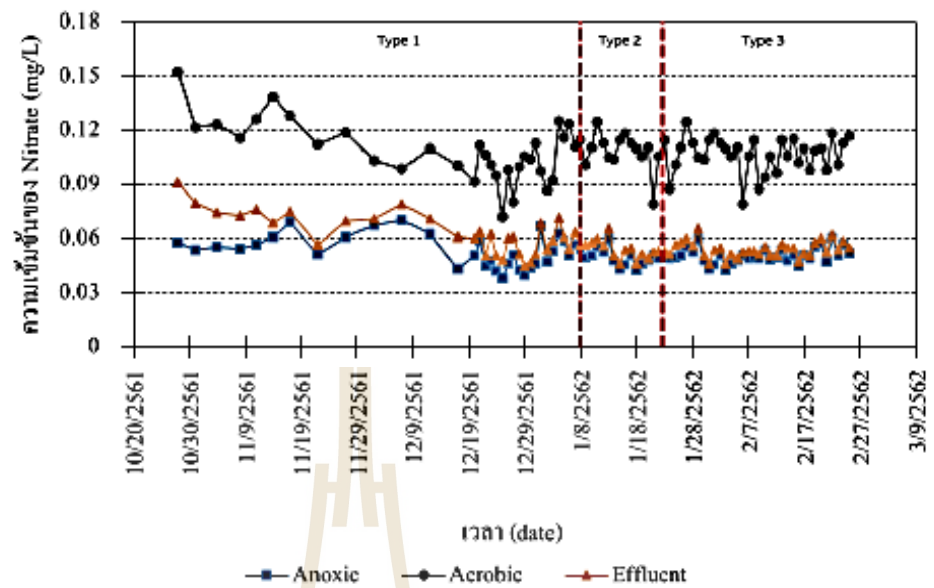
ภาพที่ 1 กระบวนการกำจัดสารอาหารทางชีวภาพแบบ EBPR



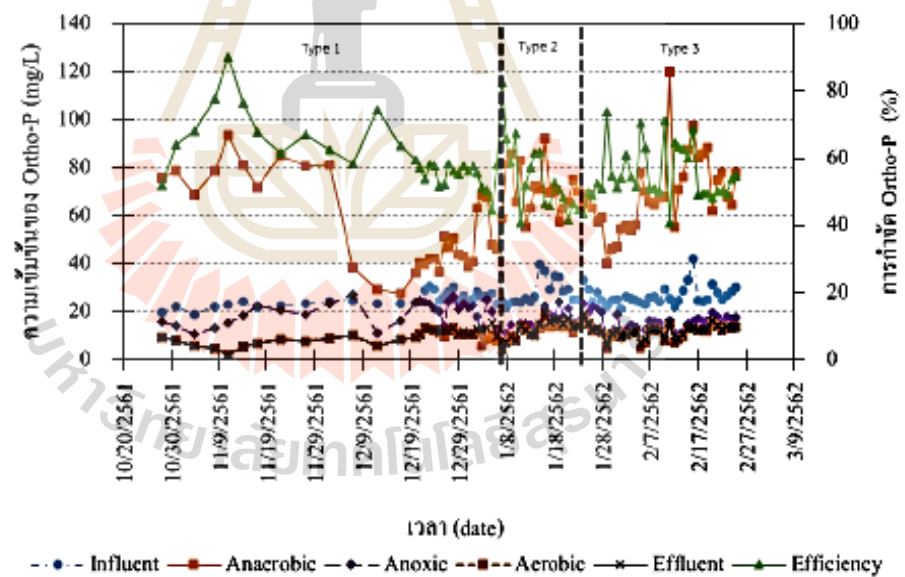
ภาพที่ 2 ความเข้มข้นของ COD และการกำจัด COD ในระบบ EBPR ของน้ำเสีย Type 1



ภาพที่ 3 การกำจัด TKN (%) และความเข้มข้นของ TKN ในระบบ EBPR.



ภาพที่ 4 ความเข้มข้นของไนเตรทในถังแอนอกซิกแอโรบิกและน้ำทิ้งของน้ำเสีย Type 1-3



ภาพที่ 5 การกำจัด Ortho-P (%) และความเข้มข้นของ Ortho-P ของน้ำเสีย Type 1-3

ประวัติผู้เขียน

นางสาวชั้นชนก พรดอน เกิดเมื่อวันที่ 12 ธันวาคม 2537 เป็นบุตรของคุณพ่อบุญเสริม พรดอน และคุณแม่อรุณ พรดอน เริ่มศึกษาชั้นประถมศึกษาปีที่ 1 ที่โรงเรียนมารีย์รังษย์ จังหวัด นครราชสีมา ชั้นประถมศึกษาปีที่ 2 - 6 ที่โรงเรียนวุฒินันท์ จังหวัดระยอง ชั้นมัธยมศึกษาปีที่ 1-6 ที่ โรงเรียนมาตาพุดพันพิทยาคาร จังหวัดระยอง และระดับอุดมศึกษา (ปริญญาตรี) ได้สำเร็จ การศึกษาระดับปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) จากสำนักวิชา วิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และในปี 2560 ได้เข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาโท สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี จังหวัด นครราชสีมา และได้รับทุน “One Research One Graduate (OROG)” จากสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, ทุนอุดหนุนโครงการวิจัยเพื่อทำวิทยานิพนธ์ระดับบัณฑิตศึกษา มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี, สนับสนุนโดยสำนักงานกองทุนสนับสนุนการวิจัย (สกว.) โครงการ การวิจัยและพัฒนาเพื่อเพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพจากกากแป้งมันสำปะหลัง โดยใช้หลัก ประจุศูนย์ในการทดลองแบบกะและแบบต่อเนื่อง (2560) , ทุนพัฒนาศักยภาพบุคลากร STEM (Science, Technology, Engineering and Mathematics) โครงการ การวิจัยและพัฒนาเพื่อเพิ่มการ กำจัดซีโอดีจากมันเส้นสำปะหลังในระบบ Modified Covered Lagoon (2560) ที่สนับสนุนงานวิจัย นี้จนสำเร็จไปได้ด้วยดี

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี