



การศึกษาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ:
กรณีศึกษาน้ำชะมูลฝอย
**The Performance of Anaerobic Membrane Bioreactor (AnMBR):
A Case Study of Leachate Removal**

จิราวรรณ ดีเบา

Jirawan Deebao

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา
วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

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

2562

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์



การศึกษาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ:
กรณีศึกษาน้ำชะมูลฝอย

**The Performance of Anaerobic Membrane Bioreactor (AnMBR):
A Case Study of Leachate Removal**

จิรวรรณ ดีเบา

Jirawan Deebao

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญา
วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

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

2562

ลิขสิทธิ์ของมหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

ชื่อวิทยานิพนธ์ การศึกษาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ: กรณีศึกษา
น้ำชะมูลฝอย

ผู้เขียน นางสาวจิราวรรณ ดีเบา

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

คณะกรรมการสอบ

.....
(ดร. วัสสา กงนกร)

.....ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร. จรงค์พันธ์ มุสิกะวงค์)

.....กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร. สุเมธ ไชยประพัทธ์)

.....กรรมการ
(ดร. ศวรรยา เลหาประภานนท์)

.....กรรมการ
(ดร. วัสสา กงนกร)

บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัยรับนี้เป็นส่วน
หนึ่งของการศึกษา ตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรม
สิ่งแวดล้อม

.....
(ศาสตราจารย์ ดร. ดำรงค์ศักดิ์ ฟ้ารุ่งสว่าง)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

(3)

ขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้มาจากการศึกษาวิจัยของนักศึกษาเอง และได้แสดงความขอบคุณบุคคลที่มีส่วนช่วยเหลือแล้ว

ลงชื่อ

(ดร.วิสสา คงนคร)

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

ลงชื่อ

(นางสาวจิราวรรณ ดีเบา)

นักศึกษา

(4)

ข้าพเจ้าขอรับรองว่า ผลงานวิจัยนี้ไม่เคยเป็นส่วนหนึ่งในการอนุมัติปริญญาในระดับใดมาก่อน และ
ไม่ได้ถูกใช้ในการยื่นขออนุมัติปริญญาในขณะนี้

ลงชื่อ

(นางสาวจิราวรรณ ดีเบา)

นักศึกษา

ชื่อวิทยานิพนธ์	การศึกษาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบ ไร้อากาศ: กรณีศึกษาน้ำชะมูลฝอย
ผู้เขียน	นางสาวจิราวรรณ ดีเบา
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา	2561

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบ ไร้อากาศในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย โดยทำการเดินระบบที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 3 6 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งจากการศึกษาพบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของแต่ละอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์เป็นร้อยละ 95.91 95.99 98.03 และ 96.46 ตามลำดับ โดยอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีประสิทธิภาพสูงที่สุดในการผลิตก๊าซชีวภาพ เนื่องจากเกิดการย่อยสลายและสะสมของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายในปริมาณที่สูงส่งผลให้อัตราการผลิตก๊าซมีเทนเพิ่มสูงขึ้น โดยสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 18.87 ลิตรต่อวัน และศักยภาพในการผลิตก๊าซมีเทนเท่ากับ 0.33 ± 0.07 ลิตรมีเทนต่อกรัมชีโอดี สำหรับความสัมพันธ์ของค่า ORP กับ VFA ไม่พบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญของแต่ละอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ แต่อย่างไรก็ตามค่า ORP สามารถระบุช่วงสำหรับการสร้าง VFA ซึ่งรวมถึงการผลิต VFA สูงสุดและบ่งบอกถึงขอบเขตของการผลิต VFA น้อยสุดได้ ซึ่งค่า ORP จะอยู่ในช่วง -340 ถึง -347 มิลลิโวลต์ สำหรับการผลิต VFA ที่มีค่าสูงสุดและค่า ORP จะอยู่ในช่วง -304 ถึง -317 มิลลิโวลต์ สำหรับการผลิต VFA น้อยสุด สำหรับกลไกการอุดตันที่ผิวเมมเบรน จากการเดินระบบที่ค่าฟลักซ์ลดลงเป็นการอุดตันของการสะสมและทับถมของตะกอนที่ผิวหน้าเมมเบรน

Thesis Title	The Performance of Anaerobic Membrane Bioreactor (AnMBR): A Case Study of Leachate Removal
Author	Miss Jirawan Deebao
Major Program	Environmental Engineering
Academic Year	2018

ABSTRACT

This research had studied the efficiency of anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for leachate treatment. The system was operated at different organic loading rates (OLR) at 3, 6, 8 and 12 kg COD/m³.day. The results found that the COD removal efficiencies were 95.91, 95.99, 98.03 and 96.46% for OLR of 3, 6, 8 and 12 kgCOD/m³.d respectively. The highest biogas production was found at the OLR of 12 kgCOD/m³.d, high degradation and accumulation volatile fatty acids resulted in high CH₄ production rates. The biogas production of 18.87 L/d and CH₄ production of 0.33±0.07 L CH₄/g COD_{removed} were obtained by using OLR 12 kgCOD/m³.d. For the relationship between ORP and VFA, there was no significant difference in the organic loading rate. However, ORP can specify the range of the production of VFA. The ORP value was in the range of -340 to -347 mV for the highest VFA production. The ORP value was in the range -304 to -317 mV for the minimum VFA production. For the characterization of membrane foulants, the major foulant was the blockage of the cake layer or accumulation at the surface.

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยดี เนื่องจากได้รับความช่วยเหลือและคำแนะนำเป็นอย่างดีจาก ดร. วัสสา คณนคร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณอย่างยิ่งที่ได้กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ มุมมอง แง่คิด รวมถึงช่วยแก้ปัญหาและอุปสรรคต่างๆ ในการทำวิจัย ตลอดจนตรวจแก้ไขความถูกต้องเรียบร้อยด้วยความเอาใจใส่ดูแล และให้กำลังใจผู้วิจัยตลอดมา จนทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้เสร็จสมบูรณ์

ขอขอบพระคุณ รองศาสตราจารย์ ดร.จรงค์พันธ์ มุสิกวงษ์ ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ดร.ศวรรยา เลหาประภานนท์ กรรมการผู้ทรงคุณวุฒิภายนอกมหาวิทยาลัย และรองศาสตราจารย์ ดร.สุเมธ ไชยประพัทธ์ กรรมการผู้ทรงคุณวุฒิ ที่กรุณาให้คำแนะนำ ข้อเสนอแนะที่เป็นประโยชน์และตรวจทานแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้ถูกต้องและสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณทุนสนับสนุนงานวิจัยจากกองทุนส่งเสริมการอนุรักษ์พลังงาน สำนักงานนโยบายและแผนพลังงาน ปี 2558 และทุนอุดหนุนการวิจัยเพื่อวิทยานิพนธ์ ประจำปีงบประมาณ 2559 มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ ที่ให้ทุนสนับสนุนในการจัดทำกรวิจัยในครั้งนี้

ขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ทุกท่านของ หลุบฝิ่งกลบขยะมูลฝอยเทศบาลเมืองบ้านพรุ ที่อนุเคราะห์ในการเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยและหัวเชื้อตะกอนจุลินทรีย์ ตลอดจนช่วยอำนวยความสะดวกในการเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอย

ขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์ สำหรับคำแนะนำและความช่วยเหลือในการทำการทดลอง และการใช้ห้องปฏิบัติการ และขอขอบคุณเพื่อนๆ พี่ๆ น้องๆ ทุกคน ที่มีส่วนช่วยเหลือคอยให้กำลังใจและช่วยแก้ปัญหาในการวิจัยในครั้งนี้

สุดท้ายนี้ขอกราบขอบพระคุณครอบครัวผู้วิจัย ที่คอยสนับสนุนในทุกๆ ด้านและคอยให้กำลังใจในการต่อสู้กับปัญหาอุปสรรคต่างๆ ในยามที่ท้อถอย จนสามารถทำให้การศึกษาในระดับปริญญาโทและการจัดทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงสมบูรณ์ได้ด้วยดี

จิราวรรณ คีเบา

สารบัญ

	หน้า
สารบัญ	(8)
รายการตาราง	(11)
รายการรูป	(12)
สัญลักษณ์คำย่อ และตัวย่อ	(14)
บทที่ 1 บทนำ	
1.1 ที่มาและความสำคัญ	1
1.2 วัตถุประสงค์	1
1.3 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ	2
บทที่ 2 การตรวจเอกสาร	
2.1 น้ำชะมูลฝอยและคุณลักษณะของน้ำชะมูลฝอย	
2.1.1 องค์ประกอบน้ำชะมูลฝอย	3
2.1.2 มาตรฐานการปล่อยน้ำชะมูลฝอย	4
2.2 การบำบัดน้ำชะมูลฝอย	
2.2.1 การบำบัดทางกายภาพ – เคมี	5
2.2.2 การบำบัดทางชีวภาพ	6
2.3 การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ	
2.3.1 แบคทีเรียกลุ่มผลิตกรด (Acid forming bacteria)	18
2.3.2 แบคทีเรียกลุ่มผลิตก๊าซมีเทน (Methane producing bacteria)	19
2.4 ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ AnMBR	23
2.5 ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ AnMBR	
2.5.1 ปัจจัยด้านสิ่งแวดล้อม	26
2.5.2 ปัจจัยด้านการทำงานของระบบ	32

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
บทที่ 3 วิธีการดำเนินงานวิจัย	
3.1 วิเคราะห์ลักษณะคุณสมบัติน้ำชะมูลฝอยเบื้องต้น	37
3.2 วิเคราะห์ลักษณะคุณสมบัติตะกอนเบื้องต้น	38
3.3 การเลี้ยงตะกอนก่อนเริ่มต้นระบบ	40
3.4 การทดสอบเมมเบรนก่อนเริ่มการทดลอง	40
3.5 ออกแบบระบบบำบัดแบบไร้อากาศในระดับห้องปฏิบัติการ (lab-scale)	41
3.6 การเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบต่อเนื่อง	
3.6.1 การเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ AnMBR 1	43
3.6.2 การเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ AnMBR 2	44
3.6.3 การควบคุมระบบ	45
3.7 การวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ	46
3.8 การวิเคราะห์ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane pressure; TMP)	48
3.9 การวิเคราะห์ข้อมูล	49
บทที่ 4 ผลการทดลองและวิจารณ์ผลการทดลอง	
4.1. ลักษณะน้ำเสียและตะกอนที่ใช้ในการทดลอง	
4.1.1 น้ำชะมูลฝอย	51
4.1.2 เชื้อตะกอนจุลินทรีย์	53
4.2. ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไร้อากาศ	
4.2.1 พีเอช สภาพความเป็นด่าง และกรดไขมันระเหยง่าย	54
4.2.2 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี (Chemical Oxygen Demand; COD)	61
4.2.3 ความสัมพันธ์ระหว่าง Biodegradability กับ OLR	64
4.2.4 ความสัมพันธ์ระหว่าง OLR กับ Hydrolysis yield และ Acidification yield	67
4.2.5 ความสัมพันธ์ระหว่าง VFA กับ ORP	70
4.2.6 การผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas Production)	73
4.2.7 กลไกการเกิด Fouling	75

สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
บทที่ 5 บทสรุปผลการทดลอง	
5.1 สรุปผลการทดลอง	80
5.2 ข้อเสนอแนะ	81
บรรณานุกรม	82
ภาคผนวก ก	94
ภาคผนวก ข	96
ประวัติผู้เขียน	107

รายการตาราง

	หน้า
ตารางที่ 2 – 1 การจำแนกน้ำชะมูลฝอย โดยแบ่งตามอายุของหลุมฝังกลบ	3
ตารางที่ 2 – 2 มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งที่ใช้ในการตรวจวัดน้ำชะมูลฝอย	4
ตารางที่ 2 – 3 การศึกษากระบวนการร่วมของการตกตะกอนในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย	5
ตารางที่ 2 – 4 การเปรียบเทียบการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีการต่างๆ	16
ตารางที่ 2 – 5 ข้อดี – ข้อด้อยของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน	18
ตารางที่ 2 – 6 ระบบเทคโนโลยีไร้อากาศที่ดำเนินการในประเทศ	19
ตารางที่ 2 – 7 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอยและน้ำเสียของถังปฏิกรณ์	21
ตารางที่ 2 – 8 ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ AnMBR	24
ตารางที่ 2 – 9 ผลของแอม โมเนียม ไนโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ	30
ตารางที่ 2 – 10 ความเข้มข้นในการกระตุ้นและยับยั้งของสารพิษของโลหะหนักและ ไอออนประจุบวกของโลหะเบา	30
ตารางที่ 3 – 1 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ลักษณะตัวอย่างน้ำชะมูลฝอย	38
ตารางที่ 3 – 2 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ลักษณะตัวอย่างตะกอน	39
ตารางที่ 3 – 3 คุณลักษณะของเมมเบรนในงานวิจัย	43
ตารางที่ 3 – 4 สภาวะการดำเนินการของระบบ AnMBR	44
ตารางที่ 3 – 5 พารามิเตอร์ ความถี่และวิธีการวิเคราะห์ลักษณะตัวอย่างน้ำเสีย	45
ตารางที่ 3 – 6 พารามิเตอร์ ความถี่และวิธีการวิเคราะห์ลักษณะตัวอย่างก๊าซชีวภาพ	46
ตารางที่ 3 – 7 สภาวะการวิเคราะห์ห้องค์ประกอบก๊าซชีวภาพด้วยเครื่อง GC	47
ตารางที่ 4 – 1 คุณลักษณะของน้ำชะขยะมูลฝอยที่ใช้ในการทดลอง	52
ตารางที่ 4 – 2 คุณลักษณะตะกอนที่ใช้ในการทดลอง	53
ตารางที่ 4 – 3 ANOVA test of ORP values	72

รายการรูป

	หน้า
รูปที่ 2 – 1 ขั้นตอนการหมักก๊าซชีวภาพแบบไร้อากาศ	15
รูปที่ 2 – 2 ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ	22
รูปที่ 3 – 1 แผนผังสรุปขั้นตอนการดำเนินการทดลอง	36
รูปที่ 3 – 2 บ่อรวบรวมน้ำชะมูลฝอยจากพื้นที่หลุมฝังกลบขยะมูลฝอยชุมชน เทศบาลเมืองบ้านพรุ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา	39
รูปที่ 3 – 3 ลักษณะทางกายภาพของเชื้อตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในงานวิจัย	40
รูปที่ 3 – 4 ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ	41
รูปที่ 3 – 5 ลักษณะของชุดเมมเบรนใหม่ที่ยังไม่ได้ผ่านการกรอง	42
รูปที่ 3 – 6 เครื่องวิเคราะห์ห้องค้ำประกอบก๊าซชีวภาพที่ใช้ในการทดลอง	47
รูปที่ 4 – 1 ลักษณะของตัวอย่างน้ำชะมูลฝอย	52
รูปที่ 4 – 2 ค่าพีเอชของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ต่างกัน	55
รูปที่ 4 – 3 ค่า Alkalinity ของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ต่างกัน	57
รูปที่ 4 – 4 ค่า VFA ของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ต่างกัน	59
รูปที่ 4 – 5 ค่า VFA/Alk ของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ต่างกัน	60
รูปที่ 4 – 6 ค่าซีโอดีเพอมีเอทของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกัน	62
รูปที่ 4 – 7 ประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ต่างกัน	63
รูปที่ 4 – 8 ค่า Biodegradability ของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์แตกต่างกัน	65
รูปที่ 4 – 9 เปรียบเทียบประสิทธิภาพที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่แตกต่างกัน	66
รูปที่ 4 – 10 ความสัมพันธ์ระหว่าง hydrolysis yield กับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกัน	68
รูปที่ 4 – 11 ความสัมพันธ์ระหว่าง Acidification yield กับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกัน	69
รูปที่ 4 – 12 ความสัมพันธ์ระหว่าง VFA กับ ORP ในอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกัน	71
รูปที่ 4 – 13 ค่า VFA กับ ORP ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง	72
รูปที่ 4 – 14 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ต่างกัน	74

รายการรูป (ต่อ)

	หน้า
รูปที่ 4 – 15 ความสัมพันธ์ของค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนของแต่ละอัตรากระบวนการทุก สารอินทรีย์	76
รูปที่ 4 – 16 ลักษณะการสะสมของตะกอนบนพื้นผิวเมมเบรนของชุดเมมเบรนของระบบ AnMBR	77
รูปที่ 4 – 17 ความสัมพันธ์ของค่าฟลักซ์ต่อเวลาของแต่ละอัตรากระบวนการทุกสารอินทรีย์	78
รูปที่ 4 – 18 ความสัมพันธ์ของ MLSS กับ TMP ของแต่ละอัตรากระบวนการทุกสารอินทรีย์	79
รูปที่ ก – 1 ค่าสภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) ก่อนทำการทดลอง	94

สัญลักษณ์คำย่อและตัวย่อ

AnMBR	=	Anaerobic Membrane Bioreactor คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศเป็นการทำงานร่วมกันของการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพแบบไร้อากาศและการบำบัดทางกายภาพโดยใช้เมมเบรน
AnsMBR	=	Anaerobic side – stream membrane bioreactor คือ ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ โดยโมดูลเมมเบรนจะถูกวางนอกถังปฏิกรณ์
AniMBR	=	anaerobic submerged membrane bioreactor คือ ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ โดยโมดูลเมมเบรนจะถูกวางจมในถังปฏิกรณ์
TCOD	=	Total Chemical Oxygen Demand คือ ค่าความสกปรกของน้ำ ซึ่งเป็นปริมาณของออกซิเจนทั้งหมดที่ต้องใช้สำหรับทำปฏิกิริยาเคมีกับสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำ โดยหลังจากปฏิกิริยาเคมีจะได้คาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ
SCOD	=	Soluble Chemical Oxygen Demand คือ ปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิ-ไดซ์สารอินทรีย์ด้วยวิธีทางเคมีที่อยู่ในรูปละลายน้ำหรือเรียกว่าซีโอดีละลายน้ำ
HRT	=	Hydraulic Retention Time คือ ระยะเวลาที่น้ำถูกกักพักให้อยู่ในถังปฏิกรณ์
SRT	=	Solid Retention Time คือ ระยะเวลาที่ตะกอนถูกกักพักให้อยู่ในถังปฏิกรณ์
OLR	=	Organic Loading Rate คือ ปริมาณสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบในแต่ละวัน
pH	=	ค่าความเป็นกรด – ด่าง
Alkalinity	=	Alkalinity คือ ความสามารถของสารละลายนั้นในการรับโปรตอน สภาพค่าของน้ำมักจะเกิดจากเกลือของกรดอ่อน เช่น คาร์บอเนต ฟอสเฟตและซิลิเกต เป็นต้น

VFA	=	Volatile Fatty Acid คือ กรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่มีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 6 ตัว สามารถละลายน้ำได้และน้ำหนักโมเลกุลต่ำ
C/N Ratio	=	อัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจน
ORP	=	Oxidation – reduction potential คือ ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า
TKN	=	Total Kjeldahl Nitrogen คือ ปริมาณไนโตรเจนซึ่งประกอบด้วยอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจน
MLSS	=	Mixed Liquor Suspended Solids คือ ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์
TMP	=	Transmembrane pressure คือ ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน หรือค่าความต่างของแรงดัน มีหน่วยเป็น บาร์ (bar) หรือปาสกาล (Pa)
LMH	=	Liter per square meter per hour คือ ลิตรต่อตารางเมตรต่อชั่วโมง (L/m ² .h)
SMP	=	Soluble microbial products
EPS	=	Extra – cellular Polymeric Substance

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญ

ปริมาณมูลฝอยชุมชนที่เกิดขึ้นในจังหวัดสงขลา ในช่วงปี 2560 มีประมาณวันละ 1,628 ตัน โดยปริมาณมูลฝอยที่เก็บรวบรวมเข้ากำจัด ณ สถานที่กำจัดมูลฝอยของเทศบาลเมืองบ้านพรุ มีประมาณวันละ 110 – 120 ตัน โดยเป็นมูลฝอยของเทศบาลเมืองบ้านพรุประมาณวันละ 20 ตัน และจากองค์กรปกครองส่วนท้องถิ่นที่อยู่ใกล้เคียงประมาณวันละ 100 ตัน ซึ่งเทศบาลเมืองบ้านพรุ มีการเก็บขนมูลฝอยทุกวัน และพบว่าองค์ประกอบของมูลฝอยโดยส่วนใหญ่จะเป็นมูลฝอยประเภท เศษอาหาร พลาสติก กระดาษ โลหะและแก้ว มูลฝอยเหล่านี้จะถูกกำจัดโดยวิธีฝังกลบ ส่งผลให้เกิด น้ำชะมูลฝอย อีกทั้งหลุมฝังกลบเทศบาลเมืองบ้านพรุไม่มีระบบรวบรวมน้ำชะมูลฝอย ทำให้น้ำชะ มูลฝอยไหลออกนอกพื้นที่หลุมฝังกลบสู่บริเวณด้านข้างหลุมฝังกลบ ดังนั้นควรมีระบบรวบรวมน้ำ ชะมูลฝอยก่อนไปบำบัด (สำนักงานสิ่งแวดล้อมภาคที่ 16, 2560) การบำบัดน้ำชะมูลฝอยเป็นสิ่งที่ จำเป็นอย่างยิ่งเนื่องจากอาจส่งผลกระทบต่อการปนเปื้อนน้ำใต้ดินได้ ซึ่งการออกแบบระบบบำบัด น้ำชะมูลฝอยโดยทั่วไปใช้ระบบบำบัดแบบบ่อฝัง (Stabilization Pond) แต่ต้องใช้พื้นที่เป็นบริเวณ กว้างทำให้เกิดปัญหาการใช้พื้นที่

ดังนั้นในปัจจุบันมีแนวโน้มการใช้เทคโนโลยีมาช่วยในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย ซึ่ง ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศมีความเหมาะสมสำหรับบำบัดน้ำเสียที่มีความ เข้มข้นซีโอดีสูงและส่งผลลัพท์ในรูปแบบพลังงาน และพบว่าน้ำชะมูลฝอยเป็นน้ำเสียที่มีความ เข้มข้นของค่าซีโอดีสูง ดังนั้นจึงนำเสนอมาใช้ในการวิจัยครั้งนี้เพื่อการบำบัดน้ำชะมูลฝอย โดยจะ ทำการศึกษาอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เหมาะสมต่อการบำบัดของระบบบำบัดถังปฏิกรณ์ ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยและลดการใช้พื้นที่ อีกด้วย

1.2 วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ของอัตรากระบวนการทุกสารอินทรีย์ที่เหมาะสมต่อการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของระบบบำบัดถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ
2. เพื่อหาค่า ORP ที่ใช้เดินระบบของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ

1.3 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. สามารถนำระบบ Anaerobic Membrane Bioreactor (AnMBR) มาใช้ประโยชน์ได้
2. สามารถนำค่า ORP ที่ได้มาใช้ในการจัดการเดินระบบเบื้องต้น

บทที่ 2

การตรวจเอกสาร

2.1 น้ำชะมูลฝอยและคุณลักษณะของน้ำชะมูลฝอย

กรมควบคุมมลพิษ (2558) ได้ให้คำนิยามเกี่ยวกับน้ำชะมูลฝอยว่า หมายถึงของเหลวที่ไหลชะล้างผ่านหรือออกมาจากมูลฝอย ซึ่งอาจประกอบด้วย สารละลาย และสารแขวนลอยผสมอยู่ โดยน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบแบ่งได้สามประเภทตามอายุหลุมฝังกลบ ได้แก่ น้ำชะมูลฝอยช่วงแรก น้ำชะมูลฝอยช่วงกลาง และน้ำชะมูลฝอยช่วงเสถียรซึ่งมีลักษณะแสดงดังตารางที่ 2 – 1 บางครั้งน้ำชะมูลฝอยช่วงแรกและน้ำชะมูลฝอยช่วงกลางจะถูกนำมาผสมกัน พบว่าลักษณะน้ำชะมูลฝอยในช่วงนี้จะมีค่าความเข้มข้นของการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้สูง เช่น กรดไขมัน ระเหยง่าย ค่าบีโอดี (4,000 – 13,000 มิลลิกรัมต่อลิตร) ความเข้มข้นของซีโอดี (6,000 – 60,000 มิลลิกรัมต่อลิตร) ความเข้มข้นของแอมโมเนีย (2,000 – 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร) โดยอัตราส่วนของ บีโอดีต่อซีโอดีอยู่ในช่วง 0.4 – 0.7 (Kurniawan Tonni, 2011)

ตารางที่ 2 – 1 การจำแนกน้ำชะมูลฝอยโดยแบ่งตามอายุของหลุมฝังกลบ

ชนิดของน้ำชะมูลฝอย	น้ำชะมูลฝอยช่วงแรก	น้ำชะมูลฝอยช่วงกลาง	น้ำชะมูลฝอยช่วงเสถียร
อายุหลุมฝังกลบ (ปี)	<5	5 – 10	>10
pH	<6.5	6.5 – 7.5	>7.5
BOD/COD	>0.3	0.1 – 0.3	<0.1
COD (mg/L)	>10,000	4,000 – 10,000	<4,000
Organic compounds	80% volatile fat acids	5 – 30% VFA + humic and fluvic acids	Humic and fluvic acids
Heavy metals	Low – medium	Low	Low
Biodegradability	Important	Medium	Low

ที่มา : Bhalla et al. (2012)

2.1.1 มาตรฐานการปล่อยน้ำชะมูลฝอย

มาตรฐานการปล่อยน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบพิจารณาในหลายแง่มุม ซึ่งมาตรฐานการปล่อยน้ำชะมูลฝอยจะแตกต่างกันไปในแต่ละประเทศ ดังแสดงในตารางที่ 2 – 2 สำหรับประเทศไทยไม่มีค่ามาตรฐานการปล่อยน้ำชะมูลฝอย จึงใช้มาตรฐานน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมเพื่อเป็นมาตรฐานในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

ตารางที่ 2 – 2 มาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้งที่ใช้ในการตรวจวัดน้ำชะมูลฝอย

ดัชนีชี้วัด	มาตรฐานน้ำทิ้งน้ำชะมูลฝอยจากประเทศเยอรมนี ¹	มาตรฐานน้ำทิ้งของน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมจากประเทศไทย ²
COD	200	<120
BOD ₅	20	< 20
Total Nitrogen	70	< 100
Total Phosphorus	3	-
Hydrocarbons	10	-
Nitrite – Nitrogen	2	-
Adsorbable Organic Halogen (AOX)	0.5	-
Mercury	0.05	< 0.005
Cadmium	0.1	< 0.03
Chromium	0.5	< 0.25
Chromium (VI)	0.1	< 0.75
Nickel	1	< 1
Lead	0.5	< 0.2
Copper	0.5	< 2
Zinc	2	< 5
Cyanide, easy releasable	0.2	< 0.2
Sulfide	1	< 1

ที่มา : 1. ANONYMUS, (1996)

2. ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากแหล่งกำเนิดประเภทโรงงานอุตสาหกรรม นิคมอุตสาหกรรม และเขตประกอบการอุตสาหกรรม ลงวันที่ 29 มีนาคม 2559

2.2 การบำบัดน้ำชะมูลฝอย

การบำบัดน้ำชะมูลฝอย โดยทั่วไปสามารถแบ่งได้ 2 ประเภท คือ

2.2.1 การบำบัดทางกายภาพ – เคมี

การทำให้ตะกอนลอย (Flotation) ในหลายปีที่ผ่านมาการทำให้ตะกอนลอยถูกนำมาใช้อย่างกว้างขวางและมุ่งเน้นเพื่อการลดลงของคอลลอยด์ไอออน โมเลกุลจุลินทรีย์ และเส้นใย อย่างไรก็ตามถึงตอนนี้มีการศึกษาน้อยมาก แต่ Zouboulis et al. (2003) ได้ทำการศึกษาด้วยวิธีการทำให้ตะกอนลอยเพื่อกำจัดกรดฮิวมิกที่เหลือจากหลุมฝังกลบน้ำชะมูลฝอย ซึ่งมีความเข้มข้นของกรดฮิวมิก 70 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถกำจัดกรดฮิวมิกได้เกือบร้อยละ 60

กระบวนการร่วมของการตกตะกอน (Coagulation – flocculation) วิธีการนี้เป็นอีกหนึ่งวิธีที่รู้จักกันในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบ นอกจากนี้ยังมีการใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่เสถียรและน้ำชะมูลฝอยในหลุมฝังกลบ (Vedrenne et al., 2012) จากการศึกษากระบวนการร่วมของการตกตะกอนในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยพบว่า แสดงดังตารางที่ 2 – 3

ตารางที่ 2 – 3 การศึกษากระบวนการร่วมของการตกตะกอนในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย

กระบวนการร่วมของการตกตะกอน	ประสิทธิภาพการบำบัด	อ้างอิง
โพลีอลูมิเนียมคลอไรด์ (PACl) เป็นตัวเร่งปฏิกิริยาหลัก และใช้ไซเลียมฮักส์ เป็นสารช่วยสร้างตะกอน	ซีโอดี 64% สี 90% ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด 96%	Al-Hamadani et al. (2011)
เฟอร์ริกคลอไรด์ เป็นสารสร้างตะกอนและ polyacrylamide graatted gum ghatti เป็นสารรวมตะกอน	ซีโอดี 79% ความขุ่น 93% ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด 90%	Vermaa and Kumar (2016)
กระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศร่วมกับการสร้างตะกอนและรวมตะกอน โดยใช้เฟอร์ริกคลอไรด์เป็นสารตกตะกอน และใช้โพลีเมอร์ประจุบวก(cationic polymer) เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา	ฟีนอล 89% ความขุ่น 69% สี 94% ซีโอดี 80%	Bakraouy et al. (2017)

การตกตะกอนทางเคมี (Chemical precipitation) นิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย จากการศึกษาของ Reyniera et al. (2015) พบว่าการตกตะกอนช่วยลดระดับความเข้มข้นของทองแดง (Cu) ต่ำกว่า 5 มิลลิกรัมต่อลิตร และช่วยลดความเข้มข้นของเพนตาคลอโรฟีนอล (PCP) และสารหนู (As) ต่ำกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งการตกตะกอนเป็นเทคนิคที่มีประสิทธิภาพที่สุดในการบำบัดโลหะและเพนตาคลอโรฟีนอลพร้อมกัน แต่ไม่สามารถกำจัด polychlorinated dioxins and furans (DF) ได้เกินกว่าร้อยละ 17 และ Huang et al. (2014) ศึกษาเกี่ยวกับการกำจัดแอมโมเนียจากน้ำชะมูลฝอยโดยการตกตะกอนด้วยการใช้กรดฟอสฟอริกเป็นแหล่งฟอสเฟต พบว่าไอออน Al^{3+} ที่มีอยู่ในกรดฟอสฟอริกที่ตกตะกอนมีผลต่อการเกิด struvite อย่างมีนัยสำคัญและสามารถกำจัดแอมโมเนียในอัตราส่วนที่ใกล้เคียงกับฟอสเฟตบริสุทธิ์ได้ ซึ่งอัตราส่วนการกำจัดแอมโมเนียมีค่าเท่ากับร้อยละ 83 และฟอสเฟตที่เหลือเป็น 56 มิลลิกรัมต่อลิตร

การดูดซับ (Adsorption) การดูดซับโดยถ่านกัมมันต์ถูกนำมาใช้ร่วมกับการบำบัดทางชีวภาพเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพสำหรับบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบซึ่ง Ching et al. (2011) ใช้เมล็ดคาแฟลผลิตเป็นถ่านกัมมันต์เพื่อกำจัดธาตุเหล็กและออร์โทฟอสเฟตจากน้ำชะมูลฝอยที่เสถียร พบว่าอัตราการเคลือบเมล็ดคาแฟด้วยกรดซัลฟิวริกที่เหมาะสมเป็น 2.5 และ 0.5 ในปริมาณ 10 กรัมและ pH 8.1 แต่ในทางตรงกันข้ามพบว่า pH 13 ดีที่สุดสำหรับการกำจัดเหล็กทั้งหมดในขณะที่ pH น้อยกว่า 5 และ pH มากกว่า 11 เหมาะสมสำหรับการกำจัดออร์โทฟอสเฟตและ Kamaruddin et al. (2011) ได้ใช้ durian peel-activated carbon (DPAC) เพื่อกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน (NH_3-N) ออกจากน้ำชะมูลฝอย ซึ่งสภาวะที่เหมาะสมในการเตรียม DPAC (ที่อุณหภูมิในการกระตุ้น 400 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 2.2 ชั่วโมง) ส่งผลให้ DPAC สามารถบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำชะมูลฝอยที่เสถียรได้ถึงร้อยละ 47

2.2.2 การบำบัดทางชีวภาพ

การบำบัดทางชีวภาพยังคงเป็นวิธีหนึ่งที่ยอมรับได้ในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยเนื่องจากมีต้นทุนในการดำเนินงานต่ำสำหรับผู้ประกอบการ (Kamaruddin et al., 2015) ซึ่งกระบวนการทางชีวภาพแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์โดยมีอัตราส่วนบีโอดีต่อซีโอดีของน้ำชะมูลฝอยมากกว่า 0.5 ซึ่งกระบวนการบำบัดทางชีวภาพแบ่งออกเป็น 2 ประเภท คือ

1. การบำบัดแบบใช้อากาศ การบำบัดแบบใช้อากาศสามารถลดมลพิษสารอินทรีย์ และสามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน และไนตริกฟิเคชันได้ เช่น การบำบัดแบบบ่อเติมอากาศ (Aerate Lagoon) และระบบเอสบีอาร์ (SBR) เป็นต้น ซึ่งได้รับการศึกษาและถูกนำมาใช้อย่างกว้างขวาง โดยการเจริญเติบโตของระบบมีความน่าสนใจ ดังนี้

Activated sludge processes สำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียสูง พบว่า activated sludge processes อาจเป็นการบำบัดทางชีวภาพขั้นแรกของกระบวนการ Nitrification – Denitrification และวิธีการนี้ถูกนำมาใช้อย่างกว้างขวางสำหรับการบำบัดน้ำเสียชุมชนหรือสำหรับบำบัดน้ำเสียของน้ำชะมูลฝอย สิ่งปฏิกูลซึ่งประสิทธิภาพของการบำบัดทางชีวภาพสำหรับการกำจัดแอมโมเนียมาจากน้ำชะมูลฝอยของการวิเคราะห์ข้อมูลระยะยาวที่เก็บรวบรวมตั้งแต่ 2006 – 2015 พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ยรวมร้อยละ 94 สำหรับน้ำเสียที่มีอัตราส่วน C: N ที่แตกต่างกัน 1 – 5 กิโลกรัมซีโอไซด์ต่อกิโลกรัมไนโตรเจน (Azari et al., 2017) และ Zhu et al. (2013) ได้นำระบบASBR ร่วมกับ pulsed SBR (PSBR) เพื่อเพิ่มการบำบัดซีโอไซด์และไนโตรเจนจากน้ำชะมูลฝอยสำหรับการดำเนินงานร่วมกัน 157 วัน พบว่าอัตราการกำจัดซีโอไซด์ของระบบ ASBR อยู่ที่ร้อยละ 83 – 88 ภายใต้อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 0.43 – 0.62 กรัมซีโอไซด์ต่อกรัมวีเอชเอสต่อวัน และการทำงานของ pulsed SBR สามารถกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด (TN) มากกว่าร้อยละ 90 กับน้ำทิ้งที่มีปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดน้อยกว่า 40 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยระบบสามารถกำจัดซีโอไซด์และไนโตรเจนทั้งหมดเป็นร้อยละ 89.61 – 96.73 และร้อยละ 97.03 – 98.87 ตามลำดับ

Sequencing batch reactor (SBR) ระบบนี้เหมาะที่จะศึกษากระบวนการ Nitrification – Denitrification เพราะมีการดำเนินการร่วมกันกับสารอินทรีย์คาร์บอนพร้อมกับออกซิเดชันและไนตริกฟิเคชัน ซึ่งสามารถกำจัดซีโอไซด์สูงสุดถึงร้อยละ 72.84 นอกจากนี้ยังกำจัดซีโอไซด์ร้อยละ 84.11 กำจัดฟีนอลได้ร้อยละ 61.32 และกำจัดแอมโมเนียได้ร้อยละ 99.01 ในการบำบัดแบบ SBR ที่มีอัตราการเติมอากาศ 1.74 ลิตรต่อนาที อัตราส่วนน้ำชะมูลฝอยจากน้ำทิ้งร้อยละ 20 และเวลาสัมผัสของ powdered ZELIAC (เตรียมจาก zeolite ถ่านกัมมันต์หินปูนซีเมนต์และปูนซีเมนต์) เป็น 10.31 ชั่วโมง (Mojiri et al., 2014)

Trickling filters (TF) วิธีการนี้เหมาะสำหรับบำบัดไนโตรเจนโดยวิธีทางชีวภาพจากน้ำเสียชุมชนและน้ำชะมูลฝอยระบบตัวกรองชีวภาพเป็นตัวเลือกที่น่าสนใจและน่าสนใจสำหรับไนตริกฟิเคชัน เนื่องจากแผ่นกรองมีต้นทุนต่ำ และมีวัสดุบรรจุจำนวนมากในการกำจัดสารปนเปื้อนรูปแบบต่างๆ ซึ่งสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้เช่นพลาสติกไม้หรือยาง (Torretta et al., 2017) พบว่าประสิทธิภาพโดยทั่วไปของระบบตัวกรองชีวภาพสามารถกำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 49 กำจัดฟอสฟอรัสได้ร้อยละ 56 และสามารถกำจัดแอมโมเนียได้ถึงร้อยละ 59.50 (Aluko and Sridhar., 2013)

Membrane Biological Reactor (MBR) เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพร่วมกับเมมเบรนสำหรับการบำบัดน้ำชะมูลฝอยใหม่กับน้ำชะมูลฝอยเก่าโดยใช้เมมเบรนแบบ flat – sheet และเมมเบรนแบบ hollow – fiber พบว่าสามารถกำจัดฟอสเฟตได้ร้อยละ 87 – 81 กำจัดบีโอดีได้ร้อยละ 92 – 93 และกำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 71 – 68 ในอัตราส่วนที่ใกล้เคียงกัน อย่างไรก็ตามเมมเบรนแบบ flat – sheet มีอัตราการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดและแอมโมเนียอย่างมีนัยสำคัญเมื่อเทียบกับเมมเบรนแบบ hollow – fiber เป็นร้อยละ 61.2 และร้อยละ 49.4 สำหรับการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดร้อยละ 63.4 และร้อยละ 47.8 สำหรับการกำจัดแอมโมเนีย (Hashisho et al., 2016)

Membrane – Aerated Biofilm Reactor (MABR) เป็นเทคโนโลยีที่พัฒนาเพื่อเพิ่มการผลิตพลังงานจากการบำบัดน้ำเสียโดยการเกิดขึ้นของฟิล์มจะเกิดขึ้นบริเวณส่วนแลกเปลี่ยนก๊าซ ซึ่งจะทำหน้าที่เป็นตัว support และผลิตออกซิเจน ข้อดีของระบบ MABR เป็นเช่นเดียวกับระบบเมมเบรนอื่นๆ แต่เพิ่มเติมความสามารถในการให้ออกซิเจนของระบบนอกเหนือจากระบบเติมอากาศ (Torretta et al., 2017) ซึ่งระบบ MABR สามารถบำบัดน้ำชะมูลฝอยของกระบวนการไนตริกฟิเคชันได้ร้อยละ 80 – 99 ที่อัตราการถ่ายเทออกซิเจนสูงถึง 35 กรัมออกซิเจนต่อตารางเมตรต่อวัน (Syron et al., 2015)

2. การบำบัดแบบไร้อากาศ เป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียในสภาวะไร้อากาศ โดยจุลินทรีย์จะอาศัยสารประกอบอื่นเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจนละลายน้ำ (dissolved oxygen) หรือออกซิเจนอิสระ สำหรับการบำบัดแบบไร้อากาศของน้ำชะมูลฝอยจะมีความต้องการพลังงานและการผลิตตะกอนน้อยมาก นอกจากนี้ยังได้ก๊าซชีวภาพเป็นพลังงานอีกด้วยและระบบถูกนำมาใช้อย่างกว้างขวาง ซึ่งการเจริญเติบโตของระบบมีความน่าสนใจ ดังนี้

Anaerobic sequencing batch reactors (ASBR) จากการศึกษาของ Wang et al. (2013) ศึกษาการบำบัดน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบ โดยมีปริมาตรการทำงาน 10 ลิตรและอุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส ซึ่งจะเดินระบบภายใต้เงื่อนไขที่มีอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 5 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน โดยมีความเข้มข้นของแอมโมเนีย – ไนโตรเจนและชีโอดีเป็น 1,100 และ 6,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ พบว่าสามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ร้อยละ 50 และกำจัดชีโอดีได้ร้อยละ 80

Up – flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor เป็นระบบบำบัดแบบไร้อากาศที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงและระยะกักพักสั้น (HRT) จากการศึกษาของ Liu et al. (2015) สำหรับถึงปฏิกรณ์ชีวภาพ UASB ที่มีการดำเนินการเดินระบบเป็นเวลา 71 วัน อุณหภูมิ 32 ± 2 องศาเซลเซียส ระยะกักพัก 3 วัน และอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ระหว่าง 0.33 – 1.67 กรัมชีโอดีต่อลิตรต่อวัน พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีร้อยละ 35 – 70 ในขณะที่อุณหภูมิของน้ำเสียได้รับการกำจัดอย่างมีประสิทธิภาพโดยการกักเก็บ sludge blanket (Katsoni et al., 2014) สำหรับน้ำชะมูลฝอยได้รับการบำบัดโดยใช้ระบบ UASB ของ anoxic/aerobic reactor (A/O) ในการกำจัดไนโตรเจน เมื่อความเค็มเพิ่มขึ้นจาก 10 เป็น 35 กรัมต่อลิตร ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนและไนโตรเจนทั้งหมด (TN) ลดลงจากร้อยละ 99.3 เป็นร้อยละ 83.9 และจากร้อยละ 85.4 เป็นร้อยละ 68.4 ตามลำดับ ขณะที่อัตราการสะสมไนโตรที่ยังคงสูงมากกว่าร้อยละ 94.3 และความเข้มข้นของชีโอดีในถังปฏิกรณ์ A / O เพิ่มขึ้นเมื่อความเค็มเพิ่มขึ้น

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศแบบ (UASB) และเครื่องปฏิกรณ์แบบแบทช์ (SBR) ได้ถูกนำมาใช้บำบัดน้ำชะมูลฝอยเพื่อกำจัดชีโอดีและไนโตรเจนที่อุณหภูมิต่ำ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน (TN) และเพื่อลดความต้องการของชีโอดี สำหรับกระบวนการ Denitrification ของน้ำชะมูลฝอย พบว่าระบบ Up – flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB 1) ที่มีปริมาตรการทำงาน 3 ลิตร อุณหภูมิ 30 ± 2 องศาเซลเซียส และระยะกักพัก 1

วัน มีบทบาทสำคัญในการกำจัดชีโอดีมากกว่าระบบ Up – flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB 2) ที่มีปริมาตรการทำงาน 4.5 ลิตร อุณหภูมิ 35 ± 2 องศาเซลเซียส และระยะกักพัก 1.5 วัน และเครื่องปฏิกรณ์แบบแบทช์ (SBR) ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดสารอาหาร เมื่อป้อนสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบ UASB 1 UASB 2 และ SBR เท่ากับ 11.95 1.63 และ 1.29 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีโดยรวมของระบบทั้งหมดร้อยละ 96.7 (Sun et al., 2010)

Anaerobic filter สำหรับระบบกรองแบบไร้อากาศสารชีวมวลจะถูกเก็บไว้บนแผ่นวัสดุ ซึ่ง Henderson and Atwater. (2011) ได้ทำการศึกษาโดยใช้ระบบตัวกรองแบบไร้อากาศ และระบบแผ่นจานหมุนชีวภาพ (RBC) เพื่อกำจัดไนโตรเจนออกจากแอมโมเนียของน้ำชะมูลฝอย พบว่าสามารถกำจัดแอมโมเนียได้มากกว่าร้อยละ 95 จากปริมาณแอมโมเนีย – ไนโตรเจน 2,140 มิลลิกรัมต่อลิตร และ RBC ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 1.5 – 3.0 กรัมต่อตารางเมตรต่อวัน กำจัดแอมโมเนียได้ร้อยละ 80 – 90

Submerged Anaerobic MBR (S - AMBR) เป็นถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไร้อากาศ ควบคู่กับการกรองด้วยเมมเบรน มีประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียใกล้เคียงกับการบำบัดแบบใช้อากาศและมีการนำพลังงานกลับมาใช้ (Smith et al., 2012) อธิบายเพิ่มเติมในหัวข้อ 2.4

2.3 การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ

การย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ ต้องอาศัยแบคทีเรียหลายชนิดทำงานร่วมกัน ซึ่งแบคทีเรียที่มีบทบาทต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ แบ่งออกเป็น 2 กลุ่มใหญ่ๆ คือแบคทีเรียกลุ่มผลิตกรด (Acid forming bacteria) และแบคทีเรียกลุ่มผลิตก๊าซมีเทน (Methane producing bacteria)

2.3.1 แบคทีเรียกลุ่มผลิตกรด (Acid forming bacteria)

แบคทีเรียส่วนใหญ่ในกลุ่มนี้คือ Facultative anaerobic bacteria ซึ่งสามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ทั้งในสภาวะแวดล้อมที่มีอากาศและไร้อากาศ โดยได้รับพลังงานที่ใช้ในการเจริญเติบโตจากการย่อยสลายสารอินทรีย์โครงสร้างโมเลกุลใหญ่ให้เป็นกรดไขมันระเหยง่าย แอลกอฮอล์ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซไฮโดรเจน ก๊าซแอมโมเนีย และก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ สภาวะที่เหมาะสมในการเจริญเติบโตได้ดีในช่วง pH 4.0 – 6.5 และทนต่อการเปลี่ยนแปลงสภาพแวดล้อมได้ดี ซึ่งมีอัตราการเจริญเติบโตสูง แบคทีเรียกลุ่มผลิตกรดแบ่งได้เป็น 2 กลุ่มคือ อะซิโดเจนิคแบคทีเรีย (Acidogenic bacteria) และอะซิโตเจนิคแบคทีเรีย (Acetogenic bacteria) ดังนี้

1. แบคทีเรียสร้างกรดไขมันระเหยง่าย (Acidogenic bacteria)

ขั้นตอนการสร้างกรดไขมันระเหยง่ายของกระบวนการการย่อยสลายแบบไร้อากาศ กรดจะถูกผลิตขึ้นโดยแบคทีเรียชนิด obligate anaerobic มากกว่าชนิด facultative anaerobic เพราะแบคทีเรียชนิด obligate anaerobic มีจำนวนมากกว่า จึงมีบทบาทในการสร้างกรดไขมันระเหยง่าย คือแบคทีเรียกลุ่ม clostridium ซึ่งมีเมแทบอลิซึมหลายแบบจึงสามารถใช้สารอาหารทั้งที่เป็นคาร์โบไฮเดรตหรือโปรตีนได้ ปฏิกริยาที่ได้มีหลากหลายชนิดเช่น กรดฟอร์มิก กรดอะซิติก กรด โพรพิโอนิก กรดบิวไทริก ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ก๊าซไฮโดรเจน เอทานอล อะซิโตน เป็นต้น นอกจากนี้ยังมีแบคทีเรียกลุ่ม propionibacterium ที่ผลิตกรดโพรพิโอนิก และกรดอะซิติกจากกรดแลกติก (Yan et al., 2017)

2. แบคทีเรียสร้างกรดอะซิติก (Acetogenic bacteria)

แบคทีเรียกลุ่มนี้เป็นพวกย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ได้จากการย่อยสลายในกระบวนการ hydrolysis และ acidogenesis แล้วให้กรดอะซิติกเป็นผลผลิต สามารถแบ่งได้เป็น 2 กลุ่มย่อย คือ

2.1. Hydrogen producing acetogenic bacteria แบคทีเรียในกลุ่มนี้ ทำหน้าที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในขั้นตอน hydrolysis ซึ่งได้แก่ แอลกอฮอล์ และกรดอินทรีย์ที่มีคาร์บอนเป็นส่วนประกอบหลายตัว ซึ่งจะได้เป็นกรดอะซิติกและไฮโดรเจนหรือกรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจนเป็นผลิตภัณฑ์จากการย่อยสลายสำหรับเอทานอล โพรพิโอนิก และบิวไทริกได้เป็นกรดอะซิติกโดย acetogenic bacteria

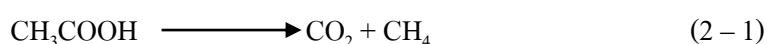
2.2. Homoacetogenic bacteria แบคทีเรียในกลุ่มนี้ เป็นพวก autotroph และ heterotroph ขึ้นอยู่กับการใช้สารอาหาร ในกรณีพวก autotroph ได้แก่ แบคทีเรียที่ใช้สารประกอบที่มีคาร์บอน 1 อะตอม (คาร์บอนไดออกไซด์/ไฮโดรเจน) ในการเจริญเติบโต ได้ผลิตภัณฑ์สุดท้ายเป็นอะซิเตท ส่วนพวก heterotroph ได้แก่ แบคทีเรียที่ใช้สารประกอบที่มีคาร์บอนหลายอะตอมในการเจริญเติบโต ผลิตภัณฑ์ที่ได้มีทั้งบิวไทริกและอะซิเตทซึ่งเป็นสารตัวกลางที่สำคัญในการผลิตก๊าซมีเทน

2.3.2 แบคทีเรียกลุ่มผลิตก๊าซมีเทน (Methane producing bacteria)

แบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทนจะเป็น obligate anaerobic bacteria (ที่ไม่สามารถทนต่อออกซิเจนได้แม้ในปริมาณเพียงเล็กน้อย) จัดอยู่ในกลุ่มของแบคทีเรียชนิดคีโมเฮเทโรโทรฟ ซึ่งแบคทีเรียกลุ่มนี้จะเจริญเติบโตช้า ซึ่งสามารถจำแนกออกได้เป็น 3 ชนิด ตามชนิดของสารอาหารที่ใช้ ได้แก่

1. เมทาโนเจนที่รีโกลเฉพาะอะซิเตท (Obligate acetoclastic methanogen)

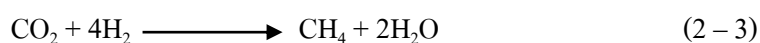
แบคทีเรียสร้างมีเทนที่ใช้กรดอะซิติกเป็นแหล่งพลังงาน ซึ่งจะเปลี่ยนอะซิเตทไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซมีเทน ดังสมการ 2 – 1



พบว่า ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์โดยส่วนใหญ่ เกิดจากการเปลี่ยนอะซิเตทไปเป็นก๊าซมีเทน โดยแบคทีเรียกลุ่ม Acetotrophic Methanogens และส่วนที่เหลือ

เป็นปฏิกิริยาระหว่างก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซไฮโดรเจน โดยแบคทีเรียกลุ่ม Hydrogenotrophic Methanogen

2. เมทาโนเจนที่บริโภคนเฉพาะไฮโดรเจน (Obligate hydrogenotrophic methanogen หรือ hydrogen utilizer) เป็นแบคทีเรียที่ใช้ก๊าซไฮโดรเจนในการผลิตก๊าซมีเทนโดยใช้คาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งคาร์บอน นอกจากนี้ก๊าซไฮโดรเจนแล้ว แบคทีเรียชนิดนี้ยังสามารถใช้กรดฟอร์มิกเป็นแหล่งอาหารเพียงอย่างเดียวได้ เพราะกรดฟอร์มิกสามารถแตกตัวเป็นไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ได้เช่นกัน ดังสมการ 2 – 2 ซึ่งจะเปลี่ยนก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ไปเป็นก๊าซมีเทน ดังสมการ 2 – 3



แบคทีเรียกลุ่มนี้มีบทบาทสำคัญในการใช้ก๊าซไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นของขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้อากาศ โดยจะช่วยคงสภาวะให้มีปริมาณก๊าซไฮโดรเจนต่ำลง ซึ่งมีผลต่อการเกิดอะซิเตท

3. เมทาโนเจนที่บริโภคได้ทั้งไฮโดรเจนและอะซิเตท (Hydrogenotrophic /acetoclastic methanogen) เป็นแบคทีเรียที่สร้างมีเทนได้ทั้งจากกรดอะซิติกหรือ ก๊าซไฮโดรเจน แต่จะใช้ไฮโดรเจนได้ดีกว่า (กรมควบคุมมลพิษ, 2546)

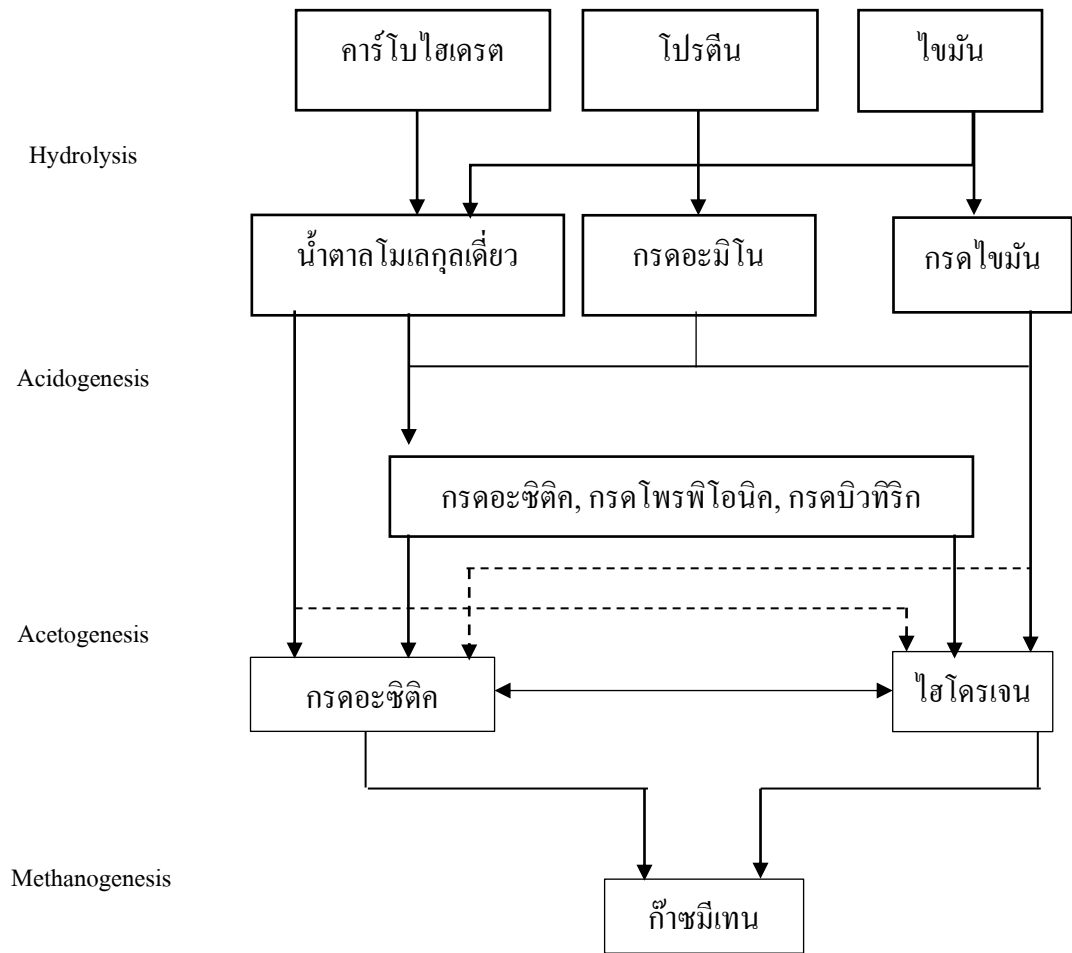
ปฏิกิริยาชีวเคมีของการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไร้อากาศโดยอาศัยจุลินทรีย์ สามารถแบ่งออกเป็น 4 ขั้นตอน ดังแสดงในรูปที่ 2 – 1

ขั้นตอนที่ 1 ไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) เป็นการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ ที่มีโครงสร้างซับซ้อน เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน ให้กลายเป็นสารประกอบโมเลกุลเล็ก เช่น น้ำตาล กรดอะมิโน และกรดไขมันชนิดยาว ตามลำดับ

ขั้นตอนที่ 2 การผลิตกรดอินทรีย์ (Acidogenesis) ผลผลิตของขั้นตอนที่ 1 จะถูกแบคทีเรียพวกสร้างกรด (acid former) ดูดซึมผ่านเยื่อหุ้มเซลล์เข้าสู่เซลล์ เพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอน และแหล่งพลังงาน โดยกระบวนการหมัก ผลของปฏิกิริยาจะได้กรดไขมันระเหย (Volatile Fatty acid) เช่น กรดอะซิติก (Acetic acid) กรดโพรพิโอนิก (Propionic acid) และกรดบิวทิริก (Butyric acid) เป็นต้น นอกจากนี้ยังได้ แอลกอฮอล์ ก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาด้วย กระบวนการทางชีวเคมีที่เกิดขึ้นในระหว่างการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลเล็กและชนิดของผลผลิตที่ได้ขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของสารตั้งต้นและความดันพาร์เชียลของไฮโดรเจนที่เกิดขึ้น

ขั้นตอนที่ 3 การสร้างกรดอะซิติกจากกรดไขมันระเหยอื่นๆ (Acetogenesis) แบคทีเรียอะซิโตจีนิคจะเป็นแบคทีเรียที่สร้างอะซิเตทมีบทบาทในการเป็นตัวเชื่อมระหว่างขั้นตอนการสร้างกรดและขั้นตอนในการสร้างมีเทน การผลิตก๊าซมีเทน โดยแบคทีเรียที่สร้างมีเทน (Methanogenesis) มีความต้องการสารตั้งต้นที่เฉพาะเจาะจง ได้แก่ กรดอะซิติก กรดฟอร์มิก ไฮโดรเจน เป็นต้น กรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม ไม่สามารถใช้เป็นสารตั้งต้นได้โดยตรง แต่แบคทีเรียอะซิโตจีนิคที่สามารถผลิตไฮโดรเจนได้ด้วย มีความสามารถที่จะย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอมให้กลายเป็นกรดอะซิติก ก๊าซไฮโดรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์

ขั้นตอนที่ 4 การผลิตก๊าซมีเทน (Methanogenesis) กรดอะซิติกและไฮโดรเจนจะถูกแบคทีเรียใช้สร้างมีเทนภายใต้สภาวะแบบไร้อากาศที่ pH เป็น 6.8 – 7.8



รูปที่ 2 – 1 ขั้นตอนการหมักก๊าซชีวภาพแบบไร้อากาศ
ที่มา: Mao et al.(2015)

2.4 ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ (Anaerobic membrane bioreactor; AnMBR)

ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ (AnMBR) เป็นกระบวนการบำบัดทางชีวภาพที่สามารถดำเนินการโดยไร้อากาศและการใช้เมมเบรนที่จะแยกของแข็ง – ของเหลว ซึ่งพบว่า MBR ได้รับการยอมรับอย่างกว้างขวางและข้อได้เปรียบโดยกระบวนการนี้ผ่านระบบแบบไร้อากาศและใช้อากาศ ดังแสดงในตารางที่ 2 – 4 เป็นการเปรียบเทียบการบำบัดแบบไร้อากาศและการบำบัดแบบใช้อากาศ พบว่าระบบ AnMBR มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูง เนื่องจากได้มีการปรับปรุงข้อด้อยของระบบบำบัดแบบไร้อากาศมาประยุกต์ใช้กับระบบ ส่งผลต่อเสถียรภาพของระบบและค่าดำเนินการระบบต่ำ เมื่อเปรียบเทียบกับระบบใช้อากาศ พบว่าข้อดีระบบ AnMBR สามารถกักเก็บตะกอนจุลินทรีย์ได้สูง ทำให้ระบบมีจุลินทรีย์จำนวนมาก ระบบจึงมีความสามารถที่จะรองรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงได้ สามารถที่จะบำบัดน้ำเสียให้ผ่านค่ามาตรฐานที่กำหนดไว้ และสามารถผลิตพลังงานได้

ตารางที่ 2 – 4 การเปรียบเทียบการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีการต่างๆ

ลักษณะ	Conventional aerobic	Conventional anaerobic	Aerobic MBR	AnMBR
ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์	สูง	สูง	สูง	สูง
คุณภาพน้ำออก	สูง	ปานกลาง	ดีเยี่ยม	สูง
อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์	ปานกลาง	สูง	สูง - ปานกลาง	สูง
สลัดจ์	สูง	ต่ำ	สูง - ปานกลาง	ต่ำ
Footprint	สูง	สูง - ปานกลาง	ต่ำ	ต่ำ
การกักเก็บสารชีวมวล	ต่ำ - ปานกลาง	ต่ำ	กักเก็บทั้งหมด	กักเก็บทั้งหมด
ความต้องการสารอาหาร	สูง	ต่ำ	สูง	ต่ำ
ความต้องการสภาพความเป็นด่าง	ต่ำ	สูง	ต่ำ	สูง - ปานกลาง
ความต้องการพลังงาน	สูง	ต่ำ	สูง	ต่ำ
ความไวต่ออุณหภูมิ	ต่ำ	ต่ำ - ปานกลาง	ต่ำ	ต่ำ - ปานกลาง
ระยะเวลาเริ่มต้นเดินระบบ	2 – 4 สัปดาห์	2 – 4 เดือน	<1 สัปดาห์	<2 สัปดาห์
การนำพลังงานกลับมาใช้ใหม่	ไม่ได้	ได้	ไม่ได้	ได้

ที่มา : Lin et al. (2013)

การใช้เทคโนโลยีในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่ผ่านมาพบว่ามี การนำถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนมาใช้ในการบำบัด (Membrane Bioreactor: MBR) (Ahmed and Lan, 2012) ซึ่งถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ (Anaerobic Membrane Bioreactor: AnMBR) ได้มีการพัฒนาระบบ AnMBR มาเป็น Anaerobic Dynamic Membrane Bioreactor (AnDMBR) โดยใช้อุณหภูมิบนพื้นผิวเมมเบรนเป็นตัวช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกรองของแข็งและเชื้อโรค (Xie et al., 2014) โดยระบบ AnMBR มีทั้งข้อดีและข้อด้อยของระบบ ดังแสดงในตารางที่ 2 – 5 จากการศึกษา ระบบ AnMBR มีข้อด้อยของระบบในการดำเนินการสำหรับการอุดตันของเมมเบรนและการทำความสะอาดเป็นประเด็นสำคัญในระบบ AnMBR เพราะการอุดตันของเมมเบรนลดการทำงานของระบบและต้องการสารเคมีในการทำความสะอาดอีกด้วย ซึ่งจะลดอายุการใช้งานของเมมเบรนและเพิ่มค่าใช้จ่ายในการดำเนินงานของระบบ

จากการศึกษา ระบบ AnMBR ของ Martinez-Sosa et al. (2012) ในการดำเนินการที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกหรือเทอร์โมฟิลิก พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีประมาณร้อยละ 80 และในการศึกษา ระบบ AnMBR สำหรับการบำบัดน้ำเสียชุมชน โดย Dagnew et al. (2011) และ Robles et al. (2012) พบว่าน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นซีโอดีต่ำ ระบบ AniMBR สามารถกำจัดซีโอดีได้ประมาณ ร้อยละ 90 (Herrera – Robledo et al., 2011) โดยพบว่าอุณหภูมิเมโซฟิลิกของระบบ AniMBR มีปัญหาการอุดตันของเมมเบรนรุนแรงกว่าเมื่อเทียบกับอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก เนื่องจากองค์ประกอบของสารละลายอินทรีย์ของน้ำชะมูลฝอย (แอลกอฮอล์, กรด, แอลดีไฮด์, น้ำตาลโมเลกุลเดี่ยว เป็นต้น) แอมโมเนีย, ฮาโลเจน, ไฮโดรคาร์บอน, โลหะหนัก และเกลืออนินทรีย์ ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงทางเคมีของระบบ (Hai et al., 2014)

ตารางที่ 2 – 5 ข้อดี – ข้อดีของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ

ข้อดีของระบบ AnMBR	ข้อดีของระบบ AnMBR
1. ช่วยรักษาจุลินทรีย์ให้สมบูรณ์ เมื่อทั้ง HRT และ SRT แยกกัน ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์สูง ป้องกันการล้นเหลวของจุลินทรีย์สร้างมีเทนที่มีการเติบโตช้า และเพื่อลดขนาดระบบ	1. ต้องการการบำบัดสารอาหารในน้ำออกระบบ
2. มีการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์น้อยทำให้สามารถลดการกำจัดตะกอน โดยพบว่า การเพิ่มระยะกักพักตะกอนช่วยเพิ่มเสถียรภาพการเกิดตะกอนได้มากขึ้น	2. การอุดตันของเมมเบรน
3. น้ำที่ผ่านการบำบัดมีคุณภาพสูง โดยไม่ต้องคำนึงถึงคุณภาพน้ำเข้าระบบ เนื่องจากเป็นการกรองระดับไมครอน	3. มีเทนจะละลายน้ำมากขึ้นที่อุณหภูมิต่ำ ทำให้ต้องมีการบำบัดมีเทนในระบบที่อยู่ในพื้นที่หนาวเย็น
4. เปลี่ยนสารอินทรีย์เป็นพลังงาน	
5. ลดโลกร้อน จากการลดใช้พลังงานและลดการปล่อยมีเทน	

ที่มา : Robles et al. (2018)

โดยจากการศึกษางานวิจัย พบว่ามีการใช้ระบบบำบัดหลากหลายชนิดในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยในปัจจุบัน และได้มีการนำระบบเทคโนโลยีแบบไร้อากาศมาใช้ในดำเนินการในประเทศไทย ดังแสดงในตารางที่ 2 – 6 ประสิทธิภาพที่ผ่านการบำบัดแต่ละชนิดของถังปฏิกรณ์มีประสิทธิภาพที่แตกต่างกันตามประเภทและชนิดของถังปฏิกรณ์ โดยการบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบเมมเบรนสามารถให้ประสิทธิภาพในการบำบัดเฉลี่ยสูงถึงร้อยละ 80 – 99 ดังแสดงในตารางที่ 2 – 7

ตารางที่ 2 – 6 ระบบเทคโนโลยีไร้อากาศที่ดำเนินการในประเทศไทย

ชื่อบริษัท	อุตสาหกรรม การผลิต	ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /d)	เทคโนโลยี	CODเข้า (mg/L)	ก๊าซชีวภาพ (m ³ /d)
● คอนแก้วฟาร์ม (ฟาร์มสุกร)	ฟาร์มสุกร	20	ระบบก๊าซชีวภาพแบบโดมคงที่ (Fixed Dome)	18,000	90
● บริษัท เอเชีย น้ำมันปาล์ม จำกัด	ปาล์มน้ำมัน	300	เครื่องปฏิกรณ์แบบถังกวนต่อเนื่อง (Completely Stirred Tank Reactor)	45,559	4,295
● บริษัท ชุมพรอุตสาหกรรมน้ำมันปาล์ม จำกัด (มหาชน)	ปาล์มน้ำมัน	น้ำมันปาล์มดิบ 500 – 700	เครื่องปฏิกรณ์แบบถังกวนต่อเนื่อง (Completely Stirred Tank Reactor)	100,000	15,000 - 22,000
● บริษัท แป้งตะวันออกเฉียงเหนือ (1987) จำกัด	แป้งมัน ตำปะหลัง	2,500 – 3,000	แบบตรึงฟิล์มจุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้อากาศ	18,000	17,000 - 20,000
● โรงงานชำแหละสุกร สามพรานชลอเทอร์เฮาส์	โรงงาน ชำแหละสุกร	120	ระบบก๊าซชีวภาพแบบบ่อหมักรางร่วมกับบ่อ UASB	5,504	73
● บริษัท แป้งมันร้อยเอ็ด จำกัด	แป้งมัน ตำปะหลัง	2,000	ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)	20,000	19,000
● บริษัท วี พี สตาร์ช (2000) จำกัด	แป้งมัน ตำปะหลัง	2,000	ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)	30,000	18,800
● บริษัท ไทยเปเปอร์มิลล์ จำกัด จ.ระยอง	กระดาษ	7,000	ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) ร่วมกับระบบ AS	2,000	3,470

ตารางที่ 2 – 6 ระบบเทคโนโลยีไร้อากาศที่ดำเนินการในประเทศไทย (ต่อ)

ชื่อบริษัท	อุตสาหกรรม การผลิต	ปริมาณน้ำเสีย (m ³ /d)	เทคโนโลยี	CODเข้า (mg/L)	ก๊าซชีวภาพ (m ³ /d)
● บริษัท เอี่ยมบุรพา จ.สระแก้ว	แป้งมัน สำปะหลัง	4,000	ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)	10,300	14,790
● บริษัทไทยซิดริก แอซิด จำกัด จ. สมุทรสาคร	กรดมะนาว	600	ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)	15,000	3,240
● บริษัทแป้งมันอีสาน จำกัด จ. นครราชสีมา	แป้งมัน สำปะหลัง	18,400 1,000	ระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรองแบบอัตราสูง (High Rate Anaerobic Lagoon)	20,000	20,000
● บริษัท ไทย ไบโอแก๊ส เอ็นเนอร์ยี จำกัด	ป่าล้มน้ำมัน	67,500	ระบบบำบัด Covered Lagon	50,000 – 80,000	50,000
● โรงงานแป้งศรีสยาม จังหวัดพะเยา	แป้งมัน สำปะหลัง	200	ระบบยูเอเอสบี (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)	-	5

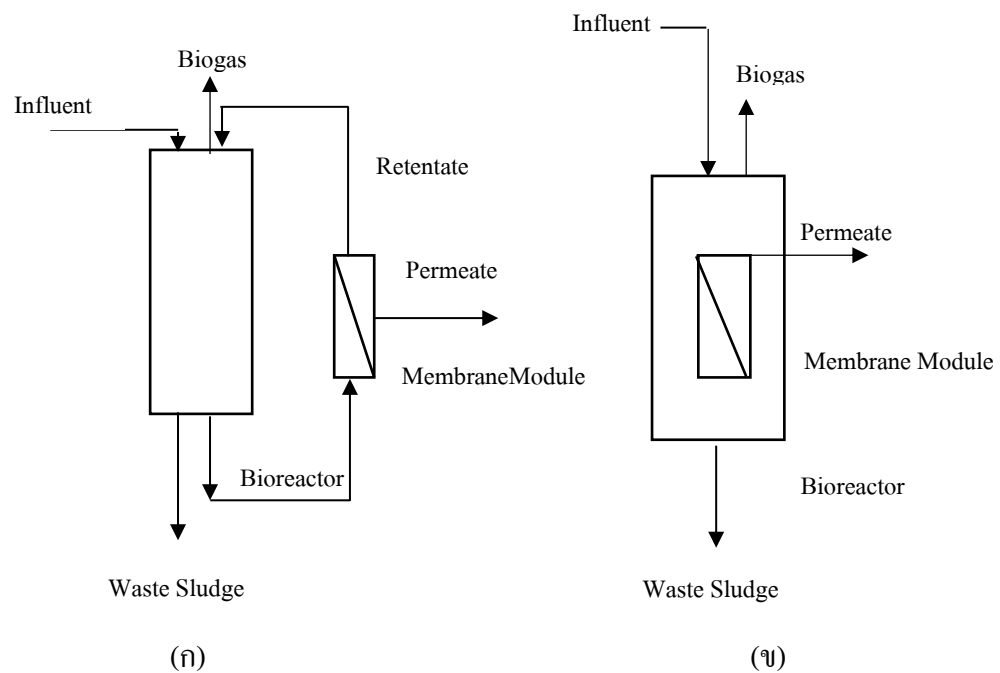
ที่มา : <http://www.fristweb.net/handsite/biogas/donkhew.html>, <http://webkc.dede.go.th/testmax/node/184>, [www.diw.go.th/km/other/BQ/บทความ%20UASB. \(ทป.ธนา
รัตน์\).doc](http://www.diw.go.th/km/other/BQ/บทความ%20UASB.%20(ทป.ธนา%20รัตน์).doc) และ <http://www.oknation.net/blog/greenenergy/2008/01/25/entry-20>

จากตารางที่ 2 – 6 แสดงถึงระบบเทคโนโลยีที่ใช้ในการบำบัดแบบไร้อากาศที่ได้ดำเนินการในประเทศไทย พบว่าการบำบัดแบบไร้อากาศนิยมใช้กับน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีสูง และผลผลิตที่ได้จะเป็นก๊าซชีวภาพ ซึ่งสามารถนำไปใช้เป็นพลังงานทดแทนได้อีกด้วย ซึ่งพบว่าน้ำชะมูลฝอยเป็นน้ำเสียที่มีซีโอดีสูงและมาจากการหมักของเศษอาหารเป็นส่วนใหญ่ จึงคาดว่าสามารถที่จะบำบัดได้ดีและสามารถที่จะผลิตก๊าซชีวภาพได้ โดยสรุปดังตารางที่ 2 – 7

ตารางที่ 2 – 7 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะขยะมูลฝอยและน้ำเสียของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ระบบบำบัด	ประสิทธิภาพการบำบัด	อ้างอิง
Pre-treated mature landfill leachate, ozonation treatments in a lab-scale column	- สามารถกำจัด COD ได้ 63% สามารถกำจัด TOC ได้ 53%	Cortez et al. (2010)
Anaerobic membrane bioreactor for kraft evaporator condensate treatment	- สามารถกำจัด COD ได้ 93 – 99% - สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.35 m ³ CH ₄ /kg CODremoved - ความเข้มข้นของก๊าซมีเทน 80 – 90%	Xie et al. (2010)
Anaerobic membrane bioreactor for the treatment of leachates	- สามารถกำจัด COD ได้ 90.7% - สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.46 m ³ biogas /kg COD removed	Zayen et al. (2010)
Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) for municipal wastewater treatment	- สามารถกำจัด COD ได้ 84 – 94% - สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 0.24m ³ CH ₄ /kg CODremoved	Martinez-Sosa et al. (2011)
Energy-positive food wastewater treatment using an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR)	- สามารถกำจัดซีโอดีได้ 88 – 95% - ผลิตก๊าซมีเทน 0.13 – 0.18 m ³ CH ₄ /kg CODremoved	Galib et al. (2016)

ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศมี 2 ประเภท คือ anaerobic sidestream (AnsMBR) ดังแสดงในรูปที่ 2 – 2 (ก) และ anaerobic submerged membrane bioreactor (AniMBR) ดังแสดงในรูปที่ 2 – 2 (ข)



รูปที่ 2 – 2 ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ (ก) Side stream (external) AnsMBR

และ(ข) Submerged (immersed) AniMBR

ที่มา : Skouteris et al. (2012)

สำหรับระบบ AnsMBR โมดูลเมมเบรนจะถูกวางนอกถังปฏิกรณ์และจำเป็นต้องใช้ปั๊มเป็นแรงดันในการให้น้ำไหลออกนอกถังปฏิกรณ์ชีวภาพ จากการศึกษาในระบบ AnMBR จะมุ่งเน้นไปยังระบบ AnsMBR มากกว่า อย่างไรก็ตามองค์ประกอบที่ต้องการความเร็วของอัตราการไหลผ่านตามขวางสูงเพื่อลดการอุดตันของเมมเบรน การลดการทำงานของตะกอน ค่าใช้จ่ายด้านพลังงานสูง นอกเหนือจากนี้จำเป็นต้องมีการทำความสะอาดเมมเบรนทั้งทางกายภาพ – เคมี สำหรับการเก็บรักษาที่มีประสิทธิภาพของระบบ AnsMBR มีการพัฒนาโดยมีการประยุกต์ใช้ก๊าซไหลหมุนเวียน สำหรับการวางเมมเบรนภายในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเพื่อควบคุมการอุดตันของเมมเบรน (Torres et al., 2011) เป็นสิ่งที่น่าสนใจสำหรับทางเลือกของ sidestream และในระบบ AniMBR

ส่วนของเมมเบรนจมลงไปจนถึงปฏิกรณ์ชีวภาพโดยตรงระบบ AniMBR มีการดำเนินการภายใต้สถานะสูญญากาศและมีการดำเนินการตามเงื่อนไขในระบบ sidestream MBR เพราะความเร็วของทิศทางของเส้นสัมผัสต่ำ การเสียดสีและการลดขนาดตะกอนสามารถลดการไหลเวียนตะกอน ซึ่งระบบ AniMBR สามารถทำความสะอาดพื้นผิวเมมเบรนได้โดยการหมุนเวียนก๊าซชีวภาพ (Hai et al., 2014)

ในกระบวนการบำบัดแบบ AnMBR จะประกอบด้วยการย่อยสลายทางชีวภาพและกระบวนการกรองจากการศึกษาของ Baek et al. (2010) พบว่าการกรองสามารถบำบัดได้ร้อยละ 55 – 72 และจากการศึกษาของ Herrera – Robledo et al. (2011) พบว่า สามารถบำบัด TCOD ได้ถึงร้อยละ 93 ซึ่งระบบ AnMBR จะมีประสิทธิภาพการทำงานของระบบแตกต่างกันขึ้นอยู่กับสถานะการเดินระบบลักษณะการเดินระบบและการเลือกใช้รูปแบบของระบบ AnMBR ดังแสดงในตารางที่ 2 – 8

ตารางที่ 2 – 8 ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ AnMBR

ประเภทน้ำเสีย	ระบบบำบัด	ปริมาตรการทำงาน (L)	ลักษณะของเมมเบรน	สถานะการเดินระบบ	ลักษณะน้ำเสียเข้าระบบ (mg/L)	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)	อ้างอิง
น้ำเสียอุตสาหกรรมไม้ไผ่	AnMBR	1.5	polyvinylidene fluoride (PVDF) hollow-fiber พื้นที่ผิว 0.07 m ² รูพรุน 0.02 μm	HRTs = 2, 5, 7 และ 10 d. OLRs = 11.0, 4.4, 3.1 และ 2.2 kg COD/m ³ /d Flux = 0.89 – 2.23 LMH	COD = 21,396 ± 154	COD = 91%	Wang et al. (2013)
อุตสาหกรรมผลิตอาหาร	AnMBR	5	hollow-fibre ระดับ UF รูพรุน 0.04 mm. พื้นที่ผิว 0.046 m ²	OLR = 0.4 – 3.2 kgCOD/m ³ /d HRT = 1 – 5 d. SRT = 50 d. Flux = 1.17 – 6.4 LMH	TSS = 1640 ± 98 VSS = 1460 ± 59 TCOD = 4398 ± 305 SCOD = 651 ± 29 pH 6.6	COD = 88 – 95%	Galib et al. (2016)

ตารางที่ 2 – 8 ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ AnMBR (ต่อ)

ประเภทน้ำเสีย	ระบบบำบัด	ปริมาตรการทำงาน (L)	ลักษณะของเมมเบรน	สถานะการเดินระบบ	ลักษณะน้ำเสียเข้าระบบ (mg/L)	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)	อ้างอิง
อุตสาหกรรมผลิตอาหาร	AnCMBR	24	รูพรุน 0.1 μm พื้นที่ผิว 0.2 m^2	HRT = 13 h. OLR = 2.95 $\text{kg COD}/\text{m}^3 /\text{d}$ Flux = 9.2 LMH Temp. 30 – 35 °C	COD = 2,115	COD = 98.3 \pm 1.0%	Jeong et al. (2017)
น้ำเสียชุมชน	CSTR + AnMBR	9	flat sheet รูพรุน 0.2 μm พื้นที่ผิว 0.116 m^2	HRTs = 30, 20, 10, 5 และ 3 d Flux = 5 LMH	TCOD = 120000 \pm 34000	85% in the AnMBR and 95% in the CSTR	Wandera et al. (2018)

หมายเหตุ: CSTR คือ completely stirred tank reactor

AnCMBR คือ anaerobic ceramic membrane bioreactor

2.5 ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ AnMBR

กระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ เป็นกระบวนการที่ไม่ต้องการออกซิเจนให้อยู่ในระบบเนื่องจากออกซิเจนเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียสร้างมีเทน ดังนั้นปัจจัยที่มีผลต่อระบบสามารถจำแนกออกเป็น 2 ลักษณะ ได้แก่ ปัจจัยทางด้านสิ่งแวดล้อม ซึ่งได้แก่ ค่าพีเอช อุณหภูมิ ความดัน สารพิษ สารยับยั้งและลักษณะของของเสีย เป็นต้น และปัจจัยที่เกี่ยวข้องในการเดินระบบ ได้แก่ การกวน เวลาพักเก็บ และอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ดังนี้

2.5.1 ปัจจัยด้านสิ่งแวดล้อม

1. อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิเป็นปัจจัยหนึ่งที่สำคัญมากในกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ เนื่องจากแบคทีเรียสร้างก๊าซมีเทนเป็นแบคทีเรียที่มีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิ ดังนั้นอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการเจริญเติบโตของแบคทีเรียแบบไร้อากาศที่อุณหภูมิไซโครฟิลิก (Psychrophilic) จะมีอุณหภูมิต่ำกว่า 20 องศาเซลเซียส อุณหภูมิมีโซฟิลิก (Mesophilic) จะมีอุณหภูมิประมาณ 20 – 45 องศาเซลเซียส และอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (Thermophilic) จะมีอุณหภูมิสูงกว่า 45 องศาเซลเซียส (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554) สำหรับกระบวนการผลิตก๊าซชีวภาพ จะมีการทำงานของแบคทีเรียอยู่ในช่วงมีโซฟิลิกและเทอร์โมฟิลิก

การเดินระบบภายใต้อุณหภูมิ 37 องศาเซลเซียสของมูลสุกรและน้ำกากตะกอน โดย Xiaoying et al. (2015) สามารถผลิตมีเทนได้ประมาณ 39 ลิตรของมีเทนต่อกิโลกรัมวีเอส ช่วงอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิกจะมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้รวดเร็วกว่าช่วงอุณหภูมิมิโซฟิลิกประมาณร้อยละ 20 – 50 เนื่องจากจุลินทรีย์จะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิ การเพิ่มหรือลดลงของอุณหภูมิ 2 – 3 องศาเซลเซียส ก็จะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงของก๊าซมีเทน ดังนั้นการรักษาอุณหภูมิให้สม่ำเสมอเป็นสิ่งสำคัญมากกว่าจะให้มีอุณหภูมิที่มีอัตราการย่อยสลายสูงสุด (Ray et al., 2013) สำหรับการเดินระบบแบบ AnMBR ซึ่ง Smith et al. (2013) ได้ดำเนินการเดินระบบ AnMBR ที่อุณหภูมิ 15 องศาเซลเซียส พบว่าสามารถกำจัดซีโอดีได้ถึงร้อยละ 92 ซึ่งมีความสอดคล้องกับค่าซีโอดีของน้ำที่ผ่านการกรองด้วยเมมเบรนเป็น 36 มิลลิกรัมต่อลิตร

สำหรับ Ho and Sung (2010) ได้ศึกษาที่อุณหภูมิ 25 และ 15 องศาเซลเซียส ซึ่งประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีมากกว่าร้อยละ 95 และร้อยละ 85 ตามลำดับในขณะที่อุณหภูมิ 15 องศาเซลเซียส จะไปลดความสามารถของตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตก๊าซมีเทน และพบว่าการย่อย

สลายทางชีวภาพจะลดลงด้วย ซึ่ง Seib et al. (2016) ทำการศึกษาโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์และน้ำเสียจริงในการเดินระบบ AnMBR ซึ่งดำเนินการที่อุณหภูมิ 10 และ 25 องศาเซลเซียส พบว่า *Methanosaeta* ที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียสมีการทำงานของ acetoclastic ต่ำ อาจบ่งบอกได้ว่าเกิดการถ่ายโอนอิเล็กตรอนระหว่าง *Methanosaeta-Geobacter* ได้โดยตรง และจากการศึกษาของ Mei et al. (2016) ต้องการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบ AnMBR แสดงให้เห็นว่าที่อุณหภูมิ 35 และ 25 องศาเซลเซียสสามารถนำพลังงานกลับคืนมาได้ พบว่าค่าฟลักซ์ที่ได้เป็น 8.3 – 9.5 ลิตรต่อตารางเมตรต่อชั่วโมงที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียสและค่าฟลักซ์เป็น 6.0 – 6.7 ลิตรต่อตารางเมตรต่อชั่วโมง ที่อุณหภูมิ 25 องศาเซลเซียส นอกจากนี้การเดินระบบในช่วงอุณหภูมิสูงค่าฟลักซ์ของเพอมีเอทก็จะสูงขึ้นด้วยเนื่องจากความหนืดของน้ำในระบบลดลง

2. ความเป็นกรด-ด่าง (pH)

ความเป็นกรด – ด่างหรือค่าพีเอช เป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่สำคัญมากสำหรับกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ เพราะค่าพีเอชมีผลกระทบต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศและการผลิตก๊าซชีวภาพโดยตรง ช่วงค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับการย่อยสลายแบบไร้อากาศเป็น 6.8 – 7.4 (Mao et al., 2015) อิทธิพลของการปรับค่าพีเอชในการผลิตก๊าซชีวภาพจากของเสียอินทรีย์ในระบบ High solids anaerobic digestion (HS-AD) โดย Yang et al. (2015) พบว่าการเพิ่มขึ้นของการผลิตก๊าซชีวภาพสะสมและปริมาณมีเทนสะสมในกลุ่มที่มีการปรับค่าพีเอชเป็น 8 มีค่ามากที่สุดถึง 322 ลิตรต่อกิโลกรัมที่เอส และ 171 ลิตรต่อกิโลกรัมที่เอส ตามลำดับ และ Trisaktia et al. (2015) พบว่าการผลิตกรดไขมันระเหยง่ายสูงที่สุดที่ค่าพีเอชเป็น 5 แต่การผลิตกรดโพรพิโอนิกที่สูงและมีจำนวนมากกว่า 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตร จะส่งผลกระทบต่อขั้นตอนการสร้างมีเทน (Trisaktia et al., 2015)

3. สภาพด่าง (Alkalinity)

สภาพด่างเป็นความสามารถในการรักษาความเป็นกรด – ด่าง ถ้าค่าความเป็นด่างต่ำอาจจะมีแนวโน้มเป็นกรดได้ง่าย โดยค่าความเป็นด่างที่เหมาะสมต่อระบบสามารถกำหนดได้ยากเพราะขึ้นอยู่กับลักษณะ สมบัติและความเข้มข้นของวัตถุดิบ ถ้าระบบหมักมีความเข้มข้นสูงก็จะสามารถผลิตไบคาร์บอเนตได้มาก ความต้องการบัฟเฟอร์ของระบบก็จะเพิ่มขึ้น ซึ่งค่าความเป็นด่างโดยทั่วไปประมาณ 1,000 – 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตร อยู่ในรูปของแคลเซียมคาร์บอเนต (CaCO_3) (Metcalf and Eddy, 2004) และผลของความเป็นกรด – ด่างต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ Trisaktia et al. (2015) ได้ศึกษาและพบว่า ค่าพีเอชเป็น 5 ทำให้ค่าความเป็นด่างลดลง ส่งผลให้เกิด

การเพิ่มขึ้นของโซเดียมคาร์บอเนตเล็กน้อย ซึ่งค่าความเป็นด่างเริ่มต้นเพิ่มขึ้นและเกิดความผันผวนที่ 3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ในทำนองเดียวกันการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะลดลงในช่วงแรก และเมื่อผ่านไประยะหนึ่งจะมีเสถียรภาพอยู่ในช่วง 12,000 – 16,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (Trisaktiaet al., 2015)

4. กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid; VFA)

กรดไขมันระเหยง่าย (VFA) เช่น กรดอะซิติก กรดบิวทีริกและกรดโพรพิโอนิก เป็นต้น ซึ่งกรดไขมันระเหยง่ายเหล่านี้เกิดจากกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศในขั้นตอนของ Acidogenesis จะถูกสร้างจากจุลินทรีย์สร้างกรด และยังเป็นส่วนสำคัญในการสร้างมีเทนอีกด้วย ดังนั้นกรดไขมันระเหยง่ายจึงเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญสำหรับการเดินระบบแบบไร้อากาศ เพราะถ้าในระบบบำบัดมีปริมาณของกรดไขมันระเหยง่ายเพิ่มขึ้นและไม่มีการบำบัดกรดไขมันระเหยง่ายก็จะส่งผลให้ค่าพีเอชเกิดการลดลงอย่างรวดเร็วและส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทน ในสภาพปกติปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายภายในถังปฏิกรณ์ไม่ควรเกิน 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554) โดยกรดไขมันระเหยง่ายสามารถผลิตได้สูงที่ ค่าพีเอชเป็น 6 และปริมาณของกรดไขมันระเหยง่ายมากที่สุด 0.918 กรัมต่อกรัมวีเอสเอส ของตะกอนเชื้อแบบไร้อากาศ ซึ่งผลการวิเคราะห์องค์ประกอบของกรดไขมันระเหยง่ายที่ค่าพีเอช เท่ากับ 6 พบว่ามีกรดบิวทีริกมากที่สุด ตามด้วยกรดอะซิติกและกรดโพรพิโอนิก ตามลำดับ (Wang et al., 2014) นอกจากนี้ยังมีอีกหนึ่งปัจจัยที่มีความสำคัญ คือ อัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยง่ายต่อสภาพความเป็นด่างไม่ควรเกิน 0.3 – 0.4 ซึ่งถ้าอัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.3 ระบบบำบัดจะมีบีฟเฟอร์สูง แต่ถ้าอัตราส่วนนี้มีค่าสูงกว่า 0.8 แสดงว่าระบบกำลังอยู่ในช่วงที่ค่าพีเอชจะเกิดการลดลงอย่างรวดเร็ว (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554)

Wijekoon et al. (2011) ได้ศึกษาชนิดของกรดไขมันระเหยง่ายที่มีอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่แตกต่างกัน โดยทำการศึกษาในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนไร้อากาศแบบสองขั้นตอน ศึกษาถึงความแตกต่างของอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (OLR) ที่ 5 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน พบว่ากรดไขมันระเหยง่ายที่ได้จากการย่อยสลายแบบไร้อากาศจะเป็นกรดอะซิติก กรดโพรพิโอนิก กรดไอโซบิวเทรท กรดเอ็นบิวเทรทและกรดควาลูเลท ซึ่งจะพบกรดอะซิติกและกรดไอโซบิวเทรทเป็นองค์ประกอบที่มากที่สุด และเมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นกรดไขมันระเหยง่ายจะเปลี่ยนจากกรดอะซิติกไปเป็นกรดเอ็นบิวเทรท และ

ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นด้วยและ Xu et al. (2014) พบว่าการสะสมของกรดไขมันระเหยง่ายที่มากเกินไปเกิดจากอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงจะยับยั้งการย่อยสลายแบบไร้อากาศและส่งผลกระทบต่อองค์ประกอบของกรดไขมันระเหยง่ายซึ่งมีผลต่อการสร้างก๊าซชีวภาพและจุลินทรีย์

5. สารอาหาร (Nutrient)

ธาตุอาหารหลัก (C, H, O, N), ไอออนโลหะเบา (Na, K, Mg, Ca, Al) และไอออนโลหะหนัก (Cr, Co, Cu, Zn, Ni) มีความจำเป็นต่อแบคทีเรียไม่ใช้ออกซิเจน เพราะสารอาหารเหล่านี้มีความสำคัญในการสังเคราะห์เอนไซม์และการทำงานของเอนไซม์ (Schattauer et al., 2011) การควบคุมสถานะให้เหมาะสมต้องมีการเติมสารอาหารเสริมให้เพียงพอต่อความต้องการเพราะของเสียที่เข้าสู่ระบบมีคุณสมบัติที่แตกต่างกัน สำหรับแบคทีเรียกลุ่ม methanogens การขาดสารอาหารประเภท N และ P ส่งผลกระทบมากขึ้นต่อการผลิตก๊าซมีเทน และอัตราส่วนของสารอาหารที่เหมาะสมมีค่า COD:N:P ควรอยู่ในช่วง 100 : 1.1 : 0.2 (เมธิยา หมวดฉิม, 2554)

6. การยับยั้งและสารพิษ (Inhibiting and Toxic Substances)

การสะสมของสารบางชนิด เช่น กรดไขมันระเหยง่าย แอมโมเนียซัลไฟด์ และโลหะหนักบางตัว เช่น โซเดียม โปแตสเซียม สามารถทำให้การย่อยสลายในสถานะแบบไร้อากาศหยุดชะงักได้ เช่น แอมโมเนียในปริมาณ 50 – 200 มิลลิกรัมต่อลิตรจะเป็นผลดีช่วยในการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย แต่เมื่อความเข้มข้นของแอมโมเนียสูงกว่า 1,500 มิลลิกรัมต่อลิตร ก็จะเริ่มส่งผลเสีย ดังแสดงในตารางที่ 2 – 9 ในทางเดียวกันโลหะหนักบางประเภท (เช่น ทองแดง, นิกเกิล, โครเมียม, สังกะสี, ตะกั่ว และ อื่นๆ) ในปริมาณที่น้อยๆจะช่วยในการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย แต่เมื่อความเข้มข้นสูงก็จะเป็นพิษ ดังแสดงในตารางที่ 2 – 10

ตารางที่ 2 – 9 ผลของแอมโมเนียมไนโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ

แอมโมเนียมไนโตรเจน (mg/L)	ผลต่อระบบ
50 – 200	ปริมาณเหมาะสม
200 – 1,000	ยังไม่เกิดผลเสีย
1,500 – 3,000	เริ่มเกิดการยับยั้งเมื่อพีเอชสูง
>3,000	เกิดความเป็นพิษโดยตรง

ที่มา : นฤมล เชาวะกระโทก (2556)

ตารางที่ 2 – 10 ความเข้มข้นในการกระตุ้นและยับยั้งของสารพิษของโลหะหนักและไอออนประจุบวกของโลหะเบา

โลหะ	ความเข้มข้น (mg/L)		
	ยับยั้ง	เป็นพิษ	หยุดการทำงาน
Cr (III)	130	260	< 200
Cr (VI)	110	420	< 180
Cu	40	70	< 50
Ni	10	30	> 30
Cd	-	> 20	> 10
Pb	340	> 340	> 250
Zn	400	600	< 1,700
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 : นฤมล เชาวะกระโทก (2556)

2.5.2 ปัจจัยด้านการทำงานของระบบ

1. ระยะเวลาเก็บกัก (Retention Time)

ระยะเวลากักเก็บเป็นเวลาที่จำเป็นที่ใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ เป็นความสัมพันธ์กับอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์และขึ้นอยู่กับอุณหภูมิของกระบวนการอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์และองค์ประกอบของสับเตรท ซึ่งระยะเวลากักเก็บชลศาสตร์ (HRT) ถูกกำหนดโดยสมการที่ 2 – 4 (Metcalf and Eddy, 2004)

$$\text{HRT} = \frac{V}{Q} \quad (2-4)$$

สำหรับการบำบัดน้ำเสียภายใต้อุณหภูมิปานกลางระยะเวลากักเก็บเฉลี่ยประมาณ 15 – 30 วัน ซึ่งประสิทธิภาพของระยะเวลากักเก็บขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของสับเตรทและอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ หากมีการลดระยะเวลากักเก็บลงจะเกิดการสะสมของกรดไขมันระเหยง่าย (VFA) โดย Xiaoying et al. (2015) ได้ทำการศึกษาการผลิตก๊าซชีวภาพแบบ 2 ขั้นตอนจากจุลินทรีย์ที่ไร้อากาศที่ระยะเวลากักเก็บ 12 – 16 วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพ 620 มิลลิลิตรของก๊าซชีวภาพต่อกรัมวีเอส และมีความเข้มข้นของก๊าซมีเทนร้อยละ 65 – 68 ซึ่ง Xiaoying et al. (2015) และ Ratanatamskul et al. (2014) ได้ศึกษาความแตกต่างของระยะเวลากักเก็บที่ 19, 22 และ 27 วันของการย่อยสลายแบบไร้อากาศของขยะอินทรีย์ร่วมกับตะกอนน้ำเสีย จากผลการศึกษารั้่งนี้แสดงให้เห็นว่าอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพจะสูงขึ้นเมื่อระยะเวลากักเก็บที่ระยะเวลากักเก็บ 19 วัน แต่ความเข้มข้นก๊าซมีเทนจะสูงขึ้นที่ระยะเวลากักเก็บยาวนานที่ 27 วัน และ Ratanatamskul et al. (2015) ใช้ระยะเวลากักเก็บในการศึกษาที่ 16, 19 และ 24 วัน ซึ่งระยะเวลากักเก็บที่ 24 วัน สามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ร้อยละ 64 ดังนั้นการเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพควรมีการดำเนินการของระยะเวลากักเก็บที่เพียงพอ (Ratanatamskul et al.,2014,2015)

จากการศึกษาของ Trzcinski and Stuckey (2010) ได้ทำการศึกษาระบบ AnMBR แบบจมตัว ภายใต้ระยะกักเก็บตะกอน 30 และ 300 วัน ที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส พบว่าสามารถกำจัดซีโอดีได้ถึงร้อยละ 95 ที่ระยะเวลากักเก็บ 1.5 และ 1.1 วัน ตามลำดับ และจากการศึกษาของ Kunacheva et al. (2017) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการทำงานของระบบ AnMBR แบบจมตัว

โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ ซึ่งในการดำเนินการจะใช้ระยะเวลาพักที่แตกต่างกัน (HRT = 12, 8, 6, 4, 2 และ 1 ชั่วโมง) พบว่าสามารถกำจัดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 94 ที่ระยะเวลาพักเป็น 12, 8, 6, 4, 2 และ 1 ชั่วโมง ลดลงแต่เมื่อดำเนินการที่ระยะเวลาพัก 1 ชั่วโมง สามารถกำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 80 อาจเกิดจากการสะสมของกรดไขมันระเหยง่ายเมื่อระยะเวลาพักลดลงจาก 2 ชั่วโมงเป็น 1 ชั่วโมง ตามลำดับ จากการตรวจสอบงานวิจัยพบว่า ระยะเวลาพักที่เหมาะสมสามารถเพิ่มประสิทธิภาพการผลิตก๊าซชีวภาพและช่วยให้จุลินทรีย์อยู่ในระบบที่มีปริมาณคงที่หรือมีปริมาณเพิ่มมากขึ้น ระบบที่มีระยะเวลาพักต่ำจะมีขนาดถังเล็กลงแต่ถ้าระยะเวลาพักต่ำเกินไปจะทำให้ระบบรับภาระการบำบัดสูงเกินไปและอาจทำให้สูญเสียตะกอนจุลินทรีย์ จนนำไปสู่ความล้มเหลวในการเดินระบบ ฉะนั้นระบบที่ดีควรมีระยะเวลาพักต่ำมากพอและสามารถคงระบบให้เดินได้โดยสมดุล

2. อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR)

อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เป็นปัจจัยสำคัญในการกำหนดความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้อากาศ ซึ่งการปรับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่มีค่าแตกต่างกันสามารถทำได้โดยปรับเปลี่ยนอัตราการไหลของของเสียที่ไหลผ่านถังปฏิกรณ์หากมีการป้อนสารอินทรีย์เข้าในระบบมากเกินไปจะทำให้ประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลง แต่ในทางตรงกันข้ามหากมีการป้อนสารอินทรีย์เข้าระบบน้อยเกินไปก็จะทำให้ใช้ถังปฏิกรณ์ไม่เต็ม ประสิทธิภาพและไม่คุ้มค่ากับการลงทุน และอาจจะมีผลตามมาคือ ระบบอาจจะล้มเหลวได้ ดังนั้นอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์จึงใช้ในการควบคุมการป้อนสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบบำบัด ทั้งนี้ Zhu et al. (2010) ได้ใช้อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ 4.6, 7.7 และ 9.2 กรัมวีเอสต่อลิตรต่อวัน ในการดำเนินการบำบัดมูลฝอยอินทรีย์ของชุมชน ซึ่งที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 9.2 กรัมวีเอสต่อลิตรต่อวันซึ่งได้ก๊าซชีวภาพ 380 มิลลิลิตรต่อกรัมวีเอส และปริมาตรมีเทน 190 มิลลิลิตรต่อกรัมวีเอส (Zhu et al., 2010) การบำบัดน้ำเสียปาล์มโดยระบบ AnMBR สามารถกำจัดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 96 ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1 – 11 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันและระยะเวลาพัก 7 – 600 วัน (Abdurrahman et al., 2011)

Sun et al. (2017) ได้ศึกษาผลกระทบของอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในการผลิตก๊าซชีวภาพจากสาหร่ายทะเลโดยศึกษาภายใต้อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่แตกต่างกันเป็น 1.37, 2.74, 4.12 และ 6.85 กิโลกรัมวีเอสต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันสามารถผลิตก๊าซชีวภาพเท่ากับ

438.9, 477.3, 480.1 และ 188.7 มิลลิลิตรต่อกรัมวีเอสต่อวัน ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นในช่วงอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เหมาะสม ซึ่งในขณะที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เกินกว่าช่วงที่เหมาะสมจะเกิดการยับยั้งการผลิตก๊าซชีวภาพ สามารถตรวจสอบได้จากความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่าย และความเป็นกรด – ด่าง

Galib et al. (2016) ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการแปรรูปเนื้อสัตว์ โดยศึกษาในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ (AniMBR) ด้วยอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 0.4 – 3.2 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งค่าพลาซจะคงที่เมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำ (0.4 และ 1.3 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน) แต่เมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เป็น 3.2 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน จะเกิดการอุดตันโดยสามารถกำจัดชีโอดีได้ร้อยละ 88 – 95 และปริมาณก๊าซมีเทนเท่ากับ 0.13 – 0.18 ลิตรมีเทนต่อกรัมชีโอดี พบว่าเมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงสุดที่ 3.2 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพสูงที่สุด

Li et al. (2015) ศึกษาผลของซัลเฟตต่อการย่อยสลายโพรฟิโอนิกและอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงขึ้น โดยใช้ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศและมีกากกาแฟและนม เป็นกากตะกอนที่เป็นของเสียเป็นสารตั้งต้นร่วมโดยไม่ต้องเติมซัลเฟต ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 14.6 กรัมชีโอดีต่อลิตรต่อวันมีโพรฟิโอนิกสะสมอยู่ 2.23 กรัมชีโอดีต่อวัน และหลังจากเติมซัลเฟตลงไปอัตราส่วน COD/SO₄²⁻ เป็น 200:1 – 350:1 พบว่าการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นตามสัดส่วนกับอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นจาก 4.06 เป็น 15.2 กรัมชีโอดีต่อลิตรต่อวันและกรดโพรฟิโอนิกน้อยกว่า 100 มิลลิลิตรกรัมชีโอดีต่อลิตร เนื่องจากการแปลงที่มีประสิทธิภาพของกรดโพรฟิโอนิกต่อก๊าซมีเทนหลังจากเติมซัลเฟตแล้วซึ่งในระบบ AnMBR พบว่าการเติมซัลเฟตเป็นประโยชน์สำหรับการย่อยสลายของโพรฟิโอนิกในสถานะที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงขึ้น

3. ระยะกักพักตะกอน (Sludge retention times, SRT)

Dereli et al. (2014) ได้ศึกษาการบำบัดน้ำเสียจากกระบวนการผลิตเอทานอลจากข้าวโพด โดยทำการศึกษาในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ (AnMBR) ศึกษาถึงความแตกต่างของระยะกักพักตะกอน (SRT) ที่ 20, 30 และ 50 วัน พบว่าระบบ AnMBRs มีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีสูงถึงร้อยละ 99 และพบว่าที่ระยะกักพักตะกอน 20 วัน อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (OLR) 8 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันมีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีได้ถึง

ร้อยละ 99 มีอัตราการผลิตก๊าซมีเทน 21 ลิตรต่อวัน ที่ระยะกักพักตะกอน 30 วัน อัตราการะบรทุกสารอินทรีย์ (OLR) 7 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีได้ถึงร้อยละ 99 มีอัตราการผลิตก๊าซมีเทน 22 ลิตรต่อวัน และที่ระยะกักพักตะกอน 50 วัน อัตราการะบรทุกสารอินทรีย์ (OLR) 6 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีได้ถึงร้อยละ 98 มีอัตราการผลิตก๊าซมีเทน 17 ลิตรต่อวัน

จากการศึกษาพบว่าที่ระยะกักพักตะกอนสั้นสามารถที่จะกำจัดชีโอดีและผลิตก๊าซมีเทนได้ดีกว่า แม้ว่าอัตราการะบรทุกสารอินทรีย์ที่สูงขึ้น (OLRs) ถึง 8.0 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันสามารถนำมาประยุกต์ใช้กับระบบ AnMBR ที่ดำเนินการในระยะกักพักตะกอนที่สั้นกว่าได้ดีกว่าประสิทธิภาพการย่อยสลายประมาณร้อยละ 83 เมื่อเทียบกับระยะกักพักตะกอนที่เพิ่มขึ้นและกรดไขมันสายยาวเป็นผลมาจากระยะกักพักตะกอนที่เพิ่มขึ้นที่ระยะกักพักตะกอน 50 วัน ซึ่งกรดไขมันสายยาวจะไปยับยั้งสารชีวมวลของเมทานอลในระบบ AnMBR และระยะกักพักตะกอนเป็นอีกหนึ่งในปัจจัยที่สำคัญที่สุดที่มีอิทธิพลต่อการกรองของตะกอนในระบบ AnMBR และระยะกักพักตะกอนมีผลต่อการสะสมของอนุภาคและสารละลายอีกด้วย ซึ่งส่งผลต่อค่าฟลักซ์และการอุดตันบนพื้นผิวเมมเบรน โดยพบว่าการกรองผ่านเมมเบรนที่ดีที่ระยะกักพักตะกอนเป็นเวลา 20 วันเมื่อเทียบกับระยะกักพักตะกอนที่สูงขึ้น ได้แก่ 50 วัน

Villain and Marrot (2013) ศึกษาผลกระทบของระยะกักพักตะกอนจากอัตราส่วน F/M ซึ่งระยะกักพักตะกอนเป็น 20 หรือ 50 วัน และมีค่า F/M เป็น 0.2 กิโลกรัมชีโอดีต่อกิโลกรัมเอ็มแอลวีเอสเอส พบว่าสามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ถึงร้อยละ 78 ที่ระยะกักพักตะกอนเป็น 50 วัน

4. การกวน (Mixing)

การกวนผสมในถังปฏิกรณ์มีความสำคัญ เพราะจะทำให้แบคทีเรียมีโอกาสพบอาหารได้ทั่วถึง และสารอาหารต่าง ๆ ที่แบคทีเรียขับออกจะเกิดการกระจายได้ดีขึ้น นอกจากนี้การกวนยังช่วยป้องกันไม่ให้เกิดการแยกชั้นของของเหลวและส่วนผสม ซึ่งหากระบบมีความเข้มข้นของของแข็งต่ำใช้การหมุนเวียนของเหลวหรือก๊าซที่เกิดขึ้นในถังเพื่อกวนผสมน้ำเสียได้ และ Andalib et al. (2012) ได้ศึกษาการบำบัด Thin stillage โดยใช้ระบบ Anaerobic fluidized bed bioreactor (AFBR) ซึ่งค่า TCOD เท่ากับ 130,000 มิลลิกรัมต่อลิตรและค่า TSS เท่ากับ 47,000 มิลลิกรัมต่อลิตรที่ระยะกักพัก 3.5 วันและอุณหภูมิเป็น 37 องศาเซลเซียสซึ่งมีการหมุนเวียนน้ำเสีย 225 ลิตรต่อนาที่ พบว่าสามารถบำบัดชีโอดีได้ร้อยละ 88 และกำจัดทีเอชเอสได้ถึงร้อยละ 78

5. ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า (Oxidation – reduction potential, ORP)

Oxidation – reduction potential หรือ ORP ในระบบบำบัดน้ำเสีย ORP มีความสามารถในการวัดหรือศักยภาพที่จะเกิดขึ้นเฉพาะทางชีวภาพ ความสำคัญของปฏิกิริยาออกซิเดชัน – รีดักชัน ในระบบบำบัดน้ำเสีย ประกอบด้วย ไนตริกฟิเคชัน, ดีไนตริกฟิเคชัน, การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ, การบำบัดกลิ่นเหม็นทางชีวภาพ และการกำจัดบีโอดี ปฏิกิริยาต่างๆเหล่านี้เกี่ยวข้องกับ คาร์บอน, ฟอสฟอรัส, ซัลไฟด์ และไนโตรเจน

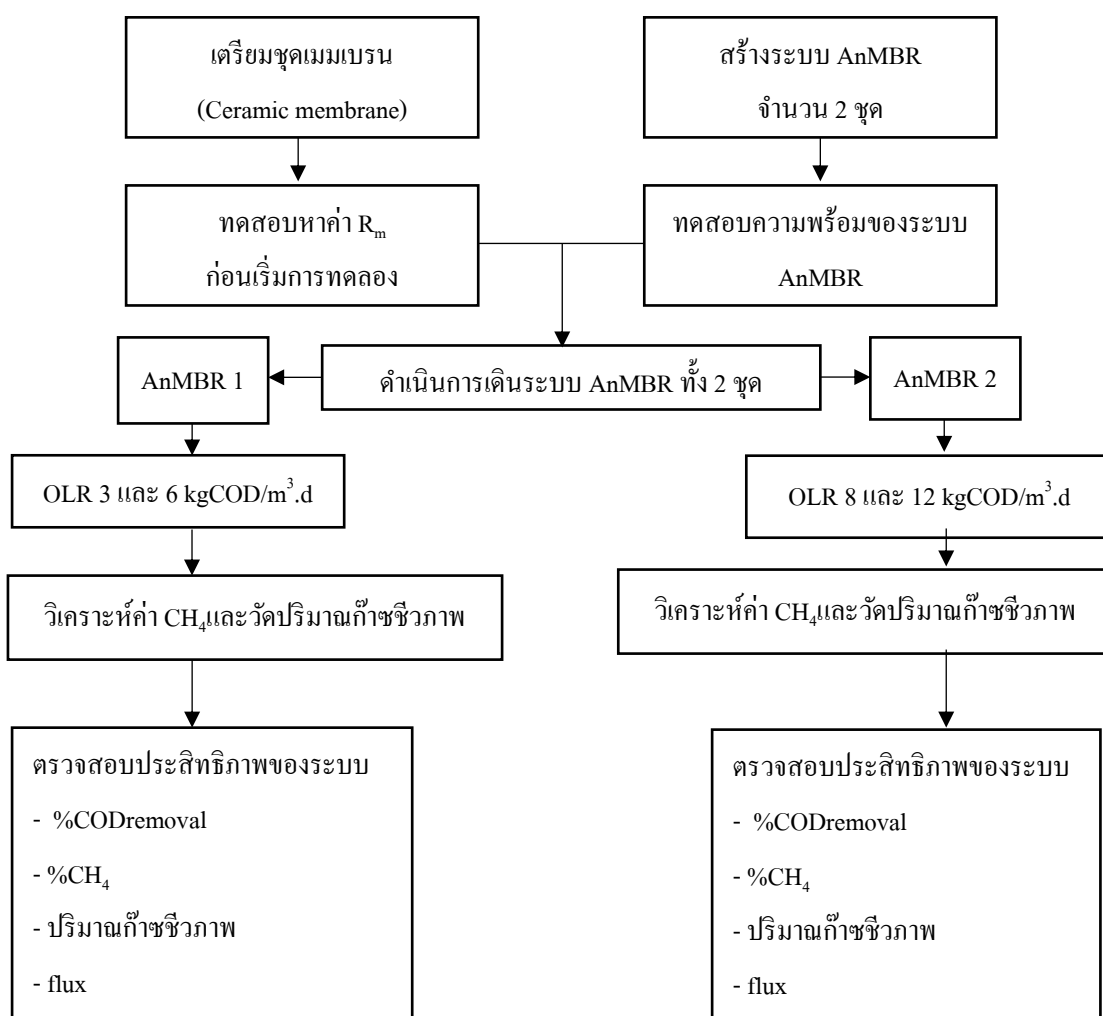
ORP ใช้วัดในหน่วยของมิลลิโวลต์ การตรวจวัด ORP ในน้ำเสียสามารถตรวจวัดได้จากปฏิกิริยาทางชีวภาพที่เกิดขึ้นและการดำเนินการมีการส่งเสริมการเปลี่ยนแปลงหรือป้องกันการเกิดปฏิกิริยา การดำเนินการไม่ต้องการผลิตกลิ่นเหม็นที่จะเกิดขึ้นในระบบที่ระบายน้ำ ดังนั้นต้องรักษาค่า ORP ให้มากกว่า -50 มิลลิโวลต์เพื่อป้องกันการก่อตัวของซัลไฟด์และค่า ORP มากกว่า -100 มิลลิโวลต์เพื่อป้องกันการเกิดกรดไขมันระเหยง่ายซึ่งก๊าซมีเทนผลิตได้สูงในการย่อยสลายแบบไร้อากาศ การผลิตมีเทนเป็นการดำเนินการโดยแบคทีเรียที่ผลิตมีเทนและเกิดในช่วงกว้างของ ORP จาก -175 ถึง -400 มิลลิโวลต์ (Y S I Enviromental., 2008)

ค่า ORP เฉพาะเจาะจงต่อปฏิกิริยามีการดำเนินการโดยใช้ ORP probes การถ่ายตะกอนที่มีความเข้มข้นของไนเตรตสูงไปยังบ่อหมักแบบไร้อากาศมีการกำหนดค่า ORP โดยการวัดค่า ORP ของตะกอน ORP เพิ่มจาก -400 มิลลิโวลต์ การถ่ายตะกอนอาจสิ้นสุดเมื่อ ORP น้อยกว่า -300 มิลลิโวลต์ เพื่อป้องกันไม่ให้เกิดการสูญเสียมีเทน (Y S I Enviromental., 2008) นอกจากนี้ ORP ยังชี้วัดถึงปฏิกิริยาที่จุลินทรีย์ทำงาน ซึ่งเมื่อควบคุม ORP ให้อยู่ในสถานะที่เหมาะสมจะสามารถสร้างอาหารที่ส่งผลให้เกิดก๊าซมีเทนสูงซึ่งค่า ORP ที่เหมาะสมในช่วง acidogenesis อยู่ระหว่าง -284 ± 32.71 มิลลิโวลต์และช่วง methanogenesis อยู่ระหว่าง -335.63 ± 28.97 มิลลิโวลต์ (Vongvichiankul et al., 2017)

บทที่ 3

วิธีดำเนินงานวิจัย

การวิจัยนี้เป็นการนำระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ (Anaerobic membrane bioreactor; AnMBR) มาเพื่อศึกษาอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR) ที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพของระบบในการบำบัดน้ำชะมูลฝอยที่มีการออกแบบระบบ AnMBR ในระดับห้องปฏิบัติการ (lab – scale) โดยขั้นตอนในการดำเนินการแสดงดังรูปที่ 3 – 1 ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้



รูปที่ 3 – 1 แผนผังสรุปขั้นตอนการดำเนินการทดลอง

3.1 วิเคราะห์ลักษณะคุณสมบัติน้ำชะมูลฝอยเบื้องต้น

เก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยจากพื้นที่หลุมฝังกลบขยะมูลฝอยชุมชน เทศบาลเมืองบ้านพรุ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยทำการเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยจากท่อรวบรวมน้ำชะมูลฝอยชุมชนของเทศบาลเมืองบ้านพรุ ดังแสดงในรูปที่ 3 – 2 จะทำการเก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยในเดือนมีนาคม 2559 และเดือนมิถุนายน 2559 และเก็บรักษาโดยการแช่เย็นที่อุณหภูมิ 4 องศาเซลเซียส นำตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยไปทำการวิเคราะห์คุณลักษณะก่อนนำไปทำการทดลอง โดยพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ ได้แก่ ค่าพีเอช (pH) ซีโอดี (COD) ของแข็งทั้งหมด (TS) ของแข็งระเหยได้ (VS) ของแข็งแขวนลอย (SS) สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) ทีเคเอ็น (TKN) ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า (ORP) และกรดไขมันระเหยง่าย (VFA) วิเคราะห์ตามวิธีมาตรฐาน Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 2nd Edition, (APHA, AWWA, and WEF, 2012. Washington D.C., U.S.A.) ดังแสดงในตารางที่ 3 – 1



รูปที่ 3 – 2 เก็บตัวอย่างน้ำชะมูลฝอยจากพื้นที่หลุมฝังกลบขยะมูลฝอยชุมชน เทศบาลเมืองบ้านพรุ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา

ตารางที่ 3 – 1 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ลักษณะตัวอย่างน้ำชะมูลฝอย

พารามิเตอร์	เครื่องมือวิเคราะห์	วิธีการวิเคราะห์
1. พีเอช (pH)	pH meter (Hach seesion1)	Electrometric Method
2. ซีโอดีทั้งหมด (TCOD)	HACH DRB 200	Close Reflux Method
3. ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD)	HACH DRB 200	Close Reflux Method
4. ของแข็งทั้งหมด (TS)	อบในเตาอบ 103 – 105 °C	Gravimetric Method
5. ของแข็งระเหยได้ (VS)	เผาที่อุณหภูมิ 550 °C	Gravimetric Method
6. ของแข็งแขวนลอย (SS)	อบในเตาอบ 103 – 105 °C	Gravimetric Method
7. สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity)	การไทเทรต	Direct Titration Method
8. ทีเคเอ็น (TKN)	Gerhardt Kjeldatherm KB 8, Gerhardt Vapodest 45s	Kjeldahl Nitrogen Method
9. ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า (ORP)	ORP meter (YSI 3200)	Electrometric Method
10. กรดไขมันระเหยง่าย (VFA)	การไทเทรต	Direct Titration Method

3.2 วิเคราะห์ลักษณะคุณสมบัติตะกอนเบื้องต้น

เชื้อตะกอนจุลินทรีย์ (Seed) สำหรับใช้ในการเริ่มต้นระบบ (Start – Up) นำมาจากก้อนบ่อรวบรวมน้ำชะมูลฝอยจากพื้นที่หลุมฝังกลบขยะมูลฝอยชุมชน เทศบาลเมืองบ้านพรุ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา และมีการคัดแยกดิน ทราซออกจากตะกอน ดังแสดงในรูปที่ 3 – 3 และตะกอนจากบริษัท ผลิตอุตสาหกรรมน้ำยางข้น จำกัด อำเภอจะนะ จังหวัดสงขลา มาผสมในสัดส่วน 1:1 นำมาวิเคราะห์ค่าของแข็งแขวนลอยระเหย (Mixed Liquor Volatile Suspended Solids; MLVSS) เป็นค่าที่บ่งบอกปริมาณหรือความเข้มข้นเริ่มต้นของตะกอนจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ และวิเคราะห์ลักษณะอื่นๆของเชื้อตะกอนจุลินทรีย์ดังแสดงในตารางที่ 3 – 2



รูปที่ 3 – 3 ลักษณะทางกายภาพของตะกอนผสมที่ใช้ในงานวิจัย

ตารางที่ 3 – 2 พารามิเตอร์และวิธีการวิเคราะห์ลักษณะตัวอย่างตะกอน

พารามิเตอร์	เครื่องมือวิเคราะห์	วิธีการวิเคราะห์
1. พีเอช (pH)	pH meter	Electrometric Method
2. ซีโอดีทั้งหมด (TCOD)	HACH DRB 200	Close Reflux Method
3. ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD)	HACH DRB 200	Close Reflux Method
4. ของแข็งแขวนลอย (MLSS)	อบในเตาอบ 103 – 105 °C	Gravimetric Method
5. ของแข็งแขวนลอยระเหย (MLVSS)	เผาที่อุณหภูมิ 550 °C	Gravimetric Method
6. สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity)	การไทเทรต	Direct Titration Method
7. ทีเคเอ็น (TKN)	Gerhardt Kjeldatherm KB 8, Gerhardt Vapodest 45s	Kjeldahl Nitrogen Method
8. ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า (ORP)	ORP meter	Electrometric Method
9. กรดไขมันระเหยง่าย (VFA)	การไทเทรต	Direct Titration Method

3.3 การเลี้ยงตะกอนก่อนเริ่มต้นระบบ

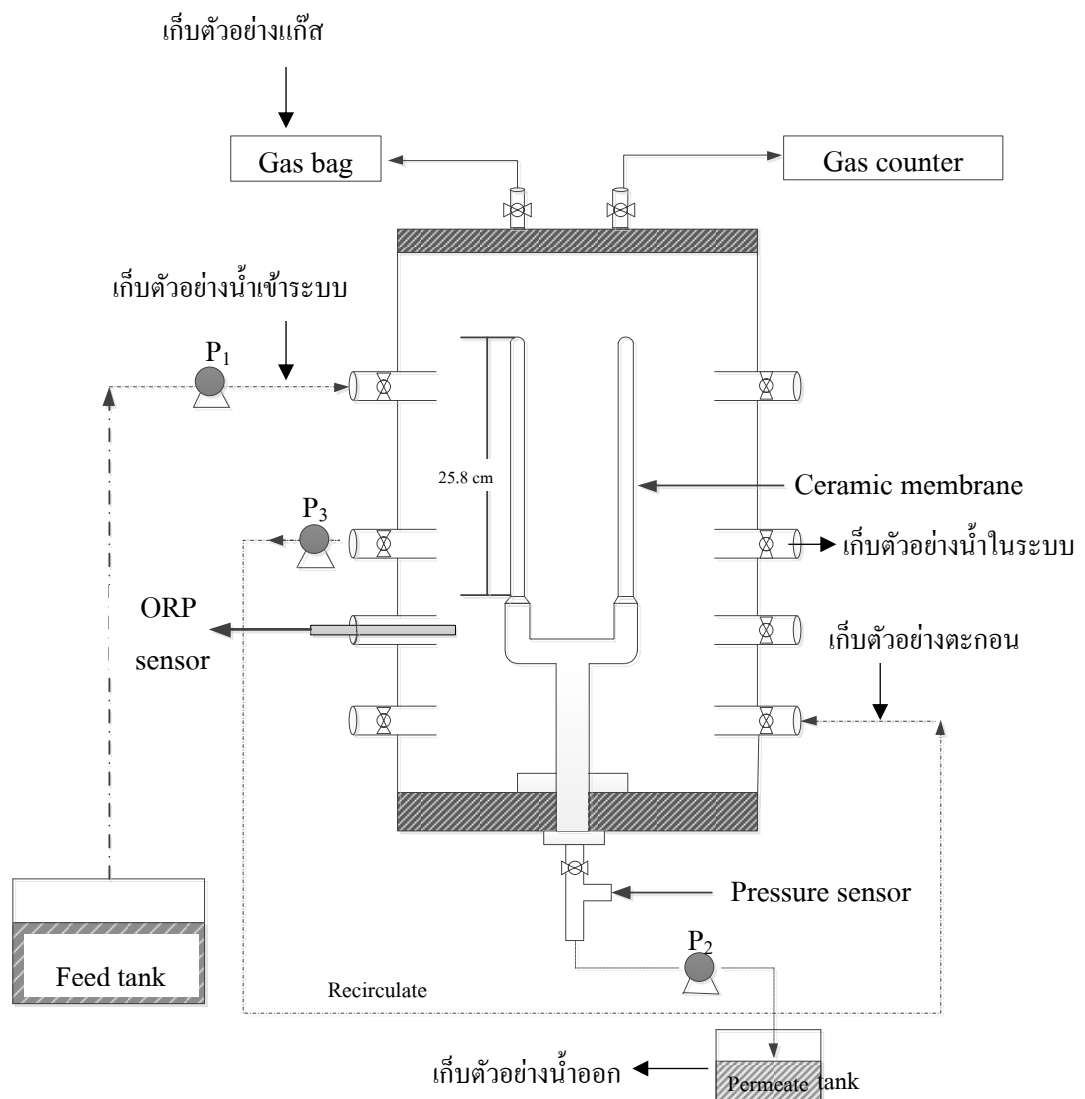
ทำการเติมตะกอนสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอยในระบบบ่อฝัง จากหลุมฝังกลบเทศบาลเมืองบ้านพรุ ร่วมกับตะกอนจาก บริษัท ฉลองอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด อำเภोजะนะ จังหวัดสงขลา ในอัตราส่วน 1:1 ปริมาณ 10 ลิตร ผสมกับน้ำชะมูลฝอย 10 ลิตรทำการหมุนเวียนตะกอนทุก 3 ชั่วโมง หยุด 1 ชั่วโมง ซึ่งการเดินระบบจะดำเนินการโดยเพิ่มปริมาณน้ำชะมูลฝอยเข้าระบบร้อยละ 15 ในทุก 2 สัปดาห์ จนเป็นร้อยละ 100 เป็นเวลาประมาณ 6 สัปดาห์ โดยมีระยะเวลาพัก 4 วัน และเมื่อค่าซี โอดีคองที่จึงดำเนินการเดินระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ

3.4 การทดสอบเมมเบรนก่อนเริ่มการทดลอง

ในขั้นตอนการเตรียมการก่อนเดินระบบบำบัดน้ำเสียของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบจมตัว ต้องทดสอบความพร้อมของอุปกรณ์ และทดสอบชุดเมมเบรน ซึ่งเมมเบรนที่ใช้ในการดำเนินระบบเป็น Ceramic membrane จากนั้นทดสอบความสามารถในการซึมผ่านของชุดเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) โดยป้อนน้ำกลั่นผ่านเมมเบรนสะอาด ซึ่งใช้แรงดันในการเดินระบบ 0.2, 0.4, 0.6 และ 0.8 บาร์ เดินระบบแต่ละแรงดันเป็นเวลา 15 นาที และทำการเก็บตัวอย่างทุกๆ 1 นาที โดยกำหนดค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนสูงสุดที่ 1 บาร์ จึงหยุดเดินระบบ นำค่าที่ได้ไปสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างฟลักซ์และค่าความดัน เพื่อคำนวณหาค่าความต้านทานเชิงพลศาสตร์ของเมมเบรน สะอาดก่อนใช้งาน (Initial hydronamic resistance of membrane; R_m) ข้อมูลได้จากภาคผนวก ก

3.5 ออกแบบระบบบำบัดแบบไร้อากาศในระดับห้องปฏิบัติการ (lab-scale)

การออกแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศในระดับห้องปฏิบัติการ (lab – scale) พร้อมติดตั้งเครื่องมือควบคุมสถานะการดำเนินการ ดังแสดงในรูปที่ 3 – 4 ซึ่งประกอบด้วย



รูปที่ 3 – 4 ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ

1. ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ (AnMBR) มีชุดเมมเบรนแบบเซรามิกเมมเบรน (ceramic membrane) วางจมอยู่ในถังปฏิกรณ์และมีรายละเอียดดังแสดงในรูปที่ 3 – 5 และตารางที่ 3 – 3 โดยถังปฏิกรณ์ผลิตด้วยวัสดุแผ่นสแตนเลสหนา 1.5 มิลลิเมตร เส้นผ่านศูนย์กลาง 30 เซนติเมตร สูง 50 เซนติเมตร มีปริมาตรทั้งหมด (total volume) 30 ลิตร ปริมาตรการทำงาน (working volume) 25 ลิตร
2. ถังป้อนน้ำเสียที่เก็บน้ำเสียก่อนสูบเข้าสู่ถังปฏิกรณ์
3. ถังเก็บน้ำที่ผ่านเมมเบรนที่ออกจากระบบหรือถังเก็บน้ำเพอมีเอท
4. เครื่องสูบแบบปริค (Peristaltic pump) จำนวน 2 เครื่อง
 - เครื่องที่ 1 ทำหน้าที่สูบน้ำเสียจากถังป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถัง AnMBR
 - เครื่องที่ 2 ทำหน้าที่สูบน้ำออกจากชุดเมมเบรนเพื่อเข้าสู่ถังน้ำออกจากระบบหรือน้ำเพอมีเอท
5. ปั๊ม Recirculate จำนวน 1 เครื่อง ทำหน้าที่ในการสูบน้ำเสียเพื่อหมุนเวียนน้ำเสียในระบบ AnMBR
6. Pressure sensor เป็นเซนเซอร์สำหรับวัดค่าความดันสูญเสียจากถัง เพื่อใช้ติดตามค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane Pressure: TMP)
7. ORP and pH sensor เป็นเซนเซอร์สำหรับวัดค่าความเป็นกรด – ด่าง และวัดค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า



รูปที่ 3 – 5 ลักษณะของชุดเมมเบรนใหม่ที่ยังไม่ได้ผ่านการกรอง

ตารางที่ 3 – 3 คุณลักษณะของเมมเบรนในงานวิจัย

คุณลักษณะเฉพาะ	รายละเอียด
ประเภทเมมเบรน	เซรามิก
ความยาวเมมเบรน(cm)	25.8
ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเมมเบรน (cm)	1.5
วัสดุผลิตเมมเบรน	Al ₂ O ₃ และ Bentonite white
ขนาดรูพรุน (μm)	0.3
พื้นที่กรอง (m ²)	0.046

3.6 การเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบต่อเนื่อง

3.6.1 การเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ AnMBR 1

1. การเตรียมน้ำชะมูลฝอย
2. ทำการเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ โดยทำการป้อนน้ำชะมูลฝอยเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ด้วยปั๊ม P1 (รูปที่ 3 – 4) ที่อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ 3 และ 6 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน เพื่อทำหน้าที่รักษาระดับน้ำภายในถังปฏิกรณ์ให้คงที่ และใช้ปั๊ม P3 เพื่อทำหน้าที่ในการหมุนเวียนน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ ด้วยอัตราการหมุนเวียนน้ำเสีย 1 ลิตรต่อนาที
3. คูดน้ำเสียที่ผ่านการกรองด้วยปั๊ม P2 โดยสูบที่ทางออกของชุดเมมเบรน ทำการเดินระบบแบบต่อเนื่อง ที่อุณหภูมิห้อง สรุปลักษณะการดำเนินงานของระบบ AnMBR 1 ดังตารางที่ 3 – 4
4. เก็บตัวอย่างน้ำเสียในถังป้อนน้ำเสียก่อนเข้าระบบ ภายในถังถังปฏิกรณ์ และถังเก็บน้ำเสียที่ออกจากระบบ (ถังน้ำเพอมีเอท) แล้วนำไปวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสีย เพื่อหาประสิทธิภาพในการทำงานของระบบตามพารามิเตอร์ และความถี่ในการวิเคราะห์ดังแสดงในตารางที่ 3 – 5 โดยจะทำการวิเคราะห์ค่า pH ORP ปริมาณน้ำออกปริมาณก๊าซชีวภาพและบันทึกค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (TMP) ทุกวัน

3.6.2 การเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ AnMBR 2

1. การเตรียมน้ำชะมูลฝอย

2. ทำการเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ โดยทำการป้อนน้ำชะมูลฝอยเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ด้วยปั๊ม P1 (รูปที่ 3 – 4) ที่อัตราการบรรทุกสารอินทรีย์ 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน เพื่อทำหน้าที่รักษาระดับน้ำภายในถังปฏิกรณ์ให้คงที่ และใช้ปั๊ม P3 เพื่อทำหน้าที่ในการหมุนเวียนน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ ด้วยอัตราการหมุนเวียนน้ำเสีย 1 ลิตรต่อ นาที

3. ควบน้ำเสียที่ผ่านการกรองด้วยปั๊ม P2 โดยสูบที่ทางออกของชุดเมมเบรน ทำการเดินระบบแบบต่อเนื่อง ที่อุณหภูมิห้อง สรุปสถานะการดำเนินงานของระบบ AnMBR 2 ดังตารางที่ 3 – 4

4. เก็บตัวอย่างน้ำเสียในถังป้อนน้ำเสียก่อนเข้าระบบ ภายในถังถังปฏิกรณ์ และถังเก็บน้ำเสียที่ออกจากระบบ (ถังเก็บน้ำเพอมีเอท) แล้วนำไปวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสีย เพื่อหาประสิทธิภาพในการทำงานของระบบตามพารามิเตอร์ และความถี่ในการวิเคราะห์ดังแสดงในตารางที่ 3 – 5 โดยจะทำการวิเคราะห์ค่า pH ORP ปริมาณน้ำออก ปริมาณก๊าซชีวภาพและบันทึกค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (TMP) ทุกวัน

ตารางที่ 3 – 4 สถานะการทำงานของระบบ AnMBR

Condition	Unit	Reactor	
		AnMBR 1	AnMBR 2
OLR	kg COD/m ³ .d	3 ± 0.68 และ 6 ± 1.61	8 ± 0.76 และ 12 ± 1.23
pH	-	6.8 – 7.8	6.8 – 7.8
V	L	25	

หมายเหตุ ; OLR 3 ± 0.68, 6 ± 1.61, 8 ± 0.76 และ 12 ± 1.23 ภายในเล่มระบุเป็น OLR 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน

ตารางที่ 3 – 5 พารามิเตอร์ ความถี่และวิธีการวิเคราะห์ลักษณะตัวอย่างน้ำเสีย

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์	ความถี่วิเคราะห์	วิธีการวิเคราะห์
1. น้ำเสีย ป้อนเข้าสู่ ระบบ	1. พีเอช (pH)	ทุกวัน	Electrometric Method
	2. ซีโอดีทั้งหมด (TCOD)	ทุก 3 วัน	Close Reflux Method
	3. ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD)	ทุก 3 วัน	Close Reflux Method
	4. ของแข็งทั้งหมด (TS)	ทุก 3 วัน	Gravimetric Method
	5. ของแข็งระเหยได้ (VS)	ทุก 3 วัน	Gravimetric Method
	6. ของแข็งแขวนลอย (SS)	ทุก 3 วัน	Gravimetric Method
	7. สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity)	ทุก 3 วัน	Direct Titration Method
	8. กรดไขมันระเหยง่าย (VFA)	ทุก 3 วัน	Direct Titration Method
2. ถังปฏิกรณ์ ชีวภาพเมม เบรน	1. พีเอช (pH)	ทุกวัน	Electrometric Method
	2. ซีโอดีทั้งหมด (TCOD)	ทุก 3 วัน	Close Reflux Method
	3. ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD)	ทุก 3 วัน	Close Reflux Method
	4. ของแข็งแขวนลอย (MLSS)	1 ครั้ง/สัปดาห์	Gravimetric Method
	5. ของแข็งระเหย (MLVSS)	1 ครั้ง/สัปดาห์	Gravimetric Method
	6. สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity)	ทุก 3 วัน	Direct Titration Method
	7. กรดไขมันระเหยง่าย (VFA)	ทุก 3 วัน	Direct Titration Method
	8. ค่าความต่างศักย์ไฟฟ้า (ORP)	ทุกวัน	Electrometric Method
3. เพอมิเอท	1. ปริมาณน้ำออก	ทุกวัน	Flow measurement
	2. ซีโอดี (COD)	ทุก 3 วัน	Close Reflux Method

3.6.3 การควบคุมระบบ

1. การควบคุมค่าพีเอช

ทำการควบคุมค่า pH โดยจะวัดค่า pH ของน้ำชะมูลฝอยก่อนเข้าระบบถึงปฏิกรณ์ให้อยู่ในช่วง 6.8 – 7.8 หากค่า pH ไม่อยู่ในช่วงดังกล่าวจะทำการปรับค่า pH ให้อยู่ในช่วงถ้าค่า pH มากกว่า 6.8 – 7.8 จะปรับด้วยกรดไฮโดรคลอริกหรือหากค่า pH น้อยกว่า 6.8 – 7.8 จะปรับด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ เพื่อให้ค่า pH อยู่ในช่วงที่ต้องการและเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียสร้างมีเทน

2. การประเมินการอุดตัน

ประเมินการอุดตันของเมมเบรนจากค่าอัตราการไหลผ่านเมมเบรน (flux) ที่ลดลงอย่างต่อเนื่องซึ่งกำหนดค่าอัตราการไหลผ่านเมมเบรนหรือค่าฟลักซ์ไม่ต่ำกว่า 1.5 LMH หากค่าฟลักซ์ลดลงต่ำกว่า 1.5 LMH ทำการล้างย้อนเมมเบรนเพื่อเปรียบเทียบกับ การตรวจวัดค่าแรงดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane pressure; TMP) ที่สูงขึ้น

3.7 การวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ

ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจะถูกวัดปริมาตรโดยใช้หลักการแทนที่ของน้ำ และทำการเก็บตัวอย่างก๊าซชีวภาพ แล้วนำไปวิเคราะห์เพื่อหาประสิทธิภาพการทำงานของระบบ และความถี่ในการวิเคราะห์ตามพารามิเตอร์ดังแสดงในตารางที่ 3 – 6 การเก็บตัวอย่างก๊าซชีวภาพเพื่อนำไปวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ ซึ่งประกอบด้วยก๊าซมีเทน (CH_4) ก๊าซคาร์บอน ไดออกไซด์ (CO_2) และก๊าซไนโตรเจน (N_2) โดยทำการเก็บตัวอย่างก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้น ไปวิเคราะห์ทุก 1 สัปดาห์ และนำไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Gas Chromatography (GC) รุ่น GC7890Agilent 7890A ดังแสดงในรูปที่ 3 – 6 ซึ่งปรับสถานะสำหรับทดสอบดังแสดงในตารางที่ 3 – 7

ตารางที่ 3 – 6 พารามิเตอร์ ความถี่และวิธีการวิเคราะห์ลักษณะตัวอย่างก๊าซชีวภาพ

จุดเก็บตัวอย่าง	พารามิเตอร์	ความถี่วิเคราะห์	วิธีการวิเคราะห์
1. ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เมมเบรน	1. ปริมาณก๊าซชีวภาพ	ทุกวัน	-การวัดปริมาตรโดยการแทนที่น้ำ
	2. องค์ประกอบก๊าซชีวภาพ	1 ครั้ง/สัปดาห์	- Gas chromatography Method

ตารางที่ 3 – 7 สภาวะการวิเคราะห์ห้องค้ำประกอบก๊าซชีวภาพด้วยเครื่อง GC

พารามิเตอร์	เงื่อนไข
Column	28.0 × 30.5 × 16.5 เซนติเมตร
Inlet temperature	260 องศาเซลเซียส
Oven temperature	Initial temperature 50 องศาเซลเซียส, Hold time 1.5 นาที Post run 100 องศาเซลเซียส, Post time 1 นาที
Detector temperature	260 องศาเซลเซียส
Reference flow (He)	60 มิลลิลิตรต่อนาที
Make up flow (He)	5 มิลลิลิตรต่อนาที
Data rate	50 เฮิร์ต



รูปที่ 3 – 6 เครื่องวิเคราะห์ห้องค้ำประกอบก๊าซชีวภาพที่ใช้ในการทดลอง

3.8 การวิเคราะห์ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane pressure; TMP)

การวิเคราะห์ค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane pressure; TMP) จากกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนและอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ระหว่างการเดินระบบที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์เป็น 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน โดยทำการล้างย้อนเมมเบรนด้วยน้ำเพอมีเอททุกวันก่อนสิ้นสุดการทดลองในแต่ละวันเพื่อลดการอุดตันของเมมเบรน และเมื่อค่าฟลักซ์ลดต่ำกว่า 1.5 LMH จะทำการหยุดระบบเพื่อทำความสะอาดเมมเบรนในถังปฏิกรณ์ โดยทำการล้างย้อนและล้างผิวเมมเบรนด้วยกลไกทางกายภาพ ซึ่งจะทำกรฟื้นฟูสภาพเมมเบรนด้วยวิธีล้างย้อน (Back wash) ด้วยน้ำกลั่นและใช้สารเคมีในการฟื้นฟูสภาพเมมเบรนซึ่งมีขั้นตอนดังนี้

1. นำชุดเมมเบรนออกจากถังปฏิกรณ์ แล้วใช้ปั๊มสูบน้ำกลั่นล้างย้อนกลับเข้าสู่ชุดเมมเบรนเป็นระยะเวลา 30 นาที
2. นำชุดเมมเบรนทำความสะอาดด้วยสารเคมี โดยการนำไปแช่ในสารเคมี 3 ชนิด ดังนี้
 - ล้างด้วยกรดซัลฟิวริกความเข้มข้น 1 % เป็นเวลา 2 ชั่วโมง
 - ล้างด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ ความเข้มข้น 1% เป็นเวลา 2 ชั่วโมง
 - ล้างด้วยโซเดียมไฮเปอร์คลอไรด์ ความเข้มข้น 0.5% เป็นเวลา 6 ชั่วโมง
3. หลังจากนั้นกรองน้ำกลั่นผ่านเมมเบรน เป็นระยะเวลา 15 นาที บันทึกค่า TMP และปริมาณน้ำที่กรองได้ (เพอมีเอท) เพื่อคำนวณค่า R_m หลังจากล้างด้วยสารเคมี
4. โดยให้ค่า $J/J_0 = 0.8 - 1.0$ ค่ายอมรับได้ เพื่อให้เมมเบรนมีความพร้อมสามารถนำกลับมาใช้งานต่อได้

3.9 การวิเคราะห์ข้อมูล

1. การวิเคราะห์ประสิทธิภาพของระบบ AnMBR เพื่อนำมาเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพในการบำบัดในรูปร้อยละ ดังสมการที่ 3 – 1 (Metcalf and Eddy, 2004)

$$\% \text{COD removal} = \frac{(\text{COD}_{\text{Influent}} - \text{COD}_{\text{effluent}})}{\text{COD}_{\text{Influent}}} \times 100 \quad (3-1)$$

โดย $\text{COD}_{\text{Influent}}$ = ค่าพารามิเตอร์ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ
 $\text{COD}_{\text{Effluent}}$ = ค่าพารามิเตอร์ของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด

2. เปรียบเทียบประสิทธิภาพของการบำบัดชีโอดี ระหว่างการบำบัดทางชีวภาพ โดยการย่อยสลาย (Biodegradability) และการบำบัดโดยการกรองผ่านเมมเบรน (Filtration) ดังสมการที่ 3 – 2 (Hu et al., 2017)

$$\begin{aligned} \text{Total COD removal} &= \frac{(\text{TCOD}_{\text{inf}} - \text{COD}_{\text{permeate}})}{\text{TCOD}_{\text{inf}}} \times 100 \\ \text{Biological removal} &= \frac{(\text{TCOD}_{\text{inf}} - \text{supernatant COD})}{\text{TCOD}_{\text{inf}}} \times 100 \\ \text{Physical removal} &= \frac{(\text{supernatant COD} - \text{COD}_{\text{permeate}})}{\text{TCOD}_{\text{inf}}} \times 100 \quad (3-2) \end{aligned}$$

โดยที่ TCOD_{inf} = ค่า TCOD ของน้ำเสียก่อนเข้าระบบ
 $\text{COD}_{\text{permeate}}$ = ค่า COD ของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด
 Supernatant COD = ค่า Supernatant COD ของน้ำเสียภายในระบบ

3. คำนวณอัตราการย่อยสลายแบบไฮโดรไลซิส (Hydrolysis yield) ดังสมการที่ 3 – 3 (Demirel and Yenigun, 2004) และอัตราการย่อยสลายแบบ Acidification yield ดังสมการที่ 3 – 4 (Yilmaz and Demirel, 2008)

$$\text{Hydrolysis yield} = \frac{S_s}{S_t} \times 100 \quad (3-3)$$

$$\text{Acidification yield} = \frac{S_{\text{VFA}}}{S_s} \times 100 \quad (3-4)$$

โดยที่

S_s	=	ความเข้มข้นของ COD ละลายน้ำในทางออกระบบ
S_t	=	ความเข้มข้นของ COD เข้าระบบ
S_{VFA}	=	ความเข้มข้นของ VFA ทั้งหมด ในหน่วย mgCOD/l

4. คำนวณอัตราการผลิตก๊าซมีเทนต่อการบำบัดชีโอดี (methane yield) ดังสมการที่ 3 – 5 (Metcalf and Eddy, 2004)

$$\text{methane yield} \left(\frac{L_{\text{CH}_4}}{\text{gCOD}_{\text{removal}}} \right) = \frac{\text{Biogas Production(L/d)} \times \% \text{CH}_4}{[\text{COD}_{\text{Inf}}(\text{g/d}) - \text{COD}_{\text{Eff}}(\text{g/L})] \times Q(\text{L/d})} \quad (3-5)$$

บทที่ 4

ผลการทดลองและวิจารณ์

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของระบบบำบัดเมมเบรนแบบไร้อากาศเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัด โดยมีการศึกษาอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่แตกต่างกันที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน โดยมีการควบคุมค่าพีเอชให้อยู่ในช่วง 6.8 – 7.8 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ (Anaerobic Membrane Bioreactor; AnMBR) ซึ่งมีผลการศึกษาดังต่อไปนี้

4.1. ลักษณะน้ำเสียและตะกอนที่ใช้ในการทดลอง

4.1.1 น้ำชะมูลฝอย

ในการทดลองนี้ใช้น้ำเสียของน้ำชะมูลฝอยจากหลุมฝังกลบเทศบาลเมืองบ้านพรุ อำเภอลาดใหญ่ จังหวัดสงขลา โดยเก็บจากท่อรวบรวมน้ำชะมูลฝอยก่อนปล่อยลงสู่บ่อบำบัด ซึ่งลักษณะน้ำชะมูลฝอยดังแสดงในรูปที่ 4 – 1 จากนั้นนำมาวิเคราะห์คุณสมบัติทางเคมี พบว่า น้ำชะมูลฝอยมีสภาพเป็นกรดอ่อน มีค่าพีเอชเท่ากับ 6.36 ± 0.05 ความเข้มข้นของชีโอดีเท่ากับ $63,468 \pm 4,852$ มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งค่าที่ได้จากการวิเคราะห์คุณสมบัติทางเคมีของน้ำชะมูลฝอยแสดงดังตารางที่ 4 – 1

ตารางที่ 4 – 1 คุณลักษณะของน้ำชะมูลฝอยที่ใช้ในการทดลอง

พารามิเตอร์ (หน่วย)	ค่า (\pm SD)
pH	6.36 \pm 0.05
อุณหภูมิ ($^{\circ}$ C)	30 \pm 0.5
Conductivity (mS/cm)	19 \pm 3.5
TCOD (mg/L)	63,468 \pm 4,852
SCOD (mg/L)	56,498 \pm 5,151
TS (mg/L)	26,620 \pm 320
TSS (mg/L)	16,850 \pm 250
VS (mg/L)	11,513 \pm 420
TKN (mg/L)	16,541 \pm 501
Alkalinity (mg/L)	10,300 \pm 320
VFA (mg/L)	14,125 \pm 480
ORP (mV)	- 392 \pm 40
โลหะหนัก (mg/L)	
- ปรัต	ไม่พบ
- แมงกานีส	2.696 \pm 0.01
- แคดเมียม	0.079 \pm 0.045
- สังกะสี	1.682 \pm 0.0255
- ตะกั่ว	0.024 \pm 0.0045



รูปที่ 4 – 1 ลักษณะของตัวอย่างน้ำชะมูลฝอย

4.1.2 เชื้อตะกอนจุลินทรีย์

เชื้อตะกอนเริ่มต้นที่ใช้ในการทดลองจากระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอย เทศบาลเมืองบ้านพรุ อำเภอหาดใหญ่ จังหวัดสงขลา ร่วมกับตะกอนจุลินทรีย์จากบริษัททดลองอุตสาหกรรมน้ำยางชั้น จำกัด อำเภอจะนะ จังหวัดสงขลาผลการวิเคราะห์คุณลักษณะทางเคมีของตะกอนเชื้อจุลินทรีย์ ดังแสดงในตารางที่ 4 – 2

ตารางที่ 4 – 2 คุณลักษณะตะกอนผสมที่ใช้ในการทดลอง

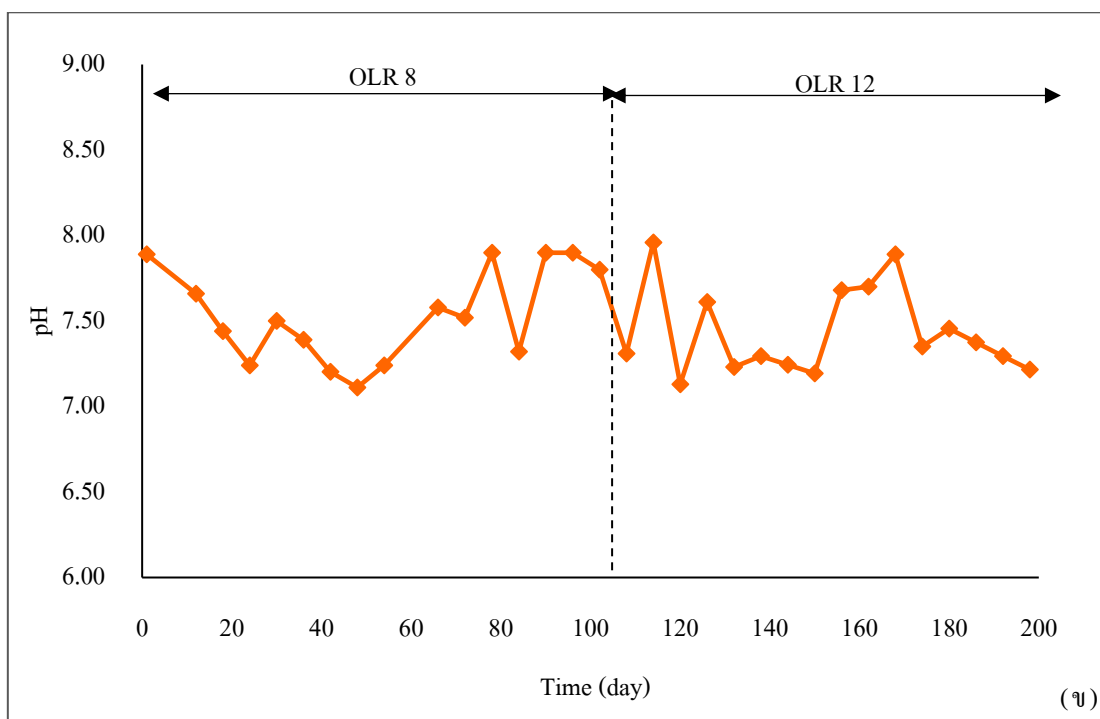
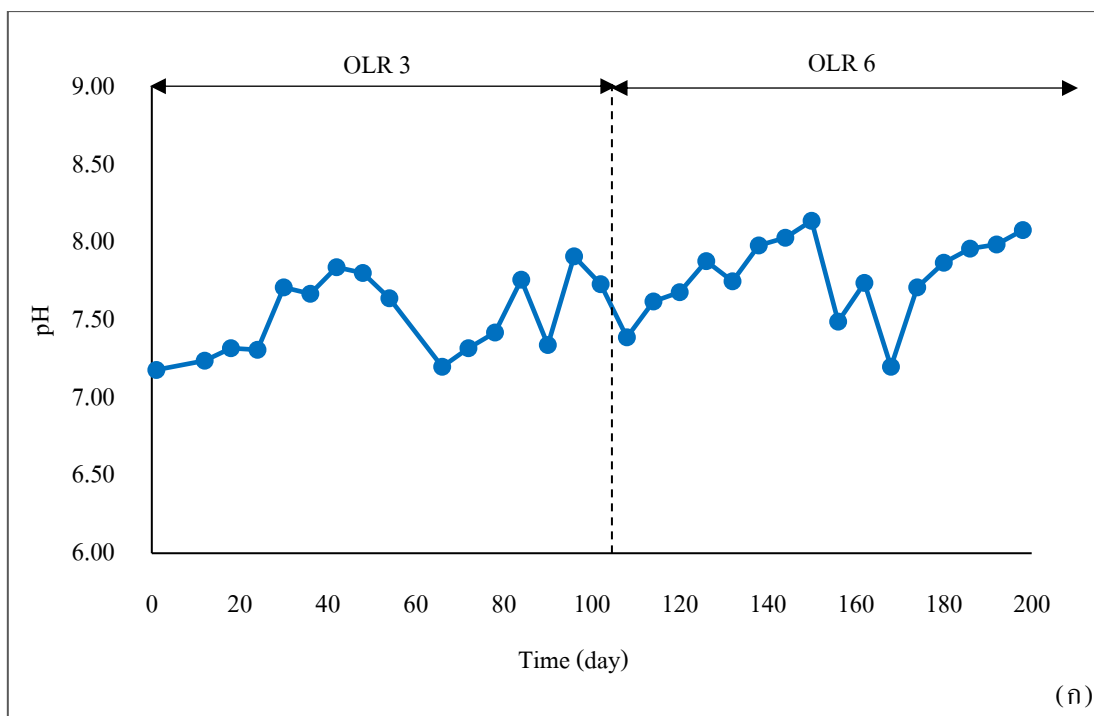
พารามิเตอร์ (หน่วย)	ค่า
pH	6.62
Conductivity (mS/cm)	18.61
TCOD (mg/L)	38,000
SCOD (mg/L)	32,000
TS (mg/L)	236,860
VS (mg/L)	66,710
MLSS (mg/L)	79,880
MLVSS (mg/L)	64,540
Alkalinity (mg/L)	10,015
VFA (mg/L)	13,375
TKN (mg/L)	13,620
ORP (mV)	-380

4.2. ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไร้อากาศ

การทดลองนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบ ไร้อากาศ (Anaerobic Membrane Bioreactor ; AnMBR) ซึ่งมีการเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบ ไร้อากาศ AnMBR 1 ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ 3 และ 6 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบ ไร้อากาศ AnMBR 2 ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ตามลำดับ

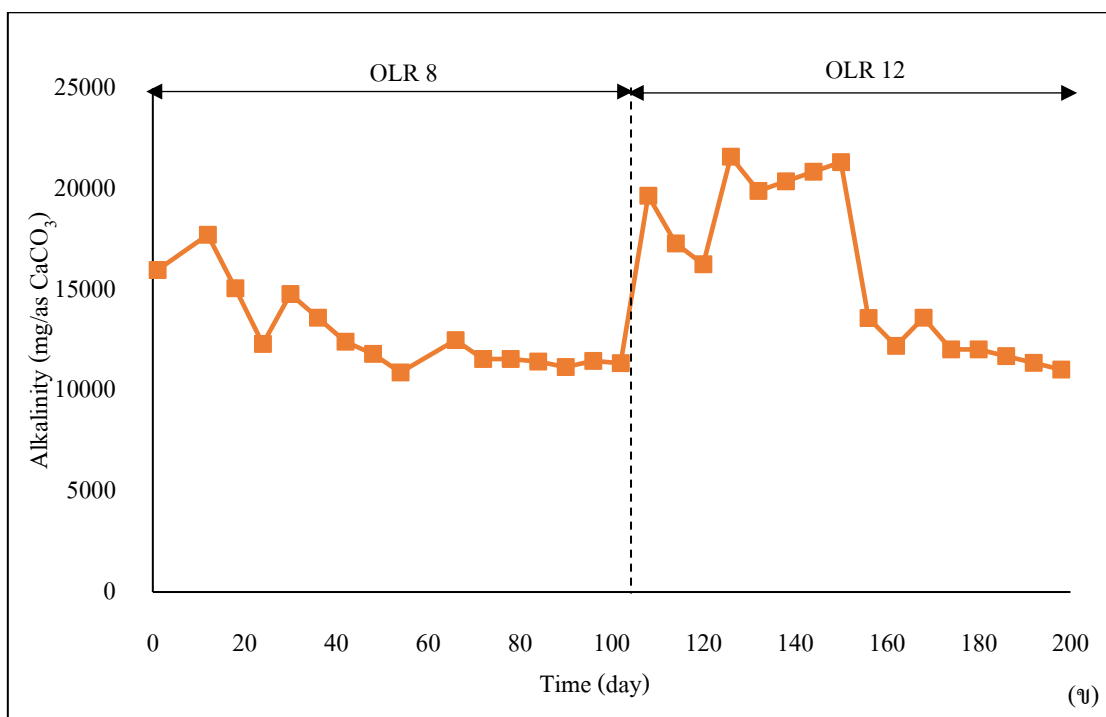
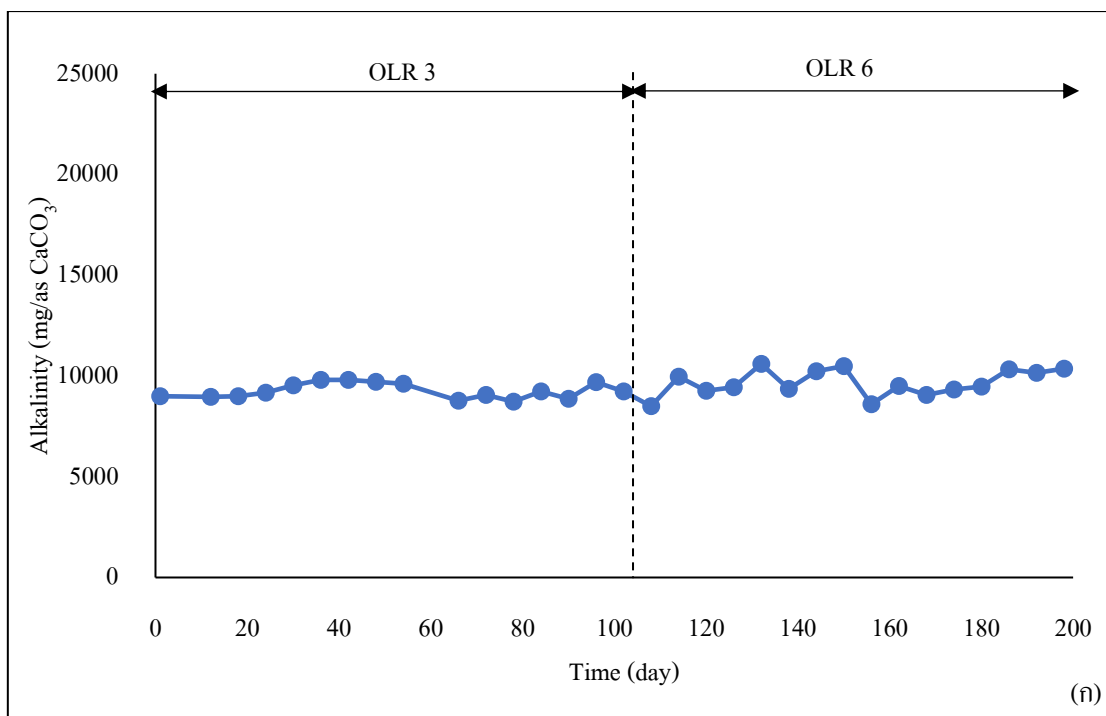
4.2.1 พีเอช สภาพความเป็นด่าง และกรดไขมันระเหยง่าย

ความเป็นกรด – ด่างหรือค่าพีเอช (pH) เป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญมากสำหรับใช้ในการควบคุมระบบบำบัดแบบ ไร้อากาศ เพราะค่าพีเอชมีผลกระทบต่อระบบบำบัดแบบ ไร้อากาศและการผลิตก๊าซชีวภาพโดยตรง ซึ่งช่วงค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับระบบบำบัดแบบ ไร้อากาศอยู่ในช่วง 6.8 – 7.4 (Mao et al., 2015) จากผลการทดลองพบว่า ค่าพีเอชของ AnMBR 1 ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ 3 และ 6 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีค่าพีเอชเท่ากับ 7.52 ± 0.25 และ 7.78 ± 0.25 และค่าพีเอชของ AnMBR 2 ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีค่าพีเอชเท่ากับ 7.54 ± 0.25 และ 7.43 ± 0.25 ตามลำดับ ซึ่งค่าพีเอชทุกอัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์มีค่าพีเอชอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในการผลิตก๊าซชีวภาพและมีค่าใกล้เคียงกันในทุกๆอัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ แม้จะมีอัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์เพิ่มสูงขึ้น แต่ไม่ได้ส่งผลกระทบต่อค่าพีเอชของระบบตลอดการทดลอง (Weiland, 2010) เนื่องจากระบบมีบัฟเฟอร์เพียงพอในการต้านการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอช



รูปที่ 4-2 ค่าพีเอชของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์แตกต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2

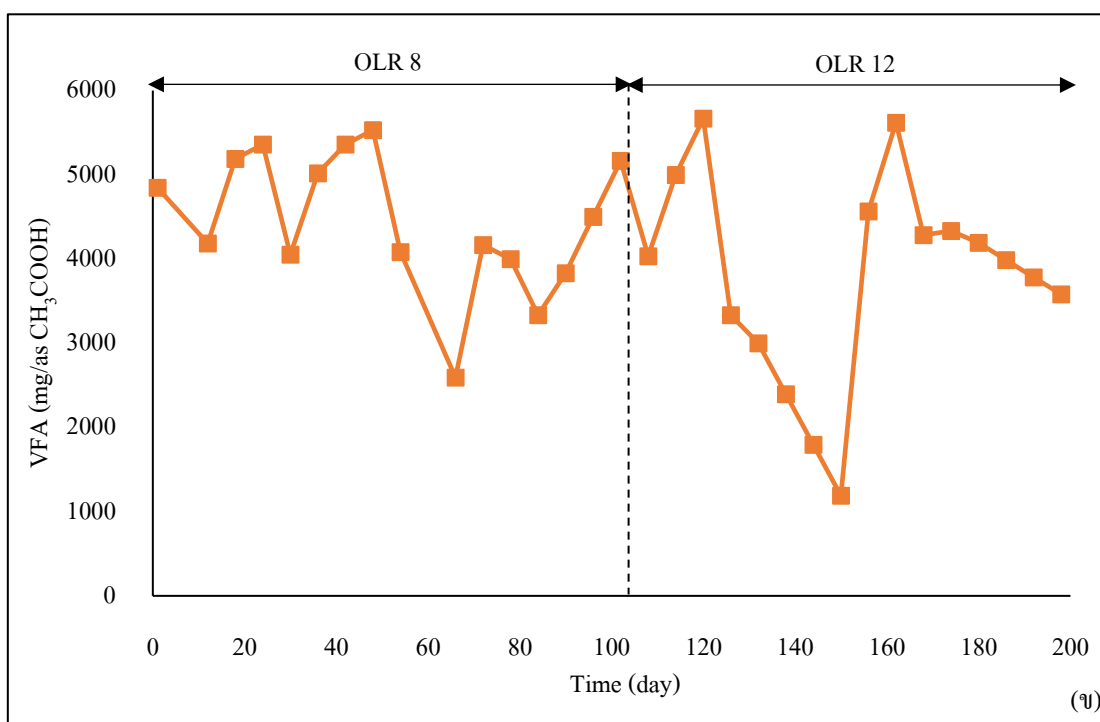
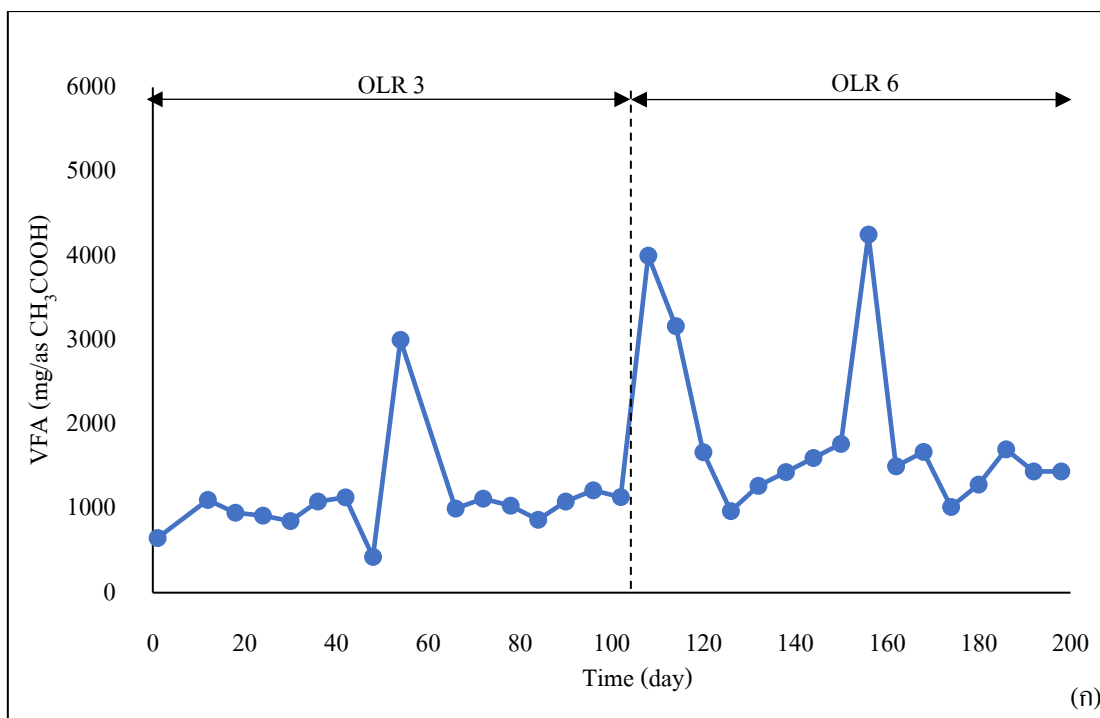
สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) เป็นตัวบ่งชี้ถึงสภาวะบัฟเฟอร์ในน้ำจะแสดงถึงความสามารถในการต้านทานการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชของน้ำเสียในระบบบำบัดแบบไร้อากาศให้มีค่าพีเอชคงที่ จากการวิเคราะห์น้ำเสียในระบบ AnMBR ที่สภาวะเสถียรของการเดินระบบ AnMBR 1 ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 3 และ 6 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และ AnMBR 2 ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ดังแสดงในรูปที่ 4 – 3 พบว่า มีค่าความเป็นด่างเท่ากับ $9,261.46 \pm 364.09$, $9,667.88 \pm 636.51$, $12,855.26 \pm 1946.46$ และ $15,931.58 \pm 3988.28$ มิลลิกรัมต่อลิตรแคลเซียมคาร์บอเนต ตามลำดับ พบว่าทั้งระบบ AnMBR 1 และ AnMBR 2 มีค่าความเป็นด่างสูงกว่าช่วงค่าทั่วไปของระบบบำบัดแบบไร้อากาศ คือ 2,500 – 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตรแคลเซียมคาร์บอเนต (Tauseef et al., 2013) เนื่องจากน้ำชะมูลฝอยและตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการวิจัยมีค่าความเป็นด่างสูงส่งผลให้ตะกอนจุลินทรีย์มีความสามารถที่จะอยู่ในสภาวะดังกล่าวได้ และเมื่อระบบหมักมีความเข้มข้นสูงก็จะสามารถผลิตไบคาร์บอเนต (HCO_3^-) ได้มาก



รูปที่ 4-3 ค่า Alkalinity ของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ต่างกันตามเงื่อนไข

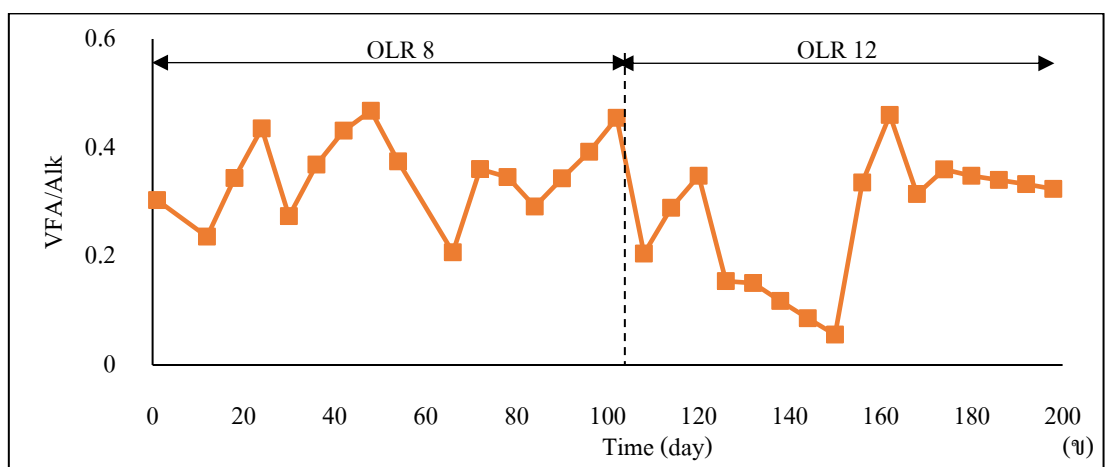
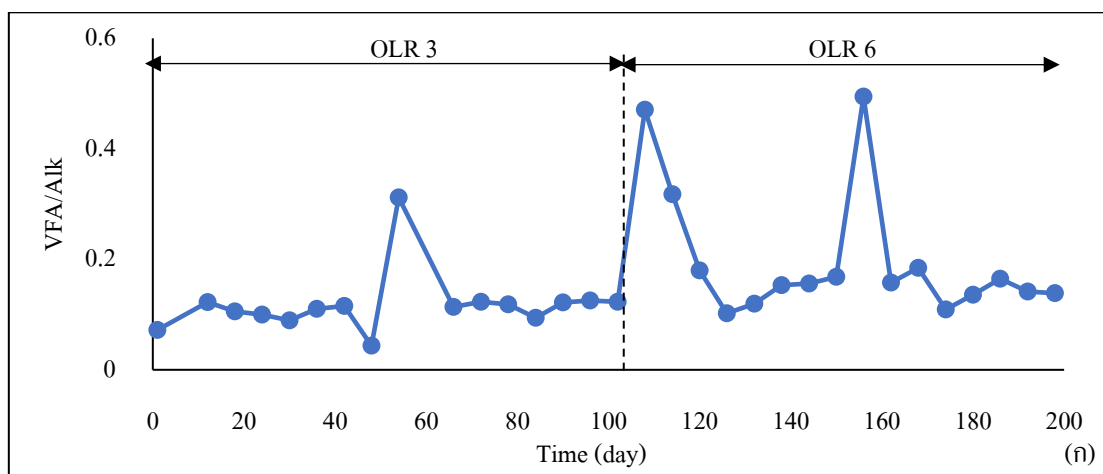
การทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2

กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid; VFA) เป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญสำหรับกระบวนการบำบัดแบบไร้อากาศ เพราะถ้าในระบบบำบัดมีปริมาณของกรดไขมันระเหยง่ายเพิ่มขึ้นและไม่มีการบำบัดก็จะส่งผลให้ค่าพีเอชเกิดการลดลงอย่างรวดเร็วและส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทน ซึ่งในสภาวะปกติปริมาณกรดไขมันระเหยง่าย ภายในถังปฏิกรณ์ไม่ควรเกิน 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554) จากผลการทดลองพบว่า ระบบมีปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายสูงมาก เพราะน้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียจริงจากหลุมฝังกลบขยะที่ไม่ได้ผ่านการบำบัด และในระบบ AnMBR ที่สภาวะเสถียรของการเดินระบบที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ดังแสดงในรูปที่ 4 – 4 พบว่า มีปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายเฉลี่ยเท่ากับ $1,097 \pm 528.79$, $1,885 \pm 969.04$, $4,450 \pm 793.94$ และ $3,797.23 \pm 1206.45$ มิลลิกรัมต่อลิตรกรดแอสซิดิก ตามลำดับ เมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นจะส่งผลให้ปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายสูงขึ้น แต่ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 12 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายน้อยกว่าที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 8 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Lim et al. (2008) พบว่า ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายเพิ่มขึ้นเป็น 28.9 – 30.0 กรัมต่อลิตร ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 13 กรัมต่อลิตรต่อวัน อย่างไรก็ตามการทำงานของเครื่องปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์นี้ไม่เสถียรเนื่องจากอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงเกินไปและน้ำเสียมีความหนืดมาก นอกจากนี้ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยง่ายยังต่ำกว่าที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 5 และ 9 กรัมต่อลิตรต่อวัน โดยอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงเช่นนี้อาจบ่งชี้ได้ว่าเกิดการสะสมของเสียที่เป็นของแข็งจากอาหารที่อยู่ภายในถังปฏิกรณ์



รูปที่ 4-4 ค่ากรดไขมันระเหยง่ายของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ที่ต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2

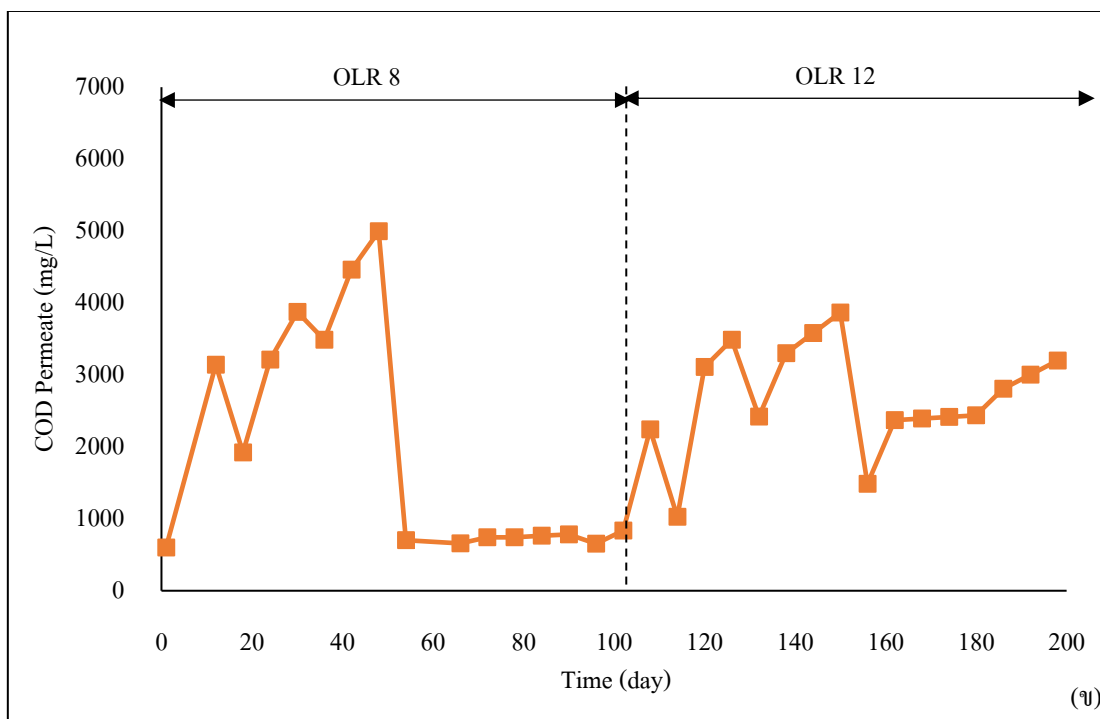
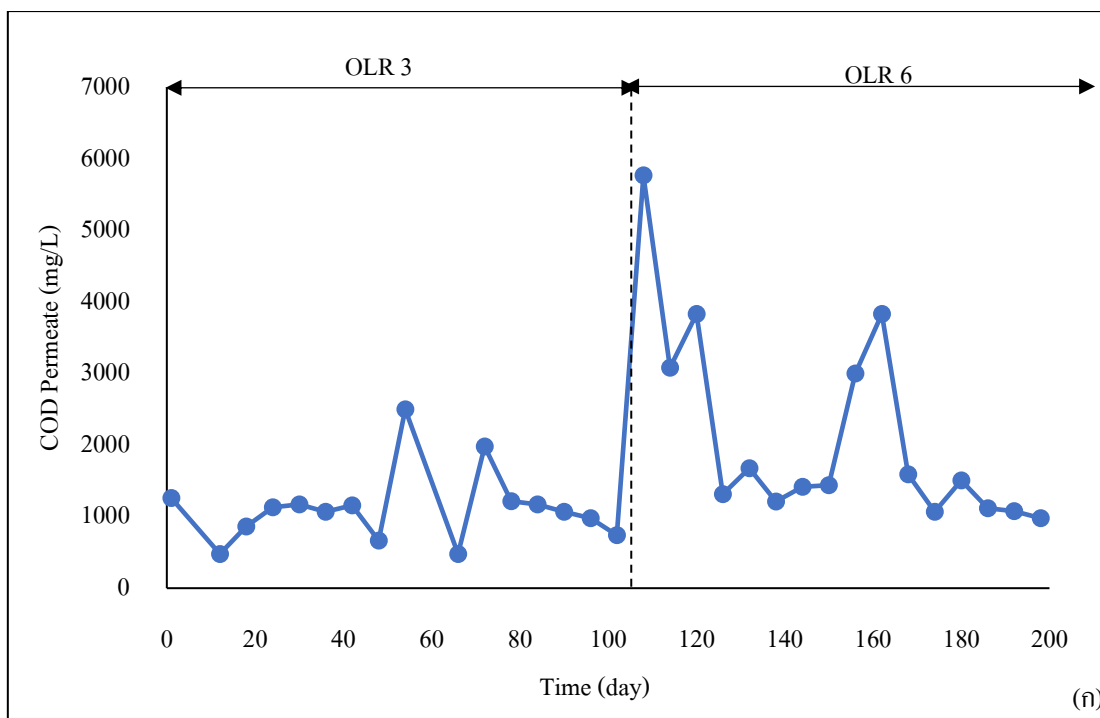
เมื่อพิจารณาอัตราส่วนของ VFA/Alk ซึ่งเป็นค่าการบ่งบอกถึงความสามารถในการรองรับการเปลี่ยนแปลงสภาพความเป็นกรดที่เกิดขึ้นของระบบได้ พบว่า ในระบบ AnMBR ที่สภาวะเสถียรของการเดินระบบที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอไซด์ต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ดังแสดงในรูปที่ 4 – 5 พบว่า มีค่า VFA/Alk เฉลี่ยเท่ากับ 0.12 ± 0.05 , 0.20 ± 0.12 , 0.35 ± 0.07 และ 0.26 ± 0.11 ตามลำดับ ซึ่งอัตราส่วนของ VFA/Alk ไม่เกิน 0.4 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554) จึงถือว่าเป็นประโยชน์สำหรับการเพิ่มการผลิตก๊าซชีวภาพและความเสถียรในกระบวนการย่อยสลาย (Ligia et al., 2012) จากผลการศึกษาดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าระบบบำบัดแบบไร้อากาศของทุกอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สามารถปรับสมดุลของความเป็นกรด – ด่างภายในระบบให้เหมาะสมในการเดินระบบ AnMBR



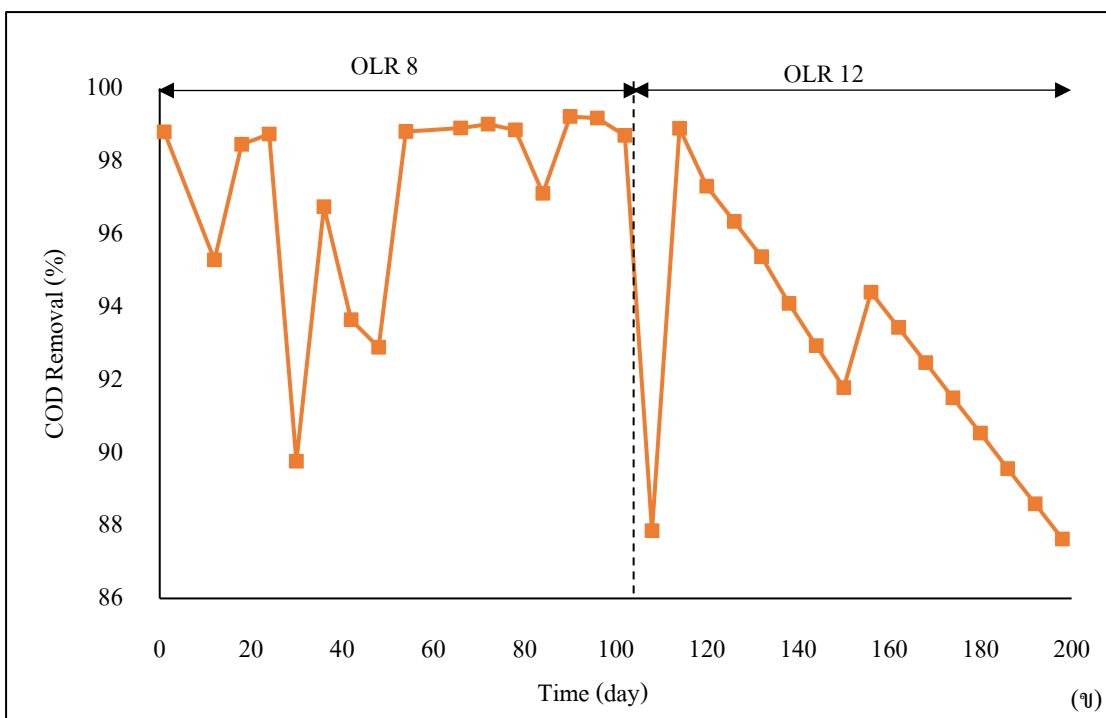
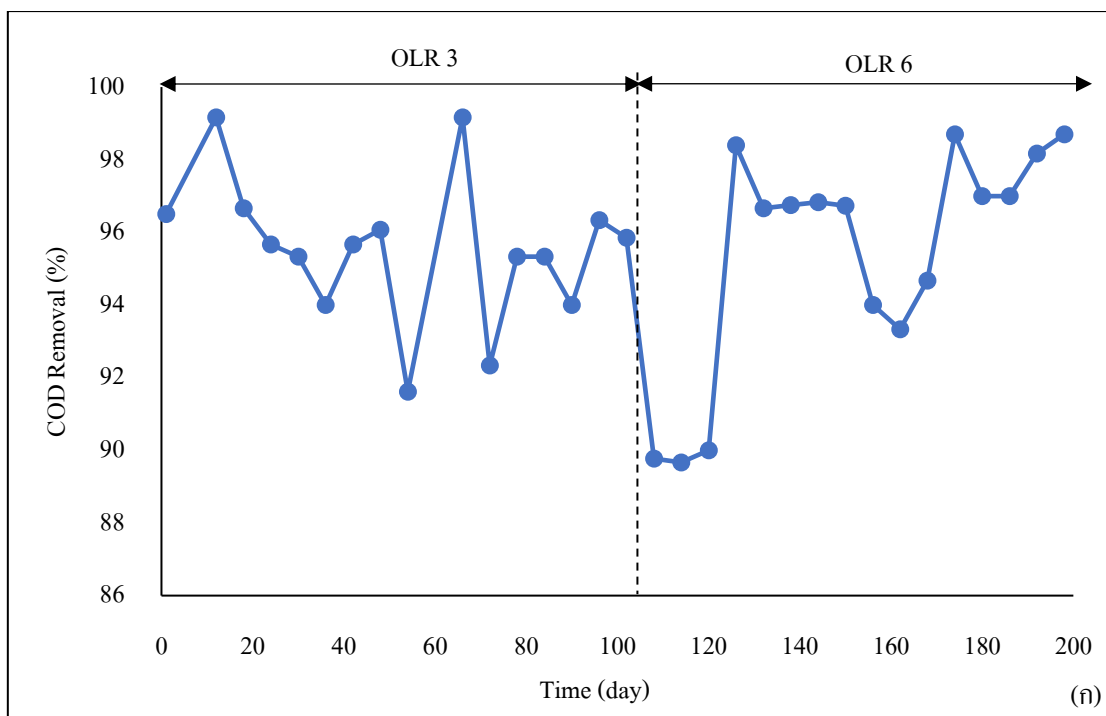
รูปที่ 4 – 5 ค่า VFA/Alk ของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2

4.2.2 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดี (Chemical Oxygen Demand; COD)

ความสัมพันธ์ระหว่างชีโอดีเพอมีเอทกับอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ที่แตกต่างกันที่ 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ดังแสดงในรูปที่ 4 – 6 พบว่าชีโอดีเพอมีเอทมีค่าเท่ากับ $1,120.17 \pm 496.33$, $2,118 \pm 1,338.93$, $1,974.05 \pm 1,547.06$ และ $2,696 \pm 730.43$ มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และประสิทธิภาพของระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ดังแสดงในรูปที่ 4 – 7 มีค่าเฉลี่ยของประสิทธิภาพของระบบอยู่ที่ร้อยละ 95.91, 95.99, 98.03 และ 96.46 ตามลำดับ ที่อัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีค่า TCOD เข้าระบบสูงมากเกินไป (Over load) ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดลดลง เนื่องจากจุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้หมดทำให้เกิดการสะสมของกรดไขมันระเหยง่าย ดังแสดงในรูปที่ 4 – 4 และที่อัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์สูงทำให้ค่า TCOD ในระบบมีค่าสูง ส่งผลให้ชีโอดีเพอมีเอทในช่วงการเปลี่ยนอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์มีค่าสูงขึ้น เนื่องจากจุลินทรีย์มีการปรับตัวจึงทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถดูดซึมสารอาหารได้อย่างเต็มที่ ซึ่งส่งผลให้สารอินทรีย์ละลายน้ำเกิดการปนเปื้อนไปกับชีโอดีเพอมีเอทจึงทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีลดลง ซึ่งอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ที่เหมาะสมที่ทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีสูงมากเหมาะสมในการใช้งานจริง คือ อัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ 8 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน เมื่ออัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์เพิ่มสูงขึ้น ซึ่งพบว่าในระบบ AnMBR สามารถกำจัดชีโอดีได้ร้อยละ 90 – 99 และมีคุณภาพน้ำทิ้งที่ดี แม้ว่าจะมีอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ที่สูงขึ้น (Dereli et al., 2012, 2014)



รูปที่ 4 – 6 ค่าซีโอดีเพอมีเอทของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2

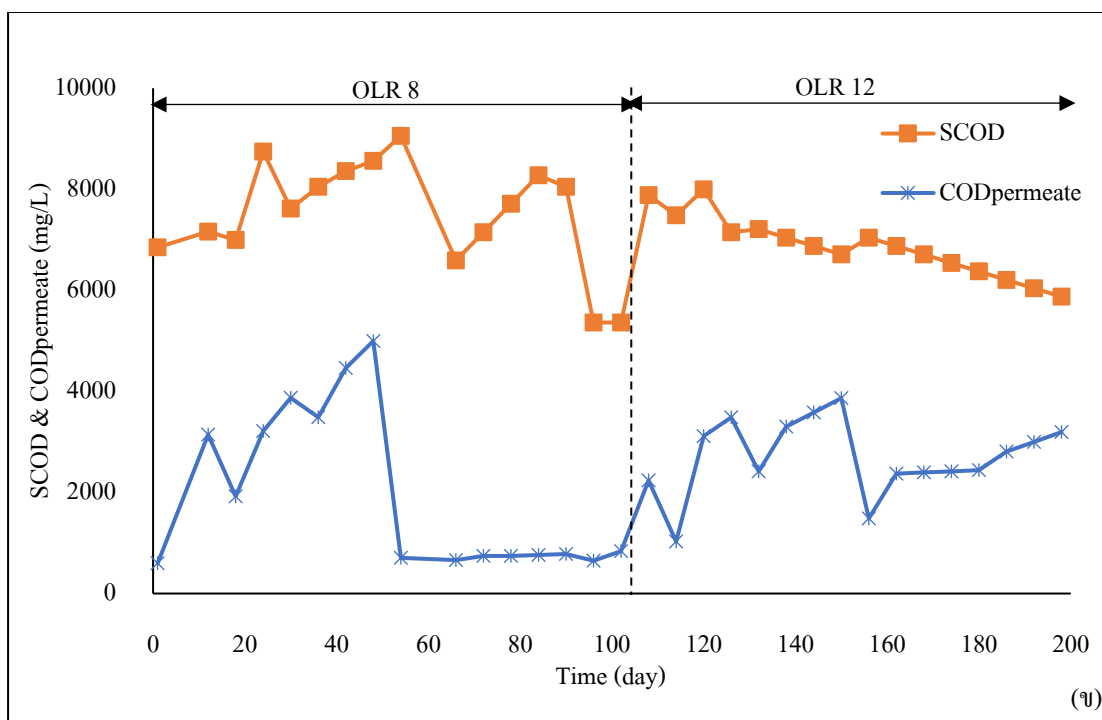
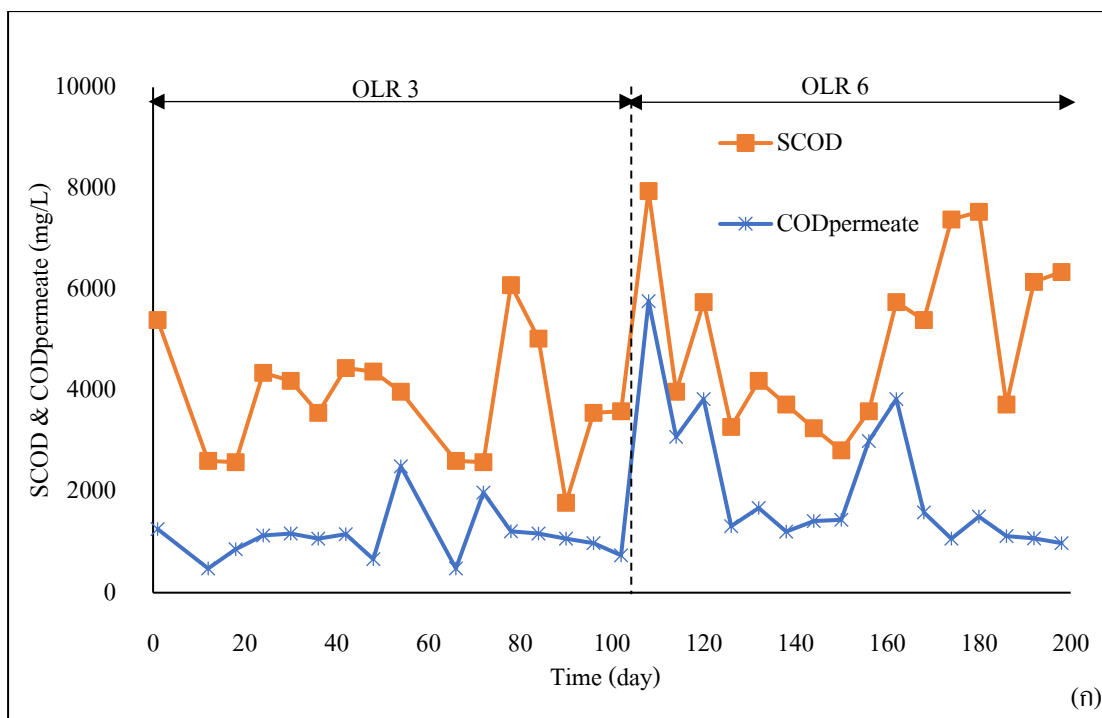


รูปที่ 4 – 7 ประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2

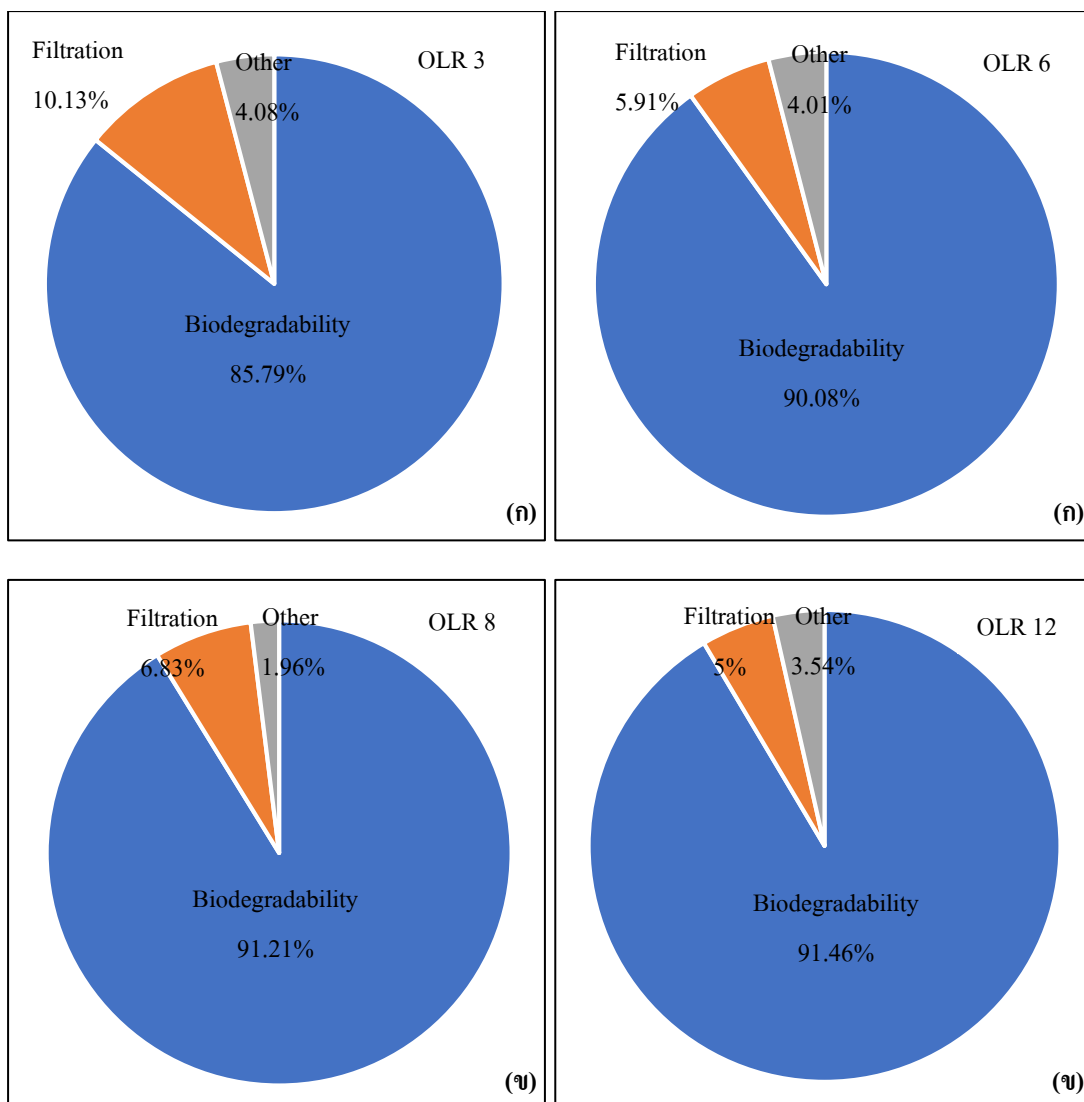
4.2.3 ความสัมพันธ์ระหว่าง Biodegradability กับ OLR

ความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ของระบบ AnMBR ประกอบด้วย การบำบัดโดยการกรองผ่านเมมเบรนและการบำบัดทางชีวภาพโดยการย่อยสลาย ซึ่งพบว่าความสามารถในการย่อยสลาย (biodegradability) ของระบบพิจารณาจากค่าร้อยละความต่างของค่าซีโอดีเข้าระบบกับซีโอดีละลายในถังปฏิกรณ์ ดังแสดงในรูปที่ 4 – 8 พบว่าที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีค่าความต่างการย่อยสลายเป็นร้อยละ 85.79, 90.08, 91.21 และร้อยละ 91.46 ตามลำดับ และเมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงเกินไป ถึงแม้จะมีระยะเวลาพักตะกอนที่นานขึ้นจุลินทรีย์ก็ยังไม่สามารถที่จะย่อยสลายได้ (Yu et al., 2016) และ Dereli et al. (2014) พบว่าแม้ว่าอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงขึ้นประสิทธิภาพของการย่อยสลายทางชีวภาพที่ดีขึ้นอยู่ที่ร้อยละ 83 เมื่อระยะเวลาพักตะกอนเพิ่มขึ้นจากรูปที่ 4 – 9 พบว่าที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงจะมีประสิทธิภาพในการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้ดีกว่าที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำ เนื่องจากสารอินทรีย์จะเปลี่ยนเป็นสารอาหารของจุลินทรีย์ได้ดียิ่งขึ้น ช่วยเพิ่มอัตราการย่อยสลายและ Biological Activity เพิ่มสูงขึ้น (Wijekoon et al., 2011)

ประสิทธิภาพการบำบัดโดยวิธีกายภาพเกิดจากประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีทั้งหมดลดด้วยประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีด้วยกระบวนการทางชีวภาพ โดยพบว่ามวลสารจะถูกกำจัดออกโดยการสกัดกั้นของเมมเบรนและกระบวนการจุลศาสตร์ทางชีวภาพบนพื้นผิวเมมเบรน (Dynamic biological membranes) (Hu et al., 2017) ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีด้วยวิธีทางกายภาพที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน เป็นร้อยละ 10.13, 5.91, 6.83 และร้อยละ 5 ตามลำดับ โดยเมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มสูงขึ้นส่งผลให้ประสิทธิภาพลดลง เนื่องจากเกิดการอุดตันบนพื้นผิวเมมเบรน อาจเป็นสารแขวนลอยที่อยู่ในน้ำออกจากระบบ เช่น กลุ่มก้อนต่างๆของจุลินทรีย์ และสารที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ จะสามารถสะสมที่พื้นผิวเมมเบรนและมีการก่อตัวเป็นชั้นกรองเป็น cake layer ส่งผลให้เกิดการอุดตัน (Ersahin et al., 2014) ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Thongmak et al. (2015) พบว่าที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงจะส่งผลให้เกิดการอุดตันบนพื้นผิวเมมเบรนที่รวมตัวกันแน่นและหนากว่าที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำ ดังนั้นการรวมตัวกันแน่นและหนาจึงเป็นเกณฑ์สองอย่างที่ส่งผลต่อการการซึมผ่านเมื่อกรองสารแขวนลอยทางชีวภาพในระบบ AnMBR



รูปที่ 4-8 Biodegradability ของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2



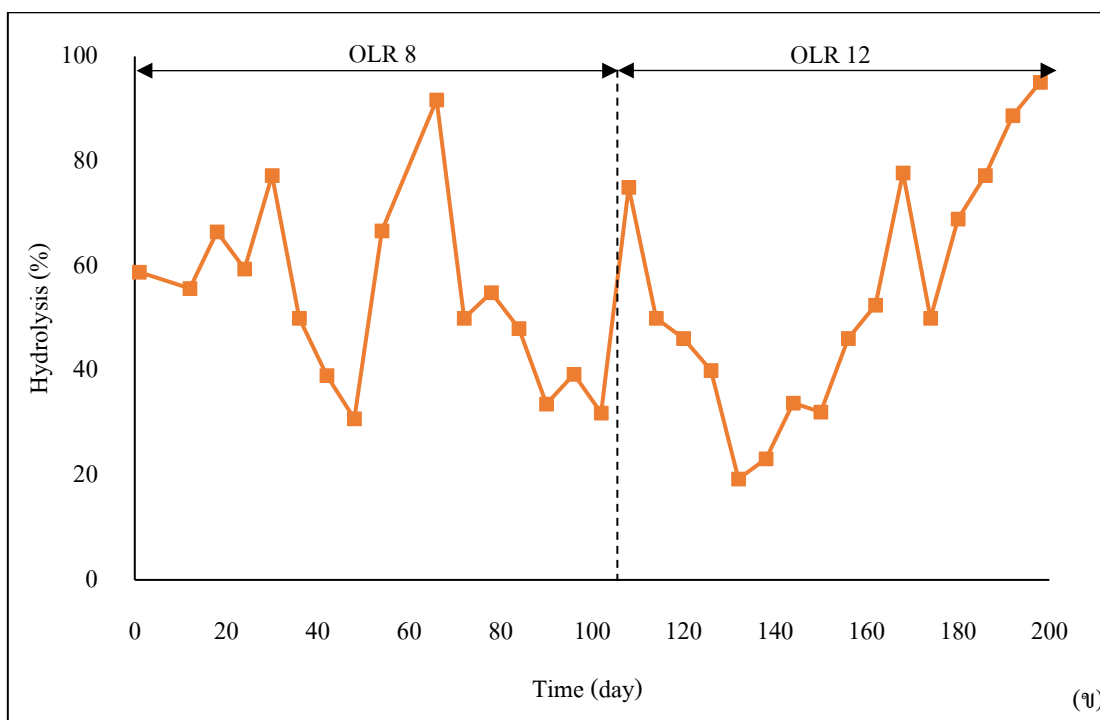
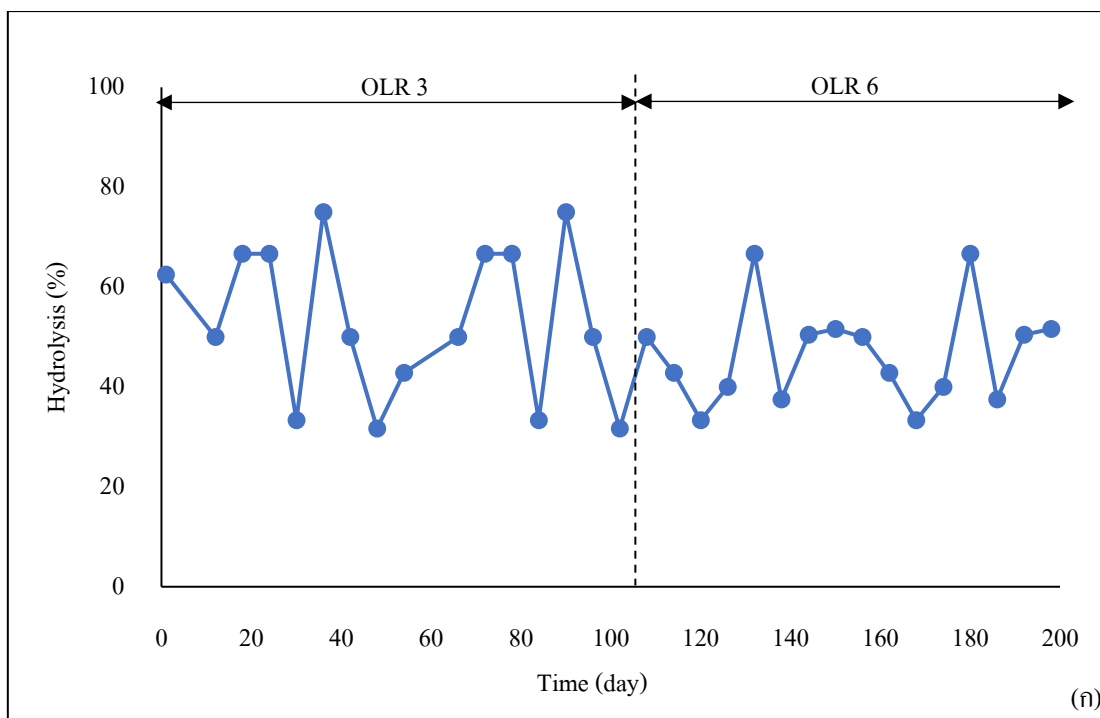
รูปที่ 4 – 9 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2

หมายเหตุ : Other = Inert particle

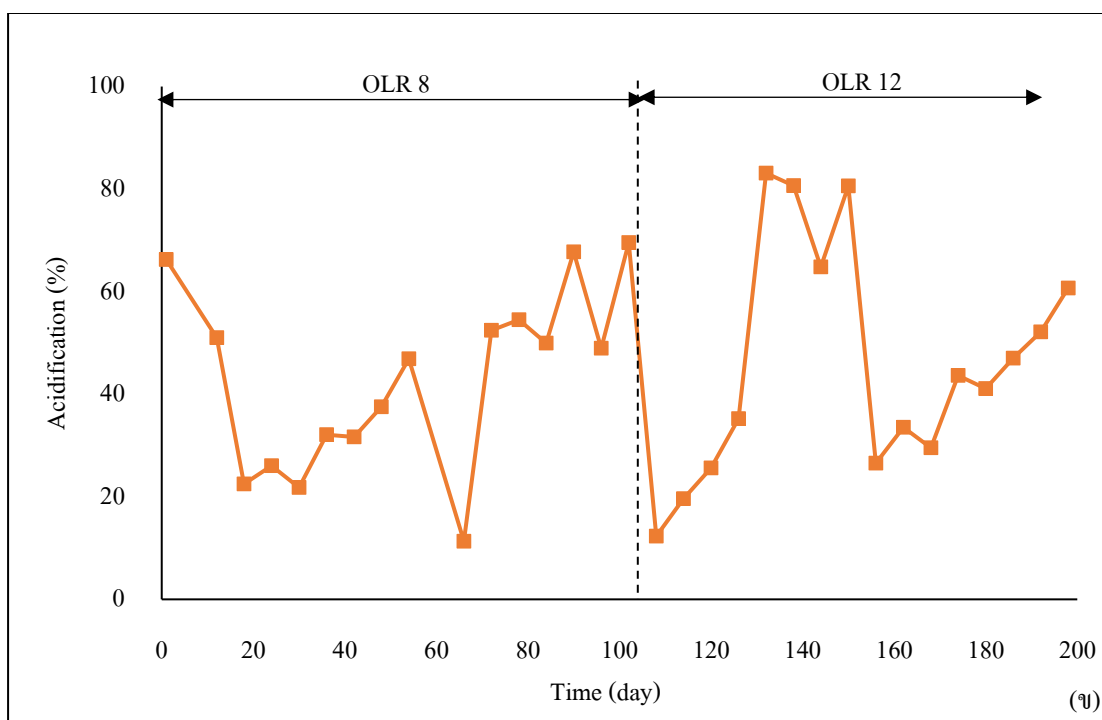
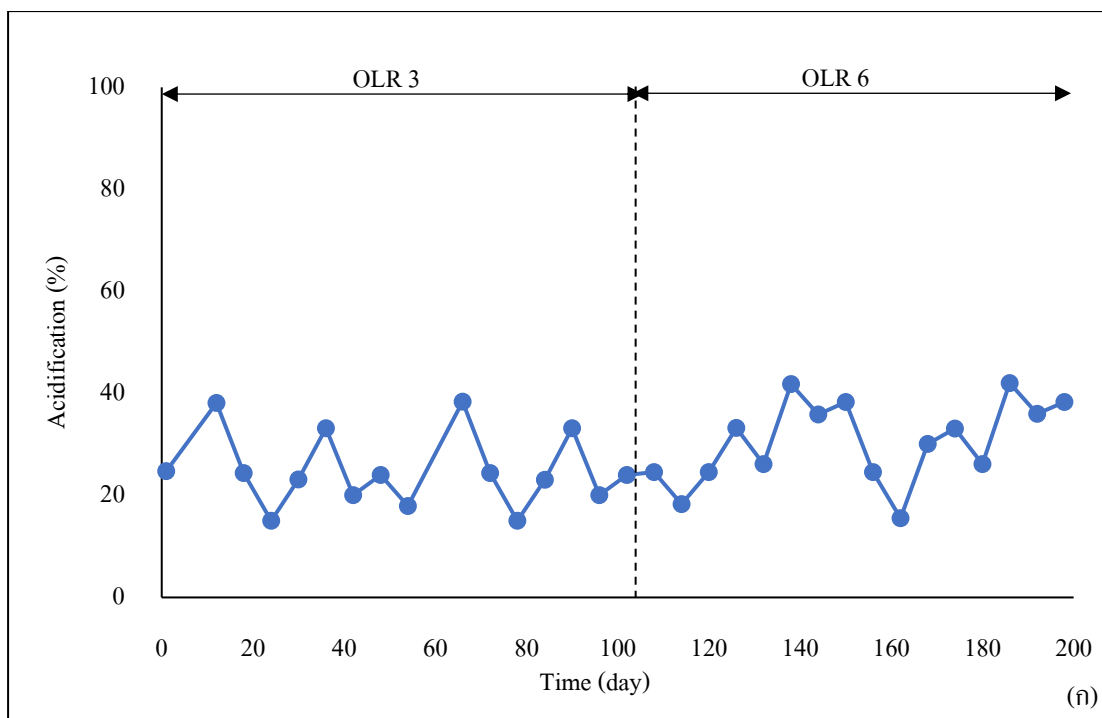
4.2.4 ความสัมพันธ์ระหว่าง OLR กับ Hydrolysis yield และ Acidification yield

กระบวนการไฮโดรไลซิสเป็นขั้นตอนแรกของกระบวนการย่อยสลายแบบไร้อากาศ ซึ่งจากรูปที่ 4 – 10 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์และอัตราการย่อยสลายแบบไฮโดรไลซิส พบว่าค่าเฉลี่ยของอัตราการย่อยสลายแบบไฮโดรไลซิสมีค่าเป็นร้อยละ 53.25, 46.55, 53.35 และ 54.75 ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เป็น 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ตามลำดับ ซึ่งเมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นกระบวนการย่อยสลายแบบไฮโดรไลซิสจะเพิ่มขึ้น เนื่องจากมีปริมาณสารอินทรีย์ในระบบเพิ่มมากขึ้น (Huang et al., 2013)

และจากรูปที่ 4 – 11 จากกราฟความสัมพันธ์ระหว่างอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์และอัตราการย่อยสลายแบบ Acidification yield พบว่า ในช่วงต้นของการทดลองอัตราการย่อยสลายแบบ Acidification มีค่าไม่คงที่ ทั้งนี้เนื่องจากในช่วงเริ่มต้นจุลินทรีย์กลุ่ม Acidogenesis อยู่ในช่วงปรับสภาพการทำงานและการย่อยสลาย โดยค่าเฉลี่ยของอัตราการย่อยสลายแบบ Acidification มีค่าเป็นร้อยละ 24.92, 30.54, 43.15 และ 46.01 ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ตามลำดับ และเมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงขึ้นสารอินทรีย์จะเปลี่ยนเป็นสารอาหารของจุลินทรีย์ได้ดียิ่งขึ้น และอัตราการเกิดกรดไขมันระเหยง่ายเพิ่มขึ้น เนื่องจากการเพิ่มอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ซึ่งจะช่วยเพิ่มอัตราการย่อยสลายและ Biological Activity เพิ่มสูงขึ้น (Wijekoon et al., 2011)



รูปที่ 4 – 10 ความสัมพันธ์ระหว่าง Hydrolysis yield ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2

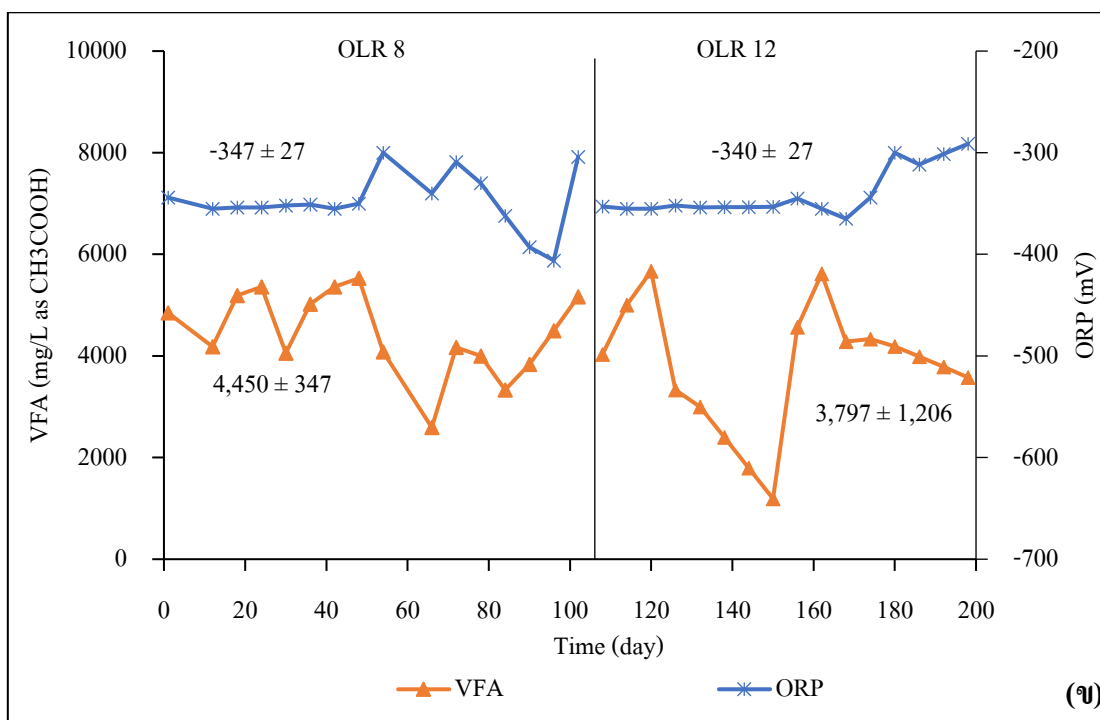
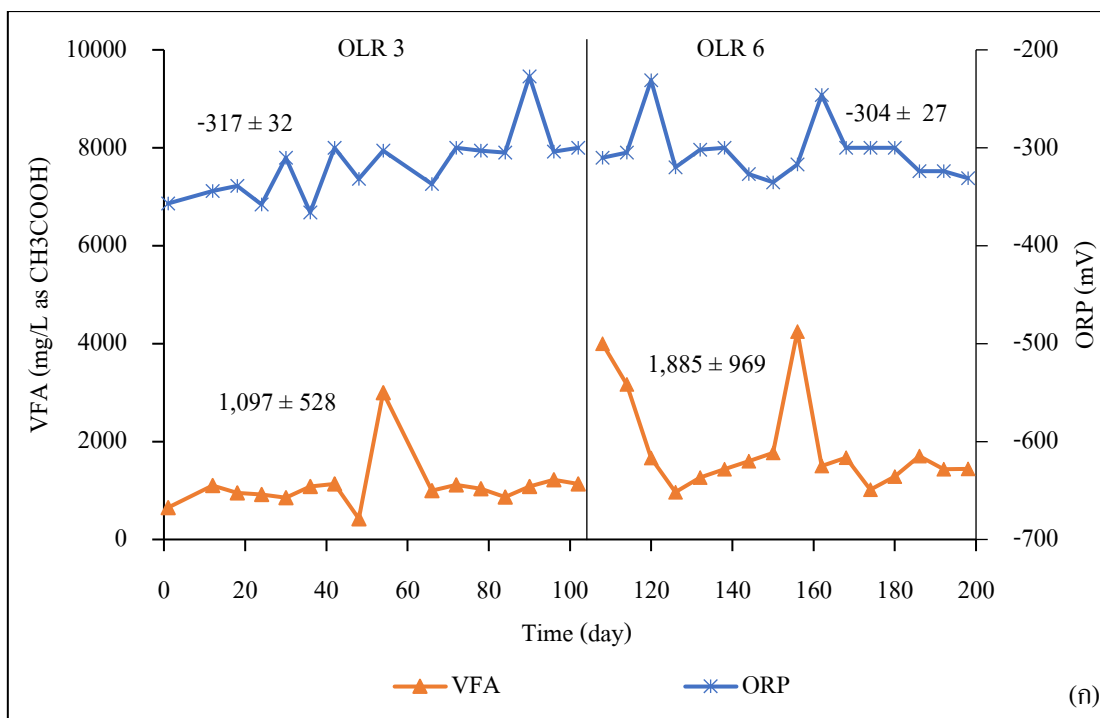


รูปที่ 4 – 11 ความสัมพันธ์ระหว่าง Acidification yield ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2

4.2.5 ความสัมพันธ์ระหว่าง VFA กับ ORP

สำหรับค่า VFA และ ORP ตลอดระยะเวลาการทดลองทั้งหมด ดังแสดงในรูปที่ 4 – 12 เป็นค่า VFA และ ORP สำหรับการย่อยสลายแบบไร้อากาศตามเงื่อนไขการทดลองที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน พบว่าค่าความเข้มข้นของ VFA เป็น 1,097, 1,885, 4,450 และ 3,797 มิลลิกรัมต่อลิตรกรดแอสติก ตามลำดับ และค่าเฉลี่ยของ ORP เป็น - 317, - 304, - 347 และ - 340 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ ซึ่งจากตาราง 4 – 3 พบว่าผลการทดสอบ ANOVA สำหรับค่า ORP พบว่าค่า sig. (0.892) ซึ่งสูงกว่า 0.05 หมายความว่าไม่มีความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญระหว่าง ORP กับ VFA และจากผลการวิจัยค่า ORP ไม่ใช่ตัวทำนายที่ดีของการสร้าง VFA สูงสุดในการย่อยสลายแบบไร้อากาศเนื่องจากค่า VFA สูงสุดอยู่ที่ OLR 8 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ในขณะที่ ORP มีค่าใกล้เคียงกันมากที่สุดที่ OLR 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ดังแสดงในรูปที่ 4 – 13 และจากการทดสอบ ANOVA สำหรับข้อมูล ORP ไม่พบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญระหว่าง ORP กับ VFA ซึ่ง ORP ไม่สามารถบอกความแน่นอนสำหรับการผลิต VFA สูงสุดได้

อย่างไรก็ตาม ORP สามารถระบุช่วงสำหรับการสร้าง VFA ซึ่งรวมถึง VFA สูงสุดและบ่งบอกถึงขอบเขตของ VFA น้อยสุดได้ จากงานวิจัยของ Vongvichiankul et al. (2017) ในการศึกษาที่อัตราการบรทุกสารอินทรีย์ 5% TS, 6% TS และ 7% TS ซึ่งอัตราการบรทุกสารอินทรีย์ที่เหมาะสมคือ 5% TS สำหรับการย่อยสลายของเศษอาหารและน้ำชะมูลฝอย โดยพบว่า ORP และ pH ไม่แสดงความสัมพันธ์ที่ดีระหว่างอัตราการผลิต VFA และก๊าซชีวภาพ แต่ชี้ให้เห็นว่าค่า ORP และค่าพีเอชที่เหมาะสมในระหว่างขั้นตอน acidogenesis คือ -284 ± 32.71 mV และ 5.76 ± 0.24 ตามลำดับ ค่า ORP และค่า pH ที่เหมาะสมที่สุดในขั้นตอน methanogenesis คือ -335.63 ± 28.97 mV และ 7.49 ± 0.24 ตามลำดับ



รูปที่ 4 – 12 ค่า VFA กับ ORP ที่อัตราภาระขบวนการอินทรีย์ต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง

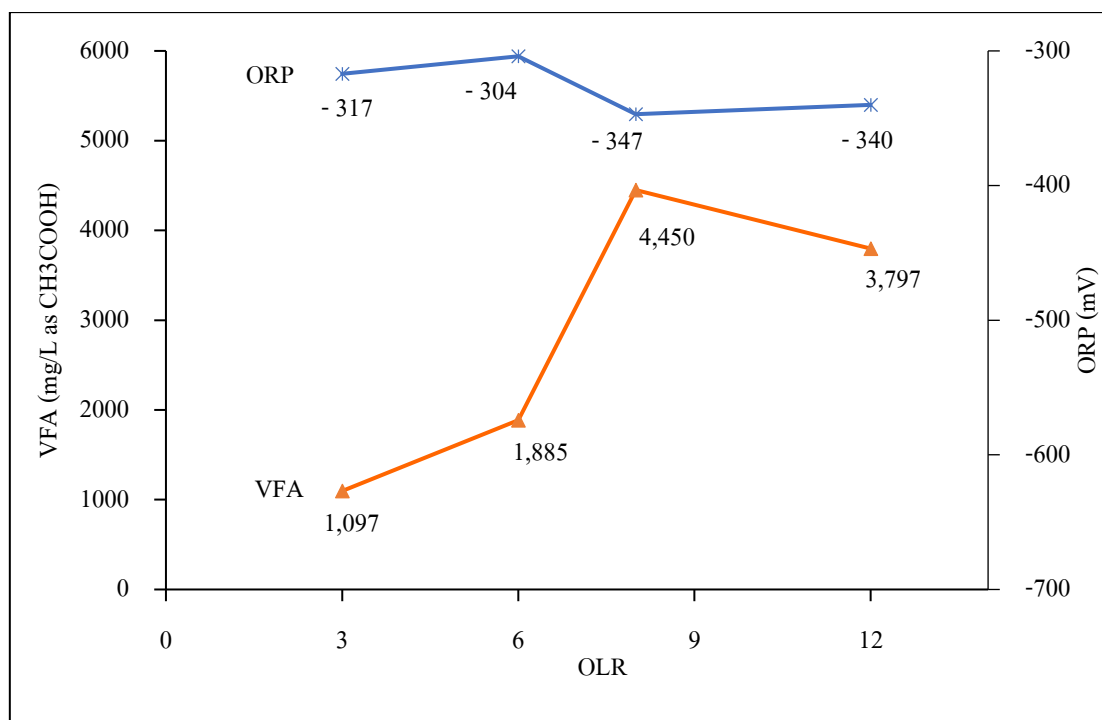
(ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2

ตารางที่ 4 – 3 ANOVA test of ORP values

ANOVA

ORP

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Between Groups	59042.495	58	1017.974	.545	.892
Within Groups	11211.500	6	1868.583		
Total	70253.995	64			

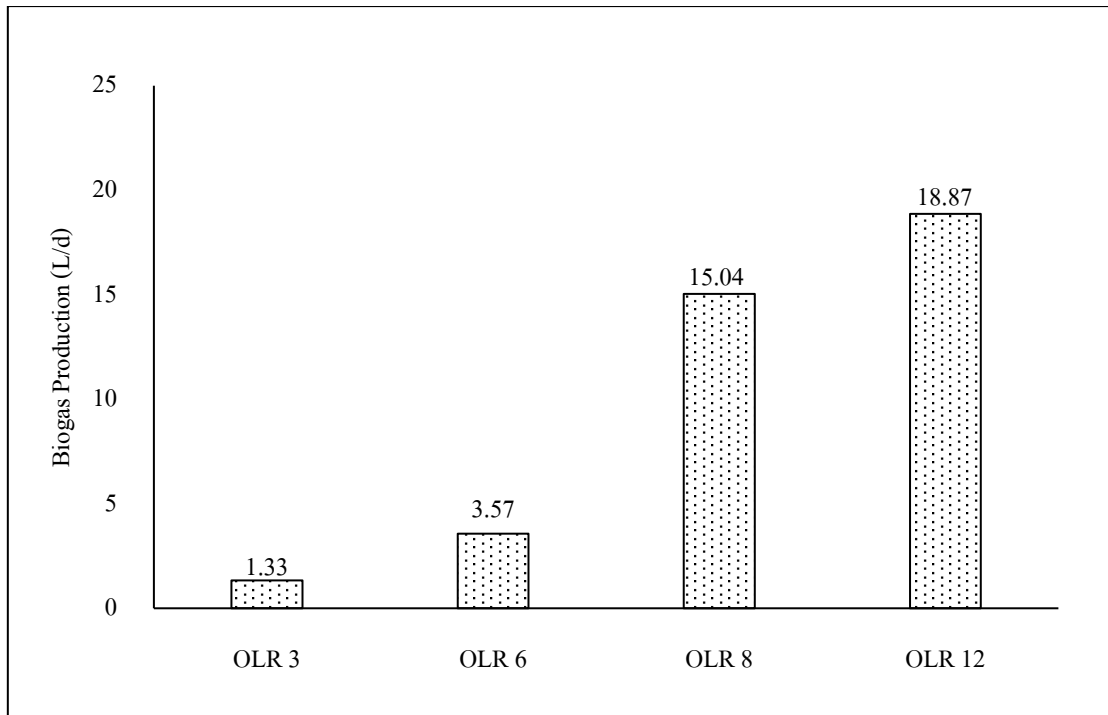


รูปที่ 4 – 13 ค่า VFA กับ ORP ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ต่างกันตามเงื่อนไขการทดลอง

4.2.6 การผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas Production)

จากการเดินระบบ AnMBR ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน พบว่าอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพ (Biogas Production) ในช่วงแรกของการเดินระบบมีปริมาณลดลง เนื่องจากในระยะเริ่มต้นจะเป็นช่วงกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์จากโมเลกุลใหญ่ให้เป็นโมเลกุลเล็ก โดยแบคทีเรียกลุ่ม Hydrolytic Bacteria ส่งผลให้มีการผลิตก๊าซชีวภาพน้อย และเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะสมดุล ทำให้ระบบมีการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้นแสดงดังรูปที่ 4 – 14 โดยมีการผลิตก๊าซชีวภาพเท่ากับ 1.33, 3.57, 15.04 และ 18.87 ลิตรต่อวัน ตามลำดับ

เมื่อวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพ (Methane Content) ทุกสัปดาห์จนถึงสิ้นสุดการทดลอง ในช่วงแรกของการทดลอง พบว่าความเข้มข้นเปอร์เซ็นต์มีเทนค่อนข้างต่ำ เนื่องจากเป็นช่วงปรับตัวของจุลินทรีย์ หลังจากเข้าสู่สภาวะเสถียร พบว่า ความเข้มข้นของก๊าซมีเทนเป็นร้อยละ 53.46, 56.13, 52.59 และ 46.71 ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ตามลำดับ ซึ่งสัดส่วนของก๊าซมีเทนมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่อปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายลดลงซึ่งสอดคล้องกับ Maranon et al. (2012) พบว่าการผลิตก๊าซมีเทนจะลดลงเมื่ออัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นและระยะกักพักลดลง เมื่อพิจารณาศักยภาพการผลิตก๊าซมีเทน (Methane Yield) พบว่า ในช่วงที่ระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ Methane yield เป็น 0.07 ± 0.05 , 0.13 ± 0.10 , 0.27 ± 0.09 และ 0.33 ± 0.07 ลิตรมีเทนต่อกรัมซีโอดี ตามลำดับ ซึ่งค่า Methane Yield ทางทฤษฎีมีค่าเท่ากับ 0.35 ลิตรมีเทนต่อกรัมซีโอดี (MetCalf and Eddy, 2004) Methane Yield ที่ได้สัมพันธ์กับปริมาณก๊าซชีวภาพและสัดส่วนของก๊าซมีเทน

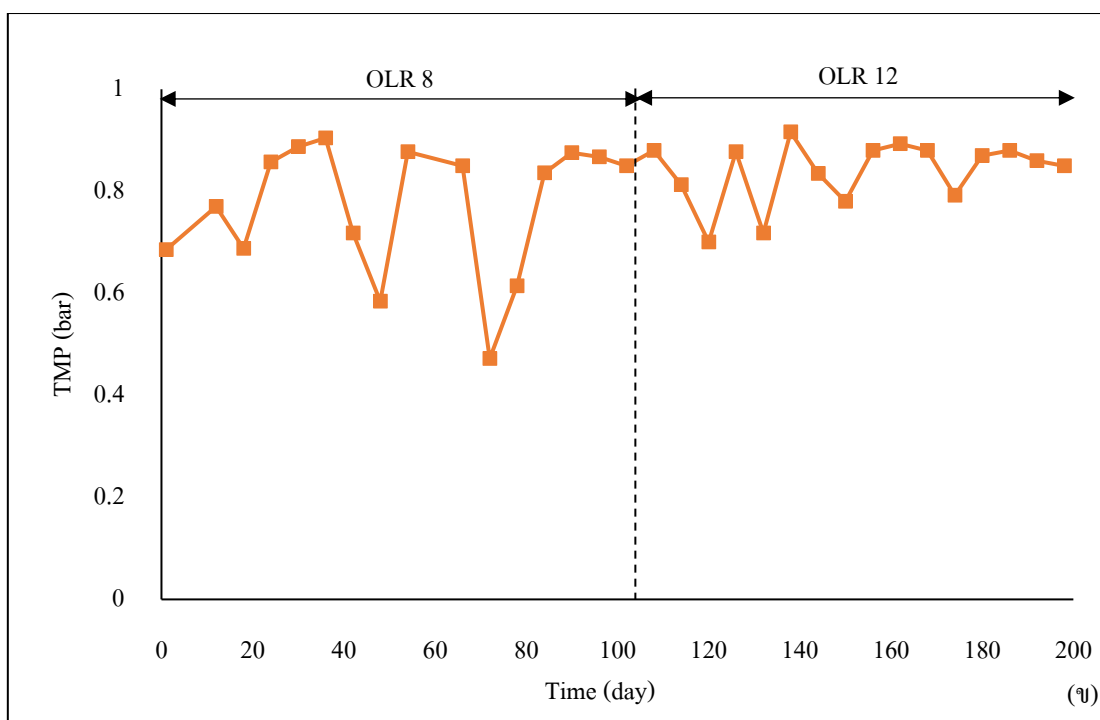
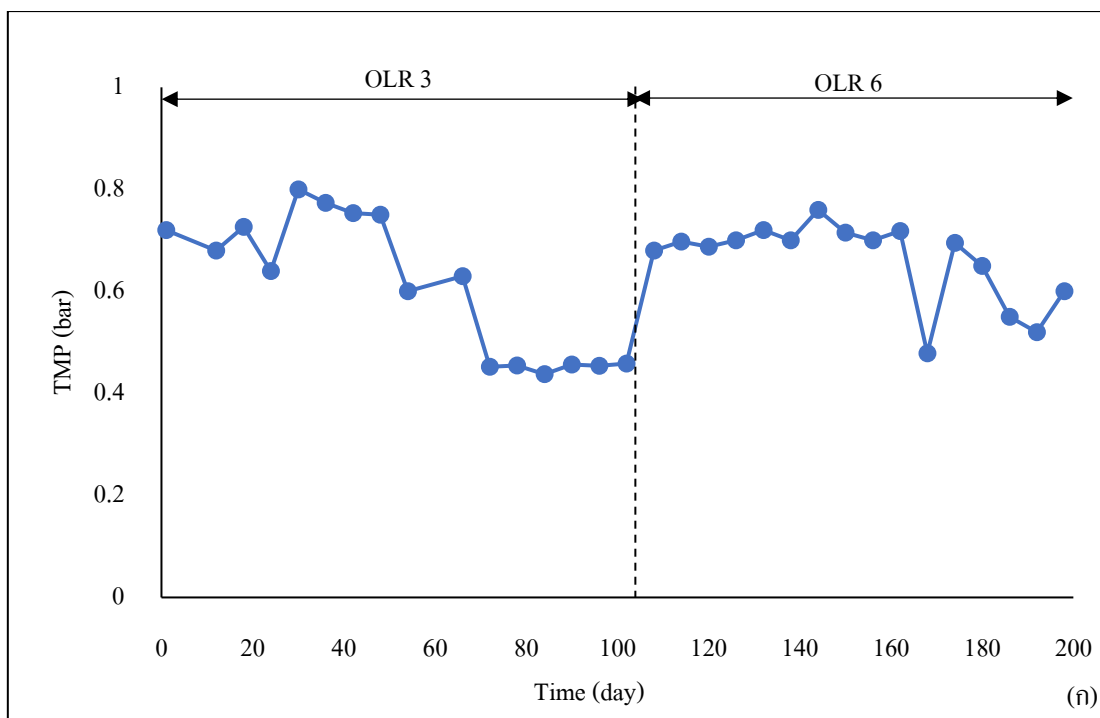


รูปที่ 4 – 14 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพของระบบ AnMBR ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ต่างๆ ตามเงื่อนไขการทดลอง

4.2.7 กลไกการเกิด Fouling

4.2.7.1 ผลของความดัน (Transmembrane pressure; TMP) ในการเดินระบบ

จากการทดลองเดินระบบที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 3, 6, 8 และ 12 กิโลกรัม ซีไอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน จากระบบถังปฏิกรณ์ AnMBR จะเห็นได้ว่าการเปลี่ยนแปลงค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนขณะกรอง (TMP) กับเวลาของระบบ AnMBR จะเป็นตัวชี้วัดการอุดตันของเมมเบรนดังแสดงในรูปที่ 4 – 15 จากผลการทดลองพบว่าค่า TMP ของถังปฏิกรณ์ AnMBR ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงจะมีค่า TMP เพิ่มขึ้นเร็วกว่าที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำ นอกจากนี้ที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ยังส่งผลต่อการเกิดการอุดตันของเมมเบรนอีกด้วย ซึ่งที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงจะมีแนวโน้มเกิดการอุดตันของเมมเบรนได้เร็วกว่าที่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่ำ เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ระบบเพิ่มขึ้นและมีปริมาณการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เพิ่มสูงขึ้น เมื่อนำเมมเบรนออกจากถังปฏิกรณ์จะเห็นว่าเมื่อแกะเคสที่ผิวของเมมเบรนดังแสดงในรูปที่ 4 – 16



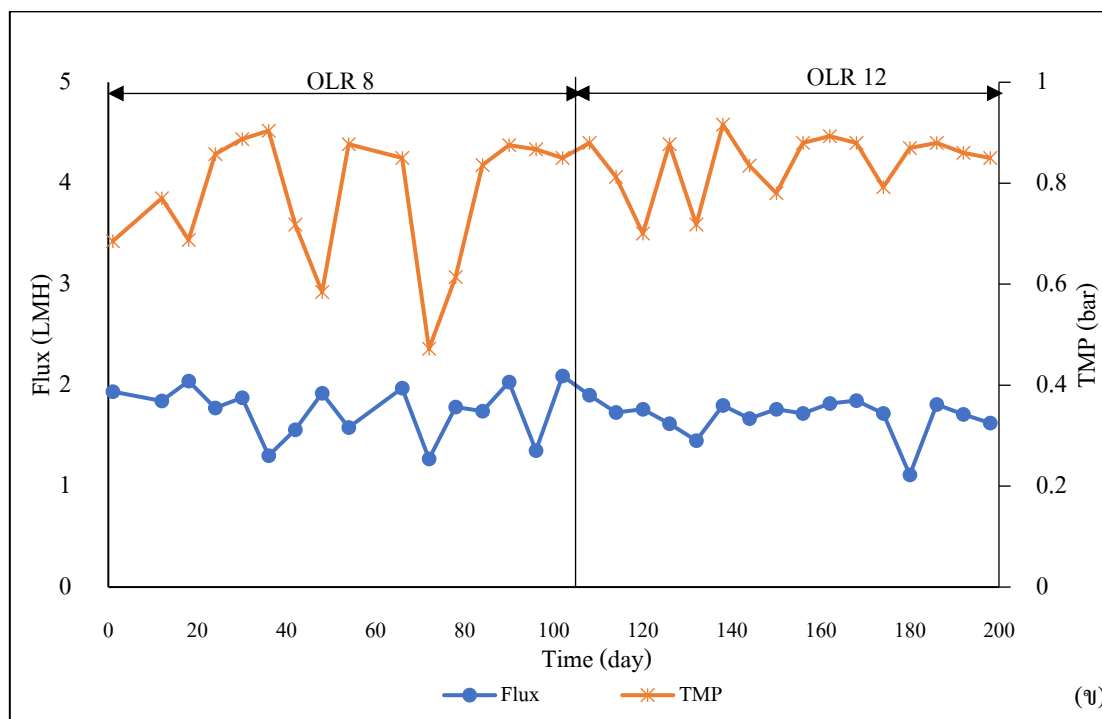
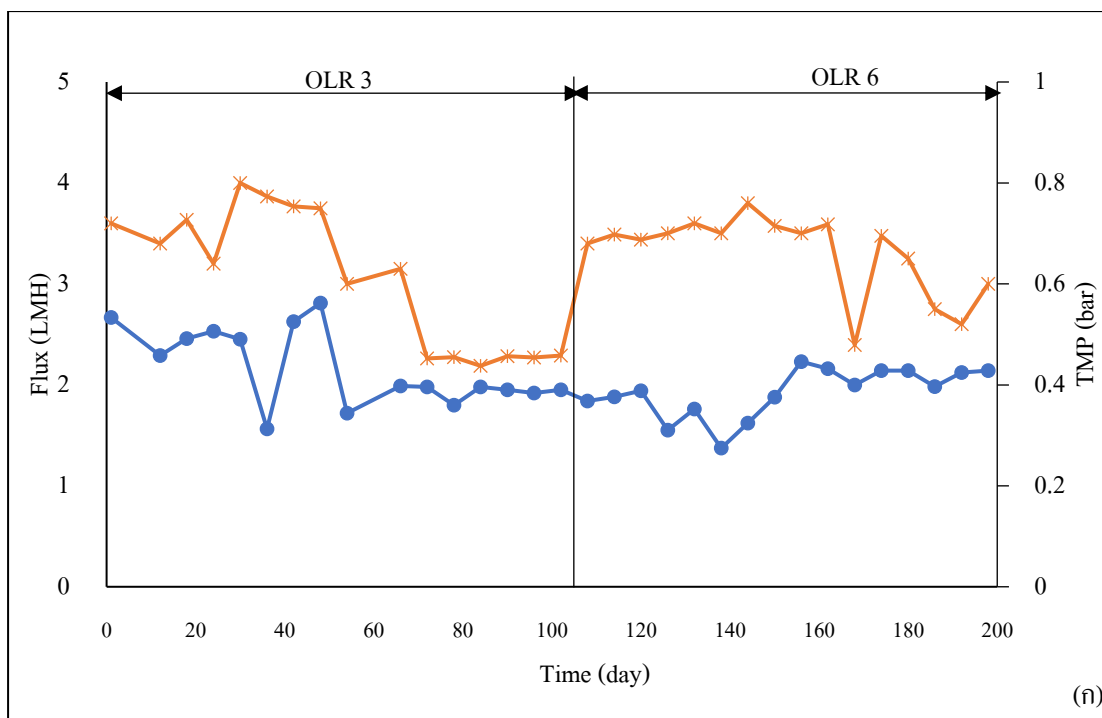
รูปที่ 4-15 ความสัมพันธ์ของค่าความดันส่งผ่านเมมเบรนที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ตามเงื่อนไขการทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2



รูปที่ 4 – 16 ลักษณะการสะสมของตะกอนบนพื้นผิวเมมเบรนของชุดเมมเบรนของระบบ AnMBR

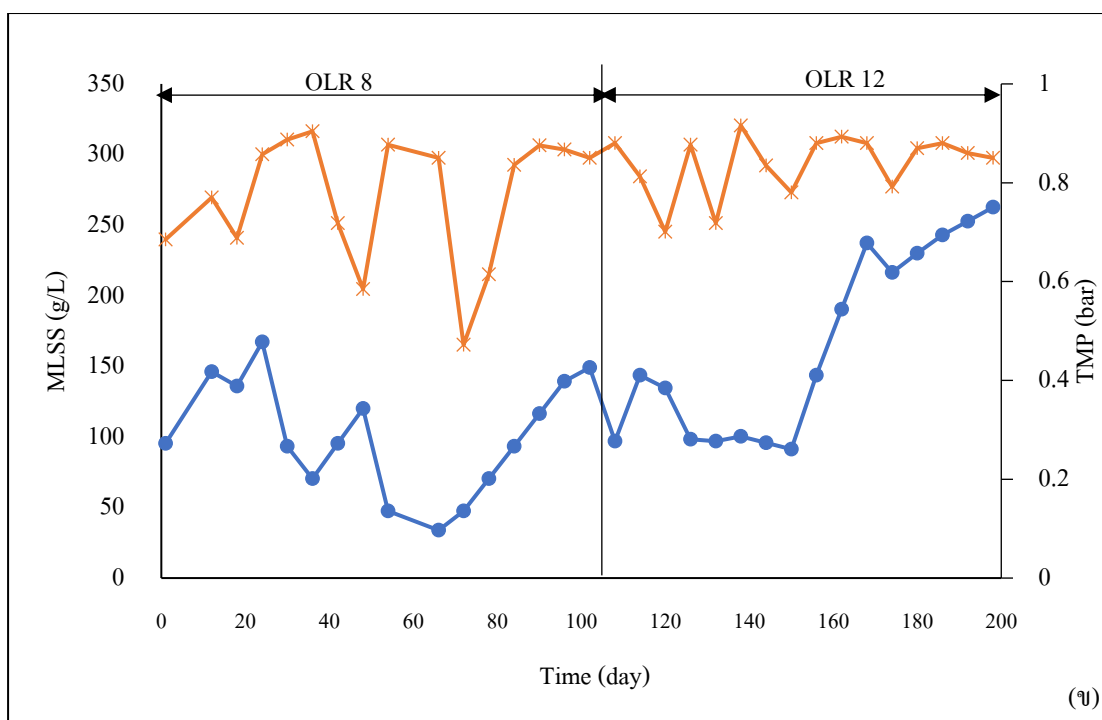
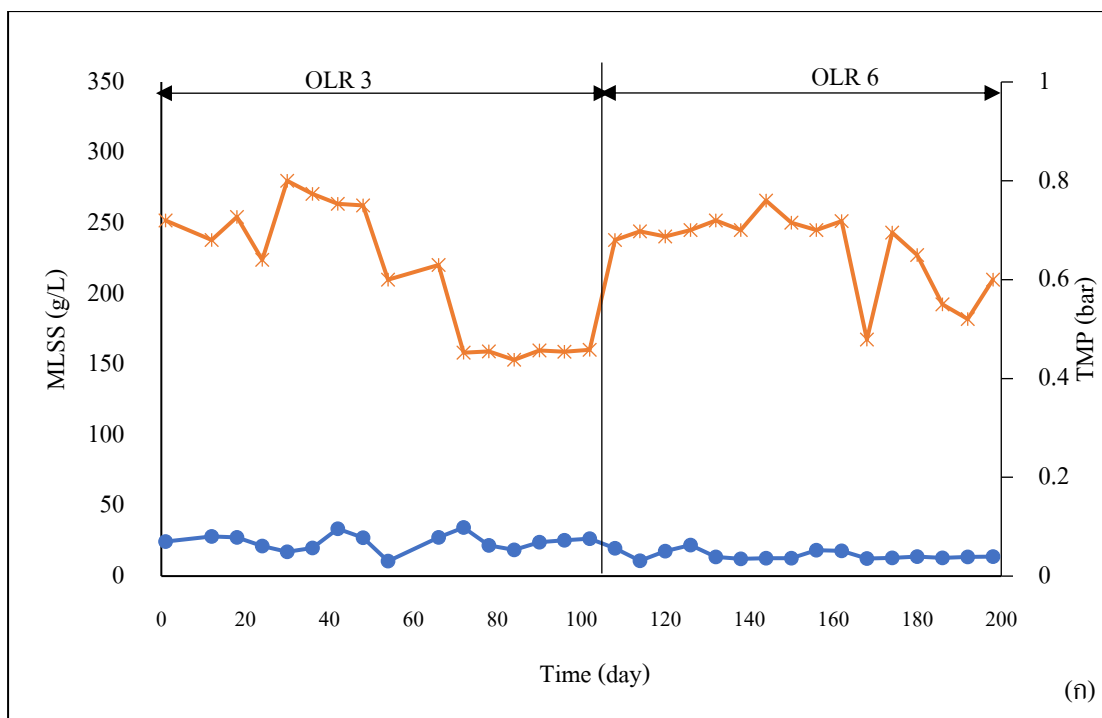
4.2.7.2 ความสัมพันธ์ของค่าฟลักซ์ต่อเวลา

จากรูปที่ 4 – 17 แสดงความสัมพันธ์ของค่าฟลักซ์ต่อเวลาของแต่ละอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ต่างๆตามเงื่อนไขการทดลอง พบว่าค่าฟลักซ์จะค่อยๆลดลง ทั้งนี้เนื่องจากความเข้มข้นของตะกอนมีค่าสูงขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 4 – 18 เป็นความสัมพันธ์ของ MLSS กับ TMP ของแต่ละอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ซึ่ง MLSS มีผลต่อการอุดตันของเมมเบรน เมื่อ MLSS เพิ่มขึ้น การอุดตันเพิ่มสูงขึ้นด้วย ส่งผลให้ค่าฟลักซ์ลดลง หากค่าฟลักซ์ลดลงต่ำกว่า 1.5 LMH จะทำการหยุดระบบเพื่อทำความสะอาดเมมเบรนในถังปฏิกรณ์ ซึ่งการลดลงของค่าฟลักซ์และการเพิ่มขึ้นของ TMP มีปัจจัยเป็นไปได้ที่แตกต่างกันที่มีผลต่อการอุดตันบนพื้นผิวเมมเบรน เช่น เงื่อนไขการใช้งาน ลักษณะตะกอนรวมถึงขนาดตะกอน ความเข้มข้น MLSS และความหนืด (Shariati et al., 2012)



รูปที่ 4 – 17 ความสัมพันธ์ของค่าฟลักซ์ต่อเวลาที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ตามเงื่อนไขการ

ทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2



รูปที่ 4 – 18 ความสัมพันธ์ของ MLSS กับ TMP ที่อัตราภาระบรทุกสารอินทรีย์ตามเงื่อนไขการทดลอง (ก) AnMBR 1 และ (ข) AnMBR 2

บทที่ 5

บทสรุปและข้อเสนอแนะ

5.1 บทสรุปผลการทดลอง

การศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบ (Operation condition) ของถังปฏิกรณ์เมมเบรนไร้อากาศ โดยเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ AnMBR 1 ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 3 และ 6 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และเดินระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ AnMBR 2 ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ตามลำดับ ซึ่งพบว่า การเดินระบบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ AnMBR 1 ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 3 และ 6 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน สามารถบำบัดชีโอดีได้ ร้อยละ 95.91 และ 95.99 ตามลำดับ โดยสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 1.33 และ 3.57 ลิตรต่อวัน และศักยภาพการผลิตก๊าซมีเทนมีค่าเท่ากับ 0.09 และ 0.13 ลิตรมีเทนต่อกรัมชีโอดี ตามลำดับ และการเดินระบบระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ AnMBR 2 ที่อัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ 8 และ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน สามารถบำบัดชีโอดีได้ ร้อยละ 98.03 และ 96.46 ตามลำดับ โดยสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้ 15.04 และ 18.87 ลิตรต่อวัน และศักยภาพการผลิตก๊าซมีเทนมีค่าเท่ากับ 0.27 และ 0.33 ลิตรมีเทนต่อกรัมชีโอดี ตามลำดับ

ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศมีสถานะที่สามารถดำเนินการเดินระบบบำบัดแบบไร้อากาศได้ สำหรับประสิทธิภาพการบำบัดน้ำชะมูลฝอยของระบบ AnMBR พบว่าเงื่อนไขที่เหมาะสมในการเดินระบบของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศในการบำบัดน้ำชะมูลฝอย คือประสิทธิภาพของอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ที่ 12 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดีร้อยละ 96 อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพอยู่ที่ 18.87 ลิตรต่อวัน และอัตราการเกิดก๊าซมีเทนอยู่ที่ 0.33 ลิตรมีเทนต่อกรัมชีโอดี ซึ่งการศึกษากลไกการอุดตันที่ผิวเมมเบรนของการเดินระบบค่าฟลักซ์ตลอดการดำเนินการจะค่อยๆ ลดลง เนื่องจากเกิดการอุดตันของเมมเบรนจากเกิดการสะสมของ MLSS ที่เพิ่มสูงขึ้นเมื่ออัตราการระบรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น

ความสัมพันธ์ของค่า ORP กับ VFA ไม่พบความแตกต่างอย่างมีนัยสำคัญของแต่ละอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ ซึ่งไม่สามารถบอกได้อย่างแน่นอนสำหรับการผลิต VFA สูงสุด แต่อย่างไรก็ตาม ORP สามารถระบุช่วงสำหรับการสร้าง VFA ซึ่งรวมถึงการผลิต VFA สูงสุดและบ่งบอกถึงขอบเขตของการผลิต VFA น้อยสุดได้ ซึ่งค่า ORP จะอยู่ในช่วง - 340 ถึง - 347 มิลลิโวลต์ สำหรับการผลิต VFA ที่มีค่าสูงสุดและค่า ORP จะอยู่ในช่วง - 304 ถึง - 317 มิลลิโวลต์ สำหรับการผลิต VFA น้อยสุด

5.2 ข้อเสนอแนะ

1. ควรมีการควบคุมปริมาณ MLSS ก่อนการเดินระบบไม่ให้เกินช่วงค่าที่เหมาะสมประมาณ 30,000 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อลดการอุดตันบนพื้นผิวเมมเบรนและช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการทำงานของระบบ
2. ควรมีการศึกษาชนิดของกรดไขมันระเหยง่าย เพื่อเพิ่มศักยภาพการผลิตก๊าซมีเทนของระบบอย่างมีประสิทธิภาพ
3. ควรมีการศึกษาประสิทธิภาพ TKN หลังการบำบัดของระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนแบบไร้อากาศ

บรรณานุกรม

- กรมควบคุมมลพิษ .2546. สืบค้นเมื่อ 3 มีนาคม 2559, แหล่งที่มา : <http://www.pcd.go.th>
- กรมควบคุมมลพิษ .2558. สืบค้นเมื่อ 3 มีนาคม 2560, แหล่งที่มา : <http://www.pcd.go.th>
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม. 2554. สืบค้นเมื่อ 3 มีนาคม 2560, แหล่งที่มา:
<http://www.diw.go.th/hawk/default.php>.
- นฤมล เชาวะระโทก. 2556. การผลิตก๊าซชีวภาพจากกากตะกอนดีแคแเตอร์ของโรงงานสกัดน้ำมันปาล์มดิบร่วมกับน้ำเสียจากโรงงานแปรรูปอาหารทะเลแช่แข็ง. วิทยานิพนธ์วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต, สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม, มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- เมธิยา หมวดฉิม. 2554. การผลิตก๊าซชีวภาพจากการหมักร่วมของน้ำเสียจากระบวนการผลิตไบโอดีเซลที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นแล้วกับกากตะกอนดีแคแเตอร์จากโรงงานสกัดน้ำมันปาล์ม. วิทยานิพนธ์วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต, สาขาวิชาการจัดการสิ่งแวดล้อม, มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์.
- Al-Hamadani, Y.A.J., Yusoff M.S., Umar, M., Bashir, M.J.K., Adlan, M.N., 2011. Application of psyllium husk as coagulant and coagulant aid in semi-aerobic landfill leachate treatment. *Hazardous Materials*. 190, 582–587.
- Abdurrahman, N.H., Rosli, Y.M., Azhari, N.H., 2011. Development of a membrane anaerobic system (MAS) for palm oil mill effluent (POME) treatment. *Desalination*. 266,208–212.
- Aluko, O.O., Sridhar, M.K.C., 2013. Evaluation of leachates treatment by trickling filter and sequencing batch reactor processes in Ibadan, Nigeria. *Waste Management Research*. สืบค้นเมื่อ 15 ตุลาคม 2560, แหล่งที่มา:
<http://wmr.sagepub.com/content/early/2013/04/29/0734242X13485867>.
- Andalib, M., Hafez, H., Elbeshbishy, E., Nakhla, G., Zhu, J., 2012. Treatment of thin stillage in a high – rate anaerobic fluidized bed bioreactor (AFBR). *Bioresource Technology*.121, 411 – 418.

- Arenas, L.P., Escalante, H., Combariza, M.Y., 2012. Comparative study for methanogenic stage of anaerobic digestion to organic fraction of fruit and vegetable municipal wastes treatment. *Rev. ion*, 2012;25(1), 89 – 96. Bucaramanga (Colombia).
สืบค้นเมื่อ 13 กรกฎาคม 2560, แหล่งที่มา :
<https://www.researchgate.net/publication/262516207>.
- Azari, M., Walter, U., Rekers, V., Gu, J.D., Denecke, M., 2017. More than a decade of experience of landfill leachate treatment with a full – scale anammox plant combining activated sludge and activated carbon biofilm. *Chemosphere*. 174, 117 – 126.
- Baek, S.H., Pagilla, K.R., Kim, H.J., 2010. Lab-scale study of an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for dilute municipal wastewater treatment. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*. 15, 704 – 708.
- Bakraouya, H., Souabia, S., Diguana, K., Dkhissia, O., Sabarb, M., Fadilc, M., 2017. Optimization of the treatment of an anaerobic pretreated landfill leachate by a coagulation– flocculation process using experimental design methodology. *Process Safety and Environmental Protection*. 109, 621–630.
- Bhalla, B., Saini, M.S., Jha, M.K., 2012. Characterization of Leachate from Municipal Solid Waste (MSW) Landfilling Sites of Ludhiana, India: A Comparative Study. *International Journal of Engineering Research and Application (IJERA)*. 732 – 745.
- Ching, S.L., Yusoff, M.S., Aziz, H.A., Umar, M., 2011. Influence of impregnation ratio on coffee ground activated carbon as landfill leachate adsorbent for removal of total iron and orthophosphate. *Desalination*. 279, 225–234.
- Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., Mota, M., 2010. Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*. 182, 730–734.
- Dagnew, M., Parker, W., Seto, P., Waldner, K., Hong, Y., Bayly, R., Cumin, J., 2011. Pilot testing of an AnMBR for municipal wastewater treatment. *Proceedings of the Water Environmental Federation*. 11, 4931 – 4941.

- Dereli, R.K., Aurelie, G., Barry, H., Van der Zee, F.P., Van Lier, J.B., 2014. Implications of changes in solids retention time on long term evolution of sludge filterability in anaerobic membrane bioreactors treating high strength industrial wastewater. *Water Research*. 59, 11 – 22.
- Dereli, R.K., van der Zee, F.P., Heffernan, B., Grelot, A., van Lier, J.B., 2014. Effect of sludge retention time on the biological performance of anaerobic membrane bioreactor treating corn-to-ethanol thin stillage with high lipid content. *Water Research*. 49, 453 – 464.
- Dereli, R.K., Ersahin, M.E., Ozgun, H., Ozturk, I., Jeison, D., van der Zee, F., van Lier, J.B., 2012. Potentials of anaerobic membrane bioreactors to overcome treatment limitations induced by industrial wastewaters. *Bioresource Technology*. 122, 160–170.
- Fontanille, P., Kumar, V., Christophe, G., Nouaille, R., Larroche, C., 2012. Bioconversion of volatile fatty acids into lipids by the oleaginous yeast *Yarrowia lipolytica*. *Bioresource Technology*. 114, 443–449.
- Galib, M., Elbeshbishy, E., Reid, R., Hussain, A., Lee, H.S., 2016. Energy-positive food waste water treatment using an anaerobic membrane bioreactor (AnMBR). *Journal of Environmental Management*. 182, 477 – 485.
- Hai, F.I., Riley, T., Shawkat, S., Magram, S.F., Yamamoto, K., 2014. Removal of pathogens by membrane bioreactors: A review of the mechanisms, influencing factors and reduction in chemical disinfectant dosing. *Water (Switzerland)*. 6, 3603 – 3630.
- Hashisho, J., El-Fadel, M., Al-Hindi, M., Salam, D., Alameddine, I., 2016. Hollow fiber vs. flat sheet MBR for the treatment of high strength stabilized landfill leachate. *Waste Management*. 55, 249–256.
- Henderson, J.P. and Atwater, J.W., 2011. High ammonia landfill leachate treatment using anaerobic filter and rotating biological contactor. *Canadian Journal of Civil Engineering*. 22(5), 992 – 1000.
- Herrera-Robledo, M., Cid-León, D.M., Morgan-Sagastume, J.M., Noyola, A., 2011. Biofouling in an anaerobic membrane bioreactor treating municipal sewage. *Separation and Purification Technology*. 81, 49–55.

- Ho, J., Sung, S., 2010. Methanogenic activities in anaerobic membrane bioreactors (AnMBR) treating synthetic municipal wastewater. *Bioresource Technology*. 101, 2191–2196.
- Huang, H., Xiao, D., Zhang, Q., Ding, L., 2014. Removal of ammonia from landfill leachate by struvite precipitation with the use of low – cost phosphate and magnesium sources. *Journal of Environmental Management*. 145, 191 – 198.
- Huang, Z., Ong, S.L., Ng, H.Y., 2013. Performance of submerged anaerobic membrane bioreactor at different SRTs for domestic wastewater treatment. *Journal of Biotechnology*. 164, 82–90.
- Hu, D., Tian, Y., Wang, Z., Wu, P., Wang, P., Chen, Z., Cui, Y., Ge, H., 2017. The operational efficiency of a novel AnMBR treating antibiotic solvent wastewater in start-up stage. *Journal of Water Reuse and Desalination*. 07.3, 326 – 337.
- Jeong, Y., Hermanowicz, S.H., Park, C., 2017. Treatment of food waste recycling wastewater using anaerobic ceramic membrane bioreactor for biogas production in mainstream treatment process of domestic wastewater. *Water Research*. 123, 86 – 95.
- Kamaruddin, M.A., Yusoff, M.S., Ahmad, M.A., 2011. Optimization of durian peel based activated carbon preparation conditions for ammoniacal nitrogen removal from semi-aerobic landfill leachate. *Journal of Scientific Industrial Research*. 70, 554–560.
- Kamaruddin, M.A., Yusof, M.S., Aziz, H.A., Hung, Y.T., 2015. Sustainable Treatment of Landfill Leachate. *Applied Water Sciences*. 5, 113–126.
- Katsoni, A., Mantzavinos, D., Diamadopoulos, E., 2014. Sequential treatment of diluted olive pomace leachate by digestion in a pilot scale UASB reactor and BDD electrochemical oxidation. *Water research*. 57, 76 – 86.
- Kunacheva, C., Yan Ni Annie Soh, Trzcinski, Antoine P., Stuckey, David C., 2017. Soluble microbial products (SMPs) in the effluent from a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) under different HRTs and transient loading conditions. *Chemical Engineering Journal*. 311, 72 – 81.

- Kurniawan Tonni Agustiono, 2011. Treatment of Landfill Leachate. s.l . : LAP LAMBERT Academic publishing GmbH and Co.KG.
- Lim, S – J., Kim, B.J., Jeong, C – M., Choi Jin-dal-rae., Ahn, Y.H., Chang, H.N., 2008. Anaerobic organic acid production of food waste in once-a-day feeding and drawing-off bioreactor. *Bioresource Technology*. 16, 7866 – 7874.
- Lin, H., Peng, W., Zhang, M., Chen, J., Hong, H., Zhang, Y., 2013. A review on anaerobic membrane bioreactors: Applications, membrane fouling and future perspectives. *Desalination*. 314, 169–188.
- Li, Q., Li, Y.Y., Qiao, W., Wang, W., Takayanagi, X.K., 2015. Sulfate addition as an effective method to improve methane fermentation performance and propionate degradation in thermophilic anaerobic co-digestion of coffee grounds, milk and waste activated sludge with AnMBR. *Bioresource Technology*. 185, 308 – 315.
- Liu, M., Yang, Q., Peng, Y., Liu, T., Xiao, H., Wang, S., 2015. Treatment performance and N₂O emission in the UASB-A/O shortcut biological nitrogen removal system for landfill leachate at different salinity. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*. 32, 63–71.
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., Ren, G., 2015. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 45, 540 – 555.
- Marañón, E., Castrillón, L., Quiroga, G., Fernández-Nava, Y., Gómez, L., García, M.M., 2012. Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. *Waste Management*. 32, 1821–1825.
- Martínez-Sosa, D., Helmreich, B., Horn, H., 2012. Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) treating low – strength wastewater under psychrophilic temperature conditions. *Process Biochemistry*. 47, 792 – 798.
- Martínez-Sosa, D., Helmreich, B., Netter, T., Paris, S., Bischof, F., Horn, H., 2011. Anaerobic submerged membrane bioreactor (AnSMBR) for municipal wastewater treatment under mesophilic and psychrophilic temperature conditions. *Bioresource Technology*. 102, 10377 – 10385.

- MetCalf, Eddy., 2004. Wastewater Engineering Treatment and Reuse. New York: McGraw-Hill, Inc.
- Mei, X., Wang, Z., Miao, Y., Wu, Z., 2016. Recover energy from domestic wastewater using anaerobic membrane bioreactor: Operating parameters optimization and energy balance analysis. *Energy*. 98, 146 – 154.
- Mojiri, A., Ziyang, L., Tajuddin, R.M., Farraji, H., Alifar, N., 2016. Co-treatment of landfill leachate and municipal wastewater using the ZELIAC/zeolite constructed wetland system. *Journal of Environmental Management*. 166, 124 – 130.
- Ratanatamskul, C., Onnuma, G., Yamamoto, K., 2014. A prototype single-stage anaerobic digester for co-digestion of food waste and sewage sludge from high-rise building for on-site biogas production. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 95, 176–180.
- Ratanatamskul, C., Wattanayommanaporn O., Yamamoto, K., 2015. An on-site prototype two-stage anaerobic digester for co-digestion of food waste and sewage sludge for biogas production from high-rise building. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 102, 143–148.
- Ray, N.H.S., Mohanty, M.K., Mohanty, R.C., 2013. Anaerobic Digestion of Kitchen Wastes: Biogas Production and Pretreatment of Wastes, A Review. *International Journal of Scientific and Research Publications*. 3(11), 2250 – 3153.
- Reyniera, N., Couderta, L., Blaisa, J.F., Merciera, G., Besne, S., 2015. Treatment of contaminated soil leachate by precipitation, adsorption and ion exchange. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 3, 977–985.
- Robles, Á., Ruano, M.V., Charfi, A., Lesage, G., Heran, M., Harmand, J., Seco, A., Steyer, J-P., Batstone, D.J., Kim, J., Ferrer, J., 2018. A review on anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs) focused on modelling and control aspects. *Bioresource Technology*. 270, 612 – 626.

- Robles, A., Ruano, M.V., García-Usach, F., Ferrer, J., 2012. Sub-critical filtration conditions of commercial hollow-fibre membranes in a submerged anaerobic MBR (HF-SAnMBR) system: the effect of gas sparging intensity. *Bioresource Technology*. 114, 247 – 54.
- Schattauer, A., Abdoun, E., Weiland, P., Plohl, M., Heiermann, M., 2011. Abundance of trace elements in demonstration biogas plants. *Biosystems Engineering*. 108, 57 – 65.
- Seib, M.D., Berg, K.J., Zitomer, D.H., 2016. Influent wastewater microbiota and temperature influence anaerobic membrane bioreactor microbial community. *Bioresource Technology*. 216, 446–452.
- Shariati, F.P., Mehrnia, M.R., Sarrafzadeh, M.H., Rezaee, S., Grasmick, A., Heran, M., 2013. Fouling in a novel airlift oxidation ditch membrane bioreactor (AOXMBR) at different high organic loading rate. *Separation and Purification Technology*. 105, 69 – 78.
- Sim, L.C., Mohd, S.Y., Hamidi, A.A., Muhammad U., 2011. Influence of impregnation ratio on coffee ground activated carbon as landfill leachate adsorbent for removal of total iron and orthophosphate. *Desalination*. 279, 225 – 234.
- Skouteris, G., Hermosilla, D., López, P., Negro, C., Blanco, Á., 2012. Anaerobic membrane bioreactors for wastewater treatment: A review. *Chemical Engineering Journal*. 198–199, 138 – 148.
- Smith, A.L., Skerlos, S.J., Raskin, L., 2013. Psychrophilic anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater. *Water research*. 47, 1655 – 1665.
- Smith, A.L., Stadler, L.B., Love, N.G., Skerlos, S.J., Raskin, L., 2012. Perspectives on anaerobic membrane bioreactor treatment of domestic wastewater: A critical review. *Bioresource Technology*. 122, 149–159.
- Sun, H., Yang, Q., Peng, Y., Shi, X., Wang, S., Zhang, S., 2010. Advanced landfill leachate treatment using a two-stage UASB-SBR system at low temperature. *Journal of Environmental Sciences*. 22(4), 481 – 485.
- Sun, M.T., Fan, X.L., Zhao, X.X., Fu, S.F., He, S., Manasa, M.R.K., Guo, R.B., 2017. Effects of organic loading rate on biogas production from macroalgae: Performance and microbial community structure. *Bioresource Technology* 235, 292 – 300.

- Syron, E., Semmens, M.J., Casey, E., 2015. Performance analysis of a pilot – scale membrane-aerated biofilm reactor for the treatment of landfill leachate. *Chemical Engineering Journal*. 273, 120–129.
- Tauseef, S.M., Abbasi, T., Abbasi, S.A., 2013. Energy recovery from wastewaters with high-rate anaerobic digesters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 19, 704 – 741.
- Thongmak, N., Sridang, P., Puetpaiboon, U., Heran, M., 2015. Performances of a submerged anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for latex serum treatment. *Desalination and water treatment*. 57(44), 1 – 13.
- Torres, A., Hemmelmann, A., Vergara C., Jeison, D., 2011. Application of two – phase slug – flow regime to control flux reduction on anaerobic membrane bioreactors treating wastewaters with high suspended solids concentration. *Separation and Purification Technology*. 79, 20–25.
- Torretta, V., Ferronato, N., Katsoyiannis, I.A. , Tolkou, A.K. , Airoidi, M., 2017. Novel and Conventional Technologies for Landfill Leachates Treatment: A Review. *Sustainability*. 9(9), doi:10.3390/su9010009. สืบค้นเมื่อ 8 ตุลาคม 2560, แหล่งที่มา : www.mdpi.com/journal/sustainability.
- Trisakti, B., Manalu, V., Taslim, I., Turmuzi, M., 2015. Acidogenesis of Palm Oil Mill Effluent to Produce Biogas: Effect of Hydraulic Retention Time and pH. *Procedia – Social and Behavioral Sciences*. 195, 2466 – 2474.
- Trzcinski, A.P., Stuckey, D.C., 2010. Treatment of municipal solid waste leachate using a submerged anaerobic membrane bioreactor at mesophilic and psychrophilic temperatures: Analysis of recalcitrants in the permeate using GC-MS. *Water Research*. 44, 671–680.
- Vedrenne, M., Vasquez-Medrano, R., Prato-Garcia, D., Frontana-Urbe, B.A., Ibanez, J.G., 2012. Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation–flocculation/photo Fenton treatment. *Journal of Hazardous Materials*. 205–206, 208–215.

- Vermaa, M., Kumar, R.N., 2016. Can coagulation—flocculation be an effective pre – treatment option for landfill leachate and municipal wastewater co-treatment. Perspectives in Science. 8,192 – 194.
- Villain, M., Marrot, B., 2013. Influence of sludge retention time at constant food to microorganisms ratio on membrane bioreactor performances under stable and unstable state conditions. *Bioresource Technology*. 128, 134 – 144.
- Vongvichiankul, C., Deebao, J., Khongnakorn, W., 2017. Relationship between pH, Oxidation Reduction Potential (ORP) and Biogas Production in Mesophilic Screw Anaerobic Digester. *Energy Procedia*. 138, 877 – 882.
- Wandera, S.M., Qiao, W., Jiang, M., Gapani, D.E., Bi, S., Dong, R., 2018. AnMBR as alternative to conventional CSTR to achieve efficient methane production from thermal hydrolyzed sludge at short HRTs. *Energy*. 159, 588 – 598.
- Wang, K., Yin, J., Shen, D., Li, N., 2014. Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: Effect of pH. *Bioresource Technology*. 161, 395–401.
- Wang, K., Wang, S., Zhu, R., Miao, L., Peng, Y., 2013. Advanced nitrogen removal from landfill leachate without addition of external carbon using a novel system coupling ASBR and modified SBR. *Bioresource Technology*. 134, 212 – 218.
- Wang, W., Yang, Q., Zheng, S., Wu, D., 2013. Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for bamboo industry wastewater treatment. *Bioresource Technology*. 149, 292 – 300.
- Weiland, P., 2010. Biogas production: Current state and perspectives. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 85, 849–860.
- Wijekoon, K.C., Visvanathan, C., Abeynayaka, A., 2011. Effect of organic loading rate on VFA production, organic matter removal and microbial activity of a two-stage thermophilic anaerobic membrane bioreactor. *Bioresource Technology*. 102, 5353–5360.

- Xiaoying, D., Lijie, S., Yan, W., Wei, K., Yanxin, C., Dalei, Z., 2015. Biogas by two – stagemicrobial anaerobic and semi – continuous digestion of Chinese cabbage waste. *EnergyResources and Environmental Technology*. 23, 847–852.
- Xie, K., Lin, H.J., Mahendran, B., Bagle, D.M., Leung, K.T., Liss, S.N., Liao, B.Q., 2010. Performance and Fouling Characteristics of a Submerged Anaerobic Membrane Bioreactor for Kraft Evaporator Condensate Treatment. *Environmental Technology*. 31(5), 511 – 521.
- Xie, Z., Wang, Z., Wang, Q., Zhu, C., Wu, Z., 2014. An anaerobic dynamic membrane bioreactor (AnDMBR) for landfill leachate treatment: Performance and microbial community identification. *Bioresource Technology*. 161, 29–39.
- Xu, Z., Zhao M., Miao, H., Huang Z., Gao, S., Ruan, W., 2014. In situ volatile fatty acidsinfluencebiogas generation from kitchen wastes by anaerobic digestion. *Bioresource Technology*. 163, 186–192.
- Yan, B.H., Selvam, A., Wong, J.W.C., 2017. Influence of acidogenic headspace pressure onmethane production underschematic of diversion of acidogenic off-gas to methanogenic reactor. *Bioresource Technology*. 245, 1000–1007.
- Yang, L., Huang, Y., Zhao, M., Huang, Z., Miao, H., Xu Z., Ruan, W., 2015. Enhancing biogasgeneration performance from food wastes by high solids thermophilic anaerobic digestion: Effect of pH adjustment. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 105, 153 – 159.
- Yu, D., Liu, J., Sui, Q., Wei, Y., 2016. Biogas-pH automation control strategy for optimizingorganic loadingrate of anaerobic membrane bioreactor treating high COD wastewater. *Bioresource Technology*. 203, 62–70.
- YSI สืบค้นเมื่อ 3 มีนาคม 2559, แหล่งที่มา: www.ysi.com/parameters/orp-redox
- Zayen, A., Mnif, S., Aloui, F., Fki, F., Loukil, S., Bouaziz, M., Sayadi, S., 2010. Anaerobicmembrane bioreactor for the treatment of leachates from Jebel Chakir discharge in Tunisia. *Journal of Hazardous Materials*. 177, 918–923.

- Zhao, X., Qu, J., Liu, H., Wang, C., Xiao, S., Liu, R., Liu, P., Lan, H., Hu, C., 2010. Photoelectrochemical treatment of landfill leachate in a continuous flow reactor. *Bioresource Technology*. 101, 865 – 869.
- Zhu, B., Zhang, R., Gikasc, P., Rapporta, J., Jenkinsa, B., Lib, X., 2010. Biogas production from municipal solid wastes using an integrated rotary drum and anaerobic-phased solids digester system. *Bioresource Technology*. 101, 6374–6380.
- Zhu, R., Wang, S., Li, J., Wang, K., Miao, L., Ma, B., Peng, Y., 2013. Biological nitrogen removal from landfill leachate using anaerobic–aerobic process: Denitritation via organics in raw leachate and intracellular storage polymers of microorganisms. *Bioresource Technology*. 128, 401–408.
- Zouboulis, A., Jun, W., Katsoyiannis, A., 2003. Removal of humic acids by flotation, *Colloids Surf. A: Physicochem. Engineering. Aspects* 231, 181–193.

ภาคผนวก

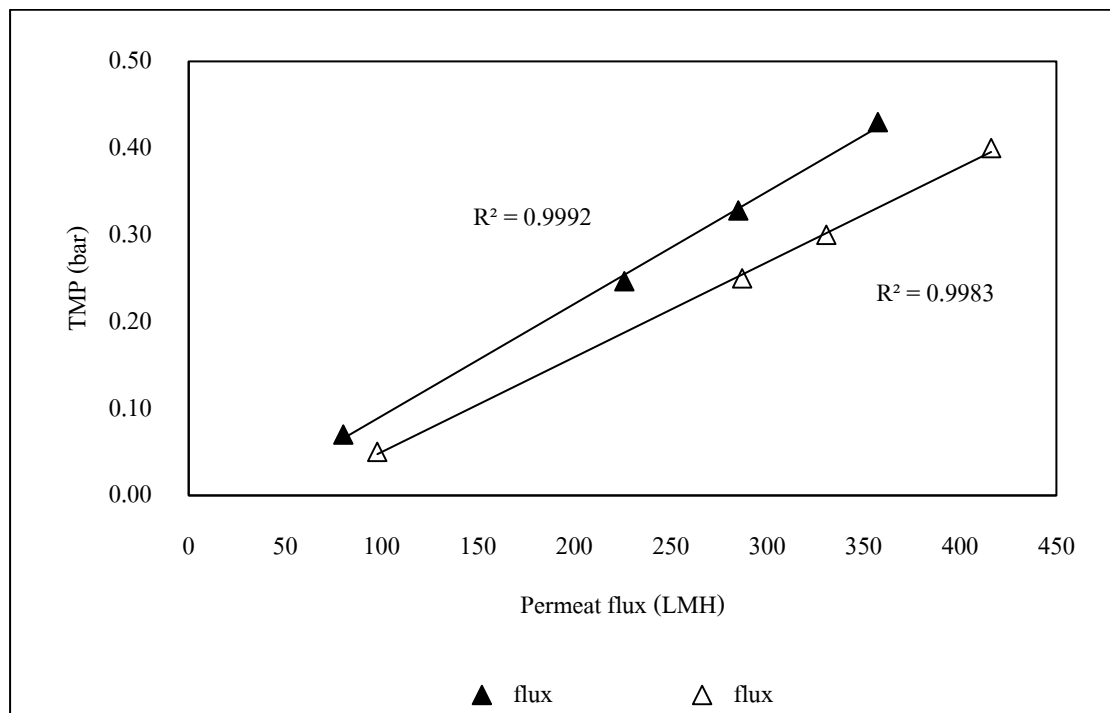
ภาคผนวก ก
การทดสอบเมมเบรนก่อนเริ่มการทดลอง

1. ผลการทดสอบสภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) และค่าฟลักซ์วิกฤติ (Critical flux) ก่อนเดินระบบบำบัดน้ำชะมูลฝอย

ผลการทดสอบสภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) ด้วยน้ำกลั่น เพื่อให้ได้มาซึ่งความสัมพันธ์ระหว่างค่าฟลักซ์ (Flux) และค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน (Transmembrane pressure; TMP) เพื่อใช้ในการคำนวณหาความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของชุดเมมเบรนก่อนการใช้งานจริง (Hydraulic resistance of the membrane; R_m) และทดสอบหาค่าฟลักซ์วิกฤติ (Critical flux) เพื่อกำหนดค่าฟลักซ์ขณะกรองที่ต่ำกว่าค่าฟลักซ์วิกฤติที่ร้อยละ 80 เพื่อใช้ในการเดินระบบถึงปฏิบัติการชีวภาพเมมเบรนแบบต่อเนื่อง

1.1. สภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane)

จากสมการหาความสัมพันธ์ของ Darcy ดังแสดงในรูปภาคผนวกที่ ก - 1 แสดงผลการกรองน้ำกลั่นผ่านเมมเบรน 2 ครั้ง และบันทึกค่าฟลักซ์ และค่าความดันส่งผ่านเมมเบรน เพื่อนำไปคำนวณค่าความต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรน (Hydraulic resistance of the membrane; R_m) ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 1.02×10^{12} ต่อเมตร



รูปที่ ก - 1 ค่าสภาพให้ซึมผ่านได้ของเมมเบรนสะอาด (Initial permeability membrane) ก่อนทำการทดลอง

ภาคผนวก ข
วิธีการวิเคราะห์

1. การวิเคราะห์หา COD แบบ Close Reflux, Titrimetric Method

ค่า COD หมายถึง ปริมาณออกซิเจนทั้งหมดที่ต้องการ เพื่อใช้ในการ oxidize สารอินทรีย์ในน้ำเสียให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ โดยที่สารอินทรีย์เกือบทั้งหมด (95 – 100%) จะถูก oxidize โดยตัวเดิมออกซิเจนอย่างแรง (Strong oxidizing agent) ภายใต้สภาวะที่เป็นกรด

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. หลอดทดลองชนิด borosilicate ขนาด 25 x 150 มิลลิเมตร พร้อมจุก TFE
2. ที่ใส่หลอดทดลอง
3. เตาย่อย COD ที่อุณหภูมิ 150 ± 2 °C.
4. ปิเปตขนาด 1 และ 10 มิลลิลิตร
5. บิวเรตขนาด 50 มิลลิลิตร
6. ขวดรูปชมพู่ขนาด 250 มิลลิลิตร

สารเคมี

1. สารละลาย digestion reagent

ละลาย $K_2Cr_2O_7$ 4.903 กรัม ซึ่งอบแห้งที่อุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 2 ชั่วโมงละลายในน้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร ค่อย ๆ เติม conc. H_2SO_4 167 มิลลิลิตร เติม $HgSO_4$ ลงไป 33.3 กรัม คนให้ละลาย ตั้งทิ้งไว้ให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง แล้วปรับปริมาตรให้เป็น 1 ลิตรด้วยน้ำกลั่น

2. สารละลายกรดกำมะถันที่ผสม $AgSO_4$ (Sulfuric Acid reagent)

ละลาย $AgSO_4$ ใน Conc. H_2SO_4 ด้วยสัดส่วน 5.5 กรัมของ Ag_2SO_4 ต่อ 1 กิโลกรัมของ conc. H_2SO_4 แล้วตั้งทิ้งไว้ 2 – 3 วันเพื่อให้ละลายก่อนนำมาใช้

3. สารละลายมาตรฐาน ferrous ammonium sulfate (FAS) 0.1 N

ละลาย $Fe (NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ 39.2 กรัมในน้ำกลั่นแล้วเติม conc. H_2SO_4 ลงไป 20 มิลลิลิตร ทำให้เย็นแล้วเติมน้ำกลั่นลงไปจนครบปริมาตร 1 ลิตรสารละลายนี้ต้องนำมาหาความเข้มข้นที่แน่นอนด้วยสารละลาย digestion reagent ดังนี้ คือ เติมน้ำกลั่น 10 มิลลิลิตร สารละลาย digestion reagent 5 มิลลิลิตร ทิ้งไว้ให้เย็น แล้วนำมาไทเทรตกับสารละลาย Ferrous ammonium sulfate (FAS) โดยใช้ feroin จำนวน 2-3 หยด เป็นอินดิเคเตอร์สารละลายจะเปลี่ยนจากสีเหลืองเป็นสีฟ้าอมเขียวและเป็นสีน้ำตาลแดงที่จุดยุติ

$$\text{Normality of FAS solution} = \frac{\text{ml K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7}{\text{ml Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2} \times 0.10$$

4. สารละลาย ferroin อินดิเคเตอร์

ละลาย 1 – 10phenantroline monohydrat 1.485 กรัม และ $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 695 มิลลิกรัม ในน้ำกลั่น แล้วเติมน้ำกลั่นจนมีปริมาตรครบ 100 มิลลิลิตร

วิธีการทดลอง

1. ล้างหลอดทดลอง และฝาจุกด้วยกรด H_2SO_4 20 % ก่อนเพื่อป้องกันการปนเปื้อนจากสารอินทรีย์

2. ปิเปตตัวอย่างน้ำมา 2.5 มิลลิลิตร ใส่ลงในหลอดทดลอง แล้วเติม digestion reagent ลงไป 1.5 มิลลิลิตร

3. ค่อยๆ เติม กรด sulfuric เข้มข้นที่ผสม AgSO_4 ลงไป 3.5 มิลลิลิตรให้ไหลลงก้นหลอดแก้ว เพื่อให้ชั้นของกรดอยู่ใต้ชั้นของน้ำตัวอย่างและ digestion reagent

หมายเหตุ ภายหลังจากเติมกรดซัลฟิวริก ให้สังเกตสีของตัวอย่างดังต่อไปนี้

- ถ้าได้สีเขียว แสดงว่าปริมาณ $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ เหลืออยู่มาก ใช้ปริมาณน้ำตัวอย่างน้อยเกินไป ต้องเพิ่มปริมาณน้ำตัวอย่างอีก
- ถ้าได้สีเขียวอมเหลือง แสดงว่าปริมาณน้ำตัวอย่างเหมาะสม สามารถนำตัวอย่างไปย่อยได้
- ถ้าได้สีเขียวอมฟ้า แสดงว่าปริมาณน้ำตัวอย่างมากเกินไป ต้องทำการเจือจางน้ำตัวอย่างให้มีความเข้มข้นน้อยกว่านี้

โดยจะใช้อัตราส่วนระหว่างน้ำตัวอย่าง : น้ำกลั่น เท่าไหร่ก็ได้ แต่ผลรวมของปริมาตรน้ำตัวอย่างต้องเท่ากับ 10 มิลลิลิตร

4. ปิดจุกหลอดแก้วให้แน่น แล้วคว่ำหลอดแก้วไปมาหลาย ๆ ครั้งอย่างทั่วถึงก่อนจะนำตัวอย่างไปย่อย เพื่อป้องกันไม่ให้เกิดความร้อนสะสมอยู่ที่ก้นหลอด ซึ่งอาจแตกได้ในขณะทำการย่อย

5. ให้ทำ blank โดยใช้ น้ำกลั่นแทนน้ำตัวอย่างด้วยวิธีการทดลองเช่นเดียวกันกับการวิเคราะห์น้ำตัวอย่าง ประมาณ 1 – 3 หลอด

6. นำหลอดแก้วทั้งหมดที่ใส่น้ำตัวอย่างและ Blank วางบนที่ตั้งหลอดทดลอง แล้วเข้าเตาย่อยที่ทำให้อุณหภูมิสูงถึง 150 ± 2 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 2 ชั่วโมง ให้นำตัวอย่างออกมาทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องจนกระทั่งเย็น

7. เทตัวอย่างจากหลอดใส่ลงในขวดรูปชมพู่ แล้วไทเทรตกับสารละลาย FAS โดยใช้ ferroin จำนวน 2 – 3 หยด เป็นอินดิเคเตอร์จนกระทั่งถึงจุดยุติ จะเห็นการเปลี่ยนแปลงจากสีเหลืองเป็นสีฟ้าอมเขียวและเป็นสีน้ำตาลแดงที่จุดยุติ อ่านปริมาตรที่ไทเทรตตอนเริ่มเปลี่ยนสีเป็นสีน้ำตาลแดงทันที

การคำนวณ

$$\frac{\text{CODmg}}{L} = \frac{(A - B) \times N \times 8000}{\text{ml sample}}$$

โดยที่

- A = ml ของ $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ ที่ใช้ไทเทรต Blank
 B = ml ของ $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ ที่ใช้ไทเทรต น้ำตัวอย่าง
 N = Normality ของ $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$ ที่ใช้

2. การวิเคราะห์ของแข็งในน้ำ

ของแข็งในน้ำ หมายถึง สารทุกอย่างที่อยู่ในน้ำที่ไม่ใช่องค์ประกอบของน้ำ ของแข็งในน้ำจะมาจากสารที่ละลายน้ำได้และสารที่ไม่ละลายน้ำ การวัดของแข็งในน้ำจะมีผลกับการเลือกน้ำดื่ม น้ำใช้ และคุณภาพของน้ำทิ้งได้หลายทาง เช่น การมีของแข็งมากๆ ก็ไม่เหมาะที่จะนำใช้ในโรงงานอุตสาหกรรม และถ้าน้ำมีสารแขวนลอยมากก็จะมีผลกับระบบหม้อไอน้ำ นอกจากนี้การวิเคราะห์ของแข็งในน้ำยังมีความสำคัญในกระบวนการบำบัดน้ำทิ้ง ซึ่งจะเป็นตัวควบคุมด้านชีวภาพและกายภาพของน้ำทิ้ง ของแข็งในน้ำยังมีความสำคัญในกระบวนการบำบัดน้ำทิ้ง ซึ่งจะเป็นตัวควบคุมด้านชีวภาพและกายภาพของน้ำทิ้ง

2.1. การวิเคราะห์ของแข็งทั้งหมด (Total Solids) โดยวิธีทำให้แห้งที่อุณหภูมิ 103–105 องศาเซลเซียส

องศาเซลเซียส

ตัวอย่างน้ำที่ผสมเข้ากันอย่างดีในถ้วยระเหยที่ทราบน้ำหนักจะถูกนำไประเหยด้วยไอน้ำจนแห้งแล้วนำไปอบที่ 103–105 องศาเซลเซียสทำให้เย็นและชั่งน้ำหนัก น้ำหนักส่วนที่เพิ่มคือน้ำหนักของของแข็งทั้งหมดในน้ำ

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. ถ้วยระเหย (Evaporating dishes) ซึ่งมีความจุ 100 มิลลิลิตร
2. หม้ออังน้ำ (Water Bath) เส้นผ่านศูนย์กลาง 90 มิลลิเมตร
3. โถทำแห้ง (Desiccator) พร้อมสารดูดความชื้น
4. ตู้อบ (Oven) ที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ
5. ตาชั่งละเอียด สามารถชั่งได้ถึง 0.0001 กรัม

วิธีวิเคราะห์

1. นำถ้วยระเหยไปอบในตู้อบที่อุณหภูมิ 103 – 105 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 1 ชั่วโมงปล่อยให้เย็นในโถทำแห้ง
2. เมื่อจะใช้ นำถ้วยระเหยมาชั่งน้ำหนัก
3. เขย่าตัวอย่างน้ำให้เข้ากันอย่างดี เทตัวอย่างที่ทราบปริมาณแน่นอน ลงในถ้วยระเหยนี้ นำไประเหยบนเครื่องอังน้ำที่ปรับอุณหภูมิไว้ที่ 100 องศาเซลเซียสจนแห้ง ปริมาณตัวอย่างที่เหมาะสม ควรเหลือกากแห้งภายหลังการอบอยู่ในช่วง 10 – 200 มิลลิกรัม

4. นำเข้าอบในตู้อบที่ควบคุมอุณหภูมิไว้ที่ 103 – 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลาอย่างน้อย 1 ชั่วโมง
5. นำออกจากตู้อบ ปล่อยให้เย็นใน โถทำแห้ง ชั่งน้ำหนัก
6. ทำข้อ 4 – 5 ซ้ำ จนได้น้ำหนักคงที่ หรือจนกระทั่งมีการเปลี่ยนแปลงน้ำหนักน้อยกว่า 4% ของน้ำหนักครั้งก่อน หรือประมาณ 0.5 มิลลิกรัม

การคำนวณ

$$\text{ของแข็งทั้งหมด (มก./ล.)} = [(B - A)/C] \times 10^6$$

โดยที่

A	=	น้ำหนักถ้วยระเหยอย่างเดียว (กรัม)
B	=	น้ำหนักถ้วยระเหยและของแข็ง (กรัม)
C	=	ปริมาณตัวอย่างน้ำ (มิลลิลิตร)

2.2. การวิเคราะห์ของแข็งแขวนลอย (Suspended solids, SS) โดยวิธีทำให้แห้งที่อุณหภูมิ

103 – 105 องศาเซลเซียส

กรองตัวอย่างน้ำผ่านกระดาษกรอง GF/C ที่ทราบน้ำหนักตะกอนที่ติดอยู่บนกระดาษกรอง จะนำไปอบให้แห้งที่อุณหภูมิ 103 – 105 องศาเซลเซียสและทำให้เย็นใน โถทำแห้ง แล้วชั่งน้ำหนักที่เพิ่มคือ น้ำหนักของของแข็งแขวนลอยทั้งหมดต่อปริมาตรตัวอย่างน้ำที่ใช้

ของแข็งแขวนลอยหรือเอสเอส หมายถึง ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่สามารถกรองได้ด้วยกระดาษกรองใยแก้ว (“Whatman” GF/C) เอสเอสมีหน่วยเป็น มิลลิกรัมต่อลูกบาศก์เดซิเมตร

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. กระดาษกรองใยแก้ว GF/C เส้นผ่าศูนย์กลาง 4.7 เซนติเมตร
2. ชุดกรอง
 - กรวยบุคเนอร์ ความจุ 100 ลูกบาศก์เซนติเมตร
 - ขวดกรอง
3. เครื่องดูดสุญญากาศ (Suction Pump) พร้อมขวดดูดสุญญากาศ ขนาด 500–1,000 มิลลิลิตร
4. เครื่องชั่งอย่างละเอียดสามารถชั่งได้ถึง 0.0001 กรัม
5. โถทำแห้งพร้อมสารดูดความชื้น
6. ตู้อบที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ
7. ถ้วยอะลูมิเนียม ฟอยล์
8. ปากคีบ

วิเคราะห์ของแข็งแขวนลอย

1. นำกระดาษกรองขนาด 47 มิลลิเมตร ไปอบที่อุณหภูมิ 103 – 105 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 1 ชั่วโมง ซึ่งต้องนำกระดาษกรองวางไว้บนกระดาษฟลอยรูปถ้วย
2. นำกระดาษกรองใส่ใน โถดูดความชื้น 30 นาที
3. นำกระดาษกรองออกมาชั่งตวง 4 ตำแหน่ง โดยทำการเปิดเครื่องชั่ง นำตัวอย่างเข้าไปชั่ง บันทึกผล
4. ตวงน้ำตัวอย่างปริมาตร 100 มิลลิลิตร ด้วยกระบอกตวง

5. ติดตั้งชุดกรองสูญญากาศบุชเนอร์และปั๊มดูดอากาศ โดยวางกระดาศกรองลงบนบุชเนอร์ ทำให้เปียกด้วยน้ำกลั่นเพียงเล็กน้อยเปิดปั๊มดูดอากาศ

6. ค่อยๆ เทน้ำตัวอย่างลงบนกรวยกรองบุชเนอร์ เมื่อน้ำตัวอย่างหมด ทำการล้างเครื่องแก้วด้วยน้ำกลั่น แล้วเทน้ำตัวอย่างที่ติดค้างลงไปนบุชเนอร์

7. หลังจากทีกรองตัวอย่างน้ำเรียบร้อยแล้ว นำกระดาศที่กรองไปอบในตู้อบ ที่อุณหภูมิ 103 – 105 องศาเซลเซียสเป็นเวลา 1 ชั่วโมง

8. หลังจากอบกระดาศกรองเรียบร้อยแล้ว นำกระดาศกรองไปทำให้แห้งในโถดูดความชื้น 30 นาที

9. นำไปชั่งอีกครั้ง บันทึกผลน้ำหนักกระดาศกรองที่เปลี่ยนแปลง

หมายเหตุ : ให้ใช้คีมคีบ คีบกระดาศกรองทุกครั้งแทนการใช้มือจับ

การคำนวณ

$$\text{ของแข็งแขวนลอย (มิลลิกรัมต่อลิตร)} = [(B - A)/C] \times 106$$

โดยที่

- | | | |
|---|---|------------------------------------|
| A | = | น้ำหนักกระดาศกรอง (กรัม) |
| B | = | น้ำหนักกระดาศกรองและของแข็ง (กรัม) |
| C | = | ปริมาณตัวอย่างน้ำ (มิลลิลิตร) |

3. การวิเคราะห์กรดไขมันระเหยง่ายและความเป็นด่างโดยวิธี Titration Method

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เครื่องวัดพีเอช
2. บิวเรต 50 มิลลิลิตร
3. เตาไฟฟ้าและเครื่องกวนแม่เหล็กไฟฟ้า (Hot plate and stirrer)
4. ปีกเกอร์ 50 มิลลิลิตร

สารเคมี

1. สารละลายกรดซัลฟิวริก 0.02 N
2. สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ 0.1 N

วิธีวิเคราะห์

1. นำน้ำตัวอย่าง 50 มิลลิลิตรที่ผ่านการหมุนเหวี่ยง เอาเฉพาะส่วนใสตวงใส่ปีกเกอร์ 50 มิลลิลิตร
2. วัดพีเอชเริ่มต้นของน้ำตัวอย่าง แล้วนำมาไทเทรตด้วยกรดซัลฟิวริก 0.02 N จนมีพีเอชเป็น 4 บันทึกปริมาตรที่ใช้ แล้วจากนั้นไทเทรตต่อจนมีพีเอชเป็น 3 แล้วบันทึกปริมาตรที่ใช้
3. นำไปต้มให้เดือดประมาณ 3 – 5 นาที ตั้งทิ้งไว้ให้เย็น จากนั้นวัดค่าพีเอชแล้วไทเทรตด้วยโซเดียมไฮดรอกไซด์ 0.1 N จนพีเอชเป็น 4 บันทึกปริมาตรที่ใช้ และทำการไทเทรตต่อจนพีเอชเป็น 7 บันทึกปริมาตรสิ้นสุดที่ใช้

การคำนวณ

$$\text{VFA (mgCaCO}_3\text{/L)} = \frac{[A \times N \times 50,000]}{\text{mL ของตัวอย่างน้ำ}}$$

โดยที่

$$A = \text{ml ของ H}_2\text{SO}_4\text{ ที่ใช้}$$

$$N = \text{Normality ของ H}_2\text{SO}_4$$

การคำนวณ

$$\text{Alkalinity (mgCaCO}_3\text{/L)} = \frac{[A \times N \times 50,000]}{\text{mL ของตัวอย่างน้ำ}}$$

โดยที่

$$A = \text{ml ของ NaOH ที่ใช้}$$

$$N = \text{Normality ของ NaOH}$$

4. การวิเคราะห์ Total Kjeldahl Nitrogen (TKN)

ไนโตรเจนเป็นสารที่มีความสำคัญต่อสิ่งมีชีวิต ซึ่งเกี่ยวข้องกับทางด้านน้ำสะอาดและน้ำโสโครกอาจแบ่งเป็น 2 ประเภท คือสารประกอบอินทรีย์ในไนโตรเจน เช่น NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- สารพวกนี้อาจอยู่ในรูปปุ๋ยหรือเกลือในปัสสาวะ อีกชนิดคือสารประกอบอินทรีย์ในไนโตรเจน เช่น โปรตีน กรดอะมิโน กรดนิวคลีอิก สารประกอบไนโตรเจนเหล่านี้เป็นส่วนประกอบของเซลล์พืชและสัตว์ในอุจจาระ ปุ๋ยคอก สารประกอบไนโตรเจนสามารถเปลี่ยนรูปจากสารอินทรีย์เป็นสารอนินทรีย์โดยกระบวนการที่เรียกว่า Mineralization ซึ่งแบคทีเรียเป็นกลไกสำคัญในการทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงและสารอินทรีย์ในรูปต่างๆ สามารถเปลี่ยนรูปกลับไปมาได้โดยแบคทีเรีย

วิธีการวิเคราะห์

1. Total Kjeldahl Nitrogen (TKN)

สารเคมี

- 1) Mercuric sulfate solution: HgO 8 กรัม ละลายใน 100 มิลลิลิตร 6 N H_2SO_4
- 2) Digestion reagent: ชั่ง K_2SO_4 134 กรัม และ 7.3 กรัม CuSO_4 ละลายในน้ำกลั่น 800 มิลลิลิตร เติม conc. H_2SO_4 134 มิลลิลิตร เจือจางจนได้ปริมาตร 1 ลิตร
- 3) Sodium hydroxide – sodium thiosulfate reagent: ชั่ง NaOH 500 กรัม และ $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 25 กรัม ละลายในน้ำกลั่นจนได้ปริมาตร 1 ลิตร

ขั้นตอนการวิเคราะห์

- 1) นำน้ำตัวอย่าง 50 มิลลิลิตรใส่ใน Kjeldahl flask เติม 10 มิลลิลิตร Digestion reagent ใส่เม็ดแก้ว 3 – 4 เม็ด
- 2) Digest (ย่อยที่อุณหภูมิ 200 องศาเซลเซียส) จนเหลือตัวอย่างประมาณ 20 มิลลิลิตร และมีควันขาวเกิดขึ้น ย่อยต่ออีก 30 นาที ปิดเครื่อง ปล่อยให้เย็น
- 3) เติมน้ำกลั่น 50 มิลลิลิตร และ 10 มิลลิลิตร Sodium hydroxide – sodium thiosulfate reagent แล้วทำต่อในหัวข้อแอมโมเนียในไนโตรเจน

2. Ammonia Nitrogen (NH₃- N)

สารเคมี

- 1) Borate buffer solution: ตวง NaOH 0.1 N 88 มิลลิลิตร เติม 0.025 M Na₂B₄O₇ 500 มิลลิลิตร (ชั่ง 9.5 กรัม Na₂B₄O₇·10 H₂O เติมน้ำกลั่นให้เป็น 1 ลิตร) ทำให้เป็น 1 ลิตร ด้วยน้ำกลั่น
- 2) NaOH 6 N: NaOH 240 กรัม ทำให้เป็น 1 ลิตร ด้วยน้ำกลั่น
- 3) Mixed indicator solution: ชั่ง Methyl red indicator 200 มิลลิกรัม ละลายใน 100 มิลลิลิตร Ethyl alcohol 95% และ ชั่ง Methylene blue 100 มิลลิกรัม ละลายใน 50 มิลลิลิตร Ethyl alcohol 95% นำสารละลายทั้งสองมาผสมกัน
- 4) Indicating boric solution: ชั่ง H₃BO₃ 20 กรัม เติม 10 มิลลิลิตร Mixed indicator solution ทำให้เป็น 1 ลิตร ด้วยน้ำกลั่น

ขั้นตอนการวิเคราะห์

- 1) เติมน้ำตัวอย่าง 100 มิลลิลิตร ลงใน Kjeldahl flask เติม 5 มิลลิลิตร Borate buffer solution และปรับ pH ด้วย 2 มิลลิลิตร NaOH 6 N (pH > 9.5) ใส่เม็ดแก้ว 4 – 5 เม็ด นำไปใส่ในเครื่องกลั่นประมาณ 10 นาที
- 2) เติม 10 มิลลิลิตร Indicating boric acid solution ลงในขวดรูปชมพู่ 250 มิลลิลิตร แล้วนำไปใส่ในเครื่องกลั่นพร้อมกับ Kjeldahl flask
- 3) สังเกตปริมาตรในขวดรูปชมพู่ให้ได้ปริมาตรรวมอย่างน้อย 80 มิลลิลิตร จะเปลี่ยนจากสีม่วงเป็นสีเขียว วางให้เย็นแล้วนำมาไทเทรตด้วย H₂SO₄ 0.02 N จนกระทั่งเป็นสีม่วง

การคำนวณ

$$\text{NH}_3 - \text{N (mg/L)} = [(A - B) \times 0.28 \times 1000] / \text{ปริมาณตัวอย่างน้ำ (mL)}$$

โดยที่ A = ปริมาณกรดซัลฟิวริกที่ใช้ในการไทเทรตน้ำตัวอย่าง (มิลลิลิตร)

B = ปริมาณกรดซัลฟิวริกที่ใช้ในการไทเทรตน้ำกลั่น (มิลลิลิตร)

Organic Nitrogen

$$\text{Organic - N (mg/L)} = \text{TKN (mg/L)} - \text{NH}_3 - \text{N (mg/L)}$$

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ สกุล	นางสาวจิราวรรณ ดีเบา	
รหัสประจำตัวนักศึกษา	5710120016	
วุฒิการศึกษา		
วุฒิ	ชื่อสถาบัน	ปีที่สำเร็จการศึกษา
วิทยาศาสตร์บัณฑิต	สถาบันเทคโนโลยีพระจอม	2554
(เทคโนโลยีชีวภาพ)	เกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง	

ทุนการศึกษา (ที่ได้รับในระหว่างการศึกษา)

ทุนอุดหนุนวิจัยเงินเพื่อวิทยานิพนธ์ประจำปี 2559 มหาวิทยาลัยสงขลานครินทร์

การตีพิมพ์เผยแพร่ผลงาน

Jirawan Deebao and Watsa Khongnakorn., 2017. The Effect of OLR on the Performance of Anaerobic Membrane Bioreactor for Leachate Treatment. 6th International Conference on Environmental Engineering, Science and Management. The Twin Towers Hotel, Rong Muang, Bangkok, Thailand. May 17 – 18, 2017.