

การศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินโดยใช้ระบบร่วม
แบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ

นางสาวศุภกาญจน์ รอดย่อย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี
ปีการศึกษา 2554

**INVESTIGATION OF AEROBIC-ANAEROBIC
DIGESTION SYSTEM FOR EXCESS SLUDGE
REDUCTION**

Suppakarn Rodyoy

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

Suranaree University of Technology

Academic Year 2011

การศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินโดยใช้ระบบร่วม
แบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ

มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา
ตามหลักสูตรปริญญาโทบริหารธุรกิจ

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

(ผศ. ดร.จริยา ยิ้มรัตนบรร)

ประธานกรรมการ

(ผศ. ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร)

กรรมการ (อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์)

(อ. ดร.นัฏพร เพชร ชศพล)

กรรมการ

(อ. ดร.อภิชน วัชรนทร์วงศ์)

กรรมการ

(ศ. ดร.ชูกิจ ลิ้มปีจันทร์)

รองอธิการบดีฝ่ายวิชาการ

(รศ. ร.อ. ดร.กนต์ธร ชำนิประศาสน์)

คณบดีสำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

ศุภกาญจน์ รอดชัย : การศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินโดยใช้ระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ (INVESTIGATION OF AEROBIC-ANAEROBIC DIGESTION SYSTEM FOR EXCESS SLUDGE REDUCTION) อาจารย์ที่ปรึกษา :
ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร, 185 หน้า.

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียเป็นปัญหาหนึ่งที่ได้ได้รับความสนใจในโรงงานอุตสาหกรรมเนื่องจากต้นทุนค่าใช้จ่ายในการจัดการตะกอนสูงถึงร้อยละ 20-50 ของค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียทั้งหมด ดังนั้น การหาวิธีการลดตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นจึงมีความสำคัญมาก โดยปัจจุบันโรงงานอุตสาหกรรมส่วนใหญ่นิยมใช้วิธีการกำจัดตะกอนส่วนเกินด้วยระบบทางชีวภาพแบบใช้อากาศ และ/หรือแบบไม่ใช้อากาศ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาอัตราการเติมอากาศและอุณหภูมิต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินโดยใช้ระบบร่วมแบบใช้อากาศกับแบบไม่ใช้อากาศในระดับห้องปฏิบัติการ โดยศึกษาอัตราการเติมอากาศที่สัดส่วน 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ และศึกษาที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ($55 \pm 2^\circ\text{C}$) ผลการศึกษาพบว่า ระบบย่อยตะกอนส่วนเกินแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกโดยมีอัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายสูงสุดเท่ากับร้อยละ 35 33 และ 43 ตามลำดับ โดยจุลินทรีย์ในระบบมีอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดเท่ากับ 0.39 ต่อชั่วโมง และมีอัตราการใช้สารอาหาร 0.55 มิลลิกรัมซีไอดีที่ถูกกำจัดต่อมิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อชั่วโมง นอกจากนี้ในระบบย่อยตะกอนส่วนเกินยังเกิดกระบวนการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้เข้าไปเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายและสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ย่อยสลายได้ยาก และเมื่อนำตะกอนที่ผ่านระบบย่อยตะกอนส่วนเกินแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่มาย่อยต่อด้วยระบบย่อยตะกอนส่วนเกินแบบไม่ใช้อากาศพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายเพิ่มขึ้นร้อยละ 25 17 และ 28 ตามลำดับ และสามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ประมาณ 0.234 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมซีไอดีทั้งหมดที่ถูกกำจัด

SUPPAKARN RODYOY : INVESTIGATION OF AEROBIC-ANAEROBIC
DIGESTION SYSTEM FOR EXCESS SLUDGE REDUCTION. THESIS
ADVISOR : ASST. PROF. BOONCHAI WICHITSATHIAN, Ph.D.,185 PP.

EXCESS SLUDGE / AEROBIC-ANAEROBIC DIGESTION /
AERATION RATE / TEMPERATURE

The excess sludge problem from wastewater treatment plant is more concerned due to the operating cost of sludge management was from 20% to 50% of total operating cost. Thus, sludge reduction was very important. At the present, aerobic and/or anaerobic sludge digestions were widely used in industries for treating excess sludge.

The objective of this research was studying the aeration rate and temperature on the excess sludge reduction by using aerobic-anaerobic digestion system in the laboratory. The aeration rate of 1.0 0.5 and 0.1 volume air per volume slurry per minute (vvm) at the room temperature and the thermophilic temperature ($55 \pm 2^{\circ}\text{C}$) were investigated. The results showed that the highest removal efficiency of aerobic sludge digestion was obtained at thermophilic temperature and aeration rate of 1.0 vvm. The removal efficiency of organic matter in term of COD, total solids (TS) and volatile solids (VS) were 35%, 33% and 43%, respectively. As the result, the highest specific growth rate of microorganisms was 0.39 per hour and the substrate removal rate was 0.55 milligram COD removed per milligram VSS per hour. Furthermore, slowly biodegradable organic matter was hydrolyzed to readily biodegradable organic matter and inert soluble organic matter. Finally, the sludge effluent from aerobic

sludge digestion was feed to anaerobic sludge digestion. The removal efficiency of organic matter in term of COD, TS and VS were increased 25%, 17% and 28%, respectively. Moreover, the methane production rate in anaerobic sludge digestion was approximately obtained 0.234 m³/kg COD removed.



School of Environmental Engineering

Academic Year 2011

Student's Signature_____

Advisor's Signature_____

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์นี้ดำเนินการสำเร็จลงด้วยดี ผู้วิจัยขอขอบพระคุณบุคคล และกลุ่มบุคคลต่าง ๆ ที่ได้กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ รวมทั้งได้ให้ความช่วยเหลืออย่างดียิ่ง ทั้งด้านวิชาการและด้านการดำเนินงานวิจัย ดังนี้

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. บุญชัย วิจิตรเสถียร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่ได้ให้คำปรึกษา แนะนำแนวทางที่เป็นประโยชน์ยิ่งต่องานวิจัย รวมทั้งได้ช่วยตรวจทาน และแก้ไขรายงาน วิทยานิพนธ์เล่มนี้จนทำให้มีความสมบูรณ์พร้อมทางด้านวิชาการ

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. จริญญา ยี่มรัตน์บรร อาจารย์ ดร. นัตพร เพชร ขสพล อาจารย์ ดร. อภิชน วัชรนทร์วงศ์ กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ และอาจารย์ประจำสาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารีทุกท่านที่กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ และความรู้ทางด้านวิชาการ อย่างดียิ่งมาโดยตลอด

ขอขอบคุณ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี บริษัท เวสเทิร์น ดิจิตอล (ประเทศไทย) จำกัด และสำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ ที่ได้ให้ความช่วยเหลือสนับสนุนเงินทุน ทางด้านการศึกษาแก่ผู้วิจัยอย่างดียิ่งมาโดยตลอดจนได้ทำงานวิจัยนี้สำเร็จลงด้วยดี

ขอขอบคุณ คุณนารี กลิ่นกลาง คุณอลิษา ศรีคราม ที่คอยให้คำแนะนำปรึกษาการจัดรูปเล่ม วิทยานิพนธ์

ขอขอบคุณ พี่ ๆ เพื่อน ๆ น้อง ๆ บัณฑิตศึกษาทุกท่าน ที่คอยให้กำลังใจในการทำวิจัยมา โดยตลอด

สุดท้ายนี้ ผู้วิจัยขอขอบคุณอาจารย์ผู้สอนทุกท่านที่ประสิทธิ์ประสาทวิชาความรู้ทางด้าน ต่างๆ ทั้งในอดีตและปัจจุบัน และขอกราบขอบพระคุณบิดา มารดา รวมทั้งญาติพี่น้องของผู้วิจัยทุกท่าน ที่ให้ความรัก อบรมเลี้ยงดู และคอยเป็นกำลังใจ ทำให้ผู้วิจัยประสบความสำเร็จในชีวิต

ศุภกานูจน์ รอดย้อย

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อ (ภาษาไทย).....	ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....	ข
กิตติกรรมประกาศ.....	ง
สารบัญ.....	จ
สารบัญตาราง.....	ฉ
สารบัญรูป.....	ฉ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ.....	ท
บทที่	
1 บทนำ.....	1
1.1 ความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	3
1.3 ขอบเขตการศึกษา.....	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	4
2 ปรัชญาวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	5
2.1 ลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย.....	5
2.2 กระบวนการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย.....	9
2.2.1 กระบวนการบำบัดด้วยวิธีทางกายภาพและเคมี.....	9
2.2.2 กระบวนการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพ.....	11
2.3 การย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ.....	13
2.3.1 ลักษณะของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบใช้อากาศ.....	13
2.3.2 ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ.....	14
2.3.3 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อการย่อยแบบใช้อากาศ.....	17
2.3.3.1 พีเอช.....	17
2.3.3.2 อุณหภูมิ.....	18

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.4 การย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	18
2.4.1 ลักษณะการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	19
2.4.2 แบบที่เรื้อรังที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพ แบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	21
2.4.3 ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพ แบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	22
2.4.4 ปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อการใช้ระบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	27
2.4.4.1 พีเอช.....	27
2.4.4.2 สภาพแวดล้อมและความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย.....	27
2.4.4.3 อุณหภูมิ.....	28
2.4.4.4 สารพิษ.....	29
2.4.4.5 ธาตุอาหาร.....	30
2.5 การประยุกต์ใช้ระบบบำบัดทางชีวภาพ.....	32
2.5.1 ระบบแบบใช้ออกซิเจน.....	32
2.5.2 ระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	36
2.5.3 ระบบร่วมระหว่างแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจน.....	38
2.6 การหาค่าสัมประสิทธิ์จลนศาสตร์ชีวเคมี.....	43
2.6.1 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์.....	43
2.6.2 วิธีการวัดการหายใจ.....	45
2.6.3 สมการอาร์เรเนียส.....	48
2.7 สัดส่วนสารอินทรีย์และความสามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ.....	49
3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	56
3.1 การศึกษาลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน.....	56
3.2 การออกแบบชุดการทดลองสำหรับการวิจัย.....	58
3.3 การเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพตะกอนส่วนเกิน.....	60

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

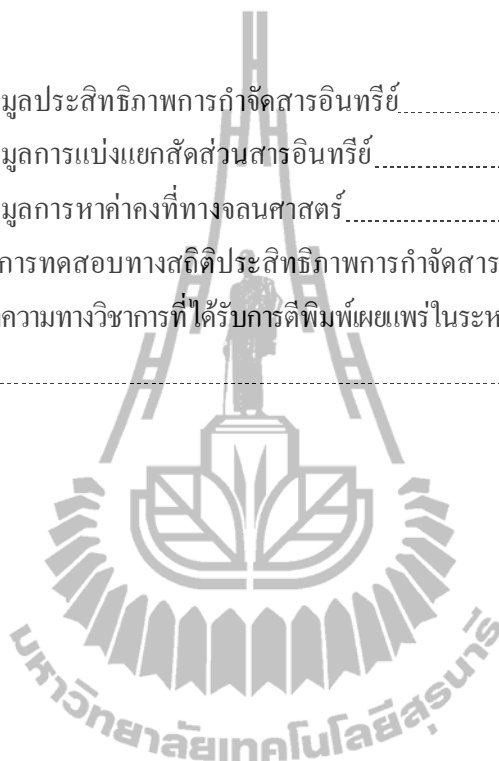
3.4 การศึกษาอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกิน สำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ.....	62
3.5 การศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับ ไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน.....	65
3.6 การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	68
3.7 การศึกษาการแบ่งแยกสัณฐานสารอินทรีย์.....	71
3.8 การเก็บตัวอย่างและวิธีการวิเคราะห์.....	73
3.9 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ.....	75
4 ผลการศึกษาและการอภิปรายผล.....	76
4.1 ลักษณะสมบัติของตะกอน.....	77
4.2 ผลของอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินสำหรับ วิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ.....	80
4.3 ผลของอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศ กับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน.....	89
4.4 สัณฐานสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	105
4.5 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	115
5 สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ.....	119
5.1 สรุปผลการศึกษา.....	119
5.1.1 ผลของอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกิน สำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ.....	119
5.1.2 ผลของอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับ ไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน.....	120
5.1.3 สัณฐานสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	122
5.1.4 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	122
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	122
รายการอ้างอิง.....	124

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก. ข้อมูลประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์.....	134
ภาคผนวก ข. ข้อมูลการแบ่งแยกสัณฐานสารอินทรีย์.....	165
ภาคผนวก ค. ข้อมูลการหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	168
ภาคผนวก ง. ผลการทดสอบทางสถิติประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์.....	171
ภาคผนวก จ. บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา.....	175
ประวัติผู้เขียน.....	185



สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ (ภาษาไทย).....	ก
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....	ข
กิตติกรรมประกาศ.....	ง
สารบัญ.....	จ
สารบัญตาราง.....	ฉ
สารบัญรูป.....	ฉ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ.....	ท
บทที่	
1 บทนำ.....	1
1.1 ความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	3
1.3 ขอบเขตการศึกษา.....	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	4
2 ปรัชญ่วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	5
2.1 ลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย.....	5
2.2 กระบวนการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย.....	9
2.2.1 กระบวนการบำบัดด้วยวิธีทางกายภาพและเคมี.....	9
2.2.2 กระบวนการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพ.....	11
2.3 การย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ.....	13
2.3.1 ลักษณะของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบใช้อากาศ.....	13
2.3.2 ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพ แบบใช้อากาศ.....	14
2.3.3 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อการย่อยแบบใช้อากาศ.....	17
2.3.3.1 พีเอช.....	17
2.3.3.2 อุณหภูมิ.....	18

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

2.4 การย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	18
2.4.1 ลักษณะการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	19
2.4.2 แบบที่เรื้อรังที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพ แบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	21
2.4.3 ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพ แบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	22
2.4.4 ปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อการใช้ระบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	27
2.4.4.1 พีเอช.....	27
2.4.4.2 สภาพแวดล้อมและความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย.....	27
2.4.4.3 อุณหภูมิ.....	28
2.4.4.4 สารพิษ.....	29
2.4.4.5 ธาตุอาหาร.....	30
2.5 การประยุกต์ใช้ระบบบำบัดทางชีวภาพ.....	32
2.5.1 ระบบแบบใช้ออกซิเจน.....	32
2.5.2 ระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	36
2.5.3 ระบบร่วมระหว่างแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจน.....	38
2.6 การหาค่าสัมประสิทธิ์จลนศาสตร์ชีวเคมี.....	43
2.6.1 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์.....	43
2.6.2 วิธีการวัดการหายใจ.....	45
2.6.3 สมการอาร์เรเนียส.....	48
2.7 สัดส่วนสารอินทรีย์และความสามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ.....	49
3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	56
3.1 การศึกษาลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน.....	56
3.2 การออกแบบชุดการทดลองสำหรับการวิจัย.....	58
3.3 การเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพตะกอนส่วนเกิน.....	60

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

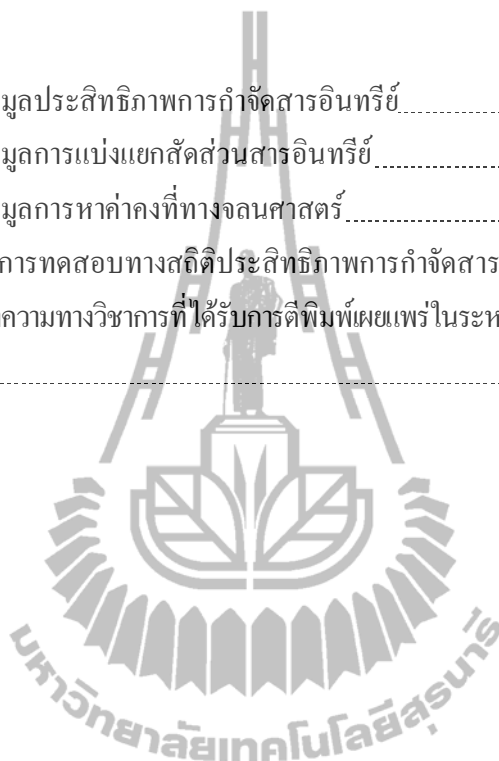
3.4 การศึกษาอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกิน สำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ.....	62
3.5 การศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับ ไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน.....	65
3.6 การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	68
3.7 การศึกษาการแบ่งแยกสัณฐานสารอินทรีย์.....	71
3.8 การเก็บตัวอย่างและวิธีการวิเคราะห์.....	73
3.9 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ.....	75
4 ผลการศึกษาและการอภิปรายผล.....	76
4.1 ลักษณะสมบัติของตะกอน.....	77
4.2 ผลของอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินสำหรับ วิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ.....	80
4.3 ผลของอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศ กับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน.....	89
4.4 สัณฐานสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	105
4.5 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	115
5 สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ.....	119
5.1 สรุปผลการศึกษา.....	119
5.1.1 ผลของอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกิน สำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ.....	119
5.1.2 ผลของอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับ ไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน.....	120
5.1.3 สัณฐานสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	122
5.1.4 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	122
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	122
รายการอ้างอิง.....	124

สารบัญ (ต่อ)

หน้า

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก. ข้อมูลประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์.....	134
ภาคผนวก ข. ข้อมูลการแบ่งแยกสัณฐานสารอินทรีย์.....	165
ภาคผนวก ค. ข้อมูลการหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	168
ภาคผนวก ง. ผลการทดสอบทางสถิติประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์.....	171
ภาคผนวก จ. บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา.....	175
ประวัติผู้เขียน.....	185



สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
2.1 ปริมาณตะกอนและความเข้มข้นของของแข็งในตัวอย่างตะกอนแต่ละประเภท	5
2.2 ลักษณะสมบัติทางเคมีของตะกอนจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ	6
2.3 ลักษณะสมบัติทางเคมีของตะกอนจากการทบทวนวรรณกรรม	8
2.4 ข้อดีและข้อเสียของการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ	12
2.5 ข้อดีและข้อเสียของถังหมักแบบไม่ใช้อากาศชนิด Single-stage และ Two-stage	26
2.6 ความเข้มข้นของสารพิษที่มีผลต่อการทำงานของระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ	30
2.7 องค์ประกอบของสารอาหารสำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ	31
2.8 รูปแบบระบบและประสิทธิภาพการกำจัดตะกอนด้วยการย่อยแบบใช้อากาศ	35
2.9 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ	43
3.1 พารามิเตอร์ควบคุมในขั้นตอนการเลี้ยงและปรับสภาพตะกอนส่วนเกิน	61
3.2 พารามิเตอร์ควบคุมในการศึกษาอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกิน สำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ	63
3.3 พารามิเตอร์ควบคุมในการศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศ กับไม่ใช้อากาศ	67
3.4 พารามิเตอร์ควบคุมในการศึกษาอัตราการจับใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate)	69
3.5 วิธีการและเครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์พารามิเตอร์แต่ละชนิดในการวิจัย	74
4.1 ลักษณะสมบัติของตะกอนดิบจากระบบบำบัดน้ำเสีย	79
4.2 ลักษณะสมบัติตะกอนที่ออกจากถังปฏิกรณ์แบบใช้อากาศอุณหภูมิห้องและ อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก	84
4.3 ลักษณะสมบัติตะกอนที่ออกจากถังปฏิกรณ์แบบไม่ใช้อากาศอุณหภูมิห้องและ อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก	90
4.4 ปริมาณชีโอดีละลายน้ำและค่าการละลายของตะกอนเข้าและออกจากระบบรวม แบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ	97
4.5 อัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดและชีโอดีทั้งหมด ของถังปฏิกรณ์แบบไม่ใช้อากาศ	102

สารบัญตาราง (ต่อ)

ตารางที่	หน้า
4.6 อัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายและชีโอดีที่ถูกกำจัดและอัตราการเกิด ก๊าซมีเทนต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายและชีโอดีที่ป้อนเข้าของถังแบบไม่ใช่อากาศที่ อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก.....	104
4.7 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์.....	116



สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1	ถังย่อยแบบธรรมดา (Conventional Aerobic Digestion).....15
2.2	ขั้นตอนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ.....19
2.3	ถังหมักชนิดอัตราการจัดต่ำ (Low rate anaerobic digester).....23
2.4	ถังหมักชนิดอัตราการจัดสูง (High rate anaerobic digester).....24
2.5	ถังหมักแบบสองเฟส (Two-phase anaerobic digester).....25
2.6	ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่อหน่วยจุลินทรีย์ กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์.....44
2.7	ชุดการทดลองการวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือโอซูอาร์ (Oxygen uptake rate).....46
2.8	รูปแบบการย่อยสลายทางชีวภาพในระบบบำบัด.....51
2.9	แบบจำลองการย่อยสลายชีวมวลและการลดลงของซีโอดีแบบดั้งเดิม.....52
2.10	แผนผังแสดงแนวทางการสลายตัว/การแตกตัวของเซลล์ต่อการเกิดเซลล์ใหม่ ของแบบจำลองการย่อยสลายชีวมวลและการลดลงของซีโอดี.....53
2.11	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Vollertsen and Hvitved-Jacobsen.....53
2.12	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Christian Kohler.....54
2.13	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Gavala, Angelidaki, and Ahring.....55
2.14	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Durruty, Zaritzky, and Gonzalez55
3.1	ขั้นตอนดำเนินการวิจัย.....57
3.2	ชุดการทดลองระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ.....59
3.3	ขั้นตอนการเลี้ยงและปรับสภาพตะกอนส่วนเกิน.....61
3.4	ขั้นตอนการศึกษาอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกิน สำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ.....63
3.5	รูปแบบการติดตั้งระบบและจุดเก็บตัวอย่างถังปฏิกรณ์แบบใช้อากาศ.....64
3.6	รูปแบบการติดตั้งระบบและจุดเก็บตัวอย่างของระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ.....66

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
3.7 ขั้นตอนการศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ.....	67
3.8 ชุดการทดลองวัดอัตราการจับใช่ออกซิเจนหรือโอยูอาร์.....	68
3.9 ขั้นตอนการทดลองการวัดการหายใจ.....	70
3.10 แผนผังองค์ประกอบของสารอินทรีย์ในรูป COD.....	72
4.1 ความเข้มข้นของบีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำในตะกอนดิบ.....	80
4.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก.....	82
4.3 ค่าซีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก.....	86
4.4 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก.....	87
4.5 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก.....	91
4.6 ปริมาณซีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากระบบปฏิบัติการแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง.....	95
4.7 ปริมาณซีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากระบบปฏิบัติการแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก.....	96
4.8 ปริมาณซีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากระบบปฏิบัติการแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง.....	96
4.9 ปริมาณซีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากระบบปฏิบัติการแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก.....	97
4.10 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก.....	99
4.11 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป TCOD TBOD SCOD SBOD และสัดส่วน TBOD/TCOD ของถึงปฏิบัติการแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก.....	107
4.12 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป TCOD TBOD SCOD SBOD และสัดส่วน TBOD/TCOD ถึงปฏิบัติการแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก.....	108

สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่

หน้า

- 4.13 สัดส่วนสารอินทรีย์ในตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกจากถังปฏิกิริยาแบบใช้อากาศ
ที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (ก) ในรูปความเข้มข้นของชีโอดีทั้งหมด
(ข) ในรูปร้อยละชีโอดีทั้งหมด.....112
- 4.14 สัดส่วนสารอินทรีย์ในตะกอนที่เข้าและออกจากถังปฏิกิริยาแบบไม่ใช้อากาศ
ที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (ก) ในรูปความเข้มข้นของชีโอดีทั้งหมด
(ข) ในรูปร้อยละชีโอดีทั้งหมด.....114



คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

pH	=	พีเอช
TS	=	ของแข็งทั้งหมด
TSS, SS	=	ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด
VSS	=	ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย
TVS, VS	=	ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด
TCOD	=	ซีโอดีทั้งหมด
SCOD	=	ซีโอดีละลายน้ำ
TBOD	=	บีโอดีทั้งหมด
SBOD	=	บีโอดีละลายน้ำ
TOC	=	สารอินทรีย์ทั้งหมด
S_s	=	สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว
X_s	=	สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า
S_i	=	สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรือสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อย
X_i	=	อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรืออนุภาคสารอินทรีย์เฉื่อย
OUR	=	โอยูอาร์
ATU	=	สารละลาย Allylthio urea
$\mu_{\max}$	=	อัตราการโตจำเพาะสูงสุด
$\mu_{\max}/Y^* K_s$	=	สัมประสิทธิ์อัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยเฉลี่ย
R_x	=	อัตราการใช้สารอาหาร
Y	=	สัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต
K_s	=	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราการโตจำเพาะมีค่าเป็น 1/2 ของอัตราการโตจำเพาะสูงสุด

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

CH ₄	=	ก๊าซมีเทน
HRT	=	ระยะเวลาเก็บกัก
VFA	=	กรดอินทรีย์ระเหยง่าย
PS	=	ตะกอนขึ้นคั้น
WAS	=	ตะกอนจากระบบบำบัดแบบแอ็กทิเวเตดสลัดจ์
FVFMSW	=	เศษผักและผลไม้ในของเสียชุมชน
vvm	=	ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที
MAE1	=	ถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องอัตราการเติมอากาศ 1.0 vvm
MAE2	=	ถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องอัตราการเติมอากาศ 0.5 vvm
MAE3	=	ถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องอัตราการเติมอากาศ 0.1 vvm
TAE1	=	ถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกอัตราการเติมอากาศ 1.0 vvm
TAE2	=	ถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกอัตราการเติมอากาศ 0.5 vvm
TAE3	=	ถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกอัตราการเติมอากาศ 0.1 vvm
MAN1	=	ถังแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง ซึ่งรับน้ำตะกอนจากถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องอัตราการเติมอากาศ 1.0 vvm
MAN2	=	ถังแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง ซึ่งรับน้ำตะกอนจากถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องอัตราการเติมอากาศ 0.5 vvm
TAN1	=	ถังแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ซึ่งรับน้ำตะกอนจากถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกอัตราการเติมอากาศ 1.0 vvm
TAN2	=	ถังแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ซึ่งรับน้ำตะกอนจากถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกอัตราการเติมอากาศ 0.5 vvm
MAE1-MAN1	=	ระบบร่วมแบบใช้อากาศ (อัตราการเติมอากาศ 1.0 vvm) กับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ (ต่อ)

MAE2-MAN2	=	ระบบรวมแบบใช้อากาศ (อัตราการเติมอากาศ 0.5 vvm) กับไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิห้อง
TAE1-TAN1	=	ระบบรวมแบบใช้อากาศ (อัตราการเติมอากาศ 1.0 vvm) กับไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก
TAE1-TAN1	=	ระบบรวมแบบใช้อากาศ (อัตราการเติมอากาศ 0.5 vvm) กับไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก



บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความสำคัญของปัญหา

เนื่องจากภาคอุตสาหกรรมมีการขยายตัวและกำลังการผลิตมากขึ้น ส่งผลให้ความต้องการใช้วัตถุดิบในกระบวนการผลิตเพิ่มขึ้นตามไปด้วย ซึ่งน้ำและสารเคมีจัดเป็นวัตถุดิบหนึ่งที่สำคัญ โดยเฉพาะในขั้นตอนการล้างและทำความสะอาดที่ต้องการใช้น้ำและสารเคมีปริมาณมาก จึงก่อให้เกิดปริมาณน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดสูงและทำให้ภาระบรรทุกสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบเพิ่มขึ้น จนอาจเป็นเหตุให้ต้องเพิ่มความจุและความสามารถในการบำบัดเพื่อรองรับปริมาณน้ำเสียและภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่จะเข้ามา จึงทำให้ภาระค่าใช้จ่ายในการบำบัดสูงขึ้น นอกจากนี้การเพิ่มขึ้นของปริมาณน้ำเสียยังส่งผลต่อปริมาณตะกอนส่วนเกินที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสียมีปริมาณเพิ่มขึ้นในลักษณะเช่นเดียวกัน เนื่องจากปริมาณตะกอนส่วนเกินซึ่งเป็นผลพลอยได้จากระบบบำบัดน้ำเสียจะเกิดขึ้นประมาณร้อยละ 0.5 – 1.0 ของปริมาณน้ำเสียทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบ แต่มีค่าใช้จ่ายในการบำบัดและกำจัดสูงคิดเป็นประมาณร้อยละ 20 – 50 ของค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียทั้งหมดของระบบบำบัดน้ำเสีย (Yiying, Huan, Bux, Zhiyu, and Yongfeng, 2009) ซึ่งตะกอนส่วนเกินสามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพประมาณร้อยละ 30-50 ของค่าซีโอดีทั้งหมด (TCOD) (Dumas, Perez, Paul, and Lefebvre, 2010) เนื่องจากลักษณะโดยทั่วไปของตะกอนประกอบไปด้วยปริมาณของแข็งทั้งหมดประมาณร้อยละ 0.5-1 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดประมาณร้อยละ 60-80 โดยน้ำหนักแห้ง (Qasim, 1999) หรือปริมาณของแข็งทั้งหมดประมาณร้อยละ 0.8-1.2 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายประมาณร้อยละ 59-88 ของปริมาณของแข็งทั้งหมด (Metcalf and Eddy, 2004) และประกอบด้วยน้ำประมาณร้อยละ 96-99 จึงก่อให้เกิดปัญหาในการขนส่งไปกำจัด (Fakhru'l-Razi and Molla, 2007) ดังนั้นจึงได้มีการพัฒนาวิธีการในการบำบัดตะกอนส่วนเกินดังกล่าวให้มีปริมาณและน้ำหนักลดลงก่อนที่จะส่งไปกำจัดในขั้นตอนสุดท้าย เพื่อลดปัญหาที่อาจเกิดขึ้นทั้งในด้านสิ่งแวดล้อมและเศรษฐศาสตร์

เทคโนโลยีการบำบัดตะกอนได้มีการพัฒนาเพิ่มมากขึ้น เพื่อให้สามารถลดปริมาณของแข็งและฆ่าเชื้อโรคในตัวตะกอน เพื่อปรับเสถียรตะกอนให้มีความคงตัวและสามารถนำตะกอนที่ผ่านการบำบัดแล้วกลับมาใช้ให้เกิดประโยชน์ได้มากที่สุด และเพื่อลดการปนเปื้อนสู่สิ่งแวดล้อม โดยเทคโนโลยีการบำบัดตะกอนที่นิยมใช้ในปัจจุบันเป็นวิธีการย่อยทางชีวภาพแบบใช้อากาศ (Aerobic

digestion) และไม่ใช้อากาศ (Anaerobic digestion) เป็นเทคโนโลยีหลักในการบำบัด โดยนำมาประยุกต์ใช้ร่วมกับเทคโนโลยีอื่นๆ เช่น กระบวนการบำบัดเบื้องต้น (Pre-treatment) ซึ่งมีด้วยกันหลายวิธี ได้แก่ การเติมสารเคมี (Chemical addition), การให้ความร้อน (Thermal treatment), การใช้อัลตราโซนิก (Ultrasonic disintegration) เป็นต้น (Carballa, Omil, Alder, and Lema, 2006; Bougrier, Delgenes, and Carrere, 2008; Nges, and Liu, 2009) หรือการนำเอาของเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์สูงหรือเป็นของเสียที่สามารถย่อยได้ง่ายมาเป็นตัวช่วยเพิ่มความสามารถในการบำบัดให้มากขึ้น (Gomez, Cuertos, Cara, Moran, and Garcia, 2006; Zupancic, Uranjek-Zevartb, and Ros, 2008) หรือแม้แต่นำระบบแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศมาประยุกต์ใช้ร่วมกันในการบำบัดตะกอน (Tomei, Rita, and Mininni, 2011a; 2011b; Charles, Walker, and Cord-Ruwisch, 2009) ซึ่งการบำบัดแบบใช้อากาศจะเหมาะสำหรับระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็กและขนาดกลาง เนื่องจากมีค่าใช้จ่ายในการบำบัดต่ำและต้องการพลังงานในการเดินระบบสูง และทำให้ความสามารถในการแยกน้ำของตะกอนมีค่าต่ำกว่าแบบไม่ใช้อากาศ และมีปริมาณของแข็งเหลืออยู่ในระบบมากกว่าระบบแบบไม่ใช้อากาศที่ระยะเวลาการเก็บกักเท่ากัน ในขณะที่ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศจะมีความซับซ้อนและยุ่งยากในการเดินระบบ และต้องมีถังย่อยขนาดใหญ่ เนื่องจากต้องใช้ระยะเวลาเก็บกักนานกว่าระบบแบบใช้อากาศ แต่ระบบแบบไม่ใช้อากาศจะได้ก๊าซมีเทนซึ่งเป็นแหล่งพลังงานหมุนเวียนที่สามารถนำมาใช้ในการลดค่าใช้จ่ายในการบำบัดลงได้ ถึงแม้ว่าระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศจะมีข้อจำกัดในขั้นตอนการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นได้ช้า และอาจเกิดขึ้นตอนที่ไม่วัสดุ เนื่องจากเชื้อจุลินทรีย์ไม่ถูกย่อยสลาย โดยเฉพาะในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (Habiba, Hassib, and Moktar, 2009; Yiyang et al., 2009)

กระบวนการบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ เป็นวิธีการที่ทำให้ตะกอนซึ่งส่วนใหญ่มีสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบหลักเกิดการคงตัว โดยการลดปริมาณสารอินทรีย์ในตะกอนลง ส่งผลให้น้ำหนักและปริมาณตะกอนลดลงตาม จึงเป็นวิธีการที่เหมาะสมสำหรับนำมาใช้ในการบำบัดตะกอนส่วนเกินก่อนส่งไปกำจัดในขั้นตอนสุดท้าย ซึ่งการบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศสามารถลดปริมาณของแข็งระเหยง่ายได้มากกว่าร้อยละ 50 และสามารถลดค่าซีโอดีลงได้ร้อยละ 42 ที่อุณหภูมิในช่วงเทอร์มอฟิลิก (Thermophilic, 55°C) (Rubia, Perez, Romero, and Sales, 2006) และสามารถลดซีโอดีทั้งหมดลงได้ร้อยละ 86.2 ที่อุณหภูมิเมโซฟิลิก (37 °C) และระยะเวลาเก็บกัก 50 วัน (Salsabil, Prorot, Casellas, and Dagot, 2009) ส่วนการบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศสามารถลดปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ร้อยละ 53.5 เมื่อทำการบำบัดที่อุณหภูมิในช่วงเมโซฟิลิก (Mesophilic, 30°C) และระยะเวลาเก็บกัก 15 วัน (Zupancic and Ros, 2008) แต่

เมื่อทำการย่อยที่อุณหภูมิ 55 – 60 °C ในระยะเวลา 24 ชั่วโมง สามารถลดของแข็งทั้งหมดได้ร้อยละ 21 และสามารถลดของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 27 (Jain, Pathak, Sreekrishnan, and Dastidar, 2010) นอกจากนี้ เมื่อนำระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (62 °C) มาใช้ร่วมกับระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิก (37 °C) สามารถลดของแข็งระเหยง่ายได้ประมาณร้อยละ 46 – 61 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 – 15 วัน (Pagilla, Kim and Cheunbarn, 2000) ดังนั้น จะเห็นว่าเมื่อนำระบบแบบใช้อากาศมาใช้ร่วมกับระบบแบบไม่ใช้อากาศ ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นและลดระยะเวลาการเก็บกักลง การศึกษานี้จึงทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดและความสามารถในการย่อยตะกอนส่วนเกิน โดยนำเทคโนโลยีทางชีวภาพแบบใช้อากาศมาประยุกต์ใช้ร่วมกับวิธีทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการเดินระบบ

1.2 วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกิน โดยใช้ระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในระดับห้องปฏิบัติการ
2. เพื่อศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน
3. เพื่อศึกษาอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินสำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

1.3 ขอบเขตการศึกษา

การศึกษานี้ได้ทำการศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (Activated sludge) ของโรงงานอุตสาหกรรมแห่งหนึ่งในจังหวัดพระนครศรีอยุธยาด้วยระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ ซึ่งมีรายละเอียดขอบเขตการศึกษาดังต่อไปนี้

1. อุปกรณ์การทดลองเป็นชุดการทดลองระดับห้องปฏิบัติการ ซึ่งตั้งอยู่ที่อาคารเครื่องมือ 4 ของมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ประกอบด้วยชุดการทดลองระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและชุดการทดลองระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก
2. ศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน โดยทำการทดลองด้วยระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและทำการทดลองด้วยระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (55 ± 2 °C)

3. ศึกษาอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินสำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ โดยทำการศึกษาที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 0.5 และ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่ออนาที สำหรับระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ($55 \pm 2^\circ\text{C}$) ตามลำดับ

4. พิจารณาสัดส่วนสารอินทรีย์และความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนที่ออกจากระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ($55 \pm 2^\circ\text{C}$) ด้วยวิธีทางกายภาพเคมี ซึ่งสามารถแยกสารอินทรีย์ออกเป็นชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายได้เร็ว (Readily biodegradable organic substrate: S_0) ชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate: X_S) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter: S_I) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter: X_P)

5. หาค่าคงที่จลนศาสตร์ของตะกอนที่ออกจากระบบแบบใช้อากาศ โดยการวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนด้วยวิธีการวัดการหายใจ (Respirometric method) และคำนวณหาค่าอัตราการโตจำเพาะสูงสุด ($\mu_{\max}$) ค่าอัตราการใช้สารอาหาร (R_X) ค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Y) ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราการโตจำเพาะมีค่าเป็น $1/2$ ของอัตราการโตจำเพาะสูงสุด (K_S) และค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยเฉลี่ย ($\mu_{\max}/Y \cdot K_S$) ตามสมการ โมนอด

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. สามารถอธิบายผลของอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกินได้
2. สามารถอธิบายผลของอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินสำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศได้

บทที่ 2

ปรัทัศนัวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 ลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ โดยส่วนใหญ่เป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนมากขึ้นจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างๆ ในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งสามารถแยกตัวออกจากน้ำเสียได้โดยการตกตะกอนในถังตกตะกอน ซึ่งมีปริมาณที่แตกต่างกันไปตามชนิดและแหล่งที่มาของตะกอน ดังสรุปในตารางที่ 2.1 โดยทั่วไปลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์จะประกอบไปด้วยปริมาณของแข็งทั้งหมดประมาณร้อยละ 0.5-1 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดประมาณร้อยละ 60-80 โดยน้ำหนักแห้ง (Qasim, 1999) หรือปริมาณของแข็งทั้งหมดประมาณร้อยละ 0.8-1.2 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายประมาณร้อยละ 59-88 ของปริมาณของแข็งทั้งหมด (Metcalf and Eddy, 2004) โดยทั่วไปแล้วปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดในตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียจะถือว่าเป็นสารอินทรีย์ทั้งหมด ซึ่งมีลักษณะสมบัติทางเคมีแตกต่างกันดังตารางที่ 2.2

ตารางที่ 2.1 ปริมาณตะกอนและความเข้มข้นของของแข็งในตัวอย่างตะกอนแต่ละประเภท

(กนกกาญจน์ กรุณนิตย์, 2548)

ระบบบำบัด	ปริมาณตะกอน (กก./ลบ.ม. ของน้ำเสีย)		ความเข้มข้นของของแข็งใน ตะกอน (ร้อยละของแข็ง)	
	ช่วงค่า	ค่าทั่วไป	ช่วงค่า	ค่าทั่วไป
ถังตกตะกอนชั้นแรก	110 - 170	150	4 - 12	5
ระบบเอเอส	70 - 100	85	0.50 – 1.50	0.75
ถังกรองชีวภาพ	55 - 90	70	1 - 3	1.5

ตารางที่ 2.2 ลักษณะสมบัติทางเคมีของตะกอนจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ (Metcalf and Eddy, 2004)

พารามิเตอร์	ตะกอนขั้นต้น		ตะกอนขั้นต้นที่ผ่านการย่อยแล้ว		ตะกอนจากระบบเอส
	ช่วงค่า	ค่าทั่วไป	ช่วงค่า	ค่าทั่วไป	ช่วงค่า
Total dry solid (TS), %	5 - 9	6	2 - 5	4	0.8 - 1.2
Volatile solids (% of TS)	60 - 80	65	30 - 60	40	59 - 88
Grease and fats (% of TS)					
Ether soluble	6 - 30	-	5 - 20	18	-
Ether extract	7 - 35	-	-	-	5 - 12
Protein (% of TS)	20 - 30	25	15 - 20	18	32 - 41
Nitrogen (N, % of TS)	1.5 - 4	2.5	1.6 - 3.0	3.0	2.4 - 5.0
Phosphorus (P_2O_5 , % of TS)	0.8 - 2.8	1.6	1.5 - 4.0	2.5	2.8 - 11
Cellulose (% of TS)	8 - 15	10	8 - 15	10	-
Iron (not as sulfide)	2.0 - 4.0	2.5	3.0 - 8.0	4.0	-
Silica (SiO_2 , % of TS)	15 - 20	-	10 - 20	-	-
pH	5.0 - 8.0	6.0	6.5 - 7.5	7.0	6.5 - 8.0
Alkalinity (mg/L as $CaCO_3$)	500 - 1,500	600	2,500 - 3,000	3,000	580 - 1,100
Organic acids (mg/L as HAc)	200 - 2,000	500	100 - 600	200	1,100 - 1,700
Energy content (kJ/kg TSS)	23,000 - 29,000	25,000	9,000 - 14,000	12,000	19,000 - 23,000

นอกจากนี้จากการทบทวนงานวิจัยหลายงาน จะเห็นว่าลักษณะสมบัติทางเคมีของตะกอนจะแตกต่างกันไปตามแหล่งที่มา ดังเช่นตะกอนที่ออกจากระบบเอเอสจะประกอบด้วยน้ำประมาร้อยละ 98.20 - 99.20 (Song, Zhu, Yuan, Hong, and Ding, 2010) ในขณะที่ตะกอนที่ผ่านการทำขึ้นแล้วจะมีน้ำเป็นองค์ประกอบลดลงเหลือประมาณร้อยละ 94.10 - 94.20 (Liu, Zhu, Li, and Yuan, 2011; Liu, Zhu, and Li, 2011) ดังตารางที่ 2.3 ซึ่งจะเห็นว่าปริมาณความเข้มข้นของของแข็งในตะกอนแต่ละชนิดมีค่าที่แตกต่างกันและมีค่าสูงสุดในตะกอนที่ผ่านการทำขึ้นแล้ว ซึ่งมีค่าของแข็งทั้งหมดอยู่ในช่วง 57.60 - 59.40 กรัมต่อลิตร (Liu, Zhu, Li, and Yuan, 2011; Liu, Zhu, and Li, 2011) แต่เมื่อพิจารณาจากองค์ประกอบสารอินทรีย์ในรูป TVS/TS TVS/SS และ VSS/SS กลับพบว่าค่าสัดส่วนองค์ประกอบสารอินทรีย์มีค่าอยู่ในช่วงที่ใกล้เคียงกัน (Yiying et al, 2009; Jain et al., 2010; Song et al., 2010; Chang, You, Damodar, and Chen, 2011; Liu, Zhu, Li, and Yuan, 2011; Liu, Zhu, and Li, 2011) ซึ่งสัดส่วนองค์ประกอบสารอินทรีย์แสดงให้เห็นถึงสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพในตะกอน โดยจากตารางที่ 2.3 จะเห็นว่าตะกอนที่ผ่านการทำขึ้นแล้วและตะกอนที่ออกจากระบบเอเอสและตะกอนผสมระหว่างตะกอนขึ้นต้นกับตะกอนขึ้นสองหรือตะกอนผสมระหว่างตะกอนขึ้นสองกับตะกอนที่ผ่านการทำขึ้นแล้วและตะกอนขึ้นสองสามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพได้ในช่วงร้อยละ 60 - 80 ในรูปของแข็ง ซึ่งแสดงให้เห็นว่าเมื่อทำการย่อยตะกอนเหล่านี้ด้วยวิธีทางชีวภาพจะสามารถลดปริมาณของแข็งลงได้สูงสุดประมาณร้อยละ 60-80 ของปริมาณของแข็งทั้งหมดในตะกอนชนิดนั้น

ตารางที่ 2.3 ลักษณะสมบัติทางเคมีของตะกอนจากการทบทวนวรรณกรรม

พารามิเตอร์	ตะกอนทำขึ้น	ชนิดตะกอน			
		ตะกอนจากระบบ เอเอส	ตะกอนชั้นสอง	ตะกอนผสม (ชั้นต้น:ชั้นสอง)	ตะกอนผสม (ชั้นสอง:ตะกอนชั้น)
Water content (%)	94.10 - 94.20	98.20 - 99.20	-	-	98.10
pH	6.50 - 6.80	6.69 - 7.07	7.30	6.76 - 6.94	6.90
TS (g/L)	57.60 - 59.40	8.00 - 18.20	40	15 - 19	16.28
VS (g/L)	37.50 - 42.20	5.50 - 12.70	31	9 - 12	-
TSS (g/L)	56.80	7.60 - 17.00	38.80	14 - 17	16.08
VSS (g/L)	34.50	5.40 - 12.60	30.20	-	12.73
TCOD (g/L)	-	17.46 - 18.99	-	14.80 - 15.80	-
SCOD (mg/L)	1,615 - 5,487	36 - 52	-	100 - 150	275
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	226 - 357.20	-	-	-	-
TN (mg/L)	173 - 1,681	-	-	-	-
TVS/TS	0.65 - 0.71	0.69 - 0.70	0.78	0.60 - 0.65	-
TVS/SS	0.66 - 0.74	0.72 - 0.75	0.80	0.62 - 0.68	-
VSS/SS	0.61	0.68 - 0.74	0.79	-	0.79

2.2 กระบวนการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพมีหลายวิธี ซึ่งสามารถแบ่งออกเป็น 2 ประเภท ดังนี้

2.2.1 กระบวนการบำบัดด้วยวิธีทางกายภาพและเคมี

การบำบัดตะกอนด้วยวิธีทางกายภาพและเคมี เป็นวิธีการที่นิยมนำมาใช้ร่วมกับการบำบัดตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดและลดปริมาณสารอินทรีย์ในตะกอน เนื่องจากการบำบัดด้วยวิธีทางกายภาพและเคมีจะช่วยให้การทำลายโครงสร้างสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ที่มีความซับซ้อนให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็กและสามารถย่อยสลายได้ง่ายขึ้นด้วยวิธีทางชีวภาพ ส่งผลให้ข้อจำกัดในขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยวิธีทางชีวภาพลดลง และทำให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยวิธีทางชีวภาพเพิ่มขึ้น โดยวิธีการบำบัดตะกอนด้วยวิธีทางกายภาพเคมี เช่น

- กระบวนการอัลตราโซนิก (Ultrasonic treatment) ซึ่งเป็นเทคนิคใหม่สำหรับการปรับสภาพตะกอน และเป็นวิธีที่เพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนได้ดีมาก เนื่องจากกระบวนการอัลตราโซนิกจะเข้าไปเปลี่ยนแปลงคุณสมบัติทางกายภาพ เคมี และชีวภาพของตะกอน ซึ่งความสามารถการย่อยสลายจะขึ้นอยู่กับปัจจัยการก่อให้เกิดเสียงและลักษณะสมบัติของตะกอน (Pilli et al., 2011) โดยมีกลไกการทำลายตะกอน 3 ขั้นตอน ขั้นตอนแรกเป็นการทำลายฟล็อก เพื่อลดขนาดของอนุภาคและทำลายพื้นผิวของฟล็อกเพื่อปลดปล่อยสารภายนอกเซลล์ ขั้นตอนที่สองเป็นการทำให้เซลล์แตกตัว เพื่อให้สารอินทรีย์ภายในเซลล์ได้เป็นอิสระ แต่ส่วนมากสารอินทรีย์เหล่านี้จะเป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่และมีความซับซ้อน ดังนั้นในขั้นตอนสุดท้ายจึงต้องทำการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่อีกครั้งให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลเล็กและสายโซ่สั้นลง ซึ่งในระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์ละลายน้ำและสารอินทรีย์โมเลกุลต่ำจะถูกปล่อยออกมา ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนเพิ่มขึ้น โดยการลดปริมาณตะกอนที่เกิดขึ้น นอกจากนี้กระบวนการอัลตราโซนิกยังสามารถช่วยลดค่าใช้จ่ายในการกำจัดตะกอนในขั้นตอนสุดท้ายลง เนื่องจากตะกอนที่เกิดขึ้นมีความเสถียรมากขึ้น (Chang et al., 2011)

กระบวนการอัลตราโซนิกเป็นการทำให้เกิดโพรงอากาศซึ่งจะก่อตัวเป็นฟองอากาศขึ้นในของเหลว โดยฟองอากาศเหล่านี้จะมีขนาดใหญ่ขึ้นและแตกสลายอย่างรุนแรงเมื่อถึงขนาดวิกฤติ ทำให้เกิดการยุบตัวของโพรงอากาศอย่างรุนแรงจนก่อให้เกิดความร้อนและความดันสูงขึ้นที่บริเวณรอยต่อระหว่างของเหลวกับก๊าซ ทำให้เกิดความปั่นป่วนและการเฉือนที่สูงในส่วน ofเหลวและทำให้เกิดการก่อตัวของสารอนุมูล ซึ่งการย่อยสลายตะกอนด้วยกระบวนการอัลตรา

โซนิกจะมีประสิทธิภาพสูงขึ้นเมื่อทำการย่อยที่ความถี่ต่ำ เนื่องจากทำให้การละลายตัวของอนุภาคดีขึ้น (Bougrier, Albasi, Delgenes, and Carrere, 2006)

- กระบวนการเพิ่มอุณหภูมิ (Thermal treatment) เป็นการใช้ความร้อนในการรบกวนพันธะเคมีของผนังเซลล์และเยื่อหุ้มเซลล์ ทำให้เกิดการละลายขององค์ประกอบของเซลล์ (Appels, Baeyens, Degreve, and Dewil, 2008) ทำให้ประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนเพิ่มขึ้น แต่ต้องใช้พลังงานจำนวนมาก และอาจจะก่อให้เกิดการสะสมของสารพิษและสารที่สามารถทนความร้อนได้และการเสื่อมของเอนไซม์ที่อาจเกิดขึ้นได้ในช่วงการย่อย ซึ่งเป็นอุปสรรคสำคัญต่อการย่อยที่อุณหภูมิสูง โดยการก่อตัวของสารทนไฟเป็นผลมาจากปฏิกิริยามิลลาร์ด (Maillard reaction) โดยเกิดจากการที่น้ำตาลและกรดอะมิโนทำปฏิกิริยากับสารเมลานอยด์ (Melanoids) ซึ่งเป็นสารที่ยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียสร้างมีเทนและอาจจะก่อให้เกิดสารที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ อย่างไรก็ตามการย่อยที่อุณหภูมิสูง ส่งผลให้ปริมาณเชื้อโรคในตะกอนลดลงได้อย่างมาก แต่มีค่าใช้จ่ายในการบำบัดสูงและมีความยุ่งยากในการเดินระบบและไม่สามารถแสดงให้เห็นถึงปริมาณก๊าซชีวภาพที่เพิ่มขึ้นจากการย่อยแบบไม่ใช้ออกซิได้อย่างชัดเจนและไม่มีความสำคัญ (Nges and Liu, 2009) แต่การย่อยที่อุณหภูมิสูงส่งผลให้ความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิได้อากาศและคุณสมบัติการแยกน้ำออกจากตะกอนมีค่ามากขึ้น (Kim et al., 2003)

- กระบวนการบำบัดด้วยโอโซน (Ozone treatment) การใช้โอโซนในการย่อยสลายตะกอนเป็นเทคนิคที่ได้รับการศึกษาอย่างกว้างขวาง ซึ่งความเข้มข้นของโอโซนที่เหมาะสมที่สุดอยู่ในช่วงประมาณ 0.05 – 0.5 กรัมโอโซนต่อกรัมของแข็งทั้งหมด โดยในระหว่างการย่อยโอโซนจะสลายตัวเองเข้าไปจับกับอนุภาคลิขระและทำปฏิกิริยากับอนุภาคลิขระเหล่านั้นทั้งหมด ทั้งในส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถละลายน้ำได้และสัดส่วนสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคหรือสัดส่วนสารอินทรีย์หรือแร่ธาตุ และช่วยปรับเปลี่ยนค่าความหนืดและการตกของตะกอนให้ดีขึ้นด้วย (Bougrier et al., 2006) การใช้โอโซนทำให้การละลายของตะกอนบางส่วนมีปริมาณเพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของโอโซนที่เติมลงไปเพิ่มขึ้น แต่หากปริมาณโอโซนที่เติมมีมากเกินไป จะทำให้ค่าการละลายของตะกอนลดลงอย่างชัดเจน เนื่องจากเกิดการออกซิเดชันสารประกอบที่ได้จากการละลายตะกอน (Carrere et al., 2010)

- การบำบัดด้วยอัลคาไล (Alkaline treatment) การปรับสภาพตะกอนด้วยอัลคาไลน์เป็นวิธีการที่นิยมนำมาใช้ในการปรับสภาพตะกอนร่วมกับวิธีการย่อยสลายอื่นๆ เช่น การให้ความร้อน อัลตราโซนิก และไมโคร ไครเวฟ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยให้มากขึ้น โดยเฉพาะการปรับสภาพด้วยอัลคาไลน์ร่วมกับกระบวนการอัลตราโซนิกจะทำให้มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายมากกว่ากระบวนการอื่น โดยการปรับสภาพด้วยอัลคาไลน์เป็นการทำให้อนุภาค

สารอินทรีย์เกิดการบวมที่พีเอชสูง ส่งผลให้ซบสเทรตทำปฏิกิริยากับเอนไซม์ได้อย่างรวดเร็วขึ้น (Kim, Jeong, Oh, and Shin, 2010)

2.2.2 กระบวนการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพ

การบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพสามารถแบ่งออกได้เป็น 2 วิธี ดังนี้

1) การย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ (Aerobic digestion) เป็นกระบวนการไฮโดรไลซิสนุภาคสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ (Biodegradable particulate organic matter) ให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สามารถย่อยได้ทางชีวภาพ (Biodegradable soluble organic matter) กับธาตุอาหารต่างๆ เช่น แอมโมเนียไนโตรเจน และฟอสเฟตที่จุลินทรีย์จะนำไปใช้ในการเจริญเติบโต ซึ่งสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สามารถย่อยได้ทางชีวภาพจะถูกจุลินทรีย์จำพวก Heterotrophic bacteria นำไปใช้ในการดำรงชีวิต โดยจะเปลี่ยนสารเหล่านี้ให้กลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และเซลล์ใหม่ (Grady, Daigger, and Lim, 1999)

2) การย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic digestion) เป็นกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่และมีโครงสร้างซับซ้อนให้กลายเป็นสารอินทรีย์โมเลกุลอย่างง่าย ซึ่งจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้เป็นแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอนในการดำเนินกิจกรรมต่างๆ และทำการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลอย่างง่ายให้กลายเป็นกรดอะซิติก ซึ่งเป็นสารตั้งต้นในการผลิตก๊าซมีเทน

การย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศมีข้อดีและข้อเสียแตกต่างกันดังตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ข้อดีและข้อเสียของการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ

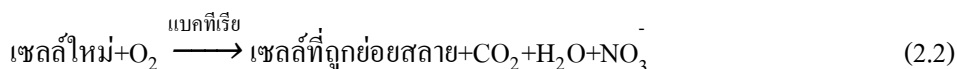
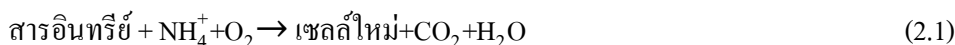
กระบวนการ	ข้อดี	ข้อเสีย
แบบใช้อากาศ	- งบประมาณการลงทุนต่ำ เนื่องจากระบบมีขนาดเล็ก - ระบบสามารถควบคุมได้ง่าย - น้ำใสส่วนบนที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าบีโอดี สารแขวนลอย และแอมโมเนียต่ำ (เมื่อเปรียบเทียบกับแบบไม่ใช้อากาศ) - ไม่มีปัญหาเรื่องกลิ่น - ปริมาณของแข็งทั้งหมดลดลง	- ต้องการพลังงานในการเติมอากาศสูง - การกำจัดของแข็งระเหยง่ายมีประสิทธิภาพต่ำกว่าแบบไม่ใช้อากาศ - ทำให้สภาพคั่งและพีเอชของระบบลดลง - การเติมอากาศอาจทำให้เกิดการฟุ้งกระจายของเชื้อโรค
แบบไม่ใช้อากาศ	- ใช้พลังงานในการเดินระบบน้อยเมื่อเทียบกับแบบใช้อากาศ - ผลผลิตสุดท้ายที่เกิดขึ้นจากการย่อยสามารถนำไปใช้เป็นแหล่งพลังงานทางชีวภาพได้ - สามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้สูงถึงร้อยละ 40 - 60 - ปริมาณของแข็งทั้งหมดโดยรวมลดลง - ตะกอนที่ผ่านการย่อยแล้วสามารถนำไปใช้เป็นปุ๋ยในการเกษตร เพื่อเพิ่มแร่ธาตุและปรับสภาพดินได้	- ต้องการผู้เชี่ยวชาญในการควบคุมดูแลระบบ - ระบบค่อนข้างไวต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อม เมื่อระบบล้มเหลว ต้องใช้เวลานานจึงจะทำให้ระบบสามารถกลับมามีประสิทธิภาพเหมือนเดิม - น้ำใสส่วนบนที่ออกจากระบบมีค่าบีโอดี สารแขวนลอย และแอมโมเนียสูง - มีงบประมาณการลงทุนสูง - อาจเกิดการระเบิดเนื่องจากก๊าซชีวภาพ - อาจมีปัญหาเรื่องกลิ่น

2.3 การย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

2.3.1 ลักษณะของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบใช้อากาศ

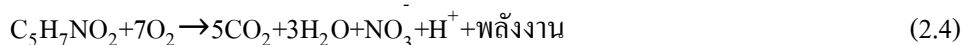
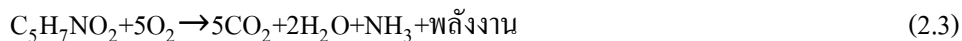
กระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศเป็นกระบวนการที่นิยมนำมาใช้ในการบำบัดตะกอนต่อเนื่องกับระบบบำบัดทางชีวภาพแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ที่มีขนาดกลางและขนาดเล็ก เนื่องจากมีค่าใช้จ่ายในการบำบัดสูง แต่สามารถควบคุมการเดินระบบได้ง่าย โดยกระบวนการย่อยสลายแบบใช้อากาศจะเกิดขึ้นเมื่อแบคทีเรียแบบเฮเทอโรโทรฟิก ซึ่งเป็นแบคทีเรียชนิดที่ใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนในการย่อยสลาย อยู่ในสภาพแวดล้อมที่มีแหล่งคาร์บอนและทำการย่อยสลายสารอินทรีย์และกำจัดสารอินทรีย์เหล่านั้น ซึ่งสารอินทรีย์ที่ถูกกำจัดจะถูกนำไปใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ใหม่ เป็นผลให้ชีวมวลในระบบเพิ่มขึ้น ส่วนวัสดุอื่นๆที่เหลืออยู่จะถูกออกซิไดส์กลายเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และสารละลายละลายน้ำ และให้พลังงานสำหรับการสังเคราะห์ การเผาผลาญอาหาร และการบำรุงรักษาจุลินทรีย์ หลังจากแหล่งสารอินทรีย์ภายนอกหมดลง จุลินทรีย์จะเริ่มต้นกระบวนการหายใจภายในเซลล์ โดยเซลล์จะทำการออกซิไดส์เพื่อให้ได้พลังงานสำหรับการดำรงชีวิต ส่งผลให้ปริมาณชีวมวลทั้งหมดในระบบลดลงอย่างรวดเร็ว และทำให้สารที่เหลืออยู่หลังจากการย่อยสลายมีค่าพลังงานที่ต่ำลงจนเป็นสารที่มีเสถียรภาพและมีความเหมาะสมสามารถนำไปกำจัดในสภาพแวดล้อมได้ (Zupancic and Ros, 2008)

การย่อยแบบใช้อากาศประกอบด้วย 2 ขั้นตอน คือ การออกซิเดชันสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพโดยตรงและการออกซิไดส์สารภายในเซลล์ ซึ่งสามารถแสดงกระบวนการได้ดังสมการต่อไปนี้



โดยสมการที่ 2.1 เป็นการออกซิเดชันสารอินทรีย์ให้ได้เซลล์ใหม่ ซึ่งเซลล์ใหม่จะถูกออกซิไดส์ต่อกลายเป็นเซลล์ที่ถูกย่อยสลายแล้ว ซึ่งในขั้นตอนนี้จะส่งผลให้ปริมาณชีวมวลทั้งหมดเพิ่มขึ้น และในสมการที่ 2.2 แสดงกระบวนการหายใจภายในเซลล์ ซึ่งเป็นปฏิกิริยาหลักของระบบย่อยแบบใช้อากาศ และเป็นกระบวนการที่ทำให้สารอินทรีย์ในระบบมีค่าลดลง

เมื่อพิจารณาปริมาณสารสัมพันธ์ของกระบวนการย่อยแบบใช้อากาศ โดยใช้สูตร $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ แทนมวลเซลล์ของจุลินทรีย์ สามารถแสดงได้ดังสมการต่อไปนี้

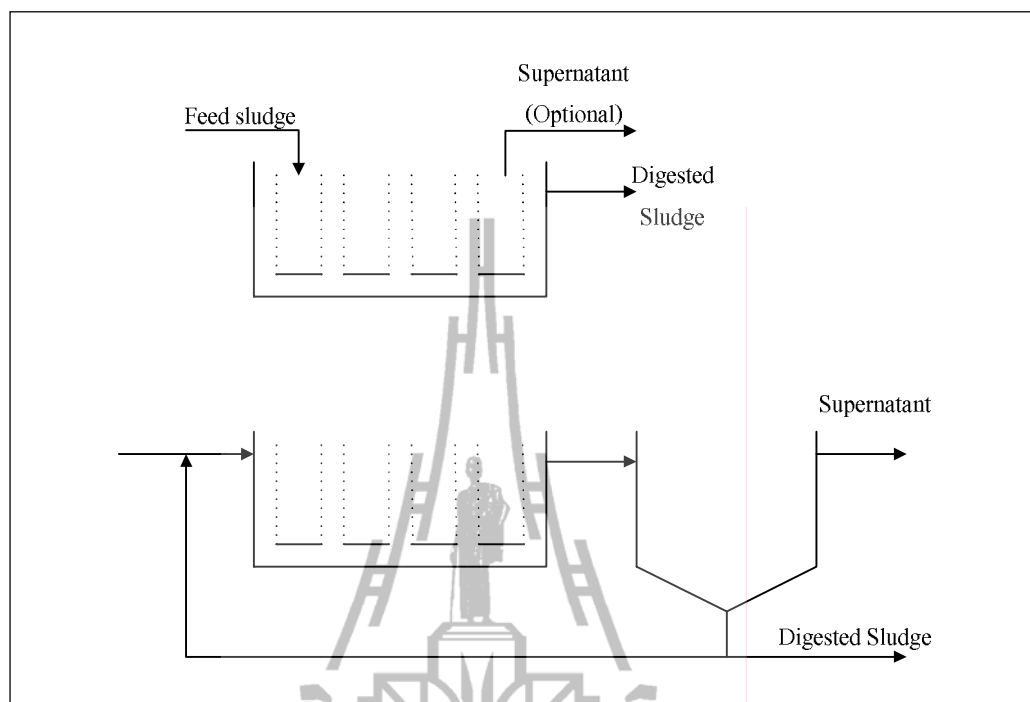


ในสมการที่ 2.3 จะเกิดขึ้นเมื่อระบบถูกยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน ทำให้ไนโตรเจนถูกปล่อยออกมาในรูปของแอมโมเนีย และถ้าในระบบเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้น สมการที่ได้จะกลายเป็นสมการที่ 2.4 ซึ่งหากไม่มีกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้นในระบบความต้องการออกซิเจนทางทฤษฎีมีค่าเท่ากับ 1.42 กิโลกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัมของเซลล์ที่ถูกย่อยสลาย แต่ถ้ามีกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้นในระบบความต้องการออกซิเจนทางทฤษฎีจะมีค่าเท่ากับ 1.98 กิโลกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัมของเซลล์ที่ถูกย่อยสลาย ซึ่งความต้องการออกซิเจนจริงในระบบแบบใช้อากาศมีค่าสูงมาก โดยจะขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆ เช่น อุณหภูมิในการเดินระบบ ชนิดของตะกอน และระยะเวลาเก็บกัก

2.3.2 ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศ (Aerobic digestion) เป็นระบบที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดตะกอนสารอินทรีย์ที่มีตั้งแต่ความเข้มข้นไม่มากนักจนถึงความเข้มข้นสูง เนื่องจากเป็นระบบที่สามารถควบคุมได้ง่ายและประสิทธิภาพค่อนข้างคงที่ นอกจากนี้ยังไม่ก่อให้เกิดกลิ่นเหม็นหรือระบบบำบัดล้มเหลวขึ้นในขณะทำการบำบัด เมื่อเปรียบเทียบกับระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic digestion) ซึ่งรูปแบบของระบบบำบัดแบบใช้อากาศมีดังนี้

1) ระบบถังย่อยแบบธรรมดา (Conventional Aerobic Digestion) (Grady et al., 1999) ดังรูปที่ 2.1 เป็นระบบที่ทำงานภายใต้สภาวะแบบใช้ออกซิเจนในการย่อยสลายตะกอนที่อุณหภูมิบรรยากาศ หรือช่วงอุณหภูมิและระยะเวลาที่ได้ทำการออกแบบไว้ ซึ่งระบบนี้จะมีทั้งระบบที่ทำการป้อนตะกอนแบบต่อเนื่องและไม่ต่อเนื่อง แต่ทั้งสองแบบจะทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และทำให้เกิดแอมโมเนียไนโตรเจนขึ้น และเป็นผลทำให้ความสามารถในการรองรับกรด (Alkalinity) ภายในถังปฏิกิริยาถูกทำลายลง ส่งผลให้พีเอชลดลงตามไปด้วย



รูปที่ 2.1 ถังย่อยแบบธรรมดา (Conventional Aerobic Digestion)

ระบบถังย่อยแบบธรรมดาที่ทำการป้อนตะกอนแบบไม่ต่อเนื่อง (Intermittent process) เป็นระบบที่ทำการเติมตะกอนและกำจัดออกแบบเป็นช่วงๆ ประมาณหนึ่งครั้งต่อวัน ซึ่งเป็นระบบที่นิยมนำมาใช้ต่อจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่มีการกำจัดตะกอนทุกวัน ทำให้ระยะเวลาในการเก็บกักของระบบสั้น การกำจัดตะกอนออกจากระบบเป็นสิ่งจำเป็นและขึ้นอยู่กับแนวทางการจัดการของแข็งของระบบและขนาดของระบบบำบัดน้ำเสีย หากตะกอนที่นำมาใช้ในการย่อยเป็นตะกอนที่ผ่านการทำขึ้นมาก่อน อายุของตะกอน (Solids Retention Time) จะเท่ากับระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic Retention Time) แต่ถ้าตะกอนที่นำมาใช้ในการย่อยไม่ได้ผ่านการทำขึ้นมาก่อน กระบวนการย่อยทางชีวภาพแบบใช้อากาศจะเดินระบบแบบเอสบีอาร์ (Sequencing batch reactor, SBR) ซึ่งจะทำให้เกิดทั้งการทำขึ้นและการย่อยไปพร้อมๆ กัน เป็นผลทำให้อายุตะกอนมีค่ามากกว่าระยะเวลาเก็บกัก แต่อย่างไรก็ตามหากทำการเติมตะกอนแบบหลายครั้งต่อวันในช่วงอายุตะกอนเดียวกัน จะทำให้ระบบมีลักษณะคล้ายกับซีเอสทีอาร์มากกว่าเอสบีอาร์

ระบบถังย่อยแบบธรรมดาที่ทำการป้อนตะกอนแบบต่อเนื่อง (Continuous process) จะมีลักษณะคล้ายกับระบบเอส ซึ่งมีการป้อนตะกอนเข้าไปแทนที่ตะกอนที่ผ่านการย่อยสลายแล้วที่ตกลงสู่ถังทำขึ้น และน้ำใสส่วนบนจะไหลล้นออกจากถังทำขึ้น ส่วนตะกอนที่ผ่านการ

ทำขึ้นแล้วจะตกลงสู่กันถึงและถูกหมุนเวียนเข้าสู่ถังย่อยอีกครั้ง ปริมาณของแฉ่งแขวนลอยในตะกอนที่ผ่านการทำขึ้นที่ออกจากระบบจะมีลักษณะคล้ายกับระบบ Intermittent feed process เป็นผลให้ความเข้มข้นของแฉ่งแขวนลอยภายในถังย่อยแบบป้อนตะกอนอย่างต่อเนื่องมีค่าต่ำกว่าแบบป้อนตะกอนอย่างไม่ต่อเนื่อง

2) ระบบถังย่อยแบบใช้ออกซิเจนบริสุทธิ์ (High-Purity Oxygen Aerobic Digestion) (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2547; Metcalf and Eddy, 2004) ถังย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนบริสุทธิ์เป็นระบบบำบัดที่อาศัยออกซิเจนบริสุทธิ์แทนการใช้อากาศทั่วไป ซึ่งจะนิยมใช้เป็นถังแบบปิด เหมาะกับสภาพอากาศหนาวมาก ดังนั้นจึงไม่นิยมนำมาใช้ในประเทศไทย เพราะต้องเสียค่าใช้จ่ายสูงมากในการให้อากาศบริสุทธิ์ ระบบนี้อาจเป็นถังเปิดได้ หากใช้หัวฟุ้งเป็นตัวจ่ายออกซิเจนภายในถัง แต่เนื่องจากเป็นระบบที่ใช้ออกซิเจนปริมาณมาก จึงส่งผลทำให้ความต้านทานการลดลงของ pH มีค่าน้อยลง จึงจำเป็นต้องมีระบบควบคุมพีเอชภายในถังปฏิกิริยาให้มีค่าคงที่

3) ระบบถังย่อยแบบเทอร์มอฟิลิก (Thermophilic Aerobic Digestion) (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2547; Grady et al. 1999; Metcalf and Eddy, 2004) หรือเรียกอีกชื่อว่า Autothermal Digestion ระบบนี้สามารถกำจัดสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ถึงร้อยละ 70 ที่ระยะเวลาเก็บกักประมาณ 3 - 4 วัน โดยจะควบคุมระบบให้มีอุณหภูมิอยู่ในช่วง 45 - 60°C เพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพการย่อยที่ดีควรมีความเข้มข้นของตะกอนประมาณมากกว่า 3% ของแฉ่ง

ระบบนี้เป็นระบบที่มีระยะเวลาในการเก็บกักตะกอนหรือระยะเวลาในการย่อยสั้น และสามารถกำจัดเชื้อโรค ได้มากกว่าการย่อยทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิในช่วงเมโซฟิลิก (Mesophilic Anaerobic Digestion) นอกจากนั้นยังมีเสถียรภาพสูงและไม่เปลี่ยนแปลงตามสภาพแวดล้อม แต่ระบบนี้มีค่าใช้จ่ายในการลงทุนและเดินระบบสูง เนื่องจากต้องมีการควบคุมอุณหภูมิและให้ความร้อนแก่ระบบตลอดเวลา และมีข้อมูลทางวิชาการและทางปฏิบัติไม่มากนัก แต่ในปัจจุบันได้มีการนำระบบถังย่อยแบบเทอร์มอฟิลิกมาใช้ในการบำบัดตะกอนเพิ่มมากขึ้น ทั้งนำมาใช้เป็นระบบบำบัดขั้นแรกหรือเป็นระบบบำบัดหลัก ซึ่งทำให้ความสามารถในการฆ่าเชื้อโรคเพิ่มสูงขึ้น และลดปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายได้มากขึ้นด้วย และเนื่องจากระบบนี้มีปริมาณสารอินทรีย์ที่เหลืออยู่ในระบบน้อยจึงไม่ก่อให้เกิดกลิ่นเหม็นในระหว่างการย่อยสลาย

ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในระบบถังย่อยแบบเทอร์มอฟิลิกจะแตกต่างจากจากระบบถังย่อยแบบธรรมดา เพราะการเดินระบบที่อุณหภูมิสูง ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะถูกยับยั้ง และจะเกิดการย่อยสลายของแฉ่งระเหยง่ายในสภาวะใช้อากาศขึ้น ทำให้ความต้องการออกซิเจนของระบบลดลงเมื่อเปรียบเทียบกับระบบแบบธรรมดา แต่พีเอชในระบบจะมีค่าค่อนข้างเป็นด่างอยู่ในช่วง 7.5-8.0 เนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันถูกยับยั้งจึงทำให้แอมโมเนียในโตรเจนถูกปล่อย

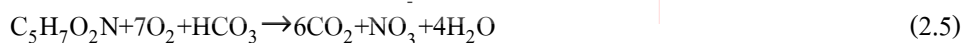
ออกมาระหว่างการย่อยสลายทำให้สภาพความเป็นด่างภายในระบบเพิ่มสูงขึ้น ดังนั้นการเพิ่มสูงขึ้นของพีเอชจะสัมพันธ์กับความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจน เมื่อพีเอชสูงขึ้นส่งผลให้ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วย ส่งผลให้ความสามารถในการฆ่าเชื้อโรคของระบบเพิ่มขึ้น นอกจากนี้ระบบถังย่อยแบบเทอร์มอฟิลิกอาจจะเดินระบบภายใต้สภาวะ microaerobic condition ซึ่งเป็นสภาวะที่ความต้องการออกซิเจนของระบบมีมากกว่าปริมาณออกซิเจนที่เติมเข้าไปในระบบ

4) ระบบถังย่อยสัจจ์แบบครีโอฟิลิก (Cryophilic Aerobic Digestion) (Grady et al. 1999; Metcalf and Eddy, 2004) เป็นระบบที่ควบคุมอุณหภูมิในช่วง -12 ถึง 30°C แต่จะดีที่สุดอยู่ที่ประมาณ 12-18°C ซึ่งเรียกอีกอย่างว่า Psychrophilic ระบบนี้นิยมใช้กันมากในประเทศที่มีอากาศหนาวมาก และไม่นิยมนำมาใช้ในประเทศไทย เพื่อให้ได้ผลดีในการเดินระบบที่อุณหภูมิ 5-20°C จะต้องมีการควบคุมระหว่างอุณหภูมิ (°C) กับอายุสัจจ์ (วัน) ประมาณ 250-300°C-วัน

2.3.3 ปัจจัยที่มีผลกระทบต่อการใช้ระบบใช้อากาศ

2.3.3.1 พีเอช

สำหรับการย่อยแบบใช้อากาศควรมีค่าพีเอชที่เหมาะสมเท่ากับ 7 และควรมีสภาพด่างหลงเหลืออยู่ในระบบประมาณ 50 มิลลิกรัมต่อลิตรของแคลเซียมคาร์บอเนต แต่อย่างไรก็ตาม สภาพด่างของระบบแบบใช้อากาศจะถูกทำลายในระหว่างกระบวนการไนตริฟิเคชัน เนื่องจากเกิดการออกซิเดชันจากแอมโมเนียไนโตรเจนไปเป็นไนเตรตไนโตรเจน ดังสมการ (Grady et al. 1999)



ซึ่งจะเห็นว่า เมื่อชีวมวลถูกย่อยสลายไปหนึ่งโมล สภาพด่างไบคาร์บอเนตก็จะถูกทำลายไปหนึ่งโมลเช่นกัน จึงส่งผลให้ค่าพีเอชของระบบใช้อากาศแบบธรรมดาตกลงจนมีค่าต่ำกว่า 5 หากไม่มีการควบคุมพีเอชในระบบ ทำให้อัตราการย่อยสลายน้อยกว่าในระบบที่มีค่าพีเอชเท่ากับ 7 แต่การลดลงของพีเอชจะไม่ส่งผลต่อการย่อยสลายด้วยระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก เนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะถูกยับยั้งที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ทำให้ค่าพีเอชของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าค่อนข้างเป็นค่าคงที่ในช่วง 7.5-8.0 อยู่เสมอ

2.3.3.2 อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยหนึ่งที่เกี่ยวข้องกับอัตราการออกซิเดชันทางชีวภาพ โดยเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นส่งผลให้การดำเนินกิจกรรมต่างๆ ของจุลินทรีย์เพิ่มขึ้น ซึ่งจุลินทรีย์แต่ละชนิดจะสามารถทนอยู่ได้ในช่วงอุณหภูมิที่แตกต่างกัน โดยสามารถแบ่งชนิดของจุลินทรีย์ตามช่วงอุณหภูมิที่จุลินทรีย์สามารถดำรงชีพและสังเคราะห์เซลล์ได้ดังต่อไปนี้

- จุลินทรีย์ฟิโคฟิลิก สามารถเจริญเติบโตได้ในช่วงอุณหภูมิ -2°C ถึง 30°C และมีอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ในช่วง $12 - 18^{\circ}\text{C}$
- จุลินทรีย์เมโซฟิลิก สามารถเจริญเติบโตได้ในช่วงอุณหภูมิ $20 - 45^{\circ}\text{C}$ และมีอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ในช่วง $25 - 40^{\circ}\text{C}$
- จุลินทรีย์เทอร์มอฟิลิก สามารถเจริญเติบโตได้ในช่วงอุณหภูมิ $45 - 75^{\circ}\text{C}$ และมีอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ในช่วง $55 - 65^{\circ}\text{C}$

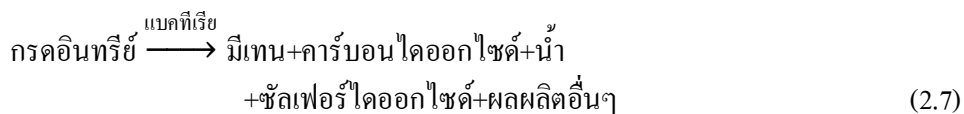
2.4 การย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน

การบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจนเป็นวิธีการปรับเสถียรและลดมวลของตะกอนส่วนเกินก่อนที่จะส่งไปกำจัดในขั้นตอนสุดท้ายเช่นเดียวกับการบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2547) ซึ่งเป็นวิธีการบำบัดตะกอนที่เหมาะสมกับระบบบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่ที่มีปริมาณสารอินทรีย์สูง เนื่องจากเป็นระบบบำบัดที่มีความยุ่งยากในการควบคุมดูแลและมีกระบวนการที่ซับซ้อน และเพื่อให้เกิดความคุ้มค่าในการได้พลังงานหมุนเวียน โดยแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจน 2 กลุ่มหลักซึ่งอาศัยอยู่ร่วมกัน คือกลุ่มผลิตกรดอินทรีย์และกลุ่มผลิตก๊าซมีเทน โดยการย่อยสลายด้วยปฏิกิริยาต่อเนื่อง 2 ขั้นตอน คือ (วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์, 2550)

1) ปฏิกิริยาผลิตกรดอินทรีย์ เป็นปฏิกิริยาที่แบคทีเรียสร้างกรดอินทรีย์ทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างทางเคมีซับซ้อน เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน หรือไขมัน โดยเปลี่ยนรูปให้เป็นกรดอินทรีย์ดังสมการที่ 2.6

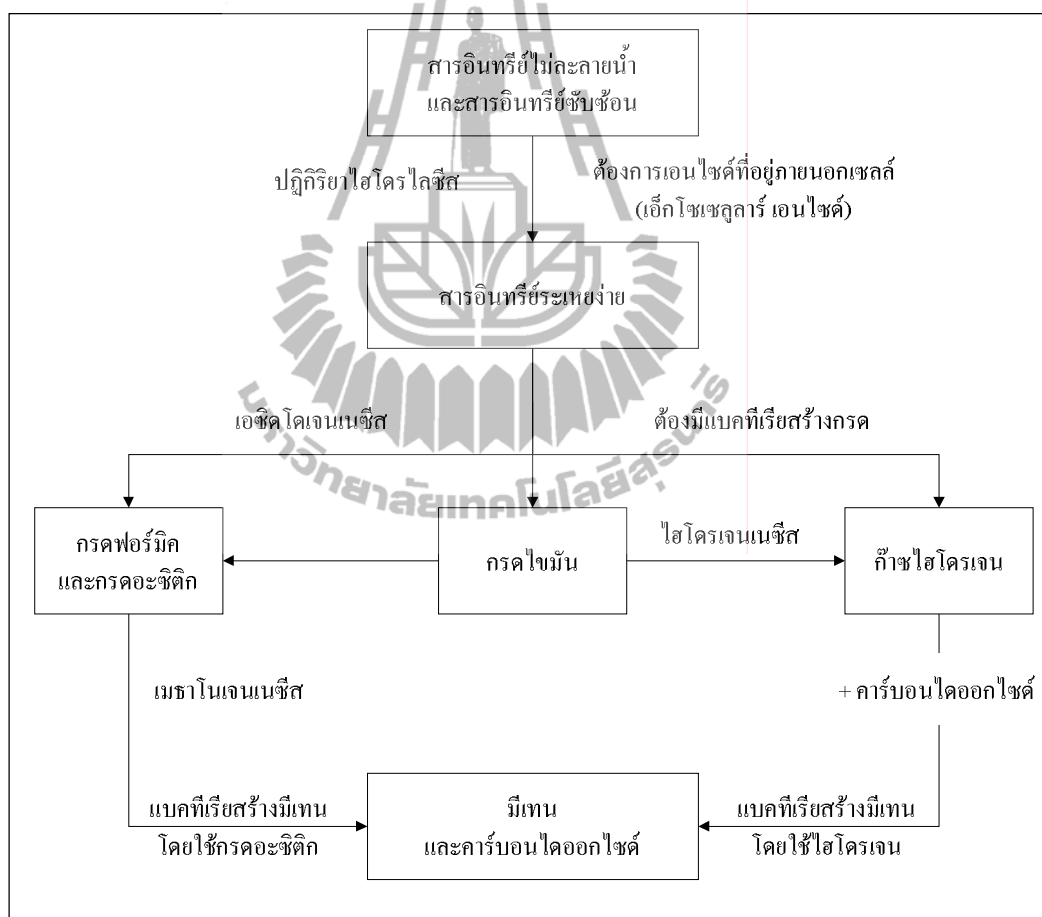


2) ปฏิกิริยาการผลิตก๊าซมีเทน เป็นปฏิกิริยาซึ่งต่อเนื่องกับขั้นแรก โดยแบคทีเรียจำพวกผลิตก๊าซมีเทนจะเปลี่ยนกรดอินทรีย์ ซึ่งเป็นผลผลิตจากปฏิกิริยาขั้นแรกให้เป็นก๊าซมีเทนและผลผลิตอื่นๆ ดังสมการที่ 2.7



2.4.1 ลักษณะการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะแบบไม่ใช้ออกาศ

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะแบบไม่ใช้ออกาศเป็นการเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซชีวภาพ (Biogas) ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ โดยมีขั้นตอนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศดังรูปที่ 2.2 และมีรายละเอียดขั้นตอนการย่อยสลาย 4 ขั้นตอนดังต่อไปนี้



รูปที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกาศ

ขั้นที่ 1 ขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ (Hydrolysis) เป็นขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ (Polymer) เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีนและไขมัน ให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลเล็กหรือสารอินทรีย์โมเลกุลเดี่ยว (Monomer) เช่น น้ำตาล กรดอะมิโน และกรดไขมัน เพื่อให้แบคทีเรียสามารถนำเข้าไปใช้ภายในเซลล์ได้ ขั้นตอนนี้เกิดขึ้นภายนอกเซลล์แบคทีเรีย โดยอาศัยเอนไซม์ที่แบคทีเรียสร้างกรด (Acidogens) ปล่อยออกมา ทำให้เกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสสลายอนุภาคสารอินทรีย์และลดขนาดสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ให้เล็กลงเพื่อที่จะผ่านเยื่อหุ้มเซลล์ได้ง่าย ซึ่งจากการศึกษาของ Inoue, Sawayama, Ogi, and Yokoyama, (1996) พบว่า ในตะกอนจะประกอบด้วย โปรตีน ลิพิด คาร์โบไฮเดรต แอมโมเนียไนโตรเจน และสารประกอบอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด โดยส่วนใหญ่ลิพิดและคาร์โบไฮเดรตซึ่งเป็นสารอาหารที่สำคัญสำหรับจุลินทรีย์จะนำไปใช้การย่อยสลายตะกอนด้วยระบบการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจนอยู่ในส่วนของน้ำตะกอน ส่วนของแข็งนั้นจะมีค่าลิพิดและคาร์โบไฮเดรตน้อยกว่า จึงไม่เหมาะสมต่อการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน แต่เหมาะสมต่อการนำไปทำเป็นปุ๋ย ส่วนโปรตีนจะลดลง เนื่องจากถูกย่อยสลายไปเป็นแอมโมเนียและกรดอะมิโน (Amino acid) ระหว่างกระบวนการทำตะกอน และในขั้นตอนนี้จะไม่สามารถย่อยสลายจำพวกกิ่งของแข็งหรือตะกอนโสโครกได้ (Ponsa, Ferrer, Vazquez, and Font, 2008)

ขั้นที่ 2 ขั้นตอนการสร้างกรด (Acidogenesis) เป็นขั้นตอนการเปลี่ยนสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กให้กลายเป็นกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile fatty acid) โดยจุลินทรีย์ในกลุ่ม Fermentative bacteria หรือ Acid forming bacteria ซึ่งเป็นแบคทีเรียสร้างกรดที่ทำหน้าที่ในการดูดซึมสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กที่สามารถละลายน้ำได้จากการไฮโดรไลซิสในขั้นที่ 1 เข้าสู่เซลล์เพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงานในการผลิตพวกกรดอะมิโนที่มีสายโซ่โมเลกุลสั้น เช่น กรดอะซิติก (Acetic acid) กรดโพรไพโอนิก (Propionic acid) กรดบิวไทริก (Butyric acid) เป็นต้น นอกจากนี้ในระหว่างกระบวนการทางชีวภาพเคมีของการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลเล็กนี้แบคทีเรียสร้างกรดจะผลิตไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ออกมาด้วย

ขั้นที่ 3 ขั้นตอนการเปลี่ยนกรดอินทรีย์เป็นกรดอะซิติก (Acetogenesis) โดยแบคทีเรียสร้างกรดอะซิติก (Acetogenic) จะทำการย่อยสลายกรดอะมิโนที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่หรือมีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม และสารประกอบที่เป็นกลางซึ่งมีขนาดโมเลกุลใหญ่กว่าเมธานอล ได้แก่ แอลกอฮอล์ กรดโพรไพโอนิก กรดบิวไทริก กรดไอโซบิวไทริก (Isobutyric acid) กรดแลกติก (Lactic acid) เป็นต้น ให้กลายเป็นกรดอะซิติก คาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน โดยแบคทีเรียกลุ่ม Homogenic bacteria ซึ่งเป็นแบคทีเรียในกลุ่มของ Facultative bacteria

ขั้นที่ 4 ขั้นตอนการสร้างมีเทน (Methanogenesis) เป็นขั้นตอนการเปลี่ยนกรดอะซิติกให้กลายเป็นมีเทน โดยแบคทีเรียกลุ่ม Methanogenic bacteria ซึ่งเป็นแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนหรือออกซิเจนอิสระ (Strictly anaerobic bacteria) โดยจะสามารถเจริญเติบโตได้ดีและเปลี่ยนกรดอะซิติกไปเป็นมีเทนได้ในสภาวะไร้ออกซิเจน ดังนั้น ในขั้นตอนนี้กรดอะซิติกและไฮโดรเจนที่ได้จากการย่อยสลายกรดอินทรีย์จะง่ายจะถูก Methanogenic bacteria นำไปใช้ในการสร้างมีเทนภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกซิเจน แต่อย่างไรก็ตาม Methanogenic bacteria อาจจะสามารถสร้างมีเทนได้จากซับสเตรตอย่างง่าย เช่น เมทานอล กรดฟอร์มิก (HCOOH) แต่ไม่สามารถหมักซับสเตรตละลายน้ำได้ (Ponsa et al., 2008)

2.4.2 แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน

กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์จำเป็นต้องอาศัยแบคทีเรียหลายกลุ่มด้วยกัน เพราะของเสียที่เป็นสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นสารประกอบที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน ซึ่งแบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogens) ไม่สามารถนำไปใช้ได้โดยตรง ดังนั้นจึงต้องมี hydrolytic fermentative bacteria และแบคทีเรียสร้างกรดอะซิติก (Acetogen) ทำหน้าที่ในการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่อีกครั้งให้กลายเป็นสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กที่แบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogens) สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ ซึ่งกระบวนการเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ไปเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์สามารถเขียนเป็นสมการได้ดังนี้



สำหรับแบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทนจะประกอบด้วย 2 กลุ่ม ดังนี้ (สันทนต์ ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549)

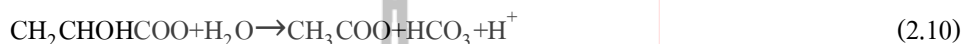
1) แบคทีเรียในกลุ่มที่เจริญเติบโตในสภาวะไร้ออกซิเจน (Obligate anaerobic bacteria) โดยแบคทีเรียกลุ่มนี้จะทำหน้าที่ในการเปลี่ยนกรดอินทรีย์โดยเฉพาะกรดอะซิติกไปเป็นมีเทน จึงเรียกแบคทีเรียกลุ่มนี้ว่า แบคทีเรียสร้างมีเทนดังสมการ



ซึ่งแบคทีเรียในกลุ่มนี้จะเจริญเติบโตและผลิตมีเทนภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนอิสระ หากมีออกซิเจนอยู่แบคทีเรียกลุ่มนี้จะตาย นอกจากนี้ แบคทีเรียกลุ่มนี้ยังมีอัตราการ

เจริญเติบโตต่ำกว่าแบคทีเรียกลุ่มที่ใช้ออกซิเจนทั่วไป โดยเฉพาะเมื่อเปรียบเทียบกับแบคทีเรียในกลุ่มสร้างกรดนั้นจะมีอัตราการเจริญเติบโตต่ำกว่า 5-8 เท่า

2) แบคทีเรียกลุ่มที่สร้างไฮโดรเจน (Hydrogen producing bacteria) โดยแบคทีเรียในกลุ่มนี้จะทำหน้าที่ในการสร้างไฮโดรเจนและพลังงานจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ ดังสมการ



และไฮโดรเจนที่เกิดขึ้นจากสมการดังกล่าวนี้จะถูกนำไปใช้เป็นแหล่งพลังงานสำหรับการดำเนินกิจกรรมต่างๆ ของแบคทีเรียในกลุ่มนี้ ดังสมการ



จากปฏิกิริยารวมตัวของ CO_2 และ H_2 ให้กลายเป็นมีเทนจะได้พลังงานสูงกว่าปฏิกิริยาที่กรดอินทรีย์ถูกเปลี่ยนไปเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ ดังนั้นแบคทีเรียจึงเลือกที่จะใช้ไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์เป็นแหล่งพลังงานมากกว่าจึงทำให้ไม่สามารถตรวจพบก๊าซไฮโดรเจนในถังปฏิกิริยาได้ แต่จะพบมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ โดยจะพบมีเทนเกิดขึ้นประมาณร้อยละ 60-70 นอกจากแบคทีเรียสร้างมีเทนยังมีแบคทีเรียอีกหลายชนิดที่สามารถเจริญเติบโตได้ดีในช่วงระยะการสร้างมีเทน เช่น แบคทีเรียในกลุ่ม Sulfur reducing bacteria โดยที่แบคทีเรียกลุ่มนี้จะนำสารประกอบซัลเฟตไปใช้เป็นแหล่งพลังงานในการดำรงชีวิตและผลิตก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ขึ้นมาภายในถังปฏิกิริยา เป็นเหตุให้เกิดกลิ่นเหม็นขึ้นในระบบบำบัด ส่วนตะกอนส่วนเกินที่มีองค์ประกอบของไนเตรตสูง ก็สามารถกระตุ้นให้ระบบในช่วงการผลิตมีเทนมีแบคทีเรียในกลุ่ม Denitrification bacteria เกิดขึ้นด้วย แต่แบคทีเรียกลุ่มนี้เป็น Facultative bacteria ดังนั้น จึงถูกกระตุ้นให้เกิดขึ้นในสภาวะที่ระบบบำบัดอยู่ในสภาพที่ไร้อากาศไม่สมบูรณ์ (Non-Strictly anaerobic condition) และมีปริมาณสารอินทรีย์ในระบบบำบัดไม่สูงมากนัก

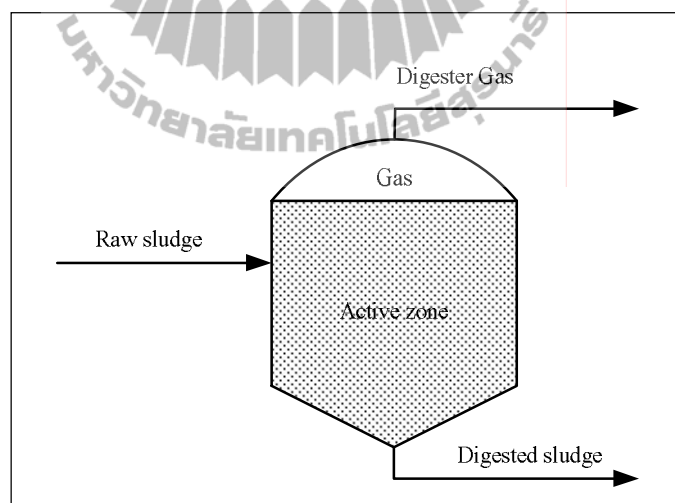
2.4.3 ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ

การบำบัดตะกอนส่วนเกินเป็นการทำให้ตะกอนคงตัวควบคู่ไปกับการกำจัดตะกอนส่วนเกินที่นิยมใช้กันโดยทั่วไป ซึ่งเป็นระบบบำบัดที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดหรือกำจัดตะกอนส่วนเกินที่มีปริมาณมาก โดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นภายในถังหมักจะเกิดขึ้นจากการย่อยสลาย

สารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ 2 กลุ่ม คือ จุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดอินทรีย์ระเหยง่ายและจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนที่จะทำหน้าที่ในการเปลี่ยนสารอินทรีย์ให้กลายเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์

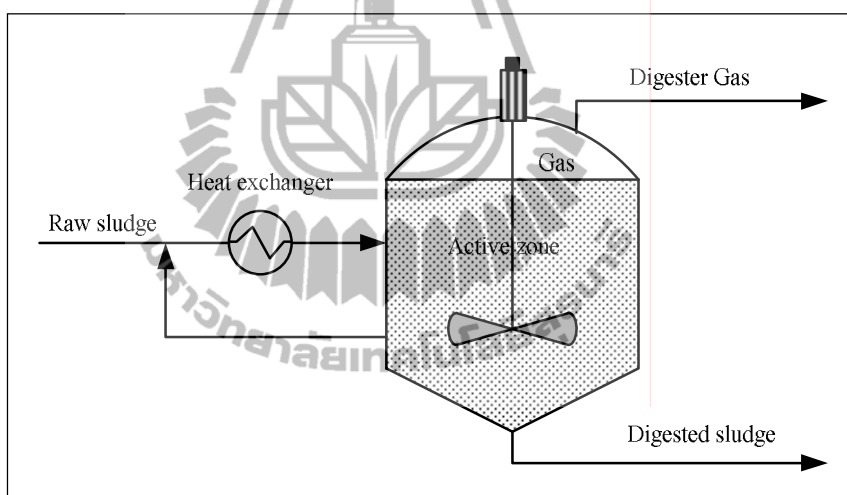
ถังหมักย่อยสลายแบบธรรมดา (Conventional anaerobic digester) เป็นระบบหมักหรือถังหมักที่ถูกพัฒนาขึ้นมาเพื่อทำการกำจัดตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบใช้อากาศ เช่น ระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (Activated sludge system) ซึ่งลักษณะของระบบบำบัดสามารถแบ่งออกได้เป็น 3 ประเภท ดังนี้

1) ถังหมักชนิดอัตราการจัดต่ำ (Low rate anaerobic digester) เป็นถังหมักใบเดียวที่ทำหน้าที่ย่อยตะกอนส่วนเกินรวมทั้งทำขึ้นตะกอนส่วนเกินและแยกน้ำใส ดังแสดงในรูปที่ 2.3 โดยตะกอนดิบจะถูกส่งมายังถังหมักเป็นระยะๆ อย่างไม่ต่อเนื่อง เช่น วันละครั้ง หรือหลายๆ วันต่อครั้ง เป็นต้น ถังหมักแบบอัตราปกติจะไม่มีการกวนตะกอนภายในถังหมัก ทำให้มีการแบ่งชั้นตะกอนเกิดขึ้นภายในถัง ตะกอนที่ย่อยแล้วจะตกตะกอนอยู่ก้นถัง ตะกอนที่กำลังย่อยจะอยู่ถัดขึ้นมา และส่วนบนสุดจะเป็นน้ำใสที่มีตะกอนน้อยที่สุด (Supernatant) ตะกอนที่ย่อยแล้วจะถูกปล่อยทิ้งเช่นเดียวกับน้ำใสด้านบน เพื่อให้มีปริมาตรว่างในถังสำหรับรับตะกอนดิบเข้ามาใหม่ ทำให้เวลากักน้ำของถังหมักต้องมีค่าสูงประมาณ 20-30 วัน



รูปที่ 2.3 ถังหมักชนิดอัตราการจัดต่ำ (Low rate anaerobic digester)

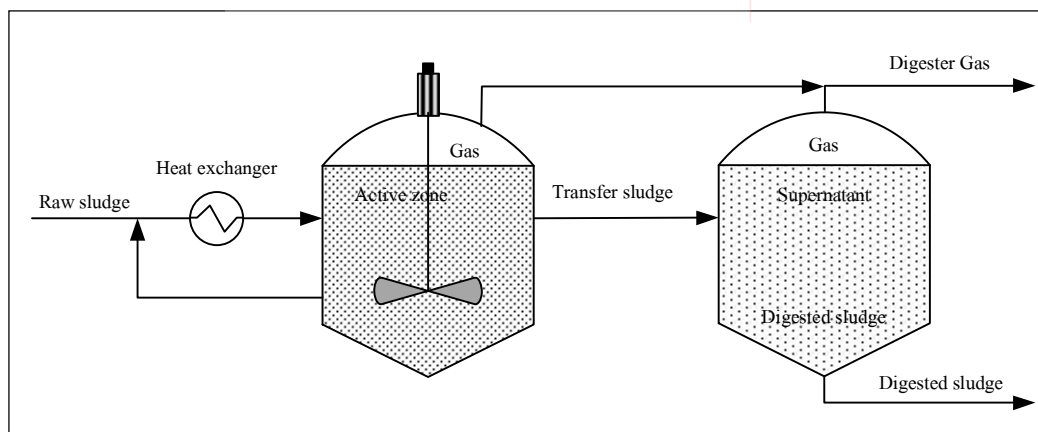
2) ถังหมักชนิดอัตรากำจัดสูง (High rate anaerobic digester) เป็นถังหมักที่มีการกวนภายในถัง เพื่อให้เกิดการผสมกันของตะกอนส่วนเกินภายในถังปฏิกิริยาแบบสมบูรณ์ (Completely mixing) และมักมีการให้ความร้อนแก่ตะกอนภายในถัง ดังแสดงในรูปที่ 2.4 การกวนมีผลทำให้ตะกอนดิบและจุลินทรีย์ภายในถังมีโอกาสสัมผัสกันอย่างทั่วถึง ทำให้เกิดการลัดวงจรภายในถังปฏิกิริยาน้อยมาก และส่งผลให้การย่อยสลายของตะกอนดิบเกิดได้เร็วขึ้น และมีอัตราการกำจัดที่สูงกว่าถังหมักแบบแรก รวมทั้งระยะเวลาที่น้ำก็ใช้น้อยกว่าประมาณ 10 วัน ทำให้ขนาดของถังหมักแบบนี้มีขนาดเล็กกว่าถังหมักแบบอัตราปกติมาก นอกจากนั้น ระบบ High-rate anaerobic ยังเป็นระบบที่สามารถลดระยะเวลาเก็บกัก (HRT) และทำให้มีตะกอนจุลินทรีย์สูงและเป็นกระบวนการย่อยทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศที่สามารถนำพลังงานชีวภาพจากการปรับเสถียรตะกอนกลับมาใช้ใหม่ได้อย่างมีประสิทธิภาพ



รูปที่ 2.4 ถังหมักชนิดอัตรากำจัดสูง (High rate anaerobic digester)

กระบวนการหมักอัตรากำจัดสูง (High-rate) ที่นิยมนำมาใช้ในการบำบัดตะกอนส่วนเกินนั้นมีหลากหลายชนิด เช่น Anaerobic baffled reactor (ABR), Up flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB), และ Expanded-bed granular sludge bed (EGSB) ซึ่งเป็นวิธีการที่สามารถจัดการกับสถานะที่มีอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์สูงได้ และทำให้ภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นทั้งในระหว่างขั้นตอนและหลังจากผ่านขั้นตอนการย่อยไปแล้ว (Cheong and Hansen, 2008)

3) ถังหมักแบบสองเฟส (Two-phase anaerobic digester) เป็นระบบที่มีการแยกถังหมักออกเป็น 2 ส่วนหรือ 2 ถังตามลักษณะการทำงานของแบคทีเรียแบบไม่ใช้อากาศ เพื่อความสะดวกในการควบคุมสภาวะแวดล้อมให้เหมาะสมกับแบคทีเรียแต่ละชนิด ดังแสดงในรูปที่ 2.5 จึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดตะกอนส่วนเกินของแบคทีเรียแต่ละชนิดเพิ่มสูงขึ้น จากการศึกษาของ Diamantis and Aivasidis (2007) ซึ่งได้ทำการศึกษาอิทธิพลของระยะเวลาเก็บกัก ต่อกระบวนการย่อยสลายน้ำเสียสังเคราะห์ของจุลินทรีย์ ซึ่งมีค่าซีไอดีทั้งหมดและซีไอดีละลายน้ำ ประมาณ 3,420 (± 100) และ 3,170 (± 130) มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยทำการเปรียบเทียบระหว่างระบบ Single methanization stage และระบบ Two-stage UASB ที่อุณหภูมิ 30°C ซึ่งจากผลการศึกษาพบว่า ระบบ Two-stage UASB สามารถลดซีไอดีได้ประมาณร้อยละ 90 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 4-5 ชั่วโมง ในขณะที่ระบบ Single methanization stage จะใช้ระยะเวลาในการเก็บกักประมาณ 9-10 ชั่วโมง นอกจากนี้ระบบ Single methanization stage จะพบการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย ในขณะที่ระบบ Two-stage UASB จะพบการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายเพียงแค่นิดถึงปฏิกิริยาแรกเท่านั้น แต่ไม่สามารถตรวจวัดได้ในถึงปฏิกิริยาใบที่สอง ดังนั้นจากผลการศึกษาที่ได้พบว่า สามารถลดขนาดของถังปฏิกิริยาในขั้นตอนการสร้างมีเทนลงได้ประมาณร้อยละ 50 เมื่อเปรียบเทียบกับระบบแบบ Single-stage แบบถังเดียว เพื่อให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดเท่ากัน เมื่อเปรียบเทียบข้อดีและข้อเสียของถังหมักไม่ใช้อากาศแบบขั้นตอนเดียวและสองขั้นตอนสามารถสรุปได้ดังตารางที่ 2.5



รูปที่ 2.5 ถังหมักแบบสองเฟส (Two-phase anaerobic digester)

ตารางที่ 2.5 ข้อดีและข้อเสียของถังหมักแบบไม่ใช้อากาศชนิด Single-stage และ Two-stage (Song, Kwon, and Woo, 2004; Diamantis and Aivasidis, 2007; Kaparaju, Buendia, Ellegaard, and Angelidaki, 2007; Boe and Angelidaki, 2009)

ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ	ข้อดี	ข้อเสีย
ถังหมักแบบ Single-stage	- การเดินระบบไม่ยุ่งยาก - มีการกวนอย่างสมบูรณ์ภายในระบบ	- หากปริมาณตะกอนเข้าระบบมากเกินไป จะทำให้เกิดล้นจระจัน - คุณภาพน้ำออกมีค่าสูงกว่าถังหมักแบบ Two-stage - ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นน้อยกว่าระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศชนิดอื่น - ใช้ระยะเวลาในการย่อยและการเก็บกักมากกว่าระบบอื่น
ถังหมักแบบ Two-stage 1. Serial CSTR (ถังปฏิกิริยาที่เหมือนกันสองถังต่ออนุกรมกัน)	- ก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีปริมาณมากกว่าระบบ single-stage และ two-phase - ตะกอนที่เหลืจากการย่อยมีความคงตัวสูง - เกิดการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายในระบบต่ำ - ถังปฏิกิริยาที่สองสามารถย่อยสลายได้เร็วกว่าถังแรก เนื่องจากรูปแบบสารอินทรีย์ที่เข้าเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย - สามารถรับภาระบรรทุกของแข็งได้มากกว่าระบบอื่น	- หากถังปฏิกิริยาใบแรกมีขนาดใหญ่กว่า จะทำให้เกิดการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายในระบบ - ระบบไม่ค่อยมีเสถียรภาพ เนื่องจากไวต่อการเปลี่ยนแปลงของสภาพแวดล้อม
2. Two-phase (ถังปฏิกิริยาที่แตกต่างกันสองถังต่ออนุกรมกัน)	แยกเชื้อแบคทีเรียสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทน ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนเพิ่มมากขึ้น ส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพเกิดเพิ่มขึ้นด้วย	เกิดความยุ่งยากในการเดินระบบ เนื่องจากต้องมีการควบคุมพีเอชในตะกอนให้เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

2.4.4 ปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อการใช้ระบบบำบัดน้ำเสีย

2.4.4.1 พีเอช

ความเป็นกรดเป็นด่างหรือพีเอช (pH) เป็นพารามิเตอร์ในการควบคุมระบบบำบัดทางชีวภาพ ซึ่งช่วงที่เหมาะสมจะขึ้นอยู่กับชนิดของกลุ่มจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นภายในระบบบำบัด สำหรับระบบบำบัดทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน ซึ่งสามารถแบ่งกลุ่มแบคทีเรียออกเป็น 2 กลุ่มตามสภาวะการดำรงชีวิตที่พีเอชแตกต่างกัน ได้แก่

- แบคทีเรียกลุ่มที่สร้างกรด ซึ่งสามารถเจริญเติบโตได้ดีในช่วงพีเอชที่ค่อนข้างเป็นกรด โดยจะสามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ที่พีเอชต่ำสุดได้ถึงประมาณ 4.5
- แบคทีเรียกลุ่มที่สร้างมีเทน ซึ่งสามารถเจริญเติบโตได้ดีในช่วงพีเอชที่ค่อนข้างเป็นกลางประมาณช่วง 6.7 – 7.4 แต่ถ้าพีเอชลดต่ำกว่า 6.2 ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียจะลดลงอย่างรวดเร็ว

ดังนั้นค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนแบบถังเดียว ควรจะมีค่าอยู่ในช่วง 6.6-7.6 แต่ช่วงที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 7.0 - 7.2 และสารเคมีที่มีความเหมาะสมและนิยมใช้ในการนำมาปรับสภาพพีเอชของระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนได้แก่ ปูนขาวและโซเดียมคาร์บอเนต โดยถ้าหากทำการปรับสภาพด้วยปูนขาวสามารถเริ่มเติมปูนขาวได้เมื่อพีเอชลดต่ำกว่า 6.5 หรือ 6.6 (วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์, 2550) นอกจากนี้ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซมีเทนจึงได้มีการพัฒนาระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนโดยแยกจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดและกลุ่มสร้างมีเทนออกจากกัน โดยแยกถังปฏิกิริยาออกเป็น 2 ถัง คือ ถังสร้างกรด (Acid forming tank) และถังสร้างมีเทน (Methane producing tank) เพื่อแยกแบคทีเรียทั้งสองชนิดออกจากกัน ทำให้สามารถควบคุมพีเอชที่เหมาะสมกับแบคทีเรียแต่ละชนิดได้

2.4.4.2 สภาพด่างและความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย

นอกจากการควบคุมพีเอช ในการเดินระบบบำบัดจะต้องทำการควบคุมระดับสภาพด่างในรูปไบคาร์บอเนต (Bicarbonate Alkalinity) ภายในถังปฏิกิริยาด้วย ซึ่งระดับสภาพด่างในรูปไบคาร์บอเนตจะบอกให้ทราบถึงกำลังบัฟเฟอร์ (Buffer Capacity) ที่เหลืออยู่ในระบบบำบัดทั้งในส่วนของการบำบัดทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน ถ้ากำลังบัฟเฟอร์ต่ำปริมาณกรดที่เพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย จะทำให้พีเอชลดลงได้อย่างมากและรวดเร็ว แต่ถ้าระบบมีสภาพด่างสูง (กำลังบัฟเฟอร์สูง) จะสามารถทนต่อการเปลี่ยนแปลงของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายได้ โดยทั่วไปแล้วระบบไม่ใช้ออกซิเจนควรมีสภาพด่างประมาณ 2,500 – 5,000 มิลลิกรัมต่อลิตรของแคลเซียมคาร์บอเนต (วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์, 2550) ซึ่งปัจจัยที่มีความสำคัญต่อสภาพด่างคืออัตราส่วนของความเข้มข้นกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตรของกรดอะซิติก) ต่อระดับของ

สภาพต่างไปคาร์บอนเนต (มิลลิกรัมต่อลิตรของแคลเซียมคาร์บอนเนต) ถ้ามีค่าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่ามีกำลังบัฟเฟอร์สูง ถ้ามากกว่า 0.8 แสดงว่ามีกำลังบัฟเฟอร์ต่ำ ซึ่งความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ที่ถูกสร้างขึ้นในกระบวนการหมักจะถูกนำไปใช้เป็นสารตั้งต้นในกระบวนการผลิตมีเทน ถ้ากรดอินทรีย์มีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วและทันที แสดงว่ามีสิ่งผิดปกติเกิดขึ้นกับระบบ จนทำให้แบคทีเรียสร้างมีเทนเกิดการชะลอการเจริญเติบโตหรือทำให้แบคทีเรียสร้างกรดถูกเร่งให้เร็วขึ้น อาจเกิดจากการที่มีสารอินทรีย์เข้าระบบเพิ่มมากขึ้นจึงทำให้แบคทีเรียสร้างกรดต้องเพิ่มอัตราการเจริญเติบโตขึ้น ส่งผลให้แบคทีเรียสร้างมีเทนต้องเพิ่มอัตราการเติบโตตาม แต่เนื่องจากอัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียสร้างกรดมีมากกว่าแบคทีเรียที่สร้างมีเทน จึงทำให้อัตราการสร้างกรดอินทรีย์ (โดยตัวสร้างกรด) สูงกว่าอัตราการย่อยกรดอินทรีย์ (โดยตัวสร้างมีเทน) ทำให้มีการสะสมตัวของกรดอินทรีย์เกิดขึ้นในระบบ (สันติศ ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549) หากระบบอยู่ในสภาวะที่มีอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์มากเกินไป กรดอินทรีย์ส่วนใหญ่ที่เกิดขึ้นจะอยู่ในรูปของกรดอินทรีย์จากขั้นตอน Acidogenesis มากกว่าขั้นตอน Methanogenesis ซึ่งมีสาเหตุมาจากการที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (Total organic carbon) ที่เข้าระบบเพิ่มมากขึ้น จนทำให้อัตราในการย่อยสลายลดลง (Inoue, Tsukahara, and Sawayama, 2002) และเมื่อทำการวิเคราะห์หาค่ากรดอินทรีย์ระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile fatty acid) ในน้ำออกจะพบกรดอะซิติก กรดไพรูไวโอนิก และกรดบิวไทริกเป็นองค์ประกอบหลัก

2.4.4.3 อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยในการช่วยเพิ่มอัตราการย่อยสลายให้รวดเร็วขึ้น โดยมีช่วงที่เหมาะสมอยู่ 2 ช่วง คือ ช่วงอุณหภูมิระหว่าง 30-38°C ซึ่งจุลชีพที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า “เมโซฟิลิกแบคทีเรีย” (Mesophilic bacteria) และอุณหภูมิช่วงระหว่าง 48-57°C ซึ่งจุลชีพที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า “เทอร์มอฟิลิกแบคทีเรีย” (Thermophilic bacteria) แต่อุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศจะอยู่ในช่วงเทอร์มอฟิลิก (50°C) เพราะใช้ระยะเวลาในการย่อยสลายน้อยกว่า (ประมาณ 2 สัปดาห์) อุณหภูมิในช่วงเมโซฟิลิกและสามารถผลิตมีเทนได้ประมาณร้อยละ 90 และลดของแข็งระเหยง่ายได้ประมาณร้อยละ 40-50 แต่อย่างไรก็ตามการย่อยสลายที่อุณหภูมิสูงกว่า 100°C อาจจะทำให้เกิดปฏิกิริยามิลลาร์ด (Maillard) ที่ทำให้เกิดสารเมลานอยด์ (Melanoid) ได้ ซึ่งเป็นสารที่ย่อยสลายได้ยาก จึงส่งผลให้มีเทนที่ผลิตได้ลดลง (Nges and Liu, 2009) ดังนั้นจึงทำให้อัตราการเกิดมีเทนที่ 70°C มีปริมาณน้อยกว่าที่ 50°C ได้ และการย่อยสลายที่อุณหภูมิในช่วง 90-210°C อาจจะทำให้การละลายของซีไอดี (COD solubilisation) การละลายของของแข็ง (Solids solubilisation) ความเข้มข้นทั้งหมดของลิปิด (Total lipids concentration) ความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย และค่าความสามารถในการกรอง

(Filterability) มีค่าสูงขึ้น แต่จะส่งผลให้สัดส่วนของแข็งแขวนลอยทั้งหมดต่อของแข็งทั้งหมด (TSS/TS) และสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (VSS/TSS) ความหนืด (Viscosity) และค่าความจมตัวได้ (Settleability) มีค่าลดลง ส่วนการย่อยสลายที่อุณหภูมิ ช่วง 90-130°C จะส่งผลให้คาร์โบไฮเดรต (มีโครงสร้างเป็นแบบ Exopolymer) สามารถละลายน้ำ ได้ดีกว่าโปรตีน (เป็นเซลล์ที่อยู่ข้างใน) ส่งผลทำให้พีเอชเพิ่มขึ้น เนื่องจากจุลินทรีย์ไม่สามารถดูด ซับโปรตีนได้ หรือเกิดจากการผลิตสารประกอบระเหยง่ายที่มีสภาพเป็นกรดมาก แต่ที่อุณหภูมิสูง กว่า 130°C หรือ 170°C (ขึ้นอยู่กับตัวอย่าง) โปรตีนจะสามารถละลายน้ำได้ดีกว่า และทำให้พีเอช ลดลง เพราะมีการใช้กรดที่เกิดขึ้นในการย่อยสลายสารที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ ในขณะเดียวกัน คาร์โบไฮเดรตจะทำปฏิกิริยากับตัวมันเองหรือกับโปรตีนละลายน้ำ (Soluble protein) และ สารอินทรีย์กลายเป็นสารประกอบตัวใหม่ (Amadori compound หรือ Melanoidins) ซึ่งทำให้เกิดสี น้ำตาลขึ้นในน้ำใส่ส่วนบนของตะกอน ส่งผลให้ความสามารถในการย่อยสลายของตะกอนมีค่า เพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นจนถึง 190°C หลังจากนั้นจะมีค่าลดลงเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นจนถึง 210°C (Bougrier, Delgenes, and Carrere, 2008) แต่การเพิ่มขึ้นของอุณหภูมิในการย่อยสำหรับตะกอนที่มี ความเข้มข้นสูงจะไม่ส่งผลต่ออัตราการเกิดกรดอินทรีย์ระเหยง่ายในระบบบำบัดแบบ Hydrolytic – acidogenic anaerobic digestion ส่วนช่วงอุณหภูมิที่ใช้ทั่วไปสำหรับการเดินระบบ Acidogenic จะ อยู่ในช่วงเทอร์มอฟิลิก เพราะเป็นอุณหภูมิที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาทางชีวภาพเคมีและทำให้อัตราการ เจริญเติบโตของจุลินทรีย์สูงกว่าค่าเฉลี่ยของอัตราการไฮโดรไลซิส (Hydrolytic rate) (Ponsa et al., 2008)

2.4.4.4 สารพิษ

ในการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพไม่ควรมียาพิษเกิดขึ้น เนื่องจากจะ ก่อให้เกิดอันตรายต่อจุลินทรีย์ในระบบ โดยสารพิษที่พบได้ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ เช่น โลหะหนักต่างๆ เกลืออนินทรีย์ แอมโมเนีย ซัลไฟด์ ซึ่งมีระดับความรุนแรงขึ้นอยู่กับชนิดของการ ก่อพิษและความเข้มข้นของสารพิษชนิดนั้นๆ สำหรับซัลไฟด์และซัลเฟตซึ่งปกติเป็นสารที่ไม่เป็น พิษ แต่เมื่ออยู่ในระบบแบบไม่ใช้อากาศมันจะถูกเปลี่ยนเป็นซัลไฟด์ ซึ่งเป็นสารพิษและถ้าพีเอชใน ระบบมีค่าลดต่ำกว่า 6.5 จะทำให้ความเป็นพิษของซัลไฟด์เพิ่มขึ้น แต่สามารถลดความเป็นพิษได้ โดยการตกตะกอนด้วยเหล็กกลายเป็นเฟอร์รัสซัลไฟด์ ในส่วนของแอมโมเนีย ถ้าหากเกิดขึ้นใน ระบบแบบไม่ใช้อากาศจะทำให้แบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีเทนจากอะซิเตดมีอิทธิพลมากกว่าแบคทีเรียที่ ผลิตก๊าซมีเทนจากโปรพิโอเนต ซึ่งความเข้มข้นของสารพิษที่มีผลต่อการทำงานของระบบบำบัด แบบไม่ใช้อากาศแสดงได้ดังตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 ความเข้มข้นของสารพิษที่มีผลต่อการทำงานของระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ
(Metcalf and Eddy, 2004)

สาร	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)	
	ระดับปานกลาง	ระดับรุนแรง
โซเดียม (Na^+)	3,500 – 5,500	8,000
โพแทสเซียม (K^+)	2,500 – 4,500	12,000
แคลเซียม (Ca^{2+})	2,500 – 4,500	8,000
แมกนีเซียม (Mg^{2+})	1,000 – 1,500	3,000
แอมโมเนียม (NH_4^+)	1,500 – 3,000	3,000
ซัลไฟด์ (S^{2-})	200	200
ทองแดง (Cu^{2+})	-	0.5 (สารละลาย) 50 – 70 (ทั้งหมด)
โครเมียม (Cr^{6+})	-	3 (สารละลาย) 200 - 250 (ทั้งหมด)
โครเมียม (Cr^{3+})	-	2 (สารละลาย) 180 - 420 (ทั้งหมด)
นิกเกิล (Ni^{2+})	-	30 (ทั้งหมด)
สังกะสี (Zn^{2+})	-	1 (สารละลาย)

2.4.4.5 ธาตุอาหาร

ในตะกอนควรมีธาตุอาหารที่เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ซึ่งในระบบแบบไม่ใช้อากาศโดยทั่วไปจะมีความต้องการธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในอัตราส่วนร้อยละ 11 และ 2 ของแบคทีเรีย ตามลำดับ และมีค่าบีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัส ($\text{BOD} : \text{N} : \text{P}$) เท่ากับ 100 : 1.1 : 0.2 หรือสามารถคำนวณได้จากอัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัส ($\text{COD} : \text{N} : \text{P}$) เท่ากับ 580 : 7 : 1 ซึ่งปริมาณความต้องการไนโตรเจนจะแปรผันโดยตรงกับภาระบรรทุกของจุลินทรีย์ โดยที่ภาระบรรทุกสูงๆ จะต้องมียอัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนโตรเจน (COD/N) เท่ากับ 350/7 เป็นอย่างน้อย แต่อย่างไรก็ตามในช่วงเริ่มต้นของการเดินระบบค่าอัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัสที่แนะนำให้ใช้ควรมีค่าเท่ากับ 300:5:1 และเมื่อระบบอยู่ในสภาวะคงตัวแล้วค่าอัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนโตรเจนต่อ

ฟอสฟอรัสควรเปลี่ยนเป็น 600 : 5 : 1 ซึ่งค่าเฉลี่ยโดยทั่วไปสำหรับการเติมไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และซัลเฟอร์จะมีค่าอยู่ในช่วง 10 – 13 และ 2 – 2.6 และ 1 – 2 มิลลิกรัมต่อ 100 มิลลิกรัมของ ตะกอน ตามลำดับ และหากต้องการให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงควรควบคุมให้มีปริมาณไนโตรเจน ฟอสฟอรัสและซัลเฟอร์ เท่ากับ 50, 10 และ 5 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ สำหรับธาตุอาหารอื่นๆ ที่สำคัญคือกลุ่มโลหะซึ่งช่วยกระตุ้นการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มผลิตมีเทน ได้แก่ เหล็ก โคบอลต์ นิกเกิล และสังกะสี ควรให้มีค่าประมาณ 0.02, 0.004, 0.003 และ 0.02 มิลลิกรัมต่อกรัมอะซิเตท และในการเดินระบบจริงแนะนำให้เติมที่อัตรา 1.0 มิลลิกรัมเฟอริกคลอไรด์ (mg FeCl_2) 0.1 มิลลิกรัมโคบอลคลอไรด์ (mg CoCl_2) 0.1 มิลลิกรัมนิกเกิลคลอไรด์ (mg NiCl_2) และ 0.1 มิลลิกรัมซิงค์คลอไรด์ (mg ZnCl_2) ต่อลิตรของถังหมัก ซึ่งองค์ประกอบของสารอาหารสำหรับ ระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศสามารถสรุปได้ดังตารางที่ 2.7 (วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์, 2550)

ตารางที่ 2.7 องค์ประกอบของสารอาหารสำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ
(วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์, 2550)

องค์ประกอบ	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)
เหล็ก (Fe^{2+})	0.2
นิกเกิล (Ni^{2+})	0.017 – 0.006
แมกนีเซียม (Mg^{2+})	0.01 – 0.02
แคลเซียม (Ca^{2+})	0.01 – 0.04
แบเรียม (Ba^{2+})	0.01 – 0.1
โคบอลท์ (Co^{2+})	0.003
ซัลเฟต (SO_4^{2-})	0.02

2.5 การประยุกต์ใช้ระบบบำบัดทางชีวภาพ

2.5.1 ระบบแบบใช้อากาศ

ระบบแบบใช้อากาศสามารถนำไปใช้ในการบำบัดของเสียได้หลากหลายชนิด ดังเช่น การศึกษาของ Bernard and Gray (2000) ซึ่งได้ทำการศึกษาความเป็นไปได้ในการบำบัดตะกอน โดยทำการศึกษาเปรียบเทียบระหว่างตะกอนที่เกิดจากบ้านเรือน (Domestic sludge) กับตะกอนจากการเภสัชกรรม (Pharmaceutical sludge) ที่อุณหภูมิประมาณ 18 °C ระยะเวลา 35 วัน พบว่า การย่อยตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศสามารถลดความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอย (MLSS) และของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (MLVSS) ในตะกอนที่เกิดจากบ้านเรือนได้มากกว่าในตะกอนจากการเภสัชกรรม กล่าวคือ กระบวนการย่อยแบบใช้อากาศสามารถลดของแข็งแขวนลอย และของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายในตะกอนที่เกิดจากบ้านเรือนได้ประมาณร้อยละ 42-53 และร้อยละ 66-93 ตามลำดับ ส่วนในตะกอนที่เกิดจากการเภสัชกรรมสามารถลดของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ประมาณร้อยละ 4-18 และร้อยละ 6-25 ตามลำดับ จากความเข้มข้นของตะกอนเริ่มต้นที่ 1,500-11,000 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับตะกอนจากบ้านเรือน และ 4,500-22,000 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับตะกอนจากการเภสัชกรรม ที่ระยะเวลาในการกักเก็บที่เหมาะสม 17 วันและ 28 วันในตัวอย่างตะกอนจากบ้านเรือนและตัวอย่างตะกอนจากการเภสัชกรรม ตามลำดับ และ Ugwuanyi, Hervey, and McNeil (2005b) ซึ่งได้นำกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิในช่วงเทอร์มอฟิลิก (Thermophilic aerobic digestion (TAD)) มาใช้ในการย่อยสลายเปลือกมันฝรั่งที่มีความเข้มข้นของชีโอดีละลายน้ำ 8 กรัมต่อลิตร โดยควบคุมอัตราความฟุ้งของอากาศในของเหลวเท่ากับ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ซึ่งเป็นการเติมอากาศต่ำสุดที่ทำให้การย่อยเป็นไปอย่างมีประสิทธิภาพ พบว่า สามารถลดค่าชีโอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 54.5 และค่าจืดของแข็งแขวนลอยได้ประมาณร้อยละ 69.52 นอกจากนี้ Ugwuanyi, Hervey, and McNeil (2005a) ยังได้ทำการศึกษาถึงผลกระทบของอัตราการเติมอากาศและภาระบรรทุกของเสีย (waste load) ต่อกรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่เกิดขึ้นในระหว่างการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิในช่วงเทอร์มอฟิลิก (Thermophilic aerobic digestion (TAD)) ด้วย โดยเลือกศึกษาที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 0.25 0.5 และ 1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ระยะเวลาเก็บกัก 156 ชั่วโมงและควบคุมพีเอชเท่ากับ 7.0 และภาระบรรทุกของเสียเท่ากับ 0.2 กิโลกรัมของเสียต่อลิตร (โดยน้ำหนักเปียก ซึ่งมีค่าชีโอดีละลายเท่ากับ 8 กรัมชีโอดีละลายน้ำต่อลิตร) จากผลการศึกษาพบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราการเติมอากาศเท่ากับ 1 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ เมื่อเทียบกับที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ แต่ที่อัตราการเติมอากาศ 0.25 ปริมาตรอากาศต่อ

ปริมาตรตะกอนต่ออนาที่ สามารถกำจัดชีโอดีละลายน้ำได้ดีที่สุด เนื่องจากชีโอดีละลายน้ำเปรียบได้กับสารอินทรีย์โมเลกุลเดี่ยวที่แบคทีเรียเทอร์มอฟิลิก สามารถย่อยสลายได้ง่ายที่ละลายเป็นส่วนหนึ่งของปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด ซึ่งสัมพันธ์กับความสามารถในการกำจัดชีโอดีละลายน้ำที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่ออนาที่ ที่มีการย่อยสลายของแข็งแขวนลอยต่ำ จึงทำให้ปริมาณชีโอดีละลายน้ำที่เหลืออยู่มีค่าต่ำไปด้วย ดังนั้น จะเห็นได้ว่า อัตราการเติมอากาศมีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็ง ทั้งของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนลอยทั้งหมด และส่งผลต่อการกำจัดชีโอดีละลายน้ำด้วย โดยที่เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้น ประสิทธิภาพในการย่อยสลายของแข็งทั้งหมด ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด และของแข็งละลายน้ำ และชีโอดีละลายน้ำมีค่าสูงขึ้น แต่ในทางตรงกันข้าม เมื่ออัตราการเติมอากาศลดลงจะส่งผลทำให้ความเข้มข้นของกรดอะซิติกที่เกิดขึ้นในระหว่างการย่อยมีค่าเพิ่มขึ้น และ Zhang and Zhu (2005) ศึกษาการย่อยแบบใช้อากาศในการบำบัดของเสียจากหมูเพื่อลดกลิ่นซึ่งมีความเข้มข้นของแข็งร้อยละ 0.5 1.0 2.0 และ 4.0 โดยทำการเติมอากาศที่อัตราการไหลของอากาศเท่ากับ 1.2 ลิตรต่อวินาทีต่อลูกบาศก์เมตรหรือ 0.072 ปริมาตรต่อปริมาตรต่ออนาที่ ที่ระยะเวลาในการเติมอากาศ 0.5 2 และ 4 วัน พบว่าเมื่อระยะเวลาในการเติมอากาศเพิ่มขึ้น ส่งผลให้การกำจัดของแข็งทั้งหมดเพิ่มขึ้น แสดงให้เห็นว่า ของแข็งที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพจะเพิ่มขึ้น เมื่อระยะเวลาการเติมอากาศเพิ่มขึ้นภายใต้สภาวะการเติมอากาศในช่วงสั้นๆ และเมื่อระยะเวลาในการย่อยเพิ่มขึ้นส่งผลให้การกำจัดของแข็งทั้งหมดเพิ่มขึ้นด้วยเช่นกัน ในส่วนของแข็งที่เหลืออยู่หลังจากผ่านการย่อยด้วยระบบแบบใช้อากาศ หากนำไปทำการย่อยต่อด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศ จุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพที่อยู่ในของแข็งเหล่านั้นให้กลายเป็นก๊าซที่มีกลิ่น เช่น มีเทน คาร์บอนไดออกไซด์และของแข็งที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ และ Liu, Zhu, and Li (2012) ทำการย่อยสลายตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ผ่านการทำชันแล้วที่มีค่าของแข็งทั้งหมดร้อยละ 5-6 และมีอัตราส่วนของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 62.70 ด้วยระบบใช้อากาศแบบให้ความร้อนอัตโนมัติแบบขั้นตอนเดียว (One-stage autothermal aerobic digestion) ที่อุณหภูมิ 55 °C และเติมอากาศอย่างต่อเนื่องด้วยอัตรา 0.10- 0.12 ลิตรต่ออนาที่หรือประมาณ 0.02-0.024 ปริมาตรต่อปริมาตรต่ออนาที่ พบว่าสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 38.4 ที่ระยะเวลาการย่อย 408 ชั่วโมง และร้อยละ 45.0 ที่ระยะเวลาการย่อย 552 ชั่วโมง และส่งผลให้ชีโอดีละลายน้ำและปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมดเพิ่มขึ้น ซึ่งถูกปล่อยออกมาในระหว่างการย่อยสลายแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก เช่น ลิปิด โพลีแซคคาไรด์ โปรตีน และกรดนิวคลีอิก ซึ่งละลายอยู่ในน้ำใสส่วนบนทำให้เกิดสารอินทรีย์ละลายน้ำปริมาณมาก และ Jain et al. (2010) ได้ทำการศึกษากระบวนการใช้อากาศแบบให้ความร้อนอัตโนมัติแบบสองขั้นตอน

(Two-stage autothermal aerobic digestion) ในการย่อยสลายตะกอนขั้นสองจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ที่อุณหภูมิในช่วง $50 - 60^{\circ}\text{C}$ ที่ระยะเวลาเก็บกัก 24 ชั่วโมง และอัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรต่อปริมาตรต่อเวลาที่ พบว่าสามารถกำจัดของแข็งทั้งหมดได้ร้อยละ 21 และของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 27 ของแข็งแขวนลอยได้ร้อยละ 27 และของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ร้อยละ 33 ซึ่งหากเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบใช้อากาศแบบให้ความร้อนอัตโนมัติแบบขั้นตอนเดียวกับสองขั้นตอน จะเห็นว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบแบบขั้นตอนเดียวมีค่ามากกว่าแบบสองขั้นตอนประมาณ 2 เท่า แต่ใช้ระยะเวลาในการย่อยสลายมากกว่ามาก ทั้งนี้เนื่องจากข้อจำกัดของการย่อยสลายของระบบบำบัดแบบขั้นตอนเดียวในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์และปริมาณออกซิเจนที่ไม่เพียงพอต่อการย่อย เนื่องจากอัตราการเติมอากาศที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ต้องมีอัตราการเติมอากาศเท่ากับ 0.2 ปริมาตรต่อปริมาตรต่อเวลาที่ (Jain et al., 2010) จึงทำให้ต้องใช้ระยะเวลาในการย่อยนานกว่าแบบสองขั้นตอน นอกจากนี้การย่อยสลายแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิสูงจะทำให้การแพร่กระจายของเชื้อโรคลดลง และส่งผลให้ไม่มีการสูญเสียไนโตรเจนเนื่องจากไม่มีกระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (Juteau, Tremblay, Ould-Moulaye, Bisailon, and Beaudet, 2004)

จากที่กล่าวไปแล้วข้างต้นจะเห็นว่า การย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้อากาศสามารถนำไปใช้ในการบำบัดของเสียได้หลากหลายชนิด แต่ความสามารถในการย่อยนั้นก็ขึ้นอยู่กับชนิดของเสียนั้นๆ ดังเช่นการศึกษาของ Khalili, Chaib, Parulekar, and Nykiel (2000) ซึ่งได้ทำการศึกษาผลกระทบของอัตราส่วนระหว่างตะกอนที่ผ่านการย่อยสลายแล้ว (Digested sludge) กับตะกอนที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย (Feed sludge) ต่อประสิทธิภาพในการย่อยสลาย โดยทำการควบคุมอุณหภูมิที่ 35°C และควบคุมพีเอชในช่วง 6.2-7 ความเข้มข้นตะกอนเริ่มต้น 6-20 กรัมต่อลิตร และระยะเวลาเก็บกัก 11 ชั่วโมง พบว่า ที่อัตราส่วนผสม 3:1 มีประสิทธิภาพสูงสุด โดยที่ระยะเวลาเก็บกัก 6 ชั่วโมง สามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยทั้งหมดและของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายทั้งหมดได้ประมาณร้อยละ 49 และร้อยละ 66 ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับค่าคงที่การย่อยสลาย (Rate constant, k) (ที่อัตราส่วนผสม 3:1 = 2.9 ต่อวันของของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย) โดยคิดที่ปฏิกิริยาอันดับที่หนึ่ง

ตารางที่ 2.8 รูปแบบระบบและประสิทธิภาพการกำจัดตะกอนด้วยการย่อยแบบใช้อากาศ

รูปแบบระบบ	ประสิทธิภาพการกำจัด (ร้อยละ)			
	Total COD	TS	SS	VSS
Self-heating aerobic thermophilic bioreactors (6 วัน, 2.5 ลิตรต่อนาที หรือประมาณ 0.07 vvm) (Juteau et al., 2004)				
50 °C	58.62-60.24		14.75-15.48	18.72-23.17
60 °C	59.45-60.85		15.86-22.61	26.40-27.65
70 °C	58.04		19.76	26.80
Thermophilic aerobic digestion (6.5 วัน, 0.5 vvm) (Ugwuanyi et al., 2005b)				
45 °C		65.45	77.30	30.10
50 °C		57.63	67.20	31.52
55 °C		52.13	53.20	49.06
60 °C		41.43	35.10	60.70
65 °C		41.83	32.00	69.52
Aerobic thermophilic bioreactors (1 วัน, 55 °C, 1.0 vvm) (Jain et al., 2010)		21.00	27.00	33.00

2.5.2 ระบบแบบไม่ใช้อากาศ

การย่อยสลายทางชีวภาพเป็นวิธีการทั่วไปที่นิยมใช้ในการเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพได้สูงเป็นสารที่มีความคงตัวและลดจำนวนจุลินทรีย์ที่ก่อให้เกิดโรคในของแข็งลงก่อนส่งไปกำจัดในขั้นตอนสุดท้าย เช่น การหมักทำปุ๋ย การฝังกลบ ซึ่งระบบแบบไม่ใช้อากาศเป็นวิธีการทางชีวภาพในการบำบัดตะกอนแนวทางหนึ่งที่มีความเหมาะสมต่อการปรับเสถียรตะกอนและผลิตพลังงานได้ และจากงานวิจัยหลายงานพบว่า ความสามารถในการย่อยสลายตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศมีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 30 – 50 โดยขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนที่ทำการย่อยและองค์ประกอบเริ่มต้นของตะกอน (Rio et al., 2011) แต่การย่อยแบบไม่ใช้อากาศต้องใช้ระยะเวลาในการย่อยนานมากกว่า 20 - 30 วัน เนื่องจากข้อจำกัดในขั้นตอนการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ (Xu, Chen, Shi, Wang, and Zhu, 2010) จึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศมีค่าน้อย เช่นการศึกษาของ Ge, Jensen, and Batstone (2010) พบว่า ระบบบำบัดเบื้องต้นแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (ระยะเวลาเก็บกัก 2 วัน) ร่วมกับระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิก (35 °C, ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน) สามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายในตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ได้ร้อยละ 34 – 48 เมื่อบำบัดเบื้องต้นด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิช่วง 50 – 65 °C ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัดที่สูงกว่าระบบบำบัดเบื้องต้นด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกร่วมกับระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกประมาณร้อยละ 11 – 30 และ Rubia et al. (2006) ใช้ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (55 °C) ย่อยตะกอนผสมระหว่างตะกอนขั้นต้นกับตะกอนขั้นสูงที่ระยะเวลาเก็บกัก 75 40 27 20 และ 15 วัน ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในช่วง 0.8 – 3.9 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน สามารถกำจัดชีโอดีได้ร้อยละ 72 72.5 34.9 29.3 และ 35.2 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 75 40 27 20 และ 15 วัน ตามลำดับ และสามารถผลิตมีเทนได้ 0.02 0.17 0.21 0.26 และ 0.40 ลูกบาศก์เมตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกัก 75 40 27 20 และ 15 วัน ตามลำดับ และสามารถผลิตมีเทนได้ 0.03 0.16 0.25 0.28 และ 0.29 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมชีโอดีที่ถูกกำจัด ที่ระยะเวลาเก็บกัก 75 40 27 20 และ 15 วัน ตามลำดับ จากผลที่ได้แสดงให้เห็นว่า เมื่ออัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นและระยะเวลาในการเก็บกักลดลง ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีลดลงในลักษณะเดียวกัน แต่อัตราการผลิตก๊าซมีเทนกลับมีค่าเพิ่มขึ้น Bolzonella, Pavan, Battistoni, and Cecchi (2005) ได้ทำการย่อยตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิก (35 – 37 °C) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 – 40 วัน และอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เท่ากับ 1 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรถึงปฏิกิริยาต่อวัน ซึ่งมีปริมาณของแข็งในตะกอนที่ป้อนเข้าระบบเพิ่มขึ้นร้อยละ 2.6 – 3.9 พบว่าสามารถกำจัด

ของแข็งระเหยง่ายได้ในช่วงร้อยละ 13 – 27 ซึ่งสามารถผลิตก๊าซมีเทนได้ในช่วง 0.5 - 0.9 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายที่ถูกกำจัด หรือ 0.07 – 0.18 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายที่ป้อนเข้าระบบ

ในปัจจุบันเริ่มมีการพัฒนาระบบแบบไม่ใช้อากาศให้สามารถย่อยสลายของเสียหลากหลายประเภท ซึ่งเป็นของเสียที่มีองค์ประกอบของสารอินทรีย์สูงและมีความเข้มข้นของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายสูง เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซมีเทน เช่น Wood, Tran, and Master (2009) ศึกษาการย่อยตะกอนขั้นที่สองจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานผลิตกระดาษ ซึ่งประกอบไปด้วยเซลลูโลส ลิกนิน และสารประกอบเคมีจากกระบวนการผลิตกระดาษ ในตัวอย่างตะกอนซัลไฟต์ (Sulfite sludge) กับตะกอนคราฟท์ (Kraft sludge) พบว่า สามารถกำจัดชีโอดีได้ร้อยละ 42 และ 6 ในตัวอย่างตะกอนซัลไฟต์กับตะกอนคราฟท์ ตามลำดับ และสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ร้อยละ 15 และ 27 ในตัวอย่างตะกอนซัลไฟต์กับตะกอนคราฟท์ ตามลำดับ และ Wu, Healy, and Zhan (2009) ใช้ระบบไม่ใช้อากาศย่อยของเสียจากการทำอาหารสัตว์ เช่น เศษเนื้อ เศษกระดูกป็น ที่ความเข้มข้นของแข็งร้อยละ 12.5 และ 10 ซึ่งพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายอยู่ในช่วงร้อยละ 79 – 92 และสามารถผลิตมีเทนได้อยู่ในช่วง 351 – 381 มิลลิลิตรมีเทนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด โดยไม่มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และ Boe and Angelidaki (2009) ศึกษาการเพิ่มการผลิตก๊าซชีวภาพจากมูลสัตว์ โดยเปรียบเทียบระหว่างระบบไม่ใช้อากาศแบบกวนผสมสมบูรณ์ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (55 °C) แบบขั้นตอนเดียว กับระบบไม่ใช้อากาศแบบกวนผสมสมบูรณ์แบบสองขั้นตอน ซึ่งมีขนาดอัตราส่วนของถังใบแรกต่อใบที่สองเท่ากับ 80/20 และ 90/10 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 15 วันเท่ากันทั้งสองระบบ พบว่าระบบไม่ใช้อากาศแบบกวนผสมสมบูรณ์แบบสองขั้นตอนสามารถเพิ่มอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงกว่าระบบไม่ใช้อากาศแบบกวนผสมสมบูรณ์ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (55 °C) แบบขั้นตอนเดียวร้อยละ 11

และเนื่องจากข้อจำกัดในขั้นตอนการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ จึงได้นำกระบวนการทางกายภาพเคมีมาประยุกต์ใช้ร่วมกับระบบไม่ใช้อากาศ เพื่อเปลี่ยนโครงสร้างของสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่และโครงสร้างที่ซับซ้อน ให้กลายเป็นสารอินทรีย์โมเลกุลอย่างง่ายที่มีสายโซ่สั้นลง เพื่อลดระยะเวลาในการย่อยแบบไม่ใช้อากาศและเพิ่มอัตราการผลิตก๊าซมีเทน เนื่องจากมีปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำสูงขึ้น ดังการศึกษาของ Mottet et al. (2009) บำบัดตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยการบำบัดเบื้องต้นด้วยการเพิ่มความร้อนที่อุณหภูมิ 165 °C ร่วมกับการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ส่งผลให้ความสามารถการละลายของชีโอดีและของแข็งระเหยง่ายมีค่าเพิ่มขึ้นร้อยละ 18 และ 15 ตามลำดับ และทำให้ความสามารถการ

ย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 47 เป็น 61 Lu, Gavala, Skiadas, Mladenovska, and Ahring (2008) ศึกษากระบวนการแบบสองขั้นตอนในการบำบัดและปรับเสถียรตะกอนขั้นต้น ประกอบด้วย ขั้นตอนไฮเปอร์เทอร์มอฟิลิกไฮโดรไลซิส (Hyper-thermophilic prehydrolysis step) ซึ่งเดินระบบที่อุณหภูมิ 70 °C และระยะเวลาเก็บกัก 2 วัน ตามด้วยขั้นตอนย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (55 °C) และระยะเวลาเก็บกัก 13 วัน พบว่าสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยได้มากกว่าระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (55 °C) แบบขั้นตอนเดียวและระยะเวลาเก็บกัก 15 วันประมาณร้อยละ 12 และสามารถลดจุลินทรีย์ที่ก่อให้เกิดโรคได้ดีกว่าด้วย และการใช้ขั้นตอนไฮเปอร์เทอร์มอฟิลิกไฮโดรไลซิสเป็นขั้นตอนการบำบัดเบื้องต้นทำให้อัตราการผลิตก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้นร้อยละ 115

2.5.3 ระบบร่วมระหว่างแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ

เนื่องจากสารอินทรีย์บางชนิดอาจจะสามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศหรือไม่ใช้อากาศเพียงอย่างเดียว หรืออาจจะสามารถถูกย่อยสลายได้ด้วยกระบวนการอย่างใดอย่างหนึ่ง (Kumar, Novak, and Murthy, 2006) ซึ่งในปัจจุบันได้มีงานวิจัยหลายงานที่นำระบบแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศมาประยุกต์ใช้ร่วมกันในการบำบัดตะกอนหรือของเสียที่เกิดขึ้นทั้งจากการเกษตร อุตสาหกรรม หรือชุมชน เช่น Mshandete, Bjornsson, Kivaisi, Rubindamayugi, and Mattiasson (2005) ได้นำระบบใช้อากาศมาใช้เป็นระบบบำบัดเบื้องต้นร่วมกับระบบแบบไม่ใช้อากาศในการบำบัดเยื่อกระดาษที่อุณหภูมิ 37 °C พบว่าสามารถทำให้ผลผลิตมีเทน (Methane yield) มีค่าเพิ่มขึ้นร้อยละ 26 ที่ระยะเวลาในการย่อยแบบใช้อากาศเพียง 9 ชั่วโมง โดยมีค่าผลผลิตมีเทนอยู่ในช่วง 0.12 – 0.24 ลูกบาศก์เมตรของก๊าซมีเทนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายที่ป้อนเข้าระบบ ซึ่งการย่อยแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกช่วยส่งเสริมให้การย่อยสลายและการละลายของสารอินทรีย์ดีขึ้นและช่วยปรับปรุงการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศให้มีประสิทธิภาพในการผลิตก๊าซมีเทนให้ดีขึ้นตามไปด้วย เนื่องจากระบบแบบใช้อากาศที่นำมาเป็นระบบบำบัดขั้นต้นก่อนเข้าระบบแบบไม่ใช้อากาศ เปรียบเสมือนเป็นขั้นตอนการไฮโดรไลซิสและการสร้างกรดของขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศในระบบแบบสองขั้นตอน ซึ่งแสดงให้เห็นว่า การนำระบบแบบใช้อากาศมาใช้เป็นระบบบำบัดเบื้องต้นก่อนเข้าระบบแบบไม่ใช้อากาศอาจจะเป็นแนวทางเลือกหนึ่งในการผลิตกรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่เหมาะสมต่อการนำไปผลิตมีเทนในระบบแบบไม่ใช้อากาศได้อย่างมีประสิทธิภาพ และ Jung, Miyanaga, Tanji, and Unno (2006) ทำการศึกษาระยะเวลาการเติมอากาศแบบไม่ต่อเนื่องในการย่อยตะกอนส่วนเกินที่มีความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยเริ่มต้นเท่ากับ 4,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่มีอัตราการเติมอากาศ 0.2 ลูกบาศก์เมตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อนาที และมีความเข้มข้นของออกซิเจน

ละลายน้ำเท่ากับ 6.7 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยทำการทดลองทั้งหมด 24 วัน ภายใต้การทดลองแบบใช้
 อากาศสลับกับไม่ใช้อากาศ แบบใช้อากาศต่อเนื่อง และแบบไม่ใช้อากาศต่อเนื่อง ซึ่งมีระยะเวลาใน
 การทดลองต่อวัฏจักรอยู่ในช่วง 3 – 24 ชั่วโมง พบว่า การทดลองแบบที่มีช่วงเวลาการเติมอากาศ
 เท่ากับช่วงเวลาที่หยุดเติมอากาศ (เติมอากาศ 4 ชั่วโมง และหยุดเติมอากาศ 4 ชั่วโมง หรือเติม
 อากาศ 12 ชั่วโมง และหยุดเติมอากาศ 12 ชั่วโมง) สามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยได้ดีกว่าแบบอื่น
 โดยสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยได้เท่ากับร้อยละ 69.9 และ 57.3 ของการทดลองแบบที่มี
 ช่วงเวลาเติมอากาศ 4 ชั่วโมง และหยุดเติมอากาศ 4 ชั่วโมง และการทดลองแบบที่มีช่วงเวลาเติม
 อากาศ 12 ชั่วโมง และหยุดเติมอากาศ 12 ชั่วโมง ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัด
 ของการทดลองแต่ละแบบ พบว่า การทดลองแบบที่มีช่วงเวลาการเติมอากาศและหยุดเติมอากาศ
 เท่ากัน กับการทดลองแบบที่มีช่วงเวลาการเติมอากาศมากกว่าช่วงเวลาหยุดเติมอากาศจะมี
 ประสิทธิภาพในการบำบัดดีกว่าการทดลองแบบที่มีช่วงเวลาการหยุดเติมอากาศมากกว่าช่วงเวลา
 เติมอากาศ แต่ส่งผลให้ตะกอนที่ออกจากระบบแบบใช้อากาศไม่ได้มีแค่เพียงสารอินทรีย์ที่สามารถ
 ย่อยสลายได้ง่ายแต่จะมีสารอินทรีย์ที่ย่อยยากรวมอยู่ด้วย เช่น ฟอสเฟตของเซลล์ที่ถูกย่อยสลาย
 เนื่องจากการเปลี่ยนแปลงสภาพแวดล้อมในการเจริญเติบโตจากใช้อากาศเป็นไม่ใช้อากาศ จนอาจจะทำ
 ให้เกิดการสะสมของสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยได้ด้วยวิธีทางชีวภาพจากสารอินทรีย์ที่ย่อยได้ช้า
 หรือไม่สามรถย่อยสลายได้ และการศึกษาของ Borowski and Szopa (2007) นำระบบแบบใช้
 อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ($55 \pm 2^{\circ}\text{C}$) ร่วมกับระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิก
 ($35 \pm 1^{\circ}\text{C}$) ในการย่อยตะกอนผสมระหว่างตะกอนขึ้นต้นกับตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบ
 แอโรบิกเตดส์สลัดจ์ในอัตราส่วน 1:2 ซึ่งมีความเข้มข้นของแข็งทั้งหมดประมาณ 50,000 มิลลิกรัมต่อ
 ลิตร และเติมอากาศด้วยอัตราการเติมอากาศ 0.4 ลูกบาศก์เมตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อชั่วโมง พบว่า
 ระบบแบบใช้อากาศที่มีระยะเวลาเก็บกัก 12 24 36 และ 48 ชั่วโมง สามารถกำจัดของแข็งระเหยง่าย
 ได้ร้อยละ 7.34 14.67 19.93 และ 25.48 ตามลำดับ ในขณะที่ระบบแบบไม่ใช้อากาศสามารถกำจัด
 ของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 37.87 36.7 33.31 และ 33.83 เมื่อทำการย่อยต่อจากระบบแบบใช้
 อากาศที่มีระยะเวลาเก็บกัก 12 24 36 และ 48 ชั่วโมง ตามลำดับ ดังนั้นจะเห็นว่า เมื่อระยะเวลาใน
 การเก็บกักของระบบแบบใช้อากาศเพิ่มขึ้นประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบ
 แบบใช้อากาศจะเพิ่มขึ้นตามไปด้วย ในขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบ
 แบบไม่ใช้อากาศมีค่าลดลง และระบบร่วมที่มีสภาวะการเดินระบบที่เหมาะสมเป็นระบบที่มี
 ระยะเวลาในการเก็บกักแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ($55 \pm 2^{\circ}\text{C}$) 1 วัน และมีระยะเวลาใน
 การเก็บกักแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิก ($35 \pm 1^{\circ}\text{C}$) 20 วัน เพราะสามารถกำจัดของแข็ง
 ระเหยง่ายได้ร้อยละ 44-46 และมีผลผลิตก๊าซชีวภาพสูงสุดเท่ากับ 480 เดซิลูกบาศก์เมตรต่อ

กิโลกรัมของแฉะระเหยง่ายที่ป้อนเข้าระบบ เนื่องจากสามารถผลิตกรดอินทรีย์ระเหยง่ายได้สูงถึง 10,000 กรัมต่อลูกบาศก์เมตร และมีกรดอะซิติกอยู่ประมาณร้อยละ 70-90 ของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายทั้งหมดที่เกิดขึ้นในขั้นตอนแรกของระบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกแบบให้ความร้อนอัตโนมัติ ซึ่งกรดอะซิติกเป็นผลผลิตที่ได้จากการหมักและเกิดขึ้นจากการทำปฏิกิริยาการทำลายสารอินทรีย์พอลิเมอร์ที่อุณหภูมิสูงกว่า 55 °C เนื่องจากมีปริมาณออกซิเจนละลายน้อยมากจนอาจจะเท่ากับศูนย์จึงทำให้เกิดกระบวนการออกซิเดชันและกระบวนการหมักเข้ามาแทนที่ในระบบแบบใช้อากาศ ส่งผลให้ความเข้มข้นของไนโตรเจนในน้ำใสส่วนบนมีปริมาณเพิ่มมากขึ้นมากกว่า 5 เท่า และไนโตรเจนโดยส่วนใหญ่ที่เกิดขึ้นจะถูกเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนีย

การใช้ระบบแบบไม่ใช้อากาศร่วมกับระบบแบบใช้อากาศ เช่นการศึกษาของ Kumar et al. (2006) พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแฉะระเหยง่ายของระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและระยะเวลาเก็บกัก 20 วันมีค่าเท่ากับของระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกและระยะเวลาเก็บกัก 15 วัน โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับร้อยละ 52 แต่ระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและระยะเวลาเก็บกัก 15 วัน กลับมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแฉะระเหยง่ายน้อยกว่าของระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกและระยะเวลาเก็บกัก 10 วัน โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับร้อยละ 38 และ 52 ตามลำดับ เมื่อนำตะกอนที่ผ่านการย่อยแบบไม่ใช้อากาศไปย่อยด้วยระบบแบบใช้อากาศที่ระยะเวลาเดิมอากาศ 3 6 และ 9 วัน พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแฉะระเหยง่ายมีค่าเพิ่มขึ้นมากกว่าร้อยละ 60 เมื่อทำการย่อยด้วยระบบไม่ใช้อากาศร่วมกับระบบแบบใช้อากาศที่ระยะเวลาเดิมอากาศ 3 วัน ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ผ่านการย่อยแบบไม่ใช้อากาศด้วยระบบแบบใช้อากาศจะขึ้นอยู่กับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบแบบไม่ใช้อากาศ หากระบบแบบไม่ใช้อากาศมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ต่ำ จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแฉะระเหยง่ายของระบบแบบใช้อากาศเพิ่มขึ้นมากกว่าร้อยละ 20 แต่หากระบบแบบไม่ใช้อากาศมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์สูง จะทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแฉะระเหยง่ายของระบบแบบใช้อากาศเพิ่มขึ้นมากกว่าร้อยละ 14 ที่ระยะเวลาเก็บกักของระบบแบบใช้อากาศ 3 วันเช่นกัน และเมื่อระยะเวลาในการเก็บกักเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแฉะระเหยง่ายเพิ่มขึ้น และ Tomei et al. (2011a; 2011b) ได้ทำการศึกษการย่อยตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยระบบไม่ใช้อากาศร่วมกับใช้อากาศ (Sequential anaerobic-aerobic digestion) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 27 วัน พบว่า สามารถกำจัดของแฉะระเหยง่ายได้ร้อยละ 40 ในขั้นตอนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกัก 15 วัน อุณหภูมิ 37 ± 0.5 °C และสามารถกำจัดของแฉะระเหยง่ายได้ร้อยละ 26 ในขั้นตอนการย่อยแบบใช้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 วัน อุณหภูมิห้อง และสามารถกำจัดซีโอดีได้

ร้อยละ 35 และ 25 ในขั้นตอนการย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนและใช้ออกซิเจน ตามลำดับ ซึ่งหากเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแ่งระเหยง่ายในขั้นตอนการย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิช่วงเมโซฟิลิกและระยะเวลาการเก็บกัก 15 วัน จากงานวิจัยทั้งสอง จะเห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัดมีค่าแตกต่างกันมาก ดังนั้นจึงอาจจะสรุปได้ว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ขึ้นอยู่กับชนิดและองค์ประกอบของตะกอนหรือของเสียที่นำมาศึกษา และ Zupancic et al. (2008) สามารถกำจัดของแ่งแ่งแวนลอยระเหยง่ายและซีโอดีได้ร้อยละ 53.5 และ 55.4 ตามลำดับ ที่ระยะเวลาเก็บกัก 15 วัน (ขั้นตอนไม่ใช้ออกซิเจน 5 วัน และขั้นตอนใช้ออกซิเจน 10 วัน) และที่ระยะเวลาเก็บกักเพียง 8 วัน สำหรับในช่วงของขั้นตอนใช้ออกซิเจนสามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ถึงร้อยละ 85

นอกจากนี้ จากการทบทวนวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง พบว่า ในปัจจุบันระบบย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic digestion) มีการพัฒนาเพิ่มสูงขึ้นและได้มีการประยุกต์ใช้ร่วมกับเทคโนโลยีการบำบัดตะกอนส่วนเกินอื่นๆ เช่นเดียวกับการบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน (Aerobic digestion) ดังเช่นการศึกษาของ Gomez, Cuetos, Cara, Moran, and Garcia (2006) และ Zupancic and Ros (2008) ซึ่งได้มีการนำเศษผักผลไม้ในของเสียชุมชน (fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes: FVFMWS) มาทำการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจนร่วมกับตะกอนส่วนเกินขั้นต้น (Primary sludge) และการผสมระหว่าง Primary Sludge (PS) และ Waste Activated Sludge (WAS) ในอัตราส่วน 60:40 ร่วมกับของเสียอินทรีย์ (Organic waste) ทำให้สามารถเพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นได้ถึง 80% นอกจากนี้ ผลการศึกษาของ Nges and Liu (2009) ซึ่งได้ทำการย่อยตะกอนผสมระหว่างตะกอนส่วนเกินขั้นสอง (Secondary sludge) และตะกอนส่วนเกินขั้นต้นในอัตราส่วน 1:3 ทำให้ปริมาณมีเทนที่ผลิตได้เพิ่มขึ้นร้อยละ 90 และสามารถลดของแ่งระเหยง่ายได้ร้อยละ 40-50 ที่อุณหภูมิการย่อยสลายตะกอนอยู่ในช่วงเทอร์มอฟิลิก (50°C) และใช้ระยะเวลาในการย่อยสลายประมาณ 2 สัปดาห์

ดังนั้น ในงานวิจัยนี้จึงเลือกวิธีย่อยทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจนเป็นระบบบำบัดขั้นต้นในการศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียโดยใช้ระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจน เพื่อเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย เนื่องจากระบบแบบใช้ออกซิเจนจะใช้ระยะเวลาในการเก็บกักตะกอนน้อยกว่าระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่ประสิทธิภาพการกำจัดของแ่งเท่ากัน และจะทำการศึกษาอิทธิพลของอัตราการเติมอากาศและอุณหภูมิต่อประสิทธิภาพในการกำจัดตะกอน เพราะจากผลการศึกษาที่ผ่านมาสรุปได้ว่า อัตราการเติมอากาศมีอิทธิพลต่อความสามารถในการกำจัดของแ่ง ทั้งในส่วนแ่งแ่งแวนลอย ของแ่งทั้งหมด ของแ่งละลาย

น้ำ และความสามารถในการกำจัดซัลเฟอร์ไดออกไซด์ทั้งหมดและซัลเฟอร์ไดออกไซด์ละลายน้ำได้ ส่วนอนุภาคที่มีผลกระทบต่ออัตราการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนเช่นกัน โดยที่อัตราเร็วในการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนจะเพิ่มขึ้นเมื่ออนุภาคในการย่อยสลายเพิ่มสูงขึ้น แต่หากอนุภาคในการย่อยสลายและอัตราการเติมอากาศมากเกินไป จะส่งผลเสียต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ภายในระบบและประสิทธิภาพในบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วย

นอกจากนี้ระบบแบบใช้ออกซิเจนสามารถย่อยสลายโมเลกุลขนาดใหญ่ของคาร์บอนในสารอินทรีย์ให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และชีวมวลได้อย่างสมบูรณ์ และสามารถเปลี่ยนสารอินทรีย์ให้กลายเป็นสารอนินทรีย์ได้เร็วกว่าระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจน หรือสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้เร็วกว่าระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจน จึงเลือกระบบแบบใช้ออกซิเจนเป็นระบบบำบัดเบื้องต้นเสมือนเป็นถังสร้างกรดให้กับระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจน ในขณะที่ระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนเริ่มจากขั้นตอนไฮโดรไลซิสและการหมักสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างโมเลกุลซับซ้อนให้กลายเป็นกรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ (เช่น กรดอะซิติก) ที่สามารถเปลี่ยนไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้โดยตรงจากการที่จุลินทรีย์ทำปฏิกิริยาออกซิเดชันกับสารประกอบอนินทรีย์ (เช่น NO_3^- , SO_4^{2-}) ที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอน จึงทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนแตกต่างกันในช่วงเริ่มต้นในระหว่างการย่อยสลายอนุภาคสารอินทรีย์และสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ และในขั้นตอนการออกซิเดชันจากสารอินทรีย์เป็นแร่ธาตุสารอนินทรีย์ (Kristensen, Ahmed, and Devol, 1995) ระบบแบบใช้ออกซิเจนมาใช้ร่วมกับระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนทำให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์เร็วขึ้น และทำให้ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนเพิ่มขึ้นด้วย และเมื่อพิจารณาจากประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพของระบบแบบใช้ออกซิเจนที่ร่วมกับระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนดังตารางที่ 2.9 พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์โดยรวมของระบบแบบใช้ออกซิเจนร่วมกับไม่ใช้ออกซิเจนสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ดีกว่าระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนร่วมกับใช้ออกซิเจนและมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ดีกว่าระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนแบบสองขั้นตอน ดังนั้น การศึกษานี้จึงเลือกระบบร่วมแบบใช้ออกซิเจนกับใช้ออกซิเจนในการลดปริมาณตะกอนส่วนเกิน

ตารางที่ 2.9 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

รูปแบบระบบ	ประสิทธิภาพการกำจัด	อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ ($\text{m}^3/\text{kg VS}_{\text{rem}}$)
Mesophilic Anaerobic + Thermophilic Anaerobic; HRT 21 d (Song et al., 2004)	VS: 50.7 – 58.4 %	0.45
Mesophilic Anaerobic + Thermophilic Aerobic; HRT 20+1 d (Dumas et al., 2010)	COD: 57% VS: 48%	0.26
Mesophilic Anaerobic + Mesophilic Aerobic; HRT 15+5 d (Novak, Banjade, and Murthy, 2011)	VS: 62%	-
Mesophilic Anaerobic + Mesophilic Aerobic; HRT 15+12 d (Tomei et al., 2011a; 2011b)	VS: 56%	0.74
Mesophilic Aerobic + Mesophilic Anaerobic; HRT 10 d (Habiba et al., 2009)	VS: 88%	0.64
Thermophilic Aerobic + Mesophilic Anaerobic; HRT 1+20 d (Borowski and Szopa, 2007)	VS: 44-46%	0.94

2.6 การหาค่าสัมประสิทธิ์จลนศาสตร์ชีวเคมี

2.6.1 การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

การประมาณค่าการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย สามารถเขียนในรูปของสมการได้ดังนี้ (Metcalf and Eddy, 2004)

$$r_g = \mu X \quad (2.12)$$

โดยที่ r_g คือ อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย (mass / unit volume-time)

μ คือ อัตราการโตจำเพาะ (time^{-1})

X คือ ความเข้มข้นของแบคทีเรียในระบบบำบัด (mass / unit volume)

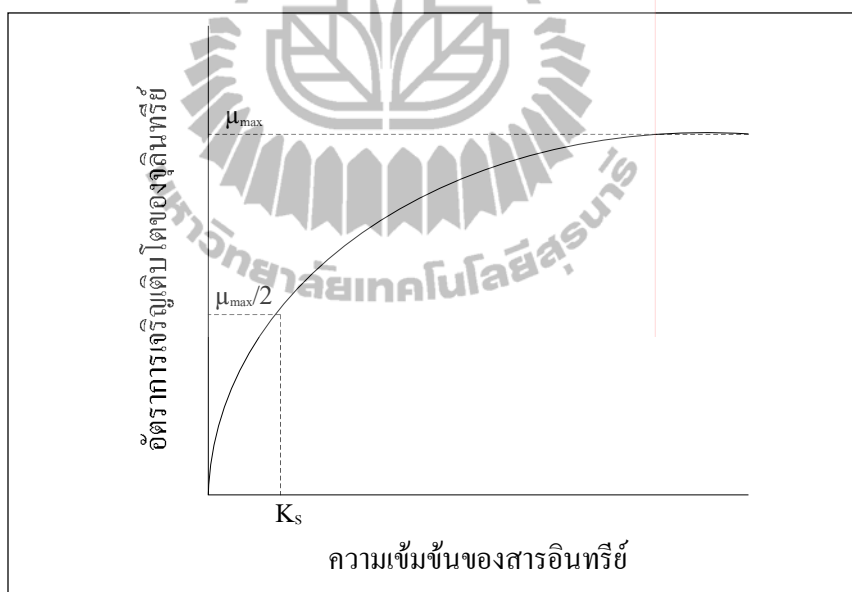
ในสภาวะที่การเจริญเติบโตของแบคทีเรียถูกจำกัดด้วยปริมาณอาหารหรือสารอินทรีย์ สามารถเขียนเป็นสมการโมนอด

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S} \quad (2.13)$$

โดยที่ μ	คือ	อัตราการโตจำเพาะ (Specific growth rate) (time^{-1})
μ_m	คือ	อัตราการโตจำเพาะสูงสุด (Maximum growth rate) (time^{-1})
S	คือ	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ (mass / unit volume)
K_s	คือ	ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราการโตจำเพาะมีค่า 1/2 ของอัตราการโตจำเพาะสูงสุด

จากสมการดังกล่าวข้างต้น สามารถแสดงความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จำเป็นในการเจริญเติบโตสำหรับจุลินทรีย์ ดังแสดงในรูปที่ 2.6 ถ้าแทนค่า μ จากสมการที่ (2.12) ลงในสมการที่ (2.13) จะได้

$$r_g = \mu_m \frac{XS}{K_s + S} \quad (2.14)$$

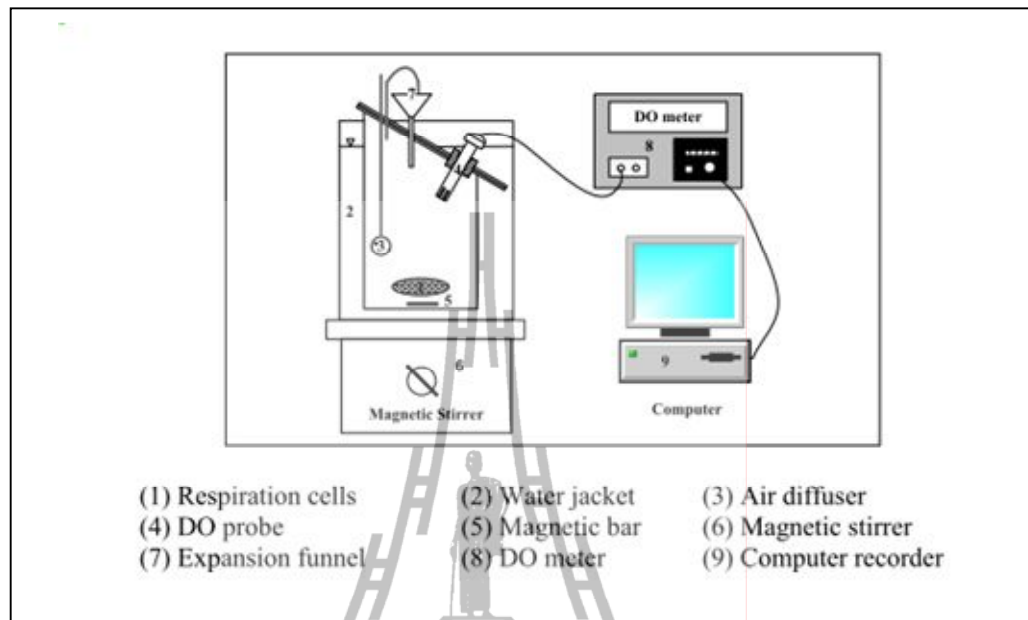


รูปที่ 2.6 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่อหน่วยจุลินทรีย์กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์

2.6.2 วิธีการวัดการหายใจ

ในปัจจุบันวิธีการวัดการหายใจเป็นวิธีการที่ได้รับความนิยมและน่าเชื่อถือมากในการนำมาใช้ศึกษาพารามิเตอร์ทางจลนศาสตร์ โดยทำการศึกษาอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือโอยูอาร์ (Oxygen uptake rate) สำหรับการย่อยสลายตะกอนในระบบบำบัด เพื่อประเมินประสิทธิภาพของระบบบำบัดร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์จากโรงงานอุตสาหกรรม ซึ่งการวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate) เป็นการวัดอัตราการใช้ออกซิเจน (oxygen consumption rate) ของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศต่อช่วงเวลาใดๆ ที่ได้มาจากความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen) กับเวลาที่ทำการศึกษา โดยชุดข้อมูลที่ได้จากการวัดโอยูอาร์สามารถนำไปใช้ในการคำนวณหาค่าอัตราการโตจำเพาะสูงสุด (μ_{max}) ค่าอัตราการใช้สารอาหาร (R_x) ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราการโตจำเพาะมีค่า $1/2$ ของอัตราการโตจำเพาะสูงสุด ($R_{0.5}$) และค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Y) ได้โดยใช้สมการทางจลนศาสตร์ของโมนอด

การวัดโอยูอาร์ (Oxygen uptake rate) จะทำการศึกษาด้วยชุดการทดลองวัดการหายใจ ซึ่งประกอบด้วยโพรบวัดค่าออกซิเจนและเครื่องวัดปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ ที่สามารถบันทึกข้อมูลได้แบบอัตโนมัติ โดยในการศึกษานี้ได้ทำการบันทึกข้อมูลทุก 5 นาที และเซลล์วัดการหายใจแบบปิดทรงกระบอกปริมาตร 960 มิลลิลิตร ซึ่งทำเพดานให้มีความลาดเอียงเพื่อให้ฟองอากาศสามารถออกจากเซลล์วัดการหายใจได้โดยง่าย และทำให้พื้นที่ในการแลกเปลี่ยนออกซิเจนกับบรรยากาศภายนอกลดลง เพื่อให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีความคงตัวมากขึ้น และทำการควบคุมอุณหภูมิให้คงที่ด้วยชุดหมุนเวียนน้ำ นอกจากนั้น ก็มีหัวฟุ้งเติมอากาศที่ต้องใช้ในการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องและใช้แท่งแม่เหล็กช่วยในการทำให้เกิดการกวนผสมอย่างสมบูรณ์ภายในเซลล์วัดการหายใจ และกรวยแก้วที่ใช้สำหรับการเติมซับสเตรดเข้าระบบและใช้สำหรับให้ฟองอากาศออกจากระบบช่วงการเติมอากาศระหว่างทำการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 2.7



รูปที่ 2.7 แผนภาพเครื่องมือวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือไอยูอาร์ (Oxygen uptake rate)

(Patcharin Racho, 2009)

วิธีวัดการหายใจเป็นการวัดค่าอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือไอยูอาร์ในสภาวะปิด ซึ่งเป็นการวัดค่าออกซิเจนละลายน้ำที่เปลี่ยนแปลงไปในแต่ละช่วงเวลา เนื่องจากแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟิกนำออกซิเจนไปใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยอัตราคงที่ในช่วงระยะเวลาหนึ่งจนเข้าสู่สภาวะเอนโดจีนัส ซึ่งจะได้ชุดข้อมูลเพื่อนำไปใช้ในการคำนวณหาอัตราการหายใจเอนโดจีนัส (Endogenous respiration rate: $OUR_{X,e}$) ค่าอัตราการหายใจทั้งหมด (Total respiration rate: $OUR_{X,t}$) ค่าการใช้ออกซิเจนสุทธิ (Net oxygen consumption: OC) ค่าอัตราการใช้สารอาหาร (Substrate removal rate: R_X) ค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Biomass yield coefficient: Y) และค่าอัตราการโตจำเพาะ (Specific growth rate: μ) ดังสมการต่อไปนี้ (Patcharin Racho, 2009)

$$OUR_{X,OX} = OUR_{X,t} - OUR_{X,e} \quad (2.15)$$

โดยที่ $OUR_{X,OX}$ คือ ค่าไอยูอาร์สำหรับการออกซิเดชันซับสเตรต (OUR of substrate oxidation) (มิลลิกรัมออกซิเจนต่อมิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อชั่วโมง)

$OUR_{X,t}$	คือ	อัตราการหายใจทั้งหมด (Total respiration rate) (มิลลิกรัม ออกซิเจนต่อมิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อชั่วโมง)
$OUR_{X,e}$	คือ	อัตราการหายใจเอนโดจีนัส (Endogenous respiration rate) (มิลลิกรัมออกซิเจนต่อมิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อ ชั่วโมง)

$$R_x = \frac{OUR_{X,OX}}{OC/S} \quad (2.16)$$

โดยที่ R_x	คือ	อัตราการใช้สารอาหาร (มิลลิกรัมชีโอดีที่ถูกกำจัดต่อมิลลิกรัมของแข็ง ระเหยง่ายต่อชั่วโมง)
OC	คือ	ปริมาณออกซิเจนที่ถูกใช้ไปทั้งหมด (มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตร)
S	คือ	ความเข้มข้นของซับสเตรต (มิลลิกรัมชีโอดีต่อลิตร)
ซึ่งการใช้ออกซิเจนสุทธิ (OC) เป็นพื้นที่ใต้กราฟไอยูอาร์ (OUR) ที่ได้จากการ ทดลองการวัดการหายใจ		
นอกจากนี้ยังสามารถคำนวณหาค่า Y และค่า μ ได้จากสมการ		

$$Y = \frac{1}{f} \left(1 - \frac{OC}{S} \right) \quad (2.17)$$

$$\text{และ } \mu = Y.R_x \quad (2.18)$$

โดยที่ μ	คือ	อัตราการโตจำเพาะ (ต่อชั่วโมง)
f	คือ	อัตราส่วนชีโอดีต่อของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (มิลลิกรัมชีโอดีต่อ มิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย)
Y	คือ	สัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (มิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อ มิลลิกรัมของชีโอดีทั้งหมดที่ถูกกำจัด)

2.6.3 สมการอาร์เรเนียส

โดยทั่วไปแล้วอัตราการเกิดปฏิกิริยาทางเคมีและทางชีวภาพส่วนมากมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้น โดยจะเพิ่มขึ้นประมาณสองเท่าเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นทุกสิบ องศาเซลเซียส แต่อัตราการเกิดปฏิกิริยาทางชีวภาพอาจมีค่ามากกว่าหรือน้อยกว่าค่าจริงขึ้นอยู่กับอุณหภูมิที่มีความเหมาะสม แต่การที่อัตราการเกิดปฏิกิริยามีค่าลดลงอาจจะเนื่องจากเอนไซม์ถูกทำลายที่อุณหภูมิสูง

โดยค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยาเมื่ออุณหภูมิเปลี่ยนแปลงไปสามารถอธิบายได้จากสมการอาร์เรเนียส (Sawyer, McCarty, and Parkin, 2003)

$$\ln \frac{k_2}{k_1} = \frac{E_a(T_2 - T_1)}{RT_2 T_1} \quad (2.19)$$

โดยที่	E_a	คือ	พลังงานก่อกัมมันต์ (จูลต่อโมล)
	R	คือ	ค่าคงที่ของก๊าซ (8.314 จูลต่อเคลวินต่อโมล)
	T	คือ	อุณหภูมิ (เคลวิน)
	k	คือ	ค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยา (ต่อวัน)

แทนค่า $\frac{E_a}{RT_2 T_1}$ ในสมการที่ 2.19 ด้วย A สมการที่ได้จึงเป็นดังสมการที่ 2.20

$$\ln \frac{k_2}{k_1} = A(T_2 - T_1) \quad (2.20)$$

$$\text{หรือ } k_2 = k_1 e^{A(T_2 - T_1)} \quad (2.21)$$

แทนค่า e^A ในสมการที่ 2.21 ด้วย θ สมการที่ได้จึงเป็นดังสมการที่ 2.22

$$\text{หรือ } k_2 = k_1 \theta^{(T_2 - T_1)} \quad (2.22)$$

โดยสัมประสิทธิ์ θ สามารถหาได้จากกราฟความสัมพันธ์ระหว่าง $\ln(k)$ กับ T จะให้ความชันของกราฟเท่ากับ $\ln(\theta)$ โดยที่ (Grady et al., 1999)

$$\ln(\theta) = C \quad (2.23)$$

โดยที่ C คือ ค่าคงที่อุณหภูมิ (temperature constant; $^{\circ}\text{C}^{-1}$)

นอกจากนี้ ค่า C สามารถหาได้จากสมการของ van't Hoff (Henzs, Harremoes, la Cour Jansen, and Arvin, 2002)

$$\mu_{\max}(T) = \mu_{\max}(20^{\circ}\text{C}) \cdot \exp(C(T-20)) \quad (2.24)$$

2.7 สัดส่วนสารอินทรีย์และความสามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ

สัดส่วนสารอินทรีย์สามารถแบ่งได้ในรูปของค่าซีโอดี ซึ่งใช้อธิบายลักษณะการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดแบบชีวภาพ สามารถหาได้จากสมการ (Grady et al., 1999)

$$\text{TCOD} = S_s + S_i + X_s + X_i \quad (2.25)$$

โดยที่สัดส่วน S_s หรือสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว (Readily biodegradable organic substrate) เป็นสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายสำหรับจุลินทรีย์แบบเฮเทอโรโทฟิก ซึ่งสัดส่วน S_s เกิดขึ้นระหว่างการไฮโดรไลซิสสัดส่วนอนุภาคสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ช้าหรือสัดส่วน X_s และจัดเป็นแหล่งพลังงานสำคัญสำหรับนำไปใช้ในระหว่างการย่อยสลายที่สามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้โดยง่าย โดยในระบบแบบใช้อากาศสัดส่วน S_s จะทำปฏิกิริยากับออกซิเจนละลายน้ำ ซึ่งส่วนหนึ่งจะกลายเป็นแหล่งพลังงานสำหรับนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์ และทำให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ ทำให้ปริมาณซีโอดีทั้งหมดลดลง และอีกส่วนหนึ่งเป็นแหล่งพลังงานที่นำไปใช้ในการก่อให้เกิดมวลชีวภาพหรือสร้างเซลล์ใหม่ (X_p) ส่วนในระบบแบบไม่ใช้อากาศสัดส่วน S_s เกิดจากการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ช้าเช่นเดียวกับในระบบแบบใช้อากาศและจัดเป็นสารตัวกลางที่เป็นสารตั้งต้นในการผลิตกรดอินทรีย์ระเหยง่ายของแบคทีเรียสร้างกรดในขั้นตอนที่สอง ซึ่งสัดส่วน S_s มีค่าอยู่ในช่วงระหว่างร้อยละ 3-35 ในน้ำเสียดิบและร้อยละ 14-57 ในน้ำเสียที่ผ่านการตกตะกอน (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002; Gavalá, Angelidaki, and Ahring, 2003; Gavalakis, Mamais, Marinos,

and Andreadakis, 2006; Christian Kohler, 2008; Pasztor, Thury, and Pulai, 2009; Durruty, Zaritzky, and Gonzalez, 2012)

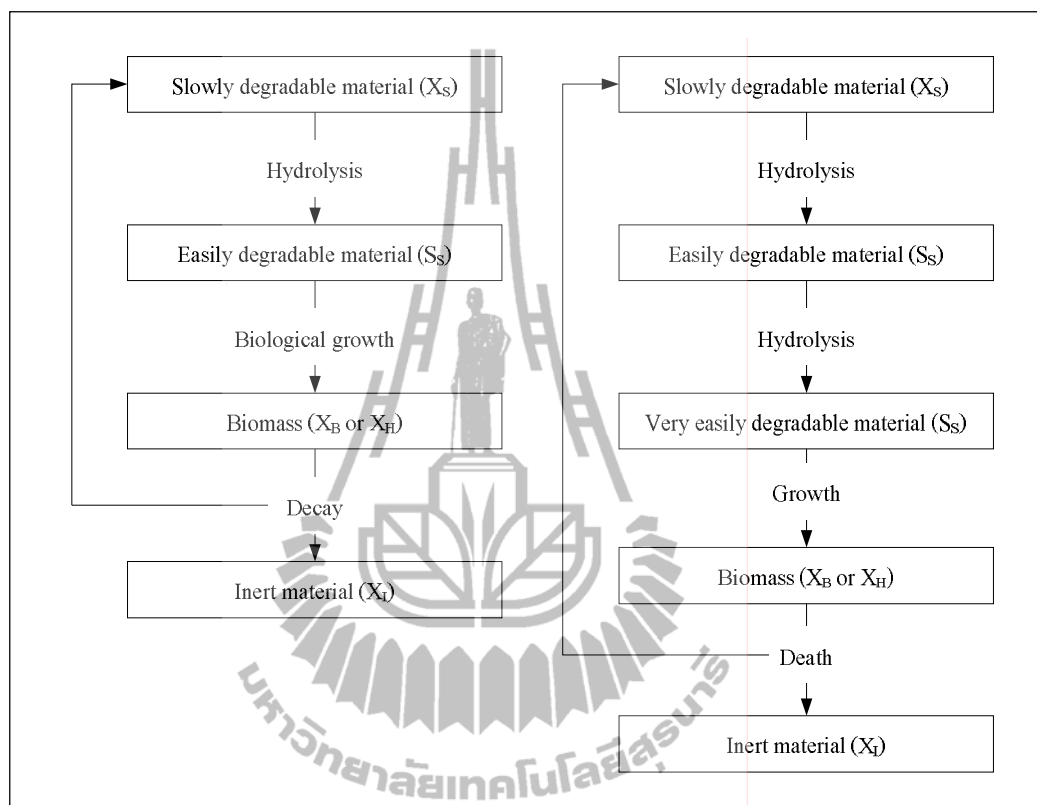
สัดส่วน X_s หรือสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate) เป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ สารคอลลอยด์ และอนุภาคสารอินทรีย์ ที่ต้องการไฮโดรไลซิสมาก่อนที่จะทำการย่อยสลาย ซึ่งสัดส่วน X_s จะถูกย่อยไปเป็นสัดส่วน S_s และจากนั้นจะถูกย่อยสลายโดยกระบวนการเผาผลาญโดยตรง โดยในขั้นตอนนี้จะไม่มีการย่อยสลายสารอินทรีย์ทำให้ค่าซีโอดีมีค่าคงที่ สัดส่วน X_s ในตัวอย่างน้ำเสียโสโครกมีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 28-74 และในตัวอย่างน้ำเสียขั้นแรกมีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 24.5-65 (Grady et al., 1999; Henzs et al., 2002; Pasztor et al., 2009)

สัดส่วน S_i สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรือสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อย (Inert soluble organic matter) ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบเดิม ซึ่งสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อยถือว่าเป็นสารที่มีอิทธิพลต่อกระบวนการย่อยสลายและสามารถสะท้อนให้เห็นถึงสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้โดยทางอ้อม โดยสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อยเกิดขึ้นจากการไฮโดรไลซิสนอกสารอินทรีย์หรือสัดส่วน X_s ที่เกิดขึ้นอยู่ในช่วงร้อยละ 2-15 ในตัวอย่างน้ำเสียดิบ และร้อยละ 3-14.3 ในตัวอย่างของเสียจากระบบบำบัดขั้นต้น (Orhon, Ates, Sozen, and Cokgor, 1997; Henzs et al., 2002; Pasztor et al., 2009)

สัดส่วน X_i อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรืออนุภาคสารอินทรีย์เฉื่อย (Inert particle organic matter) ซึ่งเป็นอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรือย่อยสลายได้ช้ามากที่เกิดขึ้นจากการสลายตัว/การแตกตัวของเซลล์และการย่อยสลายของมวลชีวภาพ ทำให้ปริมาณซีโอดีทั้งหมดลดลงและสัดส่วน X_i จะมีค่าสูงในตะกอนที่มีระยะเวลาเก็บกักนาน ดังนั้นการประเมินค่าสัดส่วน X_i สามารถหาได้จากอัตราการเกิดสลัดจ์จากการทดลองที่ช่วงอายุสลัดจ์แตกต่างกัน โดยสัดส่วน X_i ในตัวอย่างน้ำเสียดิบและน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดขั้นต้นมีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 8-39 และร้อยละ 4-20 (Henzs et al., 2002; Pasztor et al., 2009)

การแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์สามารถนำไปใช้ในการประเมินลักษณะสมบัติความสามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพของตัวอย่างที่ทำการศึกษา และทำนายประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ในเบื้องต้น เพื่อนำไปใช้ในการเลือกและออกแบบระบบบำบัด และสามารถนำมาใช้ในการทำนายอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในระบบแบบไม่ใช้อากาศ ทำนายค่าคงที่ทางจลนศาสตร์จากความสัมพันธ์กับโอยูอาร์ นอกจากนี้ ยังใช้เป็นแบบจำลองในการอธิบายกระบวนการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย เป็นแบบจำลองอธิบายการเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ในท่อน้ำทิ้ง และใช้ศึกษาลักษณะการย่อยสลายตะกอน (Vollertsen and

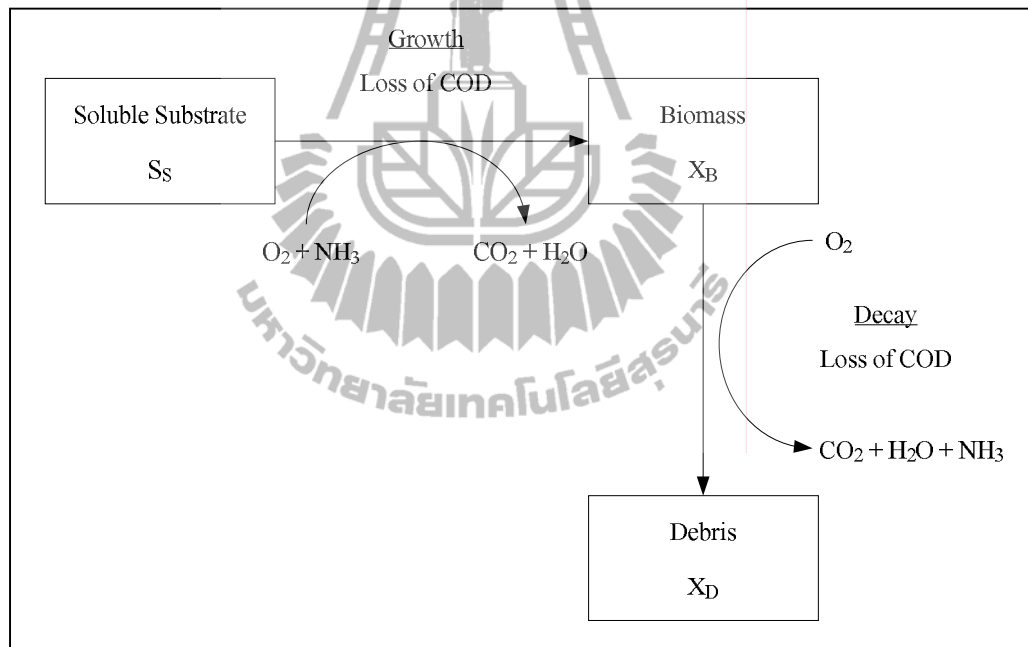
Hvitved-Jacobsen, 2002) ซึ่งรูปแบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดทางชีวภาพ โดยอธิบายในรูปของสัดส่วนสารอินทรีย์สามารถอธิบายได้ดังรูปที่ 2.8



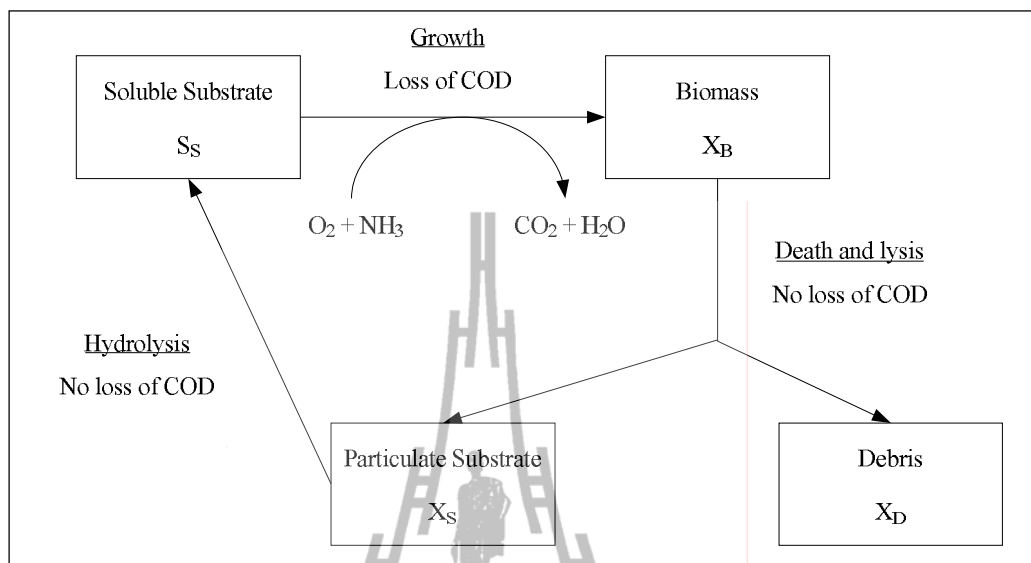
รูปที่ 2.8 รูปแบบการย่อยสลายทางชีวภาพในระบบบำบัด (Henzs et al., 2002)

การย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบแบบใช้อากาศมีกลไกหลักคือการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้ให้กลายเป็นซับสเตรตที่สามารถย่อยได้ง่าย ซึ่งซับสเตรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้เร็วกว่าจะถูกนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์ ทำให้อัตราการตายของจุลินทรีย์ลดลง ส่วนซับสเตรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้ช้ากว่าจะถูกนำไปใช้ในการเจริญเติบโต (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002; Gavalakis, Mamais, Marinou, and Andreadakis, 2006) โดยจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจะไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนในรูปสัดส่วน X_S ซึ่งในระหว่างขั้นตอนการไฮโดรไลซิสจะทำให้เกิดสารอินทรีย์ในรูปสัดส่วน S_S ซึ่งเป็นแหล่งพลังงานสำคัญสำหรับนำไปใช้ในการย่อยสลายที่สามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้โดยง่าย และเมื่อมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่เพียงพอ

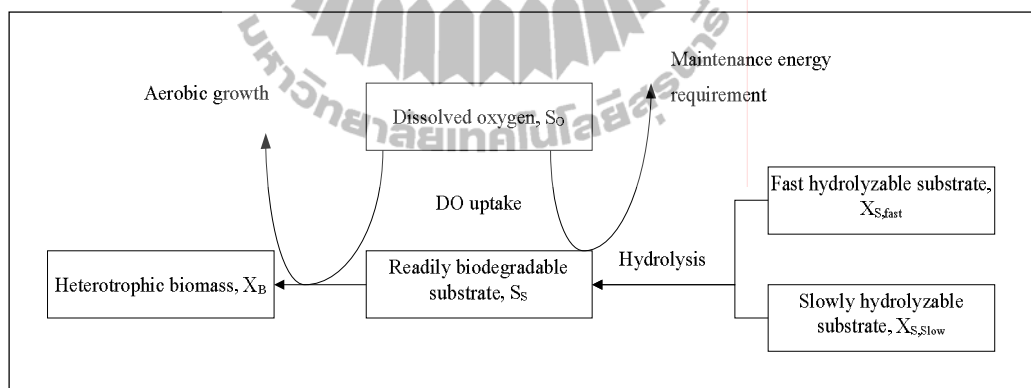
ซับสเตรต S_s จะทำปฏิกิริยากับออกซิเจนละลายน้ำ ซึ่งส่วนหนึ่งจะกลายเป็นแหล่งพลังงานสำหรับนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์ และทำให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำ และอีกส่วนหนึ่งเป็นแหล่งพลังงานที่นำไปใช้ในการก่อให้เกิดมวลชีวภาพหรือสร้างเซลล์ใหม่ (X_B) และมวลชีวภาพที่เกิดขึ้นจะทำปฏิกิริยากับออกซิเจนละลายน้ำก่อให้เกิดกระบวนการ endogenous respiration ซึ่งประกอบด้วย การย่อยสลาย/การสลายตัว การบำรุงรักษา และภาวะการล่า (predation) ทำให้เกิดอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (X_I) และสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปสัดส่วน X_s โดยมีซับสเตรต S_s เป็นแหล่งพลังงานเริ่มต้น ซึ่งเมื่อจับตัวกับออกซิเจนแล้วจะกลายเป็นน้ำ ทำให้เกิดเป็นสัดส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปสัดส่วน S_i ดังรูปที่ 2.9 และ 2.10 และสามารถอธิบายได้จากโมเดลในรูปที่ 2.11 และ 2.12



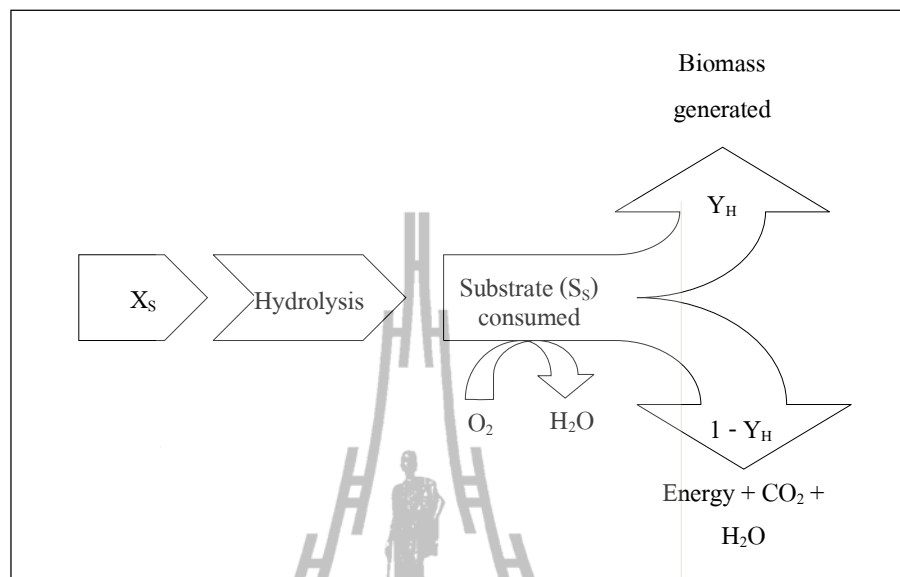
รูปที่ 2.9 แบบจำลองการย่อยสลายชีวมวลและการลดลงของซีโอดีแบบดั้งเดิม (Grady et al., 1999)



รูปที่ 2.10 แผนผังแสดงแนวทางการสลายตัว/การแตกตัวของเซลล์ต่อการเกิดเซลล์ใหม่ของแบบจำลองการย่อยสลายชีวมวลและการลดลงของซีโอดี (Grady et al., 1999)

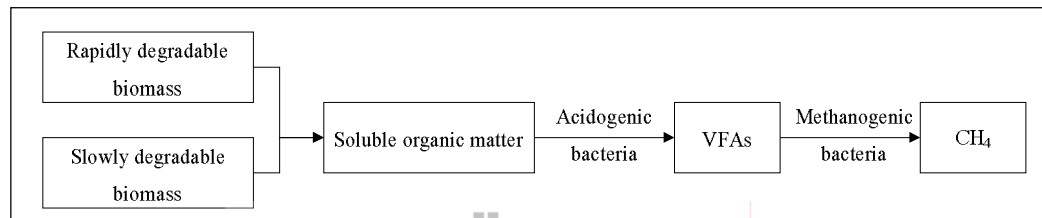


รูปที่ 2.11 แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Vollertsen and Hvitved-Jacobsen (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002)

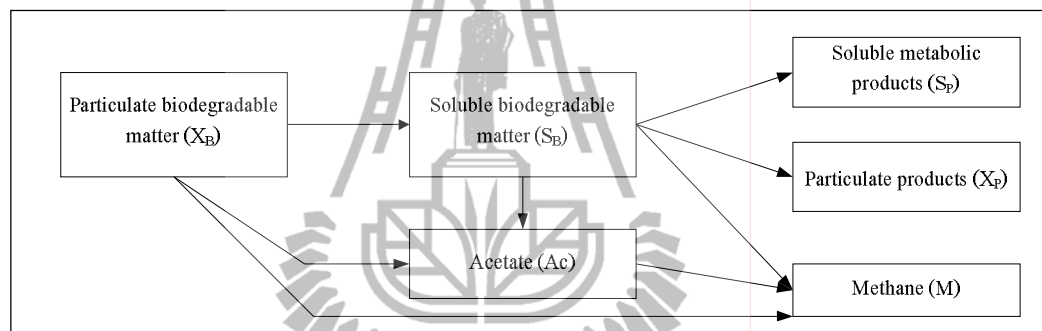


รูปที่ 2.12 แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Christian Kohler (Christian Kohler, 2008)

ส่วนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิกเจนคือการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบแบบไม่ใช้ออกซิกส ประกอบด้วย 3 ขั้นตอนหลัก ในขั้นตอนแรกเป็นการไฮโดรไลซิสจากสารอินทรีย์ไม่ละลายน้ำหรืออนุภาคสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ในรูปของสัดส่วน X_B ซึ่งประกอบด้วย มวลชีวภาพที่ย่อยสลายได้เร็วและมวลชีวภาพที่ย่อยสลายได้ช้า ให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของสัดส่วน S_B หรือ S_s ซึ่งเป็นสารตัวกลางที่เป็นสารตั้งต้นในการผลิตกรดอินทรีย์ระเหยง่ายของแบคทีเรียสร้างกรดในขั้นตอนที่สอง และขั้นตอนสุดท้ายแบคทีเรียสร้างมีเทนจะทำการเปลี่ยนจากกรดอินทรีย์ระเหยง่ายให้กลายเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ ดังโมเดลในรูปที่ 2.13 นอกจากนี้ ในระหว่างการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิกส ทำให้เกิดสัดส่วน Soluble metabolic product (S_p) และ Particulate product (X_p) ดังโมเดลในรูปที่ 2.14



รูปที่ 2.13 แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Gavala, Angelidaki, and Ahring
(Gavala, Angelidaki, and Ahring, 2003)



รูปที่ 2.14 แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Durruty, Zaritzky, and Gonzalez
(Durruty, Zaritzky, and Gonzalez, 2012)

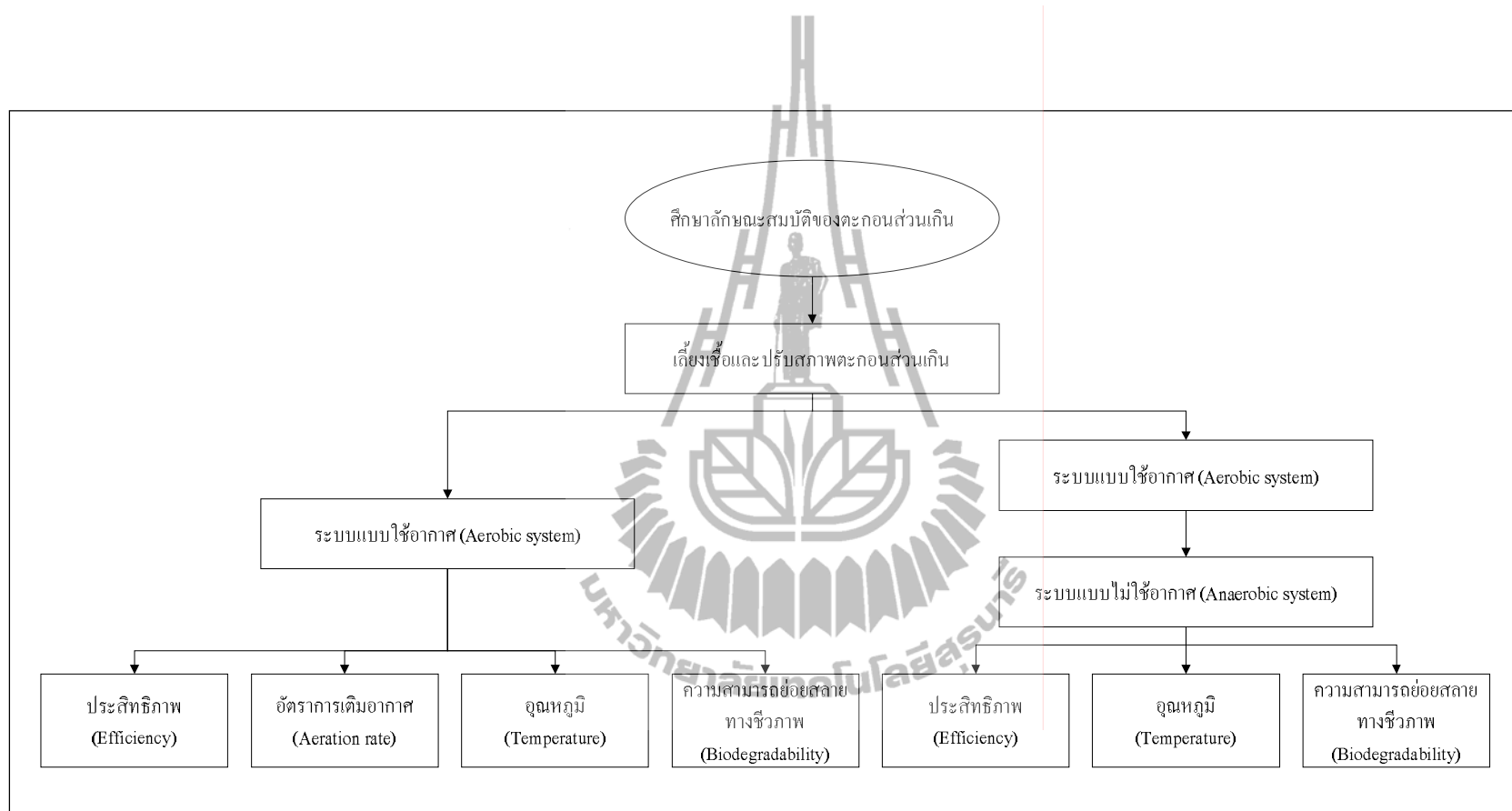
บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินด้วยระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศซึ่งมีขั้นตอนการวิจัยดังรูปที่ 3.1 ซึ่งประกอบด้วย 1) การศึกษาลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน 2) การเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพตะกอนส่วนเกิน 3) การศึกษาอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินสำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ และ 4) การศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน

3.1 การศึกษาลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน

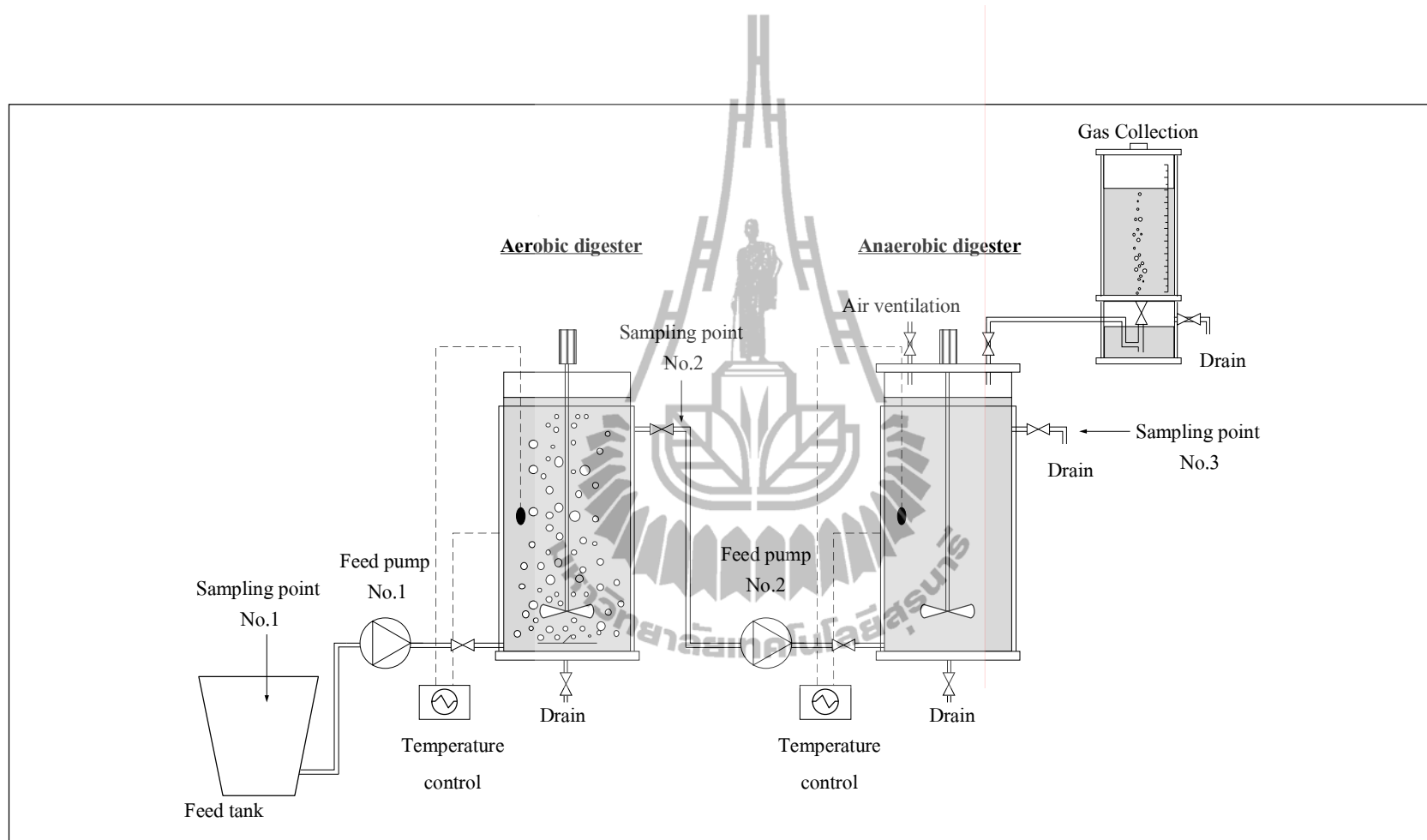
ลักษณะสมบัติของตะกอนเป็นสิ่งจำเป็นต่อการเลือกวิธีบำบัดและแนวทางในการกำจัดตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพ เนื่องจากสามารถบ่งชี้ให้เห็นถึงองค์ประกอบของสารอินทรีย์และความสามารถย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพของตะกอนเริ่มต้น และสะท้อนให้เห็นถึงประสิทธิภาพในการลดลงของสารอินทรีย์เมื่อผ่านการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพแล้ว โดยตะกอนส่วนเกินที่นำมาใช้ในงานวิจัยครั้งนี้เป็นตะกอนส่วนเกินจากระบบแยกทิวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานอุตสาหกรรมแห่งหนึ่งในจังหวัดพระนครศรีอยุธยา ที่ผ่านการย่อยด้วยระบบแบบใช้อากาศ ก่อนนำมารีดน้ำออกและนำตะกอนที่ผ่านการรีดน้ำออกส่วนนี้มาศึกษา โดยนำตะกอนส่วนเกินตัวอย่างมาเก็บรักษาไว้ที่อุณหภูมิ 4°C เพื่อรักษาสภาพของตะกอนและยับยั้งการย่อยสลายสารอินทรีย์ในตะกอน (Nges and Liu, 2009) ในการทดลองนำตะกอนมาเจือจางด้วยน้ำประปาให้มีค่าของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดอยู่ในช่วง 8,000 – 12,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีค่าซีไอดีทั้งหมดอยู่ในช่วง 10,000 – 14,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และปรับอุณหภูมิให้เป็นอุณหภูมิห้องก่อนนำไปเติมเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ 1 ครั้งต่อวัน



รูปที่ 3.1 ขั้นตอนดำเนินการวิจัย

3.2 การออกแบบชุดการทดลองสำหรับการวิจัย

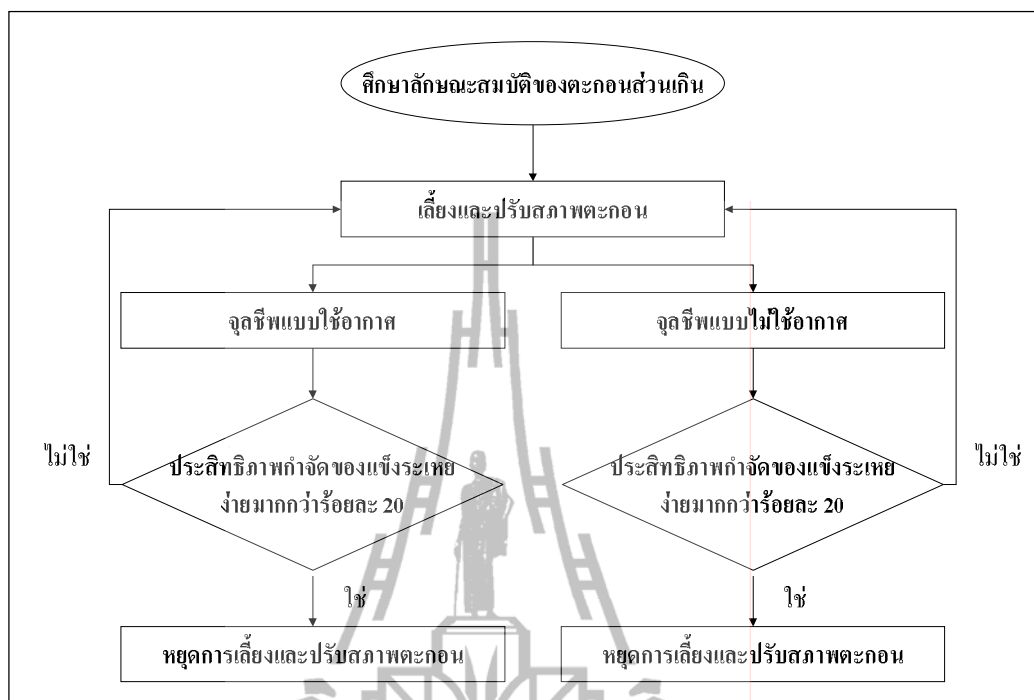
ชุดการทดลองสำหรับงานวิจัยนี้ ประกอบด้วยถังปฏิกรณ์ 2 ถัง เชื่อมต่อกันแบบอนุกรม คือ ถังแบบใช้อากาศกับถังแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งเป็นถังทรงกระบอกทำจากอะคริลิกที่มีปริมาตรใช้งาน เท่ากับ 10 ลิตร ดังรูปที่ 3.2 และควบคุมอุณหภูมิที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก โดยถังแบบใช้อากาศจะทำการควบคุมอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกด้วยอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิที่มีการติดตั้ง เครื่องควบคุมอุณหภูมิและเครื่องทำความร้อน เพื่อทำการควบคุมอุณหภูมิให้ได้เท่ากับ $55 \pm 2^{\circ}\text{C}$ และมีหัวฟู่สำหรับเติมอากาศซึ่งต่อกับท่อลมที่มีวาล์วปรับอัตราการไหลของอากาศให้ได้ตามค่าที่ ต้องการ และใบกวน เพื่อให้เกิดการผสมกันอย่างสมบูรณ์ของตะกอนภายในถังปฏิกรณ์ ส่วนถังแบบไม่ใช้อากาศจะควบคุมอุณหภูมิที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกด้วยแผ่นทำความร้อนที่ต่อเชื่อมกับ เทอร์โมมิเตอร์ที่จุ่มอยู่ภายในถังและเครื่องควบคุมอุณหภูมิ และมีใบกวนเพื่อให้เกิดการผสมกัน อย่างสมบูรณ์ และวัดปริมาณก๊าซมีเทนด้วยวิธีการแทนที่ด้วยน้ำโดยต่อท่อออกจากด้านบนของถัง ปฏิกรณ์แบบไม่ใช้อากาศต่อเข้าสู่ตัวด้านล่างของถังเก็บก๊าซ ซึ่งเป็นถังทรงกระบอกภายในบรรจุ ด้วยสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ความเข้มข้นร้อยละ 5 (Zhang et al., 2007) ดังนั้น เมื่อเกิดก๊าซ ขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ ก๊าซจะเคลื่อนที่ผ่านท่อเข้าสู่ด้านล่างของถังเก็บก๊าซและลอยตัวผ่านน้ำขึ้น ไปสู่ด้านบน และดันน้ำลงมาเท่ากับปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้น



รูปที่ 3.2 ชุดการทดลองระบบร่วมแบบใช้ออกาศกับไม่ใช้ออกาศ

3.3 การเลี้ยงและปรับสภาพตะกอนส่วนเกิน

การเลี้ยงและปรับสภาพตะกอนส่วนเกินเพื่อใช้ในการเดินระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ โดยแยกเลี้ยงระหว่างแบคทีเรียแบบใช้อากาศและแบคทีเรียแบบไม่ใช้อากาศ โดยเลี้ยงและปรับสภาพแบคทีเรียแบบใช้อากาศจากตะกอนส่วนเกินที่ออกจากระบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานอุตสาหกรรมแห่งหนึ่งในจังหวัดพระนครศรีอยุธยา และเลี้ยงและปรับสภาพแบคทีเรียแบบไม่ใช้อากาศจากตะกอนก้นบ่อ ไร้อากาศของโรงงานอุตสาหกรรมผลิตแป้งมันสำปะหลัง ซึ่งมีขั้นตอนการเลี้ยงและปรับสภาพตะกอนส่วนเกินดังรูปที่ 3.3 และต้องทำการควบคุมค่าพีเอชเท่ากับ 7.0 ± 0.2 เพื่อให้เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของเชื้อแบคทีเรีย (Metcalf and Eddy, 2004; Qasim, 1999; Ugwuanyi et al., 2005a) ในการเลี้ยงและปรับสภาพตะกอนทำการศึกษาด้วยการเติมและถ่ายตะกอนเพียงครั้งเดียวต่อวัน เริ่มต้นจากการนำเชื้อแบคทีเรียแบบใช้อากาศและแบคทีเรียแบบไม่ใช้อากาศปริมาตร 10 ลิตรใส่ลงในถังปฏิกิริยาแต่ละถัง โดยให้มีความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายเริ่มต้นประมาณ 8,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งในถังปฏิกิริยาแบบใช้อากาศจะมีการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องสำหรับแบคทีเรียแบบใช้อากาศ หลังจากนั้นทำการถ่ายตะกอนออกประมาณ 1.25 ลิตร แล้วจึงเริ่มเติมตะกอนใหม่ประมาณ 1.25 ลิตร และปล่อยไว้ 1 วันให้แบคทีเรียทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในตะกอน โดยให้มีระยะเวลาในการเก็บกัก 8 วัน หลังจากนั้นจึงเริ่มทำการเลี้ยงและปรับสภาพในรอบต่อไป โดยการเลี้ยงและปรับสภาพสิ้นสุดเมื่อประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายมีค่ามากกว่าร้อยละ 20 ของความเข้มข้นของแข็งระเหยง่ายในตะกอนดิบ และพารามิเตอร์ควบคุมดังตารางที่ 3.1



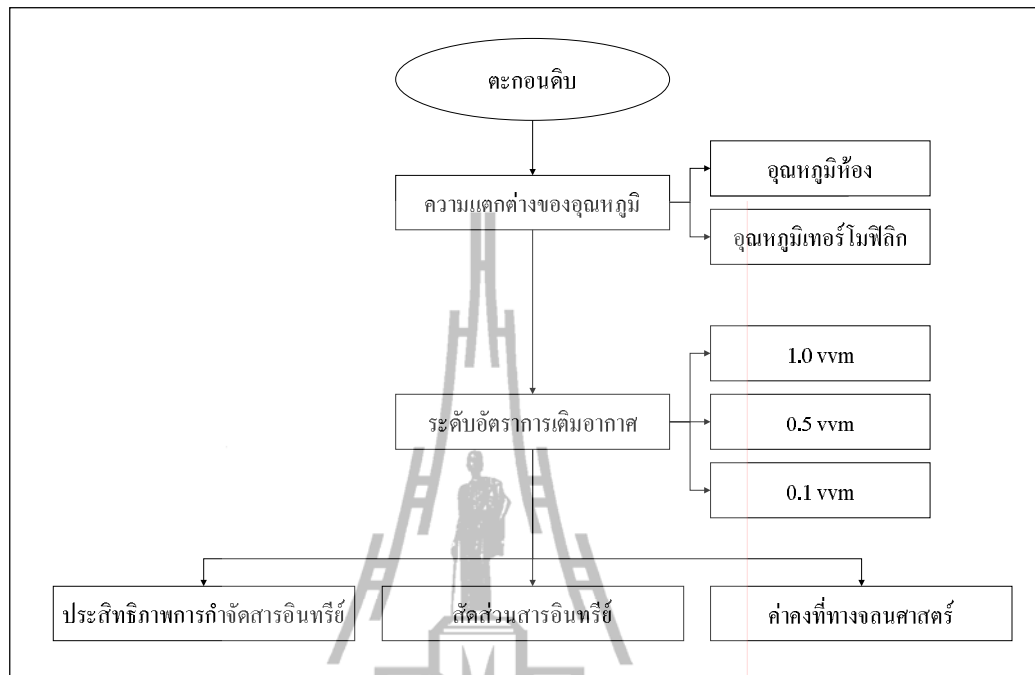
รูปที่ 3.3 ขั้นตอนการเลี้ยงและปรับสภาพตะกอนส่วนเกิน

ตารางที่ 3.1 พารามิเตอร์ควบคุมในขั้นตอนการเลี้ยงและปรับสภาพตะกอนส่วนเกิน

พารามิเตอร์	จุลชีพแบบใช้อากาศ	จุลชีพแบบไม่ใช้อากาศ
อุณหภูมิ (°C)	ห้อง และ 55 ± 2	ห้อง และ 55 ± 2
พีเอช	7.0 ± 0.2	7.0 ± 0.2
ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)	$12,000 \pm 1,000$	$12,000 \pm 1,000$
ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)	$8,000 \pm 1,000$	$8,000 \pm 1,000$
ระยะเวลาเก็บกัก (วัน)	8	8

3.4 การศึกษาอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินสำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

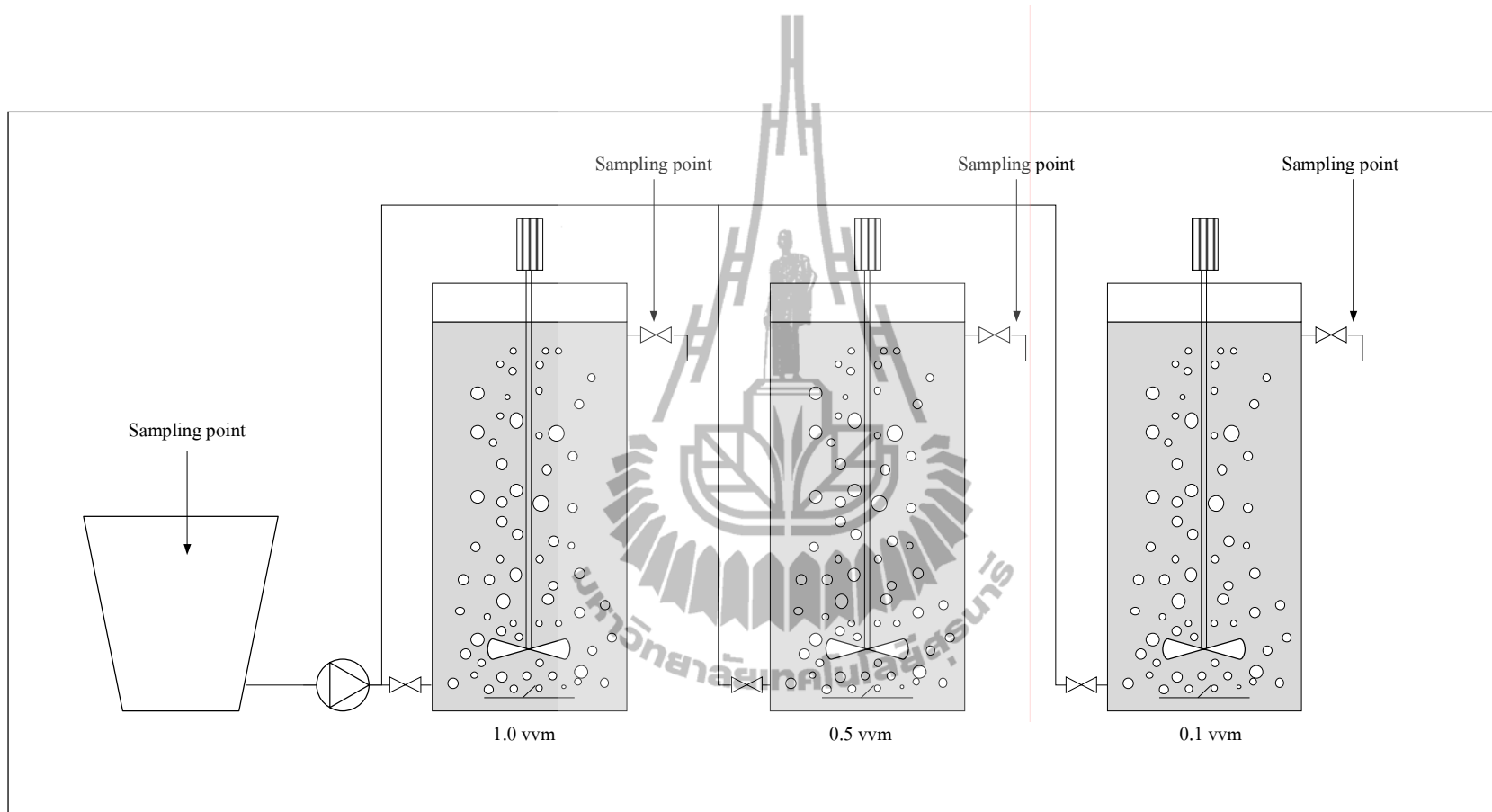
การศึกษานี้เป็นการศึกษาผลของอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินด้วยระบบแบบใช้อากาศ โดยทำการศึกษาที่อัตราการเติมอากาศ 3 ระดับ ได้แก่ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาทิจ (vvm) ซึ่งเป็นอัตราการเติมอากาศที่คาดว่าจะมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมากเกินพอ (1.0 vvm) มีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำเพียงพอ (0.5 vvm) และมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำไม่เพียงพอ (0.1 vvm) ต่อความต้องการของแบคทีเรียแบบใช้อากาศในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ตามลำดับ ภายใต้สภาวะการทดลองอุณหภูมิการย่อยที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก โดยมีขั้นตอนการศึกษาดังรูปที่ 3.4 ซึ่งนำตะกอนที่ผ่านการปรับสภาพแล้วที่มีค่าของแข็งระเหยง่ายประมาณ 8,000 มิลลิกรัมต่อลิตร เป็นตะกอนตั้งต้นในการเดินระบบ จากนั้นทำการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องและปรับอัตราการเติมอากาศให้มีค่าเท่ากับ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาทิจ และปรับอุณหภูมิในแต่ละถังปฏิกิริยาให้มีค่าเท่ากับอุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ดังนั้นในการทดลองนี้จึงประกอบด้วย ถังแบบใช้อากาศที่ควบคุมอุณหภูมิเท่ากับอุณหภูมิห้อง 3 ถัง ได้แก่ ถังที่มีอัตราการเติมอากาศ 1.0 vvm (MAE1) ถังที่มีอัตราการเติมอากาศ 0.5 vvm (MAE2) และถังที่มีอัตราการเติมอากาศ 0.1 vvm (MAE3) และถังแบบใช้อากาศที่ควบคุมอุณหภูมิเท่ากับอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก 3 ถัง ได้แก่ ถังที่มีอัตราการเติมอากาศ 1.0 vvm (TAE1) ถังที่มีอัตราการเติมอากาศ 0.5 vvm (TAE2) และถังที่มีอัตราการเติมอากาศ 0.1 vvm (TAE3) โดยมีรายละเอียดพารามิเตอร์ควบคุมดังตารางที่ 3.2 ในแต่ละถังปฏิกิริยาได้ทำการเก็บตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกมาวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของตะกอนที่ผ่านการย่อยทุก 3 วัน เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และวิเคราะห์ความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ได้แก่ ซีโอดีทั้งหมด ซีโอดีละลายน้ำ บีโอดีทั้งหมด บีโอดีละลายน้ำของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยง่าย และหาสัดส่วนสารอินทรีย์ ในรูปซีโอดี และหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์จากการวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือไอซูอาร์ด้วยวิธีวัดการหายใจ และนำชุดข้อมูลที่ได้นำมาวิเคราะห์โดยใช้สมการทางจลนศาสตร์ของโมนอด ดังจุดเก็บตัวอย่างที่แสดงในรูปที่ 3.5



รูปที่ 3.4 ขั้นตอนการศึกษ้อัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกิน
สำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

ตารางที่ 3.2 พารามิเตอร์ควบคุมในการศึกษ้อัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกิน
สำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

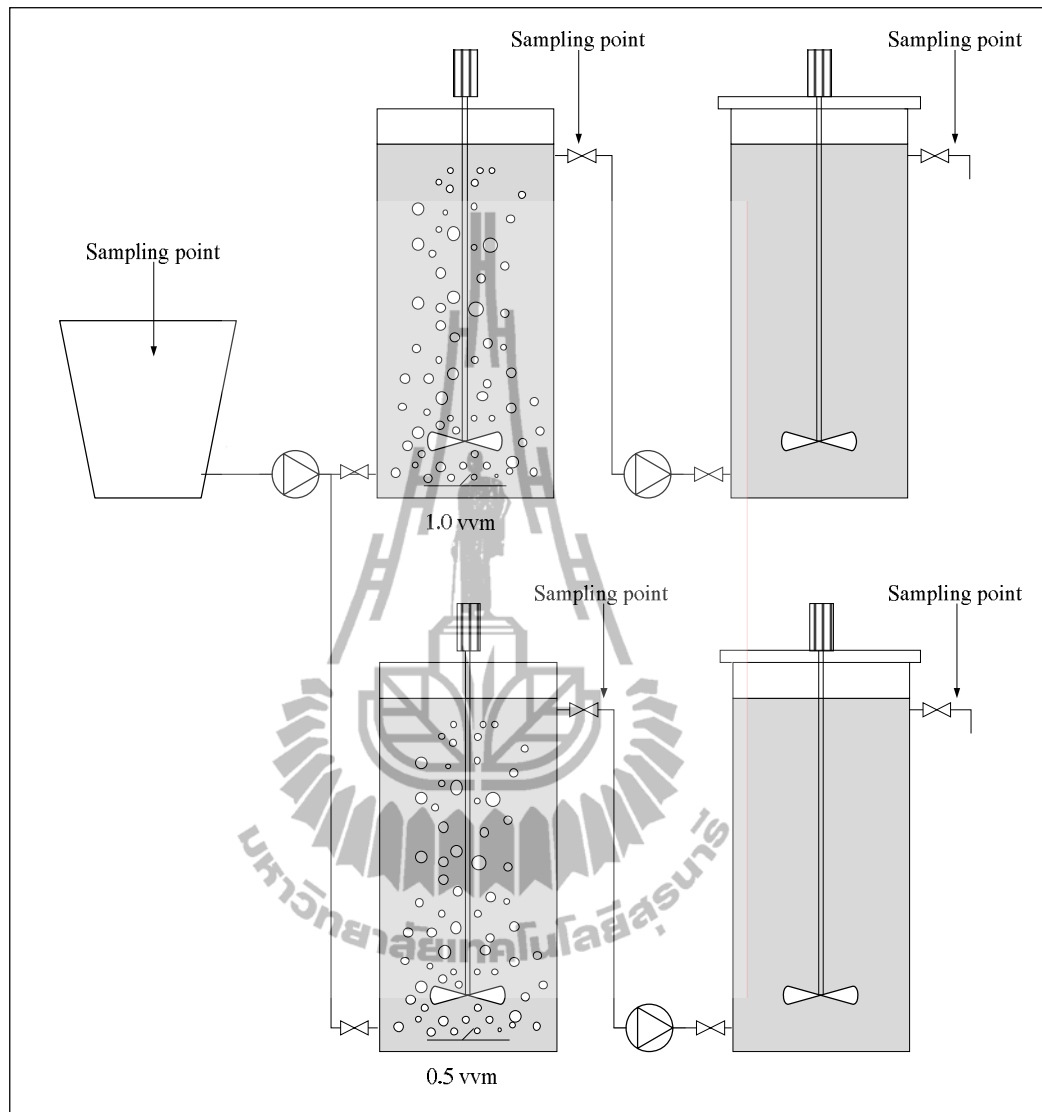
พารามิเตอร์	ค่ากำหนด
อัตราการเติมอากาศ (ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที)	1.0 0.5 และ 0.1
อุณหภูมิ (°C)	ห้อง และ 55 ± 2
พีเอช	7.0 ± 0.2
ภาระบรรทุกของแข็ง (กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน)	1.0 ± 0.25
อัตราไหล (ลิตรต่อวัน)	1.25
ระยะเวลาเก็บกัก (วัน)	8



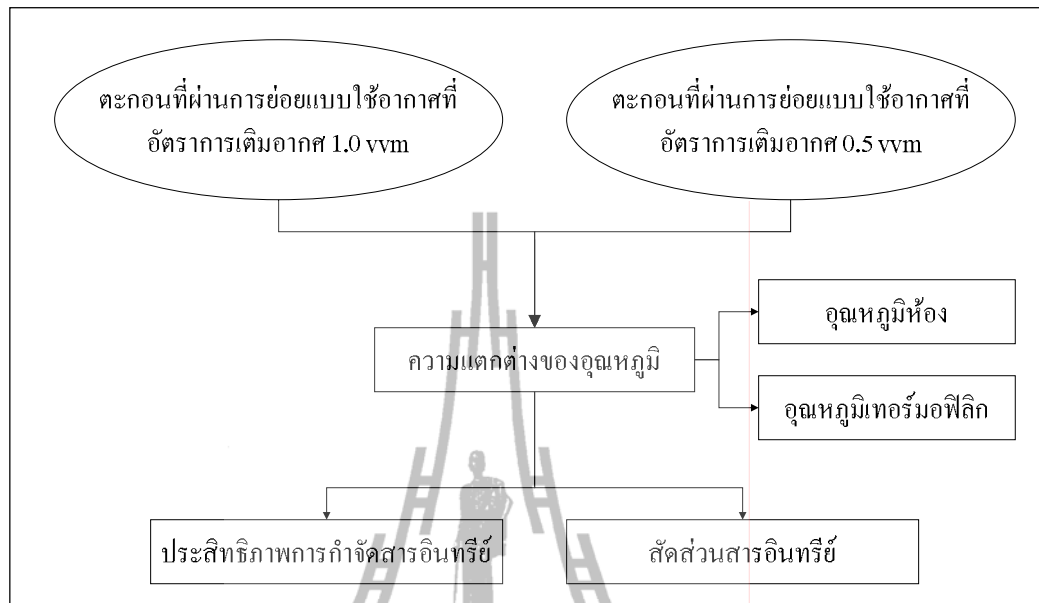
รูปที่ 3.5 รูปแบบการติดตั้งระบบและจุดเก็บตัวอย่างถึงปฏิบัติการแบบใช้อากาศ

3.5 การศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน

การศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (55 ± 2 °C) โดยนำน้ำตะกอนที่ผ่านการย่อยแบบใช้อากาศที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อหน้าที่ ที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมาศึกษาต่อที่อุณหภูมิเดียวกัน ดังรูปที่ 3.6 เนื่องจากการย่อยแบบใช้อากาศที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อหน้าที่ มีปริมาณชีโอดีละลายน้ำและสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้มากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อหน้าที่ ซึ่งมีขั้นตอนการศึกษาดังรูปที่ 3.7 โดยเริ่มต้นจากการนำตะกอนที่ผ่านการปรับสภาพแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศเป็นตะกอนตั้งต้นในการศึกษา และทำการเดินระบบแบบต่อเนื่องที่อัตราการไหล 1.25 ลิตรต่อวัน โดยนำน้ำตะกอนที่ออกจากถังปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องป้อนเข้าสู่ถังปฏิกิริยาแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง และนำน้ำตะกอนที่ออกจากถังปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกป้อนเข้าสู่ถังปฏิกิริยาแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกในลักษณะเดียวกัน เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินโดยใช้ระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ซึ่งมีรายละเอียดพารามิเตอร์ที่ทำการควบคุมดังตารางที่ 3.3 และนำน้ำตะกอนที่ผ่านการย่อยแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศไปวิเคราะห์พารามิเตอร์ ได้แก่ ชีโอดีทั้งหมด ชีโอดีละลายน้ำ บีโอดีทั้งหมด บีโอดีละลายน้ำ ของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยง่าย เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์และสัดส่วนสารอินทรีย์ด้วยวิธีทางกายภาพเคมี และวัดปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นในขั้นตอนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศด้วยวิธีการแทนที่ด้วยน้ำ



รูปที่ 3.6 รูปแบบการติดตั้งระบบและจุดเก็บตัวอย่างของระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ



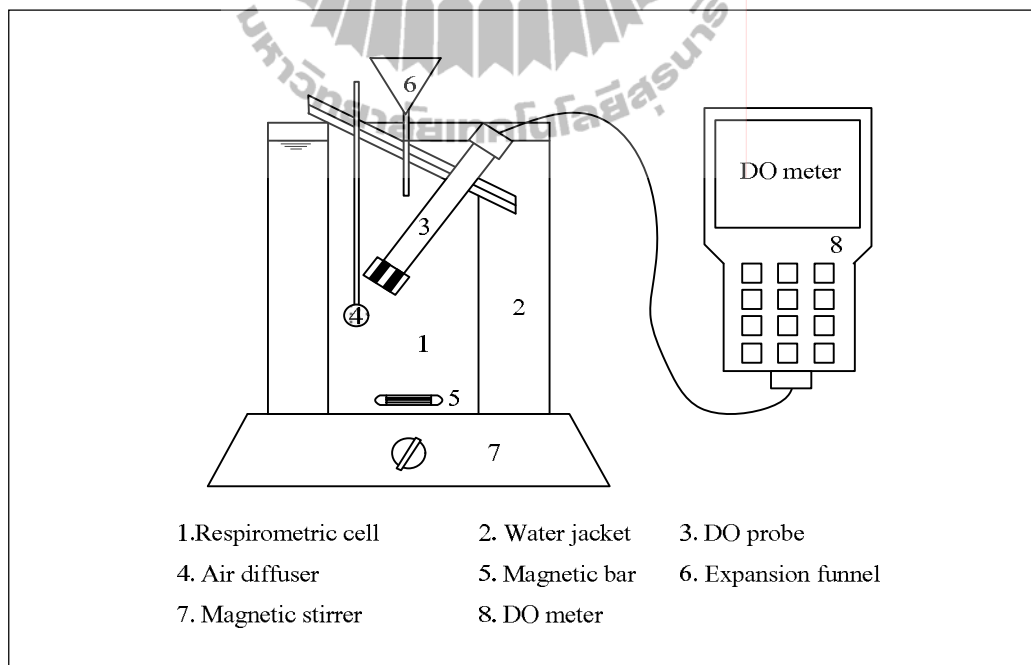
รูปที่ 3.7 ขั้นตอนการศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ

ตารางที่ 3.3 พารามิเตอร์ควบคุมในการศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ

พารามิเตอร์	ระบบใช้อากาศ	ระบบไม่ใช้อากาศ
อุณหภูมิ (°C)	ห้อง และ 55 ± 2	ห้อง และ 55 ± 2
พีเอช	7.0 ± 0.2	7.0 ± 0.2
อัตราการเติมอากาศ (ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที)	1.0 และ 0.5	-
ภาระบรรทุกของแข็ง (กิโลกรัมของแข็งระเหยต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน)	1.0 ± 0.25	ขึ้นอยู่กับน้ำตะกอนที่ ออกจากระบบแบบ ใช้อากาศ
อัตราไหล (ลิตรต่อวัน)	1.25	1.25
ระยะเวลาเก็บกัก (วัน)	8	8

3.6 การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

การหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์สามารถทำได้โดยการวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือ โอยูอาร์ (Oxygen Uptake Rate; OUR) ด้วยชุดการทดลองวัดการหายใจ ซึ่งประกอบด้วยหัวจุ่มวัดค่าออกซิเจนและเครื่องวัดปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่สามารถบันทึกข้อมูลได้แบบอัตโนมัติในทุกๆ ช่วงเวลา 5 นาที โดยโพรวัดค่าออกซิเจนละลายน้ำจะบรรจุอยู่ในเซลล์วัดการหายใจ (Respirometric cell) ซึ่งเป็นเซลล์รูปทรงกระบอกแบบปิดที่มีปริมาตรทั้งหมด 960 มิลลิลิตร ลักษณะของเซลล์วัดการหายใจจะทำให้เกิดความลาดเอียงเพื่อให้ฟองอากาศสามารถออกจากเซลล์วัดการหายใจได้โดยง่าย และทำให้พื้นที่ในการแลกเปลี่ยนออกซิเจนกับอากาศภายนอกลดลง เพื่อให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีความคงตัวมากขึ้น และทำการควบคุมอุณหภูมิให้คงที่ด้วยชุดหมวนเวียนน้ำและอ่างน้ำควบคุมอุณหภูมิ นอกจากนั้น ยังมีหัวฟุ้งเติมอากาศที่ต้องใช้ในการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องและแท่งแม่เหล็ก (Magnetic bar) ช่วยในการทำให้เกิดการกวนผสมอย่างสมบูรณ์ภายในเซลล์วัดการหายใจ และกรวยแก้วที่ใช้สำหรับการเติมซับสเตรดเข้าระบบและใช้สำหรับให้ฟองอากาศออกจากระบบช่วงการเติมอากาศระหว่างการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 3.8 (Patcharin Racho, 2009) โดยมีรายละเอียดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ใช้ในการศึกษา ดังตารางที่ 3.4



รูปที่ 3.8 ชุดการทดลองวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือ โอยูอาร์

ตารางที่ 3.4 พารามิเตอร์ควบคุมในการศึกษาอัตราการจับใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate)

พารามิเตอร์ที่ใช้	ค่า
พีเอช	7 ± 0.2
อุณหภูมิ ($^{\circ}\text{C}$)	30 ± 0.5
X_0 (มิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยต่อลิตร)	300
S_0 (มิลลิกรัมชีโอดีทั้งหมดต่อลิตร)	300 - 600
S_0/X_0 ratio (ต่อวัน)	1.0-2.0
สารละลาย Allylthio urea (มิลลิกรัมต่อลิตร)	10

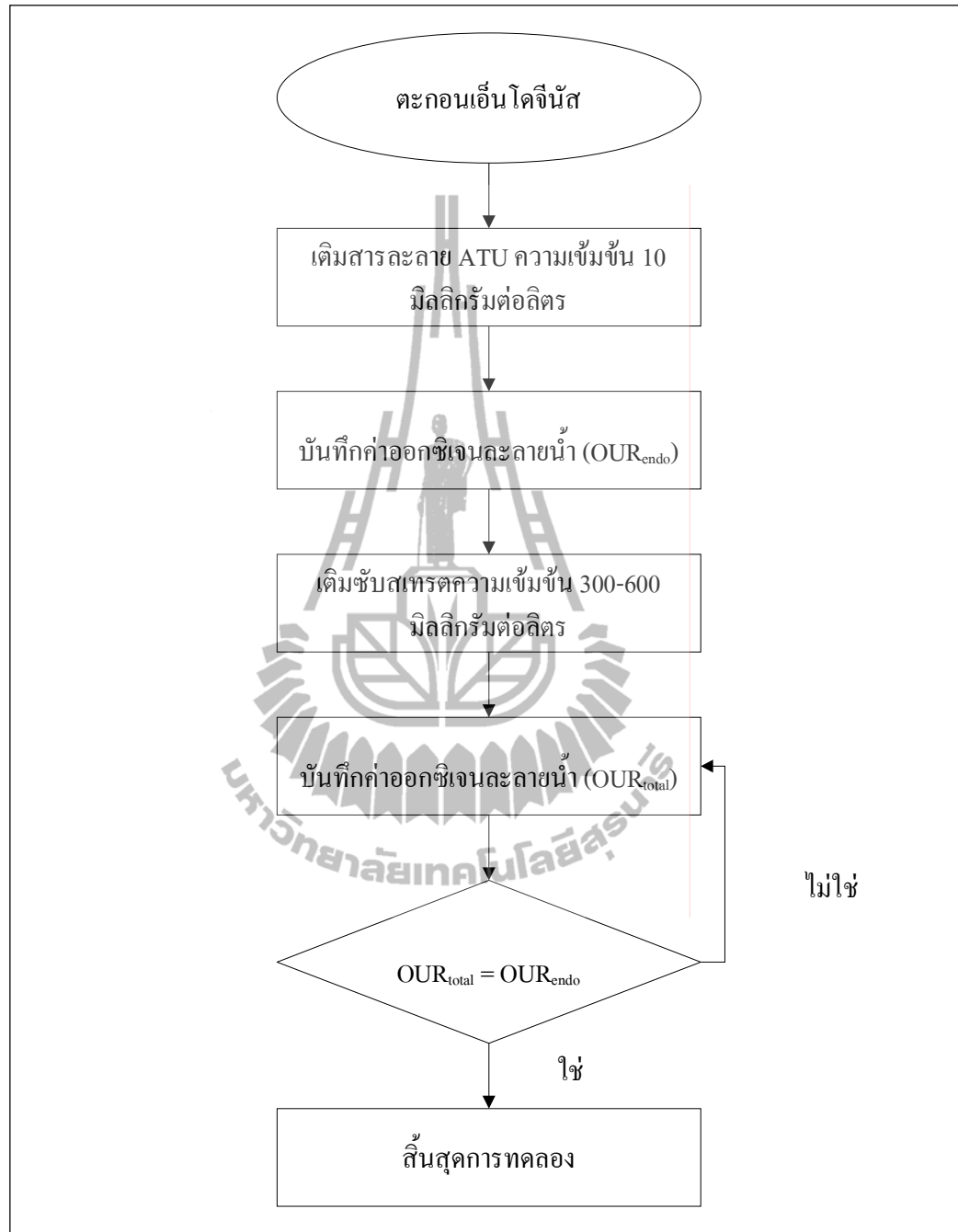
ในการทดลองวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจนหรือโอยูอาร์ด้วยวิธีวัดการหายใจ มีขั้นตอนดังแสดงในรูปที่ 3.9 ซึ่งประกอบด้วย (Spanjers and Vanrolleghem, 1995; Mathieu and Etienne, 2000; Patcharin Racho, 2009)

1) เติมตะกอนที่รู้ความเข้มข้น (X_0) เท่ากับ 300 มิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยต่อลิตร ลงในเซลล์วัดการหายใจ แล้วทำการเติมอากาศจนปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมีค่าเพิ่มมากขึ้นอยู่ในช่วงประมาณ 6-8 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งใช้เวลาไม่น้อยกว่า 2 ชั่วโมง แล้วจึงหยุดเติมอากาศ

2) เติมสารละลาย ATU (Allylthio urea) ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร (Reuschenbach, Pagga, and Strotmann, 2003) เพื่อยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ในระหว่างการทดลอง ดังนั้น อัตราการนำออกซิเจนไปใช้ในการหายใจของจุลินทรีย์ที่บันทึกค่าได้ในช่วงนี้เป็นค่า OUR_{endo}

3) เติมซับสเตรตที่รู้ความเข้มข้น (S) เพื่อให้ได้สัดส่วนปริมาณซับสเตรตต่อปริมาณจุลินทรีย์ (S/X) ในช่วง 1.0 - 2.0 ซึ่งทำให้ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำค่อยๆ ลดลงเนื่องจากแบคทีเรียแบบเฮเทอโรโทรฟิกนำออกซิเจนไปใช้ ทำให้เกิดการหายใจเอนโดจีนัส (Endogenous respiration) ขึ้นแล้วจึงบันทึกค่า OUR ในช่วงนี้ (OUR_{total})

4) บันทึกค่า จนกระทั่งค่า OUR_{total} มีค่าเท่ากับค่า OUR_{endo} จึงเสร็จสิ้นการทดลองที่สัดส่วน S/X นั้น แล้วจึงเริ่มทำการทดลองในสัดส่วน S/X อื่นต่อไป

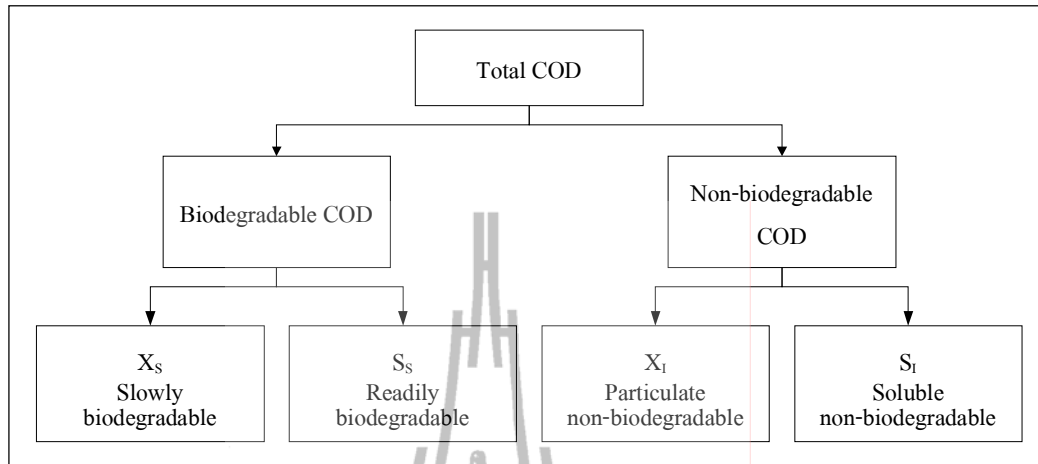


รูปที่ 3.9 ขั้นตอนการทดลองการวัดการหายใจ

หลังจากทำการทดลองเสร็จสิ้น นำชุดข้อมูลที่ได้จากการทดลองการวัดการหายใจ ไปทำการหาค่าอัตราการนำออกซิเจนไปใช้ เพื่อใช้ในการคำนวณหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ ได้แก่ ค่าอัตราการโตจำเพาะสูงสุด ($\mu_{\max}$) ค่าอัตราการใช้สารอาหาร (R_x) ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุลอัตราการโตจำเพาะมีค่า $1/2$ ของอัตราการโตจำเพาะสูงสุด (K_s) และค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Y) โดยใช้สมการทางจลนศาสตร์ของโมนอด (Pacharin Racho, 2009)

3.7 การศึกษาการแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์

การแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพสามารถแบ่งออกเป็น 2 สัดส่วนหลัก (ดังรูปที่ 3.10) ได้แก่ สารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ (Non-biodegradable) และสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ (Biodegradable) ซึ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปชีโอดีทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วน คือ อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปชีโอดีทั้งหมด (Non-biodegradable Particulate COD) และสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปชีโอดีทั้งหมด (Non-biodegradable Soluble) ส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพในรูปชีโอดีทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly Biodegradable COD) และสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว (Readily Biodegradable COD) ซึ่งขั้นตอนในการแบ่งสัดส่วนแต่ละชนิดออกจากกันสามารถทำได้ด้วยวิธีทางกายภาพ หรือวิธีทางชีวภาพ หรือทั้งสองวิธีร่วมกันได้ (Wentzel, Mbewe, Lakay, and Ekama, 1999; Boursier, Beline and Paul, 2005; Gatti, Garcia-Usach, Seco and Ferrer, 2010)



รูปที่ 3.10 แผนผังองค์ประกอบของสารอินทรีย์ในรูป COD

ในการศึกษาครั้งนี้จะทำการแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้วิธีทางชีวภาพ ด้วยวิธีกายภาพเคมี ซึ่งการแบ่งสัดส่วนด้วยวิธีนี้เป็นการแยกด้วยวิธีการกรอง โดยสามารถแยก สัดส่วนออกเป็น สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว (Readily biodegradable organic substrate: S_s) สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate: X_s) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter: S_i) และอนุภาค สารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter: X_i) จากการวิเคราะห์ค่าบีโอดี 20 วันของบีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำและซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำเพื่อนำข้อมูลที่ได้มาคำนวณดังสมการที่ 3.1 – 3.4 ตามลำดับ

$$S_s = \text{SBOD}_{20} \quad (3.1)$$

$$X_s = \text{TBOD}_{20} - \text{SBOD}_{20} \quad (3.2)$$

$$S_i = \text{SCOD} - \text{SBOD}_{20} \quad (3.3)$$

$$X_i = \text{TCOD} - \text{SCOD} - (\text{TBOD}_{20} - \text{SBOD}_{20}) \quad (3.4)$$

3.8 การเก็บตัวอย่างและวิธีการวิเคราะห์

การศึกษานี้ทดลองเดินระบบแบบต่อเนื่อง ตั้งแต่ สิงหาคม 2553 – สิงหาคม 2554 โดยแบ่งช่วงการศึกษาออกเป็น 3 ช่วง คือ ช่วงเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพตะกอน 120 วัน ช่วงเริ่มต้นการทดลอง 120 วัน และช่วงสถานะคงตัว 150 วัน ซึ่งทำการเก็บตัวอย่างใน 3 จุด คือ ตัวอย่างตะกอนดิบที่เข้าระบบ น้ำตะกอนที่ออกจากถังแบบใช้อากาศ และน้ำตะกอนที่ออกจากถังแบบไม่ใช้อากาศ โดยแบ่งออกเป็นพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์เพื่อควบคุมและดูแลสภาพทั่วไปของระบบในระหว่างดำเนินการทดลองที่วิเคราะห์ทุกวัน ได้แก่ ค่าพีเอช (pH) อุณหภูมิ (Temperature) ศักยภาพการให้และรับอิเล็กตรอน (Oxidation-Reduction Potential: ORP) ออกซิเจนละลาย (Dissolve oxygen: DO) ค่าสภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) และปริมาณก๊าซมีเทน (Methan production) และพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ได้แก่ ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand: COD) ปริมาณของแข็ง ได้แก่ ของแข็งทั้งหมด (Total solids) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids) ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total suspended solids) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile suspended solids) ที่เก็บตัวอย่างตะกอนส่วนเกินที่เข้าและออกจากระบบทุก 3 วัน เนื่องจากเป็นช่วงเวลาที่รูปแบบการกำจัดสารอินทรีย์มีความสอดคล้องกันและมีการเปลี่ยนแปลงน้อย (Zhiyi et al., 2008) และวิเคราะห์ค่าบีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำทุกเดือนเพื่อนำข้อมูลที่ได้นำไปวิเคราะห์หาสัดส่วนสารอินทรีย์ โดยแต่ละพารามิเตอร์ดังกล่าวข้างต้นสามารถวิเคราะห์ได้ด้วยวิธีการวิเคราะห์ดังแสดงในตารางที่ 3.5 ซึ่งอ้างอิงวิธีการวิเคราะห์ตาม APHA et al. (2005)

สำหรับการวัดปริมาตรก๊าซมีเทนด้วยวิธีการแทนที่ด้วยน้ำด้วยการเติมสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) ความเข้มข้นร้อยละ 5 ลงในถังเก็บก๊าซชีวภาพ เพื่อกำจัดก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H₂S) ที่ปนเปื้อนอยู่ในก๊าซชีวภาพ โดยเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของโซเดียมซัลไฟด์ ซึ่งเป็นรูปของเกลือที่ไม่ละลายน้ำดังสมการที่ 3.5 และดูดซับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ โดยเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของโซเดียมคาร์บอเนตดังสมการที่ 3.6 ซึ่งเป็นเทคนิคที่ทำให้คุณภาพของก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ Biogas yield เพิ่มขึ้นด้วย (Tippayawong and Thanompongchart, 2010)



แต่ในการศึกษานี้ไม่ได้ทำการเก็บตัวอย่างก๊าซมีเทนที่เก็บได้ไปวิเคราะห์หาสัดส่วนของก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นจริงด้วยวิธีก๊าซโครมาโทกราฟี (Gas Chromatography) เนื่องจากขาดอุปกรณ์ในการศึกษาจึงทำให้ไม่ทราบสัดส่วนที่แน่นอน อีกทั้งไม่ได้ทำการวิเคราะห์ปริมาณความเข้มข้นของสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ที่เติมลงในถังเก็บก๊าซ จึงไม่ทราบความเข้มข้นของสารละลายที่เปลี่ยนแปลงไปในขณะที่ทำการวัดปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้น ซึ่งอาจจะทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาระหว่างสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์กับก๊าซไฮโดรเจนซัลไฟด์และก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เกิดขึ้นได้ไม่สมบูรณ์ เนื่องจากความเข้มข้นของสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ลดลง จึงเป็นเหตุให้เกิดข้อผิดพลาดในงานวิจัยขึ้น แต่อย่างไรก็ตามการวัดปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นในงานวิจัยนี้ เป็นเพียงการวิเคราะห์เพื่อสนับสนุนผลการศึกษาราคาประมาณตะกอนส่วนเกินของระบบแบบไม่ใช้อากาศเท่านั้น ไม่ใช่วัตถุประสงค์หลักของงานวิจัย

ตารางที่ 3.5 วิธีการและเครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์พารามิเตอร์แต่ละชนิดในการวิจัย

พารามิเตอร์	วิธีการ / เครื่องมือวิเคราะห์	ความถี่ในการเก็บตัวอย่าง / วิเคราะห์
พีเอช	pH meter	ทุกวัน
อุณหภูมิ	Thermometer	
ศักย์ภาพการให้และรับอิเล็กตรอน	ORP probe meter	
ออกซิเจนละลาย	DO meter	
ปริมาณก๊าซชีวภาพ	Water displacement system	
สภาพความเป็นด่าง	Titration Method	ทุก 3 วัน
ซีโอดี (COD)		
- ซีโอดีในของแข็งแขวนลอย (Suspended solids COD) *	Modified Open Reflux Method	
- ซีโอดีละลายน้ำ (Soluble COD)	Close Reflux Method	
- ซีโอดีทั้งหมด (Total COD)	Close Reflux Method	ทุกเดือน
ปริมาณของแข็ง	Gravimetric method	
บีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำ **	OxiTop®-C	

หมายเหตุ * Yadvika, Yadav, Sreekrishnan, Satya, and Kohli, 2004

** Parcharin Racho, 200

3.9 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

นำข้อมูลที่ได้จากการเดินระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในช่วงสถานะคงตัวมาวิเคราะห์ทางสถิติ เพื่อหาค่าเฉลี่ยและส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานจากผลการศึกษา ดังนี้

1. ผลการศึกษาลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน
2. ผลการศึกษาอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินสำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ
3. ผลการศึกษารูปร่างอนุภาคสำหรับการควบคุมระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน
4. ผลการหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์
5. ผลการศึกษากการแบ่งแยกสัสดส่วนสารอินทรีย์

และเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี ของแ่งทั้งหมด และของแ่งระเหยง่ายที่ได้จากผลการศึกษาที่สภาวะอัตราการเติมอากาศและอุณหภูมิที่ทดลองแตกต่างกัน โดยนำข้อมูลมาวิเคราะห์ทางสถิติด้วยวิธี Paired-T Test ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95 ซึ่งแสดงผลการทดสอบดังตารางในภาคผนวก ง

บทที่ 4

ผลการศึกษาและการอภิปรายผล

เนื่องจากตะกอนส่วนเกินเป็นผลพลอยได้จากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ซึ่งมีค่าใช้จ่ายในการบำบัดและกำจัดตะกอนประมาณร้อยละ 60 ของค่าใช้จ่ายในการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย ก่อให้เกิดปัญหาด้านต้นทุนการผลิตในอุตสาหกรรมและส่งผลให้ค่าใช้จ่ายในการบำบัดเพิ่มขึ้นโดยไม่จำเป็น ซึ่งวิธีในการลดและปรับเสถียรตะกอนที่ได้รับความนิยมกันทั่วไปคือการย่อยแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ ซึ่งการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ เป็นระบบทั่วไปที่ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่ เพราะสามารถนำมีเทนมาใช้เป็นพลังงานหมุนเวียนในระบบบำบัดน้ำเสียได้อย่างคุ้มค่า แต่ระบบบำบัดน้ำเสียขนาดกลางและขนาดเล็กจะนิยมใช้ระบบย่อยแบบใช้อากาศมากกว่า เนื่องจากมีค่าใช้จ่ายต่ำ ต้องการพลังงานในการเดินระบบสูงและควบคุมระบบได้ง่าย (Liu, Zhu, and Li, 2011) ซึ่งระบบย่อยทางชีวภาพแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (55°C) สามารถกำจัดของแข็งทั้งหมดได้ร้อยละ 32.26 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 156 ชั่วโมง และอัตราการเติมอากาศสูงสุด (1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาทีก) (Ugwuanyi et al., 2005a; 2005b) และสามารถกำจัดปริมาณของแข็งระเหยง่ายเท่ากับร้อยละ 38.5 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 12 วัน และร้อยละ 41.2 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 15 วัน ที่อุณหภูมิ 61.5°C (Liu, Zhu, and Li, 2011) แต่อุณหภูมิจะส่งผลต่อปริมาณออกซิเจนในระบบบำบัด เนื่องจากข้อจำกัดในการละลายของออกซิเจนที่อุณหภูมิและปริมาณของแข็งสูง โดยเฉพาะระบบบำบัดที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก เนื่องจากแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกต้องการปริมาณออกซิเจนจำนวนมากในการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว นอกจากนี้ยังมีข้อจำกัดของอุปกรณ์ที่ใช้ ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบที่สูง ทั้งในด้านการเติมอากาศและต้องมีระบบป้องกันการระเหยของตัวมันเองเมื่อทำการเดินระบบที่อัตราการเติมอากาศสูง (Ugwuanyi et al., 2005a) ในขณะที่ระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสามารถลดของแข็งระเหยง่ายได้มากกว่าร้อยละ 50 และสามารถลดค่าซีโอดีได้ร้อยละ 42 ที่ระยะเวลา 15 วัน (Rubia et al., 2006) และที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกสามารถลดซีโอดีได้ร้อยละ 80 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 70 วัน (Zhiyi, Chaohai, and Xiufeng, 2008) เมื่อนำระบบแบบไม่ใช้อากาศมารวมกับใช้อากาศ สามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 56 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 27 วัน (Tomei et al., 2011a; 2011b) ดังนั้น จะเห็นได้ว่า อุณหภูมิและอัตราการเติมอากาศเป็นอินดิเคเตอร์ที่สำคัญต่อประสิทธิภาพในการลดปริมาณตะกอนและส่งผลต่อความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอน ดังนั้นเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการ

บำบัดตะกอนของระบบชีวภาพแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ จึงต้องพิจารณาอิทธิพลของอุณหภูมิและอัตราการเติมอากาศต่อประสิทธิภาพในการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินด้วยระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ โดยเปรียบเทียบที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ($55 \pm 2^{\circ}\text{C}$) ที่ระดับอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ในชุดการทดลองที่ประกอบด้วยถังปฏิริยาอุณหภูมิห้อง และถังปฏิริยาอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ($55 \pm 2^{\circ}\text{C}$) ปริมาตร 10 ลิตร จำนวน 6 ถังสำหรับระบบแบบใช้อากาศ ซึ่งมีอัตราการเติมอากาศ ได้แก่ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ และถังปฏิริยาแบบไม่ใช้อากาศจำนวน 4 ถังที่รับน้ำตะกอนซึ่งออกจากระบบแบบใช้อากาศที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ทั้งที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก เนื่องจากมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์มากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ และทำการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักทั้งหมด 16 วัน โดยมีระยะเวลาเก็บกักในระบบแบบใช้อากาศ 8 วัน และระบบแบบไม่ใช้อากาศ 8 วัน ตามลำดับ

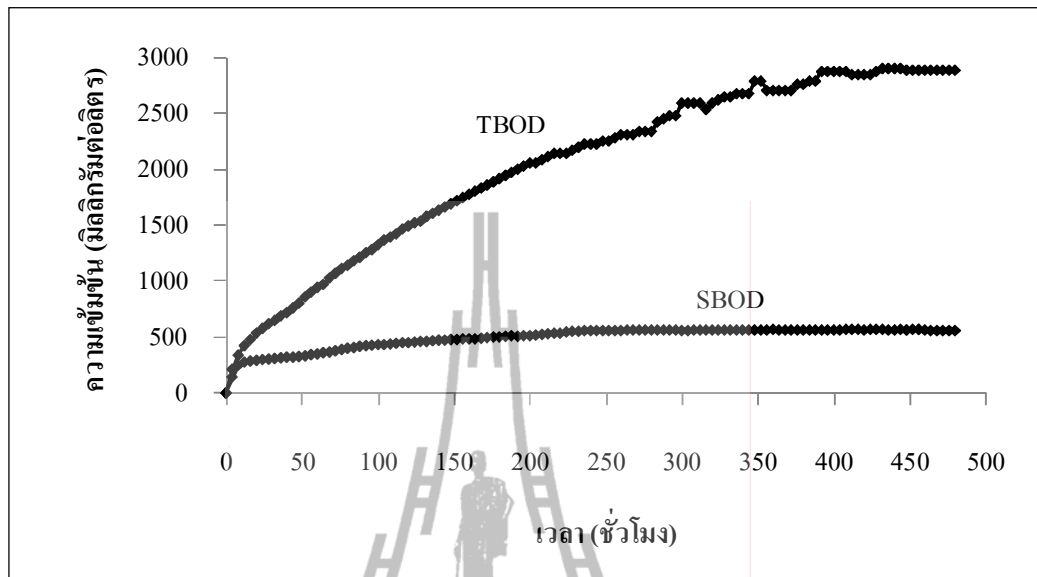
4.1 ลักษณะสมบัติของตะกอน

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียเป็นของเสียที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ โดยทั่วไปจะประกอบด้วยปริมาณของแข็งทั้งหมดประมาณร้อยละ 0.5-1 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดประมาณร้อยละ 60-80 โดยน้ำหนักแห้ง (Qasim, 1999) หรือปริมาณของแข็งทั้งหมดประมาณร้อยละ 0.8-1.2 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายประมาณร้อยละ 59-88 ของปริมาณของแข็งทั้งหมด (Metcalf and Eddy, 2004) โดยทั่วไปแล้วปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดในตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียจะถือว่าเป็นสารอินทรีย์ทั้งหมด แต่จะสามารถถูกย่อยสลายด้วยระบบชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศประมาณร้อยละ 30-50 โดยขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนที่นำมาย่อยและองค์ประกอบเริ่มต้นของตะกอน (Rio et al., 2011) ซึ่งผลการศึกษาลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกินสรุปได้ดังตารางที่ 4.1 พบว่า ตะกอนที่ทำการศึกษามีค่าของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดอยู่ในช่วงใกล้เคียงกับการศึกษาของ Song et al. (2010) ซึ่งมีความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์อยู่ในช่วง 5,500 – 12,700 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขณะที่การศึกษานี้มีค่าของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดอยู่ในช่วง $9,317 \pm 550$ มิลลิกรัมต่อลิตร และตะกอนที่ทำการศึกษามีองค์ประกอบสารอินทรีย์ในรูปอัตราส่วนของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมด (VS/TS) เท่ากับ 0.90 ซึ่งใกล้เคียงกับค่าทางทฤษฎี แต่จากการศึกษาของ Chang et al. (2011) พบว่าตะกอนผสมระหว่างตะกอนขั้นแรกกับขั้นสองมีองค์ประกอบสารอินทรีย์ในรูปอัตราส่วนของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมดอยู่ในช่วง

0.6 – 0.65 และมีสารอินทรีย์มากกว่าสารอนินทรีย์ประมาณร้อยละ 70 ส่วนในตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (WAS) มีองค์ประกอบสารอินทรีย์ในรูปสัดส่วน VS/TS อยู่ในช่วง 0.4 – 0.5 (Tomei et al., 2011b) เมื่อพิจารณาจากสัดส่วน BOD/COD ที่ใช้เป็นดัชนีในการประเมินความสามารถการย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพ หากมีสัดส่วน BOD/COD มากกว่า 0.45 บ่งชี้ว่าสารอินทรีย์ชนิดนั้นสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดีมาก และหากสัดส่วน BOD/COD มีค่าเท่ากับ 0.45 แสดงว่าสารอินทรีย์ชนิดนั้นสามารถย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้ดี และหากสารอินทรีย์มีสัดส่วน BOD/COD อยู่ในช่วง 0.2-0.3 แสดงว่ามีความสามารถในการย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้ต่ำ แต่หากมีสัดส่วน BOD/COD น้อยกว่า 0.2 แสดงว่าสารอินทรีย์ชนิดนั้นไม่เหมาะสมต่อการย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพ (Patcharin Rachon, 2009) โดยจากผลการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของตะกอนที่ทำการศึกษา พบว่า ตะกอนส่วนเกินที่นำมาทำการศึกษามีถึงแม้จะเป็นตะกอนส่วนเกินที่มีสัดส่วนสารอินทรีย์สูงประมาณร้อยละ 90 ของของแข็งทั้งหมดในตะกอน แต่สารอินทรีย์เหล่านั้นจัดเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้น้อย เนื่องจากมีสัดส่วน TBOD/TCOD ประมาณ 0.27 ซึ่งมีรูปแบบความเข้มข้นของบีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำในตะกอนดิบระหว่างระยะเวลา 20 วัน ดังรูปที่ 4.1 โดยจะเห็นว่า สัดส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปบีโอดีมีค่าน้อยมากเมื่อเทียบกับสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปบีโอดีทั้งหมด โดยมีสัดส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำคิดเป็นค่าประมาณร้อยละ 25 ของค่าสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปบีโอดีทั้งหมด ดังนั้น จึงสรุปได้ว่า ตะกอนส่วนเกินที่นำมาทำการศึกษาเป็นตะกอนส่วนเกินที่มีสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบหลัก แต่เป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้น้อย และอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ที่เป็นของแข็งมากกว่าสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย จึงจัดเป็นตะกอนส่วนเกินที่ย่อยสลายได้ยากด้วยวิธีทางชีวภาพ และเป็นตะกอนส่วนเกินที่มีสมบัติสูง โดยเมื่อพิจารณาสัดส่วนซีโอดีต่อปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (COD/VSS) ดังตารางที่ 4.1 ซึ่งมีค่าเท่ากับ 1.25 ใกล้เคียงกับค่าที่ได้จากการศึกษาของ Ekama, Sotemann, and Wentzel, (2007) ที่มีค่า COD/VSS เท่ากับ 1.513

ตารางที่ 4.1 ลักษณะสมบัติของตะกอนดิบจากระบบบำบัดน้ำเสีย

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่า
พีเอช	-	7.05±0.06
ซีไอดีทั้งหมด (TCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	10,880±657
ซีไอดีละลายน้ำ (SCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	530±56
บีไอดีทั้งหมด (TBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	2,174±626
บีไอดีละลายน้ำ (SBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	544±92
ของแข็งทั้งหมด (TS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	10,372±507
ของแข็งระเหยง่าย (VS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	9,317±550
ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (TSS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	9,699±622
ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (VSS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	8,693±647
แอมโมเนียไนโตรเจน (NH_4^+-N)	มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร	78±21
TBOD/TCOD	-	0.27
SCOD/TCOD	-	0.05
SBOD/SCOD	-	0.76
VS/TS	-	0.90
COD/VSS	-	1.25



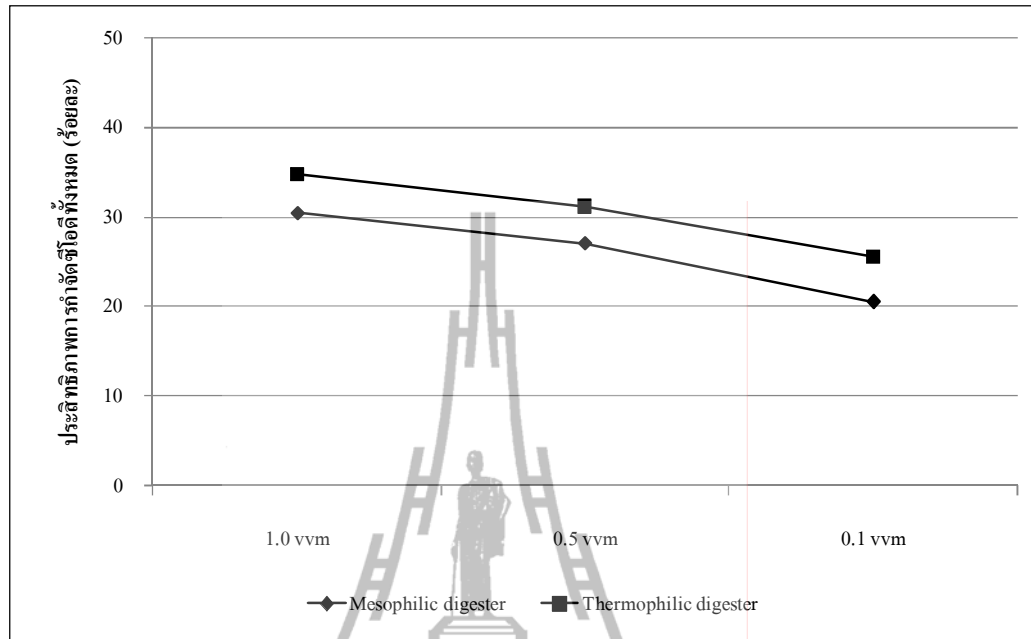
รูปที่ 4.1 ความเข้มข้นของบีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำในตะกอนดิบ

4.2 ผลของอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินสำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

1) ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี

ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ซึ่งมีระดับอัตราการเติมอากาศเท่ากับ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ แสดงดังรูปที่ 4.2 โดยเมื่อพิจารณาจากประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดของดังปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง พบว่า ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ มีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 30.46 และที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ มีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 27.05 และ 20.50 ตามลำดับ เมื่อทดสอบระดับความสำคัญทางสถิติด้วยวิธี t-test ซึ่งตั้งสมมติฐานไว้ที่ระดับความเชื่อมั่น 0.05 แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ มีค่ามากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าเท่ากับร้อยละ 34.76 31.16 และ 25.50 ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ตามลำดับ และ

เมื่อทดสอบความสำคัญทางสถิติ พบว่าให้ผลการทดสอบออกมาในลักษณะเช่นเดียวกับของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดที่อัตราการเดิมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่ออนาที มากกว่าที่อัตราการเดิมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่ออนาที อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ดังนั้นจะเห็นว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดมีค่าลดลง เมื่ออัตราการเดิมอากาศมีค่าลดลง เนื่องจากแบคทีเรียแบบใช้อากาศมีปริมาณออกซิเจนสำหรับการหายใจไม่เพียงพอต่อการนำไปใช้ในระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มาเกาะติดที่ผนังเซลล์เพื่อเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของสาร โมเลกุลเล็กที่จะสามารถซึมผ่านเข้าไปในเซลล์ของจุลินทรีย์ได้ จึงทำให้มีปริมาณสารอินทรีย์ที่ออกจากระบบมีมากกว่าที่อัตราการเดิมอากาศสูงกว่า (Filali-Meknassi, Tyagi, and Narasiah, 2000) นอกจากนี้ จากรูปที่ 4.2 เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่มีอัตราการเดิมอากาศเดียวกัน พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติจากการทดสอบระดับความสำคัญซึ่งตั้งสมมติฐานที่ระดับความเชื่อมั่น 0.05 ในลักษณะเดียวกันจากการศึกษาที่ผ่านมา ซึ่งได้ทำการทดลองที่อุณหภูมิ 25-30°C สามารถกำจัดซีโอดีทั้งหมดได้ร้อยละ 29 แต่เมื่อเพิ่มอุณหภูมิการทดลองเป็น 60-65°C พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดมีค่าเพิ่มมากขึ้น โดยสามารถกำจัดซีโอดีทั้งหมดได้ร้อยละ 47 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 9 วัน (Chang et al., 2011)



รูปที่ 4.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศ
ที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก

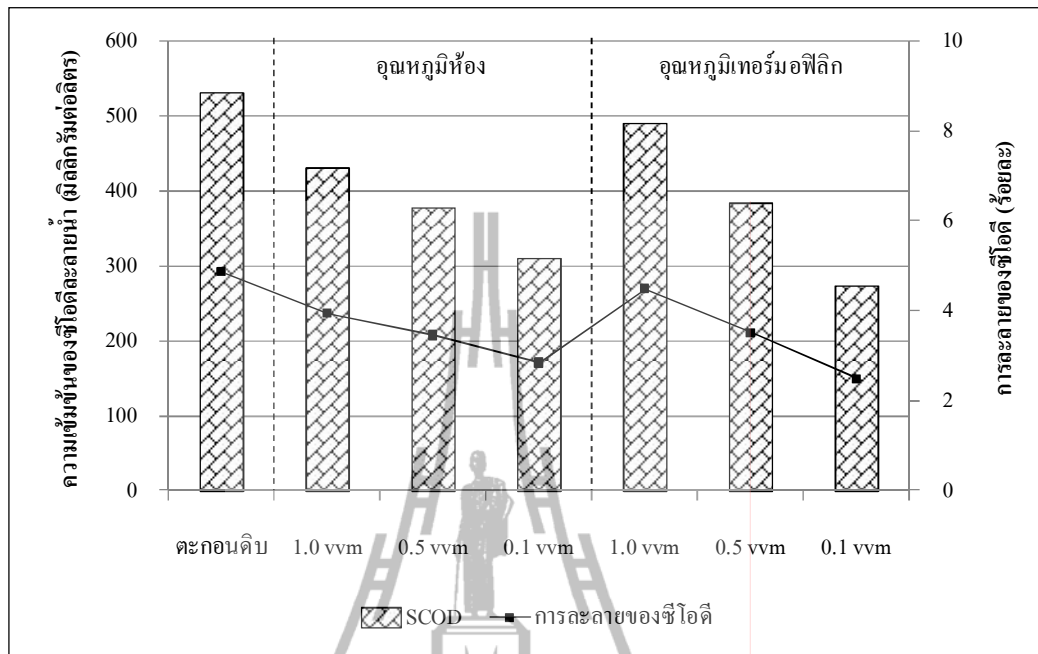
นอกจากนี้ จากผลการวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของตะกอนที่ออกจากถังปฏิกริยาดังตารางที่ 4.2 พบว่า ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนที่ออกจากถังปฏิกริยาแบบใช้อากาศอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าค่าแอมโมเนียไนโตรเจนที่ออกจากถังปฏิกริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง ซึ่งการที่ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิในการบำบัดเพิ่มขึ้น อาจเกิดจากการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันที่มีอัตราการเกิดเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นหรือเกิดจากการเกิดกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification process) ทำให้เกิดการละลายของตะกอน (Sludge solubilization) เป็นผลให้สารประกอบไนโตรเจนถูกปล่อยออกมา ซึ่งสารประกอบไนโตรเจนส่วนมากจะเป็นสารที่ถูกปล่อยออกมาจากภายในเซลล์ (Intracellular matter released) โดยการสลายตัวของเซลล์ที่เป็นการเปลี่ยนรูปทางชีวภาพเคมี และสุดท้ายจะถูกกำจัดจนหมดไปภายใต้สภาวะที่เหมาะสม แต่อย่างไรก็ตาม หากเกิดสภาวะที่ไม่เหมาะสมขึ้น จะทำให้สารประกอบไนโตรเจนที่ถูกปล่อยออกมาเกิดการสะสมภายในระบบ ซึ่งสามารถพบได้ในกรณีที่มีเอนไซม์โปรตีเอสจากการไฮโดรไลซิสโปรตีนที่เกิดจากการย่อยสลายตัวเซลล์เองสูง ซึ่งการย่อยสลายหรือการแตกตัวของเซลล์อาจเกิดได้จากการเปลี่ยนสภาพแวดล้อมของจุลินทรีย์ โดยทำการสลับระหว่างสภาวะแวดล้อมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ เช่น การเปลี่ยนสภาพแวดล้อมในการ

เจริญเติบโตของจุลินทรีย์ให้เป็นแบบใช้อากาศเท่านั้น (Obligate aerobic) และแบบสภาวะที่ จุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศเกือบจะไม่สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ ซึ่งจะส่งผลให้เกิดการการละลาย (Solubilization) ขึ้นในเซลล์ภายใต้การสลับสภาพแวดล้อมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ การแตก ตัวของเซลล์จะเกิดขึ้นหลังจากที่จุลินทรีย์ตาย ทำให้อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Non-biodegradable endogeneous particulates) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly biodegradable particulates) เพิ่มขึ้น ซึ่งอนุภาคสารอินทรีย์ทั้งสองชนิด (Non/Slowly biodegradable organic substance) เกิดจากการละลายของตะกอน (Solubilized sludge) โดยการ ไฮโดรไลซิสให้กลายเป็น ซับสเตรตละลายน้ำที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย (Easily degradable soluble substrate) ที่แบคทีเรียสามารถนำไปใช้เป็นซับสเตรตในการเจริญเติบโต และใช้เป็นตัวให้ โปรตรอนสำหรับกระบวนการ ดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งจะสัมพันธ์กับการลดลงของปริมาณตะกอน (Jung, Miyanaga, Tanji, and Unno, 2004) ดังนั้นจึงเห็นได้ว่าค่าแอมโมเนียในโตรเจนที่อุณหภูมิ เทอร์มอฟิลิกและอัตราเติมอากาศ 1.0 0.5 มีค่ามากกว่าที่ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อ นาที่ มีค่าแอมโมเนียในโตรเจนเท่ากับ 157 158 และ 122 มิลลิกรัมในโตรเจนต่อลิตร ตามลำดับ เนื่องจากเมื่อมีปริมาณออกซิเจนเพียงพอทำให้แบคทีเรียแบบใช้อากาศไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ ภายนอกเซลล์ได้มากขึ้นส่งผลให้ค่าแอมโมเนียในโตรเจนเพิ่มขึ้นและที่อุณหภูมิสูงทำให้ กระบวนการไนทริฟิเคชันถูกยับยั้งจึงทำให้เกิดการสะสมของค่าแอมโมเนียในโตรเจนขึ้น ส่วน กรณีที่แอมโมเนียในโตรเจนลดลงที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อ นาที่ อาจจะเป็นผลมาจากการเกิดการปล่อยแอมโมเนีย (ammonia stripping) เนื่องจากถึงปฏิกิริยา TAE3 มีค่า pH มากกว่าถึงปฏิกิริยาอื่นและอาจจะเกิดเนื่องจากการเกิดกระบวนการไนทริฟิเคชันและ ดีไนทริฟิเคชันที่ไม่สมบูรณ์ ในขณะที่ค่าแอมโมเนียในโตรเจนของระบบแบบใช้อากาศที่ อุณหภูมิห้องมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 125 126 และ 135 มิลลิกรัมในโตรเจนต่อลิตร ที่อัตราการเติม อากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ตามลำดับ พบว่า ค่าแอมโมเนีย ในโตรเจนที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ มีค่ามากกว่าที่ อัตราการเติมอากาศอื่น เนื่องจากในกรณีที่ปริมาณแอมโมเนียในโตรเจนที่ไม่เพียงพอ แบคทีเรีย ไนตริฟายด์จะลดรูปไนเตรตไปเป็นแอมโมเนียในโตรเจนก่อนจะถูกจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ นำไปใช้ในการสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์ใหม่ แต่เนื่องจากเกิดกระบวนการไนทริฟิเคชันที่ไม่ สมบูรณ์จึงทำให้เกิดการสะสมของแอมโมเนียในโตรเจนขึ้น (Liu, Zhu, Li, and Yuan, 2011)

ตารางที่ 4.2 ลักษณะสมบัติตะกอนที่ออกจากถังปฏิกริยาแบบใช้อากาศอุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก

พารามิเตอร์	หน่วย	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3
ชีโอดีทั้งหมด	มิลลิกรัมต่อลิตร	10,880	7,555	7,926	8,638	7,089	7,480	8,094
ชีโอดีละลายน้ำ	มิลลิกรัมต่อลิตร	530	430	375	309	488	382	271
ของแข็งทั้งหมด	มิลลิกรัมต่อลิตร	10,372	7,441	7,785	8,329	6,931	7,647	7,920
ของแข็งระเหยง่าย	มิลลิกรัมต่อลิตร	9,317	5,969	5,967	6,973	5,252	5,437	6,616
บีโอดีทั้งหมด	มิลลิกรัมต่อลิตร	2,174	1,591	1,299	1,130	960	845	607
บีโอดีละลายน้ำ	มิลลิกรัมต่อลิตร	544	102	118	102	76	90	127
แอมโมเนียไนโตรเจน	มิลลิกรัม N ต่อลิตร	78	125	126	135	157	158	122
TBOD/TCOD	-	0.27	0.21	0.16	0.13	0.14	0.11	0.07
SCOD/TCOD	-	0.05	0.06	0.05	0.04	0.07	0.05	0.03
SBOD/SCOD	-	0.76	0.24	0.32	0.33	0.16	0.24	0.47
VS/TS	-	0.90	0.80	0.77	0.84	0.76	0.71	0.84

เมื่อพิจารณาค่าการละลายของซีโอดี ดังรูปที่ 4.3 ซึ่งแสดงถึงความสัมพันธ์ของ ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) กับค่าซีโอดีทั้งหมดที่เข้าระบบแบบใช้อากาศ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าเมื่ออัตราการเติมอากาศลดลงจาก 1.0 เป็น 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ปริมาณ ซีโอดีละลายน้ำที่ออกจากถังปฏิกริยามีค่าลดลงในรูปแบบเดียวกัน โดยระบบแบบใช้อากาศที่ อุณหภูมิห้องมีค่าซีโอดีละลายน้ำเท่ากับ 430 376 และ 309 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ตามลำดับ และระบบแบบใช้อากาศที่ อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าซีโอดีละลายน้ำเท่ากับ 488 382 และ 271 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ตามลำดับ ซึ่งจากข้อมูลที่ได้จะ เห็นว่าค่าซีโอดีละลายน้ำมีค่าน้อยสุดที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอน ต่อวันที่ เป็นผลมาจากการเกิดสภาวะที่จุลินทรีย์มีอัตราการหายใจมากกว่าอัตราการ ไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ในระหว่างการย่อยสลาย ซึ่งทำให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ไปเป็น ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เพิ่มขึ้น เป็นเหตุให้ปริมาณคาร์บอนในสารอินทรีย์หายไป ทำให้สูญเสีย แหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน จึงอาจจะเป็นเหตุให้ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นจากระบบบำบัด ทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศมีค่าลดลง หากจะนำตะกอนที่ผ่านการย่อยแบบใช้อากาศไปทำการย่อย ต่อด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศ (Charles et al., 2009) นอกจากอัตราการเติมอากาศและอุณหภูมิจะ ส่งผลต่อการละลายของซีโอดีแล้ว ระยะเวลาการย่อยสลายเป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่ส่งผลกระทบต่อค่า การละลายของซีโอดีเช่นเดียวกัน โดย Nges and Liu (2009) ได้พบว่า เมื่อเพิ่มระยะเวลาในการย่อย จาก 1-3 วัน ทำให้ค่าการละลายของซีโอดีมีค่ามากขึ้นในลักษณะเดียวกัน

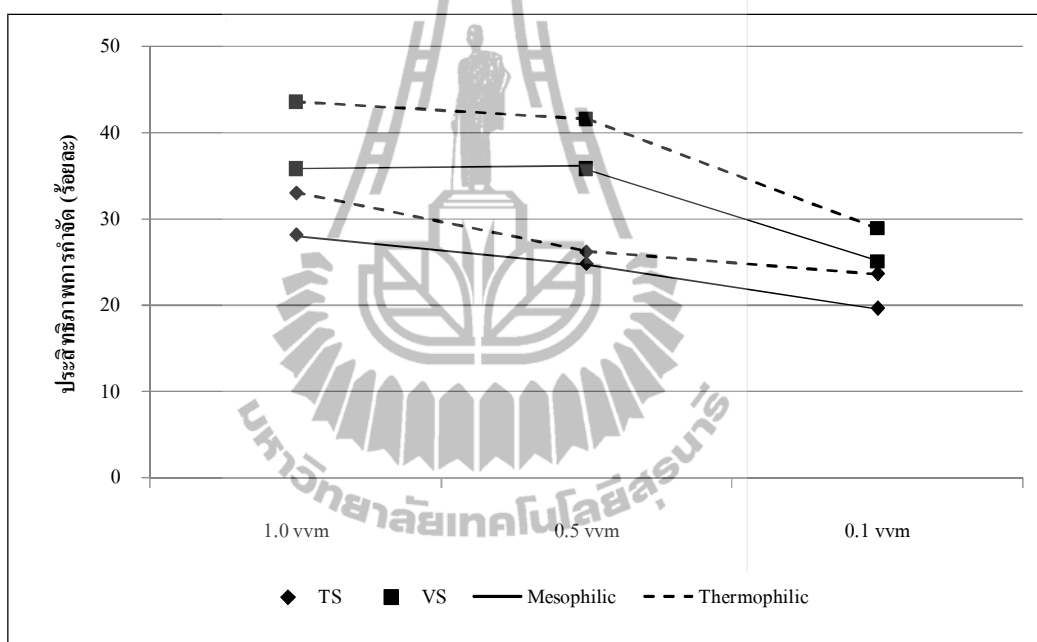


รูปที่ 4.3 ค่าซีไอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอสติก

2) ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่าย

จากผลที่ได้แสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ของประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี ของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายในระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอสติกที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ได้ดังรูปที่ 4.4 พบว่าระบบแบบใช้อากาศที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ สามารถกำจัดของแข็งทั้งหมดได้เท่ากับร้อยละ 28.20, 24.83 และ 19.57 ที่อุณหภูมิห้องตามลำดับ และสามารถกำจัดของแข็งทั้งหมดได้เท่ากับร้อยละ 33.01, 26.18 และ 23.57 ที่อุณหภูมิเทอร์มอสติก ตามลำดับ เมื่อทำการทดสอบระดับความสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 0.05 ของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องกับอุณหภูมิเทอร์มอสติกที่มีอัตราการเติมอากาศเท่ากัน แสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอสติกมีค่าสูงกว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และเมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศที่อัตราการเติมอากาศเดียวกันของอุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอสติก แสดงผลการทดสอบออกมาในลักษณะเดียวกัน โดยที่ระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอสติก

และอัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ สามารถกำจัดของแข็งทั้งหมดได้มากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ส่วนระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องให้ผลที่สอดคล้องกัน และจากการศึกษาที่ผ่านมาของ Ugwuanyi et al. (2005b) ซึ่งพบว่า ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ สามารถลดปริมาณของแข็งทั้งหมดได้เท่ากับร้อยละ 32.26 และที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ สามารถกำจัดของแข็งทั้งหมดได้เท่ากับร้อยละ 18.05 ตามลำดับ ซึ่งให้ผลการทดลองที่สอดคล้องกัน



รูปที่ 4.4 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ดังรูปที่ 4.4 พบว่าสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้เท่ากับร้อยละ 35.76 35.76 และ 25.01 ที่อุณหภูมิห้องตามลำดับ และสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้เท่ากับร้อยละ 43.45, 41.48 และ 28.85 ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องที่มีระดับอัตราการเติมอากาศเท่ากันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติที่ระดับความเชื่อมั่น 0.05 และหากเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ มีค่ามากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ แต่มีค่าไม่แตกต่างกันกับที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ แต่ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ให้ผลการวิเคราะห์ทางสถิติที่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ มีค่าสูงกว่าระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ โดยจากผลที่ได้จะเห็นว่าระบบแบบใช้อากาศที่มีอัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ สามารถกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายได้น้อยกว่าระบบแบบใช้อากาศที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ทั้งที่สภาวะอุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก โดยสาเหตุที่ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายมีค่าลดลงเมื่ออัตราการเติมอากาศลดลง และมีค่าน้อยสุดที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ เนื่องจากที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ มีปริมาณชีโอดีสลายน้ำน้อยกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ และมีค่าการละลายของชีโอดีต่ำกว่า จึงทำให้มีปริมาณสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายที่ไม่เพียงพอต่อการนำไปใช้อยู่สลายของแข็งสำหรับแบคทีเรียเมโซฟิลิกและแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกจึงทำให้การย่อยสลายของแข็งถูกจำกัด

4.3 ผลของอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน

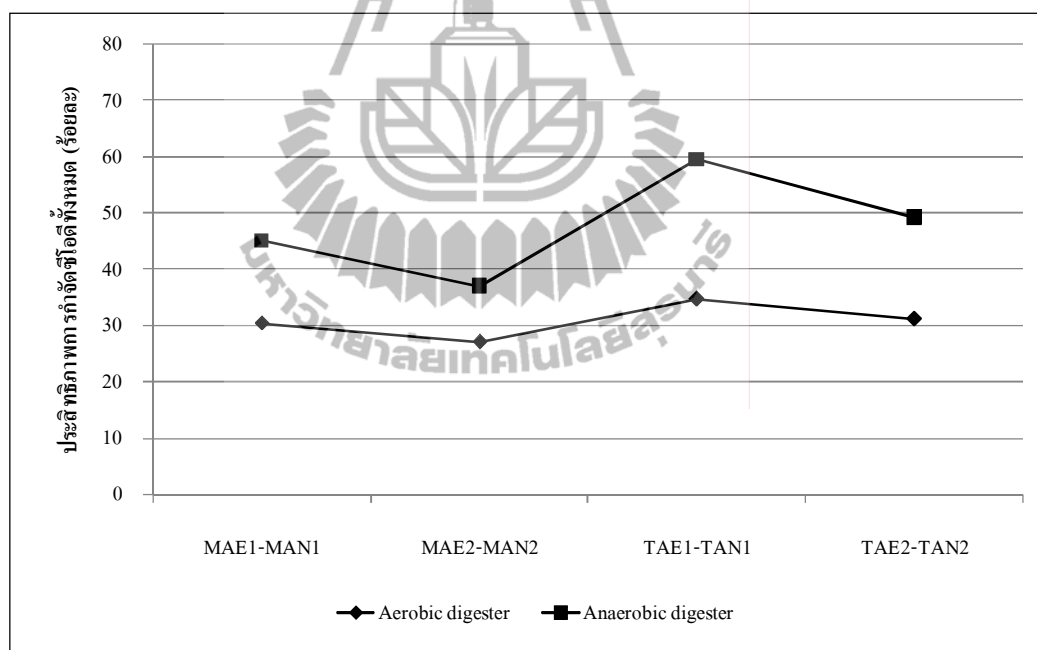
1) ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

เนื่องจากตะกอนประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่สามารถละลายน้ำได้และไม่สามารถละลายน้ำได้ ซึ่งส่วนใหญ่อยู่ในลักษณะของสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถละลายน้ำได้ (Salsabil et al., 2009) โดยสามารถวัดได้ในรูปของซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำเข้าระบบดังตารางที่ 4.3 ซึ่งในการศึกษานี้มีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 10,880 มิลลิกรัมต่อลิตรและ 530 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ซึ่งคิดเป็นสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีทั้งหมด (SCOD/TCOD) เท่ากับ 0.05 แสดงให้เห็นว่าองค์ประกอบสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ในตะกอนอยู่ในลักษณะของของแข็งเช่นเดียวกับในตะกอนหลายชนิดจากงานวิจัยที่ผ่านมา เช่น สัดส่วน SCOD/TCOD ในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (Waste activated sludge) ซึ่งมีค่าสัดส่วน SCOD/TCOD ใกล้เคียงกับการศึกษานี้โดยมีค่าอยู่ในช่วง 0.0043 – 0.05 (Wang, Qiu, Lu, and Ying, 2010; Xu et al., 2010) และตะกอนที่ผ่านการรีดน้ำออกแล้ว (Dewater sewage sludge) จึงทำให้ค่าสัดส่วน SCOD/TCOD ลดลง โดยมีค่าสัดส่วน SCOD/TCOD เท่ากับ 0.023 (Nges, and Liu, 2009) และในเมื่ตะกอนแอโรบิก (Aerobic granular sludge) มีค่าสัดส่วน SCOD/TCOD อยู่ในช่วง 0.04 – 0.22 (Rio et al., 2011) และในตัวอย่างตะกอนผสมระหว่างตะกอนขั้นต้น (Primary sludge) กับตะกอนขั้นสอง (Secondary sludge) มีค่าสัดส่วน SCOD/TCOD มีค่าอยู่ในช่วง 0.0068 – 0.095 (Chang et al., 2011) โดยมีลักษณะสมบัติที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพเพียงร้อยละ 30-50 ของค่าซีโอดีทั้งหมด (TCOD) (Dumas et al., 2010) จึงส่งผลให้การย่อยสลายตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพต้องใช้ระยะเวลาในการเก็บกักนาน เนื่องจากขั้นตอนการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ถูกจำกัด ดังนั้นการศึกษานี้จึงนำการย่อยสลายแบบใช้อากาศกับแบบไม่ใช้อากาศมาประยุกต์ใช้ร่วมกันเพื่อลดปริมาณตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากการย่อยแบบใช้อากาศใช้ระยะเวลาในการเก็บกักน้อยเพียง 3-9 วัน และมีขั้นตอนการจัดการที่ง่ายและไม่ซับซ้อน และได้ของแข็งชีวภาพ (biosolids) ที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ทางการเกษตรได้ แต่มีปริมาณตะกอนมาก และต้องใช้พลังงานในการบำบัดสูง ในขณะที่การย่อยแบบไม่ใช้อากาศต้องใช้ระยะเวลาเก็บกักนานกว่า 10-20 วันและมีขั้นตอนการจัดการที่ซับซ้อน แต่จะได้พลังงานหมุนเวียนและมีปริมาณตะกอนที่ออกจากระบบน้อยกว่า (Tomei et al., 2011b)

ตารางที่ 4.3 ลักษณะสมบัติตะกอนที่ออกจากถังปฏิกริยาแบบไม่ใช้อากาศอุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก

พารามิเตอร์	หน่วย	ตะกอนดิบ	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
ชีโอดีทั้งหมด	มิลลิกรัมต่อลิตร	10,880	6,450	7,136	5,332	6,127
ชีโอดีละลายน้ำ	มิลลิกรัมต่อลิตร	530	536	471	747	652
ของแข็งทั้งหมด	มิลลิกรัมต่อลิตร	10,372	6,445	6,997	5,717	6,706
ของแข็งระเหยง่าย	มิลลิกรัมต่อลิตร	9,317	5,068	5,187	3,785	4,329
บีโอดีทั้งหมด	มิลลิกรัมต่อลิตร	2,174	1,216	1,002	586	438
บีโอดีละลายน้ำ	มิลลิกรัมต่อลิตร	544	169	135	118	106
แอมโมเนียไนโตรเจน	มิลลิกรัม N ต่อลิตร	78	175	166	253	242
TBOD/TCOD	-	0.27	0.19	0.14	0.11	0.07
SCOD/TCOD	-	0.05	0.08	0.07	0.14	0.11
SBOD/SCOD	-	0.76	0.32	0.29	0.16	0.16
VS/TS	-	0.90	0.79	0.74	0.66	0.65

จากผลการศึกษาดังตารางที่ 4.3 พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูป ซีไอดี บีไอดี ของแ่งทั้งหมด และของแ่งระเหยง่าย มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นเมื่อทำการย่อยด้วย ระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ โดยเมื่อพิจารณาจากผลการวิเคราะห์ค่าซีไอดีทั้งหมดใน ตะกอนที่ออกจากระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก จะเห็นว่าค่าซีไอดีทั้งหมด (TCOD) ในตะกอนที่ผ่านการย่อยแล้วด้วยระบบร่วมแบบใช้อากาศกับ ไม่ใช้อากาศมีค่าอยู่ในช่วง 6,450 และ 7,136 มิลลิกรัมต่อลิตร ในตะกอนที่ออกจากระบบร่วม ระหว่างแบบใช้อากาศกับแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง และมีค่าอยู่ในช่วง 5,332 และ 6,127 มิลลิกรัมต่อลิตร ในตะกอนที่ออกจากระบบร่วมระหว่างแบบใช้อากาศกับแบบไม่ใช้อากาศที่ อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีทั้งหมดของระบบร่วมแบบใช้อากาศกับ ไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกดังเช่นผลการศึกษารูปที่ 4.5



รูปที่ 4.5 ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีทั้งหมดของระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก

จากรูปที่ 4.5 แสดงประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีทั้งหมดของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดที่อุณหภูมิห้อง มีค่าเท่ากับร้อยละ 45.08 และร้อยละ 37.02 และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าเท่ากับร้อยละ 59.49 และร้อยละ 49.23 โดยจะเห็นว่าค่าประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดที่ได้ของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้อง และเมื่อทำการทดสอบระดับความสำคัญทางสถิติด้วยวิธี t-test ซึ่งตั้งสมมติฐานไว้ที่ระดับความสำคัญ 0.05 พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้องอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ และเมื่อทำการทดสอบระดับความสำคัญของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องในทั้ง 2 ถึง พบว่า มีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติเช่นกัน และเมื่อทดสอบระดับความสำคัญของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกทั้ง 2 ถึง ก็ให้ผลการทดสอบออกมาในลักษณะเช่นเดิม โดยมีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ นอกจากนี้เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดโดยแยกเป็นระบบแบบใช้อากาศกับระบบแบบไม่ใช้อากาศ พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดส่วนใหญ่จะถูกกำจัดในระบบแบบใช้อากาศมากกว่าแบบไม่ใช้อากาศ โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 30.46 และร้อยละ 27.05 ในระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง และร้อยละ 14.62 และร้อยละ 9.97 ในระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกในระบบแบบใช้อากาศสามารถกำจัดได้ร้อยละ 34.76 และร้อยละ 31.16 และในระบบแบบไม่ใช้อากาศสามารถกำจัดซีโอดีทั้งหมดได้ร้อยละ 24.73 และร้อยละ 18.07 โดยการที่ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศสามารถกำจัดได้มากกว่าระบบแบบไม่ใช้อากาศที่สภาวะอุณหภูมิการย่อยสลายกันและระยะเวลาในการเก็บกักเท่ากันสามารถอธิบายได้จากความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีทั้งหมดและค่าซีโอดีละลายน้ำ เนื่องจากปริมาณซีโอดีทั้งหมดประกอบด้วยส่วนที่เป็นอนุภาคหรือของแข็งและส่วนที่เป็นสารละลาย โดยในขั้นตอนการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ จุลินทรีย์จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำได้สุทธิ จึงทำให้ปริมาณซีโอดีละลายน้ำในน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้น เป็นผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดมีค่าต่ำกว่า ในขณะที่การย่อยสลายแบบใช้อากาศ จุลินทรีย์แบบใช้อากาศจะนำสารอินทรีย์ละลายน้ำไปใช้ จึงทำให้ปริมาณซีโอดีละลายน้ำลดลง เป็นผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดสูงกว่า (Tomei et al., 2011a; 2011b)

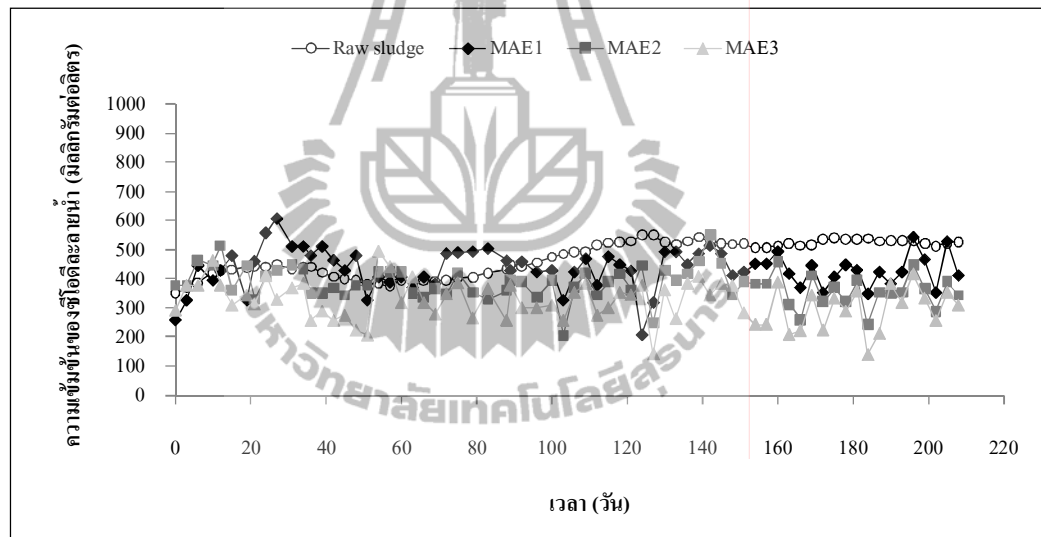
เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศกับงานวิจัยที่ผ่านมาของ Tomei et al. (2011a; 2011b) ซึ่งได้ทำการย่อยตะกอน

ส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ (Waste Activated Sludge, WAS) ด้วยระบบย่อยทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศร่วมกับใช้อากาศ (Sequential anaerobic-aerobic digestion) พบว่าสามารถการกำจัดชีโอดีทั้งหมดโดยเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 50 ที่อุณหภูมิช่วงเมโซฟิลิก (ระบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิ 37 °C และระบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง) แต่ต้องใช้ระยะเวลาเก็บกักถึง 27 วัน และจากการศึกษาของ Ekama et al. (2007) ย่อยตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแอกทิเวเตดสลัดจ์ (WAS) ที่อุณหภูมิ 37 °C ระยะเวลาเก็บกัก 15 วัน สามารถลดชีโอดีทั้งหมดได้ร้อยละ 34.7 และ Dumas et al. (2010) มีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีทั้งหมดด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกมีค่าเท่ากับร้อยละ 47 และ 34 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 และ 42 วันตามลำดับ และเมื่อทำการย่อยด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกร่วมกับแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีทั้งหมดเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 57 และ 45 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 และ 42 วัน ตามลำดับ ซึ่งจากงานวิจัยหลายงานดังกล่าวข้างต้น จะเห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดที่ได้จากการศึกษานี้มีค่าใกล้เคียงกับประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดในงานวิจัยที่ผ่านมา โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก สูงกว่าที่อุณหภูมิห้องอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ ในขณะที่งานวิจัยนี้มีระยะเวลาในการเก็บกัก 16 วัน แต่ในงานวิจัยข้างต้นใช้ระยะเวลาเก็บกักอยู่ในช่วง 15 – 42 วัน นอกจากนี้ เมื่อพิจารณาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศ กับการศึกษาของ Tomei et al., 2011a ซึ่งเป็นการย่อยตะกอนที่ออกจากระบบแบบไม่ใช้อากาศด้วยระบบชีวภาพแบบใช้อากาศ ซึ่งมีการทดลองที่อุณหภูมิห้อง โดยมีระยะเวลาในการเก็บกักตะกอน 12 วัน สามารถกำจัดชีโอดีทั้งหมดได้โดยเฉลี่ยร้อยละ 21 ในขณะที่การศึกษานี้สามารถกำจัดชีโอดีทั้งหมดได้ร้อยละ 30.46 และร้อยละ 27.05 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 8 วัน และทำการทดลองที่อุณหภูมิห้องเช่นเดียวกัน ซึ่งจะเห็นว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีทั้งหมดของการศึกษานี้มีค่ามากกว่าและมีระยะเวลาในการเก็บกักตะกอนน้อยกว่า

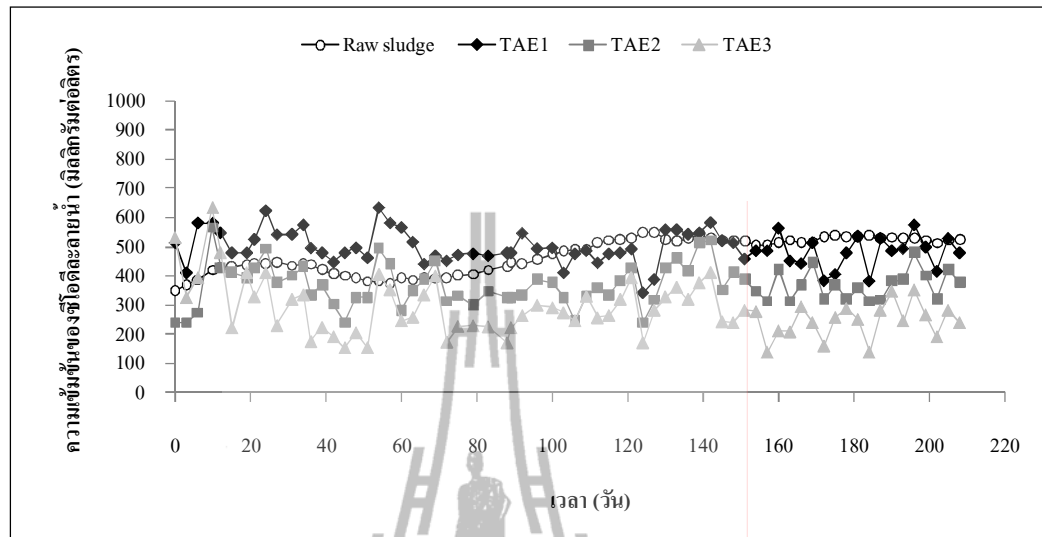
จากการทดลองของค่าชีโอดีทั้งหมดในระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศทั้งที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกซึ่งจะส่งผลต่อปริมาณชีโอดีละลายน้ำ เนื่องจากปริมาณชีโอดีละลายน้ำ แสดงให้เห็นถึงปริมาณสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กที่ประกอบด้วย ลิพิด โพลีแซคคาไรด์ โปรตีน และกรดนิวคลีอิก โดยในระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศจะอยู่ในรูปของเหลวที่ถูกปล่อยออกมาจากการตายของจุลินทรีย์ โดยเกิดจากการที่แบคทีเรียที่ใช้อากาศทำการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ โดยการผลิตเอ็กโซเอนไซม์ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ให้มีขนาดเล็กจนสามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้ แล้วจึงทำการย่อยสลายสารอินทรีย์เหล่านั้นภายในเซลล์ด้วยเอนโดเอนไซม์ ซึ่งแสดงออกมาในรูปของสารที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพภายหลังจากที่ตะกอนผ่านการย่อยด้วยระบบแบบใช้อากาศ (Charles et al., 2009; Chang et al.,

2011; Liu, Zhu, Li, and Yuan, 2011; Liu, Zhu, and Li, 2011) ในขณะที่การย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจนเป็นการเปลี่ยนรูปจากชีโอดีในส่วนที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นส่วนที่สามารถละลายน้ำได้ ซึ่งส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย ส่งผลให้ปริมาณชีโอดีละลายน้ำมีค่าเพิ่มสูงขึ้น โดยการเพิ่มขึ้นของปริมาณชีโอดีละลายน้ำแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพของการย่อยสลายที่มีค่าเพิ่มขึ้น (Nges and Liu, 2009) ซึ่งรายละเอียดความเข้มข้นของชีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากถังปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกแสดงได้ดังรูปที่ 4.6 และ 4.7 ตามลำดับ โดยจะเห็นว่า ปริมาณชีโอดีละลายน้ำที่ออกจากถังปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจนทั้งที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีแนวโน้มลดลงจากปริมาณชีโอดีละลายน้ำในตัวอย่างตะกอนดิบเข้าระบบ เนื่องจากจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจนนำสารอินทรีย์ละลายน้ำซึ่งสามารถย่อยสลายได้ง่ายไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ยากด้วยวิธีทางชีวภาพ ในขณะที่ปริมาณชีโอดีละลายน้ำที่ออกจากถังปฏิกิริยาแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกดังรูปที่ 4.8 และ 4.9 กลับมีแนวโน้มปริมาณชีโอดีละลายน้ำสูงขึ้น เนื่องจากแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำสุทธิ (Tomei et al., 2011a; 2011b) เมื่อคำนวณหาอัตราการละลายดังรายละเอียดในตารางที่ 4.4 ซึ่งพบว่าค่าการละลายของชีโอดีออกจากระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิการย่อยเพิ่มขึ้น โดยมีค่าเท่ากับร้อยละ 6.77 และร้อยละ 5.66 ของระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิห้อง และมีค่าเพิ่มมากขึ้นเป็นร้อยละ 10.08 และร้อยละ 8.34 ของระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก แสดงให้เห็นว่า แบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ได้ดีกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิก เนื่องจากแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีอัตราการเจริญเติบโตได้เร็วกว่าและสามารถผลิตเอนไซม์ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิก (Liu, Zhu, Li, and Yuan, 2011; Liu, Zhu, and Li, 2011) โดยที่ภายใต้สภาวะการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิ 50°C สามารถก่อให้เกิดการละลายของชีโอดีได้ร้อยละ 22.5 ในขณะที่อุณหภูมิ 25°C สามารถก่อให้เกิดการละลายของชีโอดีได้ร้อยละ 11.6 ซึ่งมีค่าเพิ่มมากขึ้นจากตัวอย่างตะกอนที่มีค่าการละลายของชีโอดีเพียงร้อยละ 2 (Nges and Liu, 2009) ดังนั้นสามารถสรุปได้ว่าอุณหภูมิมีผลต่อค่าการละลายของชีโอดี ส่งผลให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิในการย่อยสูงขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับค่าแอมโมเนียไนโตรเจนที่ออกจากระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนดังตารางที่ 4.3 ที่มีค่าเท่ากับ 175 และ 166 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ที่อุณหภูมิห้องและ 253 และ 242 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ซึ่งมีค่าแอมโมเนียไนโตรเจนในตัวอย่างตะกอนเข้าระบบเท่ากับ 52 – 105 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร โดยจะเห็นว่าค่าแอมโมเนียไนโตรเจนมีค่าเพิ่มขึ้น เมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นและมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อทำการย่อยต่อเนื่องด้วยระบบแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจน โดยเฉพาะที่

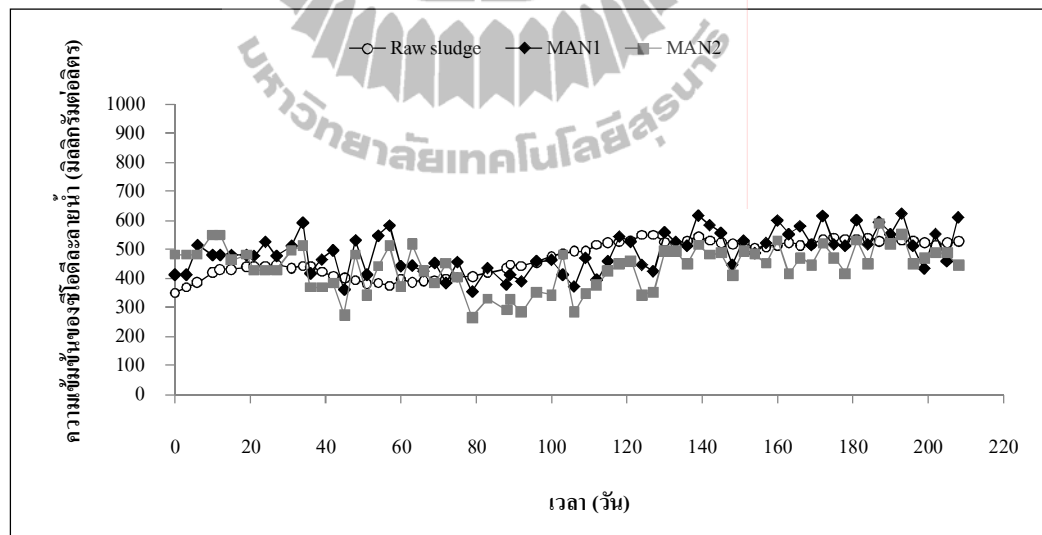
อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่มีค่าแอมโมเนียในโตรเจนเพิ่มขึ้นปริมาณมาก เช่นเดียวกับการศึกษาของ Ekama et al. (2007) ที่มีค่าแอมโมเนียเข้าระบบเท่ากับ 43 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรและมีค่าแอมโมเนียที่ออกจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศประมาณ 276 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Jung et al. (2004) ที่พบว่าค่าแอมโมเนียในโตรเจนมีค่าที่สูงขึ้นภายใต้สภาวะการเดินระบบแบบใช้อากาศร่วมกับแบบไม่ใช้อากาศ โดยมีค่าสูงสุดเท่ากับ 51.3 และ 127.5 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ตามลำดับ เนื่องจากเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันไม่สมบูรณ์ ทำให้เกิดการสะสมของแอมโมเนียในโตรเจน นอกจากนี้ การเพิ่มขึ้นของแอมโมเนียในโตรเจนอาจเกิดได้เนื่องจากการการย่อยสลายสารอินทรีย์ภายในเซลล์ที่อาจมีค่ามากกว่าการสะสมของแอมโมเนียในโตรเจนที่เกิดจากกระบวนการไนตริฟิเคชัน



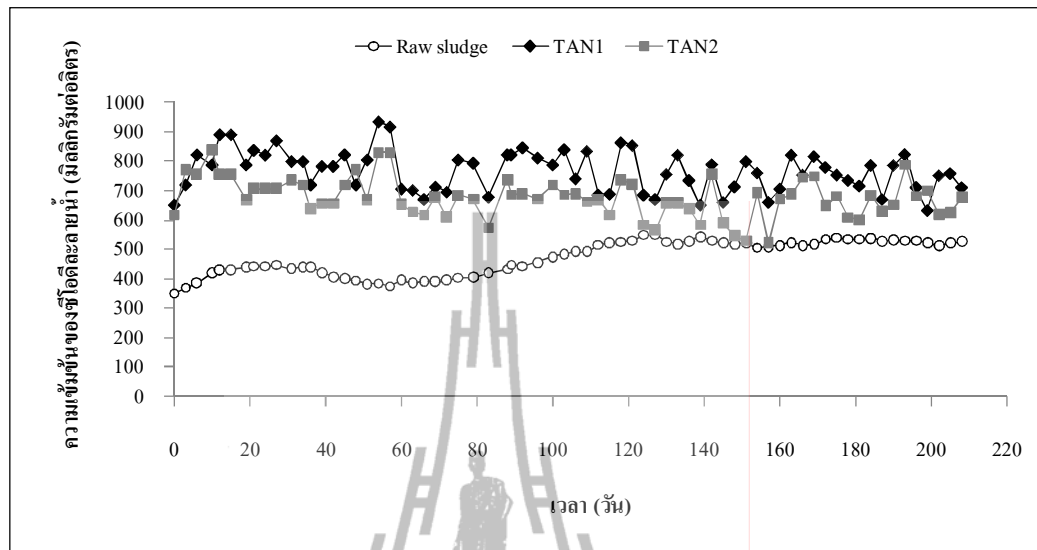
รูปที่ 4.6 ปริมาณซีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากถังปฏิกริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง



รูปที่ 4.7 ปริมาณซีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากถังปฏิกริยาแบบใช้อากาศ
ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก



รูปที่ 4.8 ปริมาณซีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากถังปฏิกริยาแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง



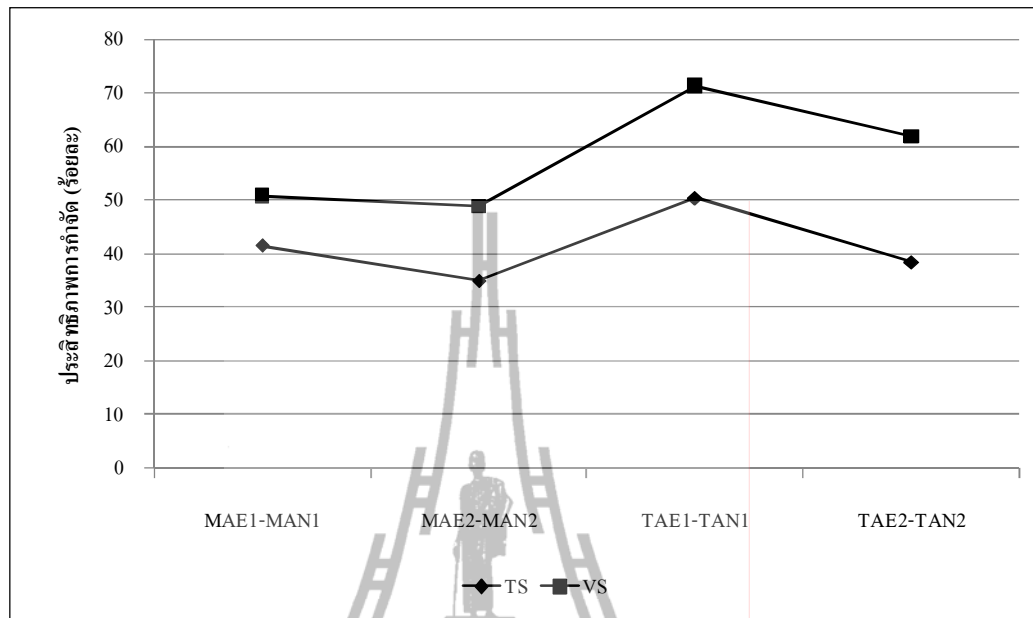
รูปที่ 4.9 ปริมาณซีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากถังปฏิกริยาแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก

ตารางที่ 4.4 ปริมาณซีโอดีละลายน้ำและค่าการละลายของตะกอนเข้าและออกจากระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ

ถังปฏิกริยา	ซีโอดีละลายน้ำ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	การละลาย (ร้อยละ)
ตะกอนดิบ	530±56	4.87
MAE1	430±69	3.95
MAE2	376±68	3.46
MAE3	309±76	2.85
TAE1	489±63	4.50
TAE2	382±64	3.52
TAE3	271±71	2.50
MAN1	536±56	6.77
MAN2	471±52	5.66
TAN1	747±62	10.08
TAN2	652±68	8.34

2) ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่าย

เนื่องจากประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายเป็นพารามิเตอร์หนึ่งที่มีความสำคัญต่อการกำจัดตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพ ทั้งแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ ซึ่งแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบและความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่อยู่ในตะกอนที่ทำการศึกษา โดยประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์จะขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ ชนิดของตะกอน การกวนผสม ระยะเวลาเก็บกัก เป็นต้น ซึ่งค่าการะบรทุกของแข็งระเหยง่ายที่เหมาะสมสำหรับระบบย่อยแบบใช้อากาศควรมีค่าอยู่ในช่วง 0.38 – 1.60 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศควรมีค่าอยู่ในช่วง 2.40 – 6.41 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน (Qasim, 1999) ซึ่งตะกอนดิบที่ทำการศึกษามีค่าการะบรทุกของแข็งระเหยง่ายโดยเฉลี่ยเท่ากับ 1.16 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และมีสัดส่วนปริมาณของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมดเท่ากับ 0.90 เมื่อคำนวณหาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่าย ดังรูปที่ 4.10 พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องมีค่าเท่ากับร้อยละ 41.54 และร้อยละ 34.92 ส่วนของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าเท่ากับร้อยละ 50.40 และร้อยละ 38.37 ซึ่งเมื่อทำการทดสอบความสำคัญทางสถิติด้วยวิธี t-test ที่ระดับความเชื่อมั่น 0.05 พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้องอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ



รูปที่ 4.10 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายดังรูปที่ 4.10 พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้องอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ เช่นเดียวกัน โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องเท่ากับร้อยละ 50.81 และร้อยละ 48.81 ส่วนของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าเท่ากับร้อยละ 71.28 และร้อยละ 61.82 ดังนั้นจะเห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปชีโอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่าย มีรูปแบบที่สอดคล้องกัน โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่าที่อุณหภูมิห้องอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในการศึกษานี้กับงานวิจัยที่ผ่านมา ดังเช่นงานวิจัยของ Carrington et al. (1999) ซึ่งสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 49 เมื่อทำการย่อยสลายตะกอนที่ผ่านการทำขึ้นอย่างต่อเนื่องจนมีความเข้มข้นร้อยละ 8 ของน้ำหนักแห้ง ด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิ 34 °C และระยะเวลาเก็บกัก 26 วัน และสามารถกำจัดปริมาณของแข็งระเหยง่ายได้เท่ากับร้อยละ 35

เมื่อทำการย่อยสลายด้วยระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิ 55°C และระยะเวลาเก็บกัก 28 วัน แต่จากการศึกษาของ Kumar et al. (2006) พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักในระบบแบบใช้อากาศเพียง 3 วัน สามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้ประมาณร้อยละ 60 ภายใต้อุณหภูมิห้อง ในขณะที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้น้อยกว่าโดยมีค่าประมาณร้อยละ 50 แต่เมื่อเพิ่มระยะเวลาในการเก็บกักเป็น 9 วัน ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายที่อุณหภูมิทั้งสองกลับให้ค่าที่เท่ากัน โดยมีค่าประมาณร้อยละ 68 ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าระยะเวลาในการเก็บกักเพียง 8 วันก็เพียงพอต่อการย่อยตะกอนด้วยระบบชีวภาพแบบใช้อากาศ เพราะเนื่องจากหากระยะเวลาในการเติมอากาศมากเกินไป จะส่งผลให้ปริมาณคาร์บอนในสารอินทรีย์ลดลงในระหว่างการย่อยในรูปของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (Charles et al., 2009) นอกจากนี้ จากงานวิจัยที่ผ่านมาสำหรับการย่อยตะกอนด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศเพียงอย่างเดียวในการหมักตะกอนผสมระหว่างตะกอนจากการทำขึ้นกับตะกอนขี้ดินในอัตราส่วน 1:1 ทำให้สามารถลดปริมาณของแข็งระเหยง่ายได้มากขึ้น โดยมีค่าประมาณร้อยละ 50 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 15 วันและอุณหภูมิ 37°C (Cheunbarn and Pagilla, 2000) และสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 18 – 27 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 8 – 12 วัน และสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้อยู่ในช่วงร้อยละ 13-27 ในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ (WAS) เมื่อทำการย่อยด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิช่วงเมโซฟิลิก (35 – 37 °C) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 – 40 วัน ซึ่งมีการบรรเทาสารอินทรีย์ประมาณ 1 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อปริมาตรถังปฏิกิริยาต่อวัน แต่เมื่อเพิ่มระยะเวลาเก็บกักเป็น 45 วัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย โดยมีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 14 - 30 (Bolzonella et al. 2005) แต่จากการศึกษาของ วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์ (2550) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 และ 30 วันสามารถลดของแข็งระเหยง่ายในตะกอนผสมที่อุณหภูมิห้องได้ร้อยละ 42.27 และ 42.43 ตามลำดับ และ Tomei et al. (2011a; 2011b) สามารถกำจัดปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดได้โดยเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 32 - 40 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 15 วันและอุณหภูมิ 37°C และสามารถลดของแข็งระเหยง่ายได้อยู่ในช่วงร้อยละ 26-50 ด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศแบบธรรมดา (Conventional anaerobic digestion) ในการย่อยตะกอนผสมจากระบบบำบัดน้ำเสีย 3 แห่ง และจากการสำรวจประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของระบบย่อยทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศสำหรับย่อยตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน 30 แห่ง พบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายอยู่ในช่วงร้อยละ 27 - 71 นอกจากนี้ หากนำการย่อยแบบไม่ใช้อากาศร่วมกับใช้อากาศ พบว่าสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 49 - 66 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 27 วันและอุณหภูมิห้อง (Tomei et al., 2011a; 2011b) แต่จากการศึกษาของ Parravicini et al. (2008) กลับแสดงให้เห็นว่าสารอินทรีย์ในตะกอนที่ผ่านการย่อยด้วยระบบย่อยทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ

(อายุตะกอน 30 วันและอุณหภูมิ 38 °C) จะสามารถลดลงได้เพิ่มขึ้นประมาณร้อยละ 20 เมื่อทำการย่อยต่อเนื่องด้วยระบบแบบใช้อากาศ (อายุตะกอน 5 วันและอุณหภูมิ 30 °C) หรือสามารถลดลงได้ประมาณร้อยละ 16 เมื่อทำการย่อยต่อเนื่องด้วยระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิ 38 °C และอายุตะกอน 6 วัน ดังนั้น หากเปรียบเทียบผลการศึกษาที่ได้กับการศึกษาที่ผ่านมาจะเห็นว่า เมื่อนำระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศมาใช้ในการย่อยตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายมีค่าเพิ่มขึ้น เมื่ออุณหภูมิมีค่าสูงขึ้นเป็นผลให้ระยะเวลาในการเก็บกักตะกอนลดลง นอกจากนี้ จากการศึกษาของ Kumar et al. (2006) พบว่าการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้สภาวะการย่อยที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอายุตะกอน 20 วันมีค่าเท่ากับประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้สภาวะการย่อยที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกและอายุตะกอน 15 วัน โดยสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้เท่ากับร้อยละ 52 แต่ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้สภาวะการย่อยที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอายุตะกอน 15 วันกลับมีค่าน้อยกว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้อุณหภูมิเมโซฟิลิกที่มีอายุตะกอน 10 และ 15 วัน ซึ่งแสดงให้เห็นว่าของแข็งระเหยง่ายบางชนิดสามารถย่อยสลายได้ด้วยกระบวนการย่อยสลายแบบใดแบบหนึ่ง (แบบใช้อากาศหรือแบบไม่ใช้อากาศ) แต่ของแข็งระเหยง่ายบางชนิดอาจจะสามารถย่อยสลายได้ด้วยกระบวนการย่อยเพียงกระบวนการเดียวเท่านั้น

3) อัตราการเกิดก๊าซมีเทน

จากประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของถังปฏิกรณ์แบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่มีค่าแตกต่างกัน โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสูงกว่าที่อุณหภูมิห้อง สามารถคำนวณหาอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดและชีโอดีทั้งหมด ได้ดังตารางที่ 4.5 โดยมีค่าการะบรทุกสารอินทรีย์เข้าถึงปฏิกรณ์แบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องเท่ากับ 0.98 และ 1.02 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และมีสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายร้อยละ 80 และ 77 ของของแข็งทั้งหมด และมีสัดส่วนชีโอดีละลายน้ำต่อชีโอดีทั้งหมดเท่ากับ 0.06 และ 0.05 และมีค่าการะบรทุกสารอินทรีย์เข้าถึงปฏิกรณ์แบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกเท่ากับ 0.95 และ 0.99 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และมีสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายร้อยละ 76 และ 71 ของของแข็งทั้งหมด และมีสัดส่วนชีโอดีละลายน้ำต่อชีโอดีทั้งหมดเท่ากับ 0.07 และ 0.05 ในถังใบแรกและใบที่สอง ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาที่ผ่านมาซึ่งมีค่าการะบรทุกสารอินทรีย์เข้าถึงปฏิกรณ์เท่ากับ 0.8 – 3.9 กิโลกรัมชีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และมีสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายร้อยละ 64 (Rubia et al., 2006) จึงเห็นว่า มีค่าการะบรทุกสารอินทรีย์เข้าถึงปฏิกรณ์อยู่ในช่วงใกล้เคียงกัน แต่มีสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายสูงกว่า และเมื่อ

พิจารณาอัตราการกำจัดดังตารางที่ 4.5 แสดงให้เห็นว่า อัตราการกำจัดของแฉ่งระเหยง่ายและซีโอดีทั้งหมดที่อุณหภูมิห้องของถังทั้งสองมีค่าไม่แตกต่างกัน และอัตราการกำจัดของแฉ่งระเหยง่ายและซีโอดีทั้งหมดที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่าที่อุณหภูมิห้อง ส่งผลให้สัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของแฉ่งระเหยง่ายต่อของแฉ่งทั้งหมดมีค่าลดลง และทำให้สัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีทั้งหมดมีค่าเพิ่มขึ้น แต่อย่างไรก็ตามอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในการศึกษาของ Rubia et al. (2006) ซึ่งมีการบรรทุกลำอินทรีย์ในระบบ 0.8 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ที่อุณหภูมิ $55 \pm 2^\circ\text{C}$ และระยะเวลาเก็บกักตะกอน 75 วัน เนื่องจากช่วงระยะเวลาในการเก็บกักที่มากกว่า 60 วัน จะทำให้เกิดการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศได้โดยสมบูรณ์ และก่อให้เกิดก๊าซชีวภาพได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Ekama et al., 2007) สามารถกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีได้ 0.6 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน แต่การศึกษานี้ใช้ระยะเวลาเก็บกัก 8 วัน ที่อุณหภูมิ $55 \pm 2^\circ\text{C}$ สามารถกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีได้ประมาณ 0.2 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และที่อุณหภูมิห้องสามารถกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีได้ประมาณ 0.1 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งจะเห็นว่า อัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีที่ได้จากการศึกษานี้มีค่าน้อยกว่าของ Rubia et al. (2006) เนื่องจากมีระยะเวลาในการเก็บกักน้อยกว่า

ตารางที่ 4.5 อัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแฉ่งระเหยง่ายทั้งหมดและซีโอดีทั้งหมดของถังปฏิกรณ์แบบไม่ใช้อากาศ

ถังปฏิกรณ์	อัตราการกำจัดของแฉ่งระเหยง่าย (กิโลกรัมของแฉ่งระเหยง่ายต่อ ลูกบาศก์เมตรต่อวัน)	อัตราการกำจัดซีโอดีทั้งหมด (กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตร ต่อวัน)
MAN1	0.078±0.021	0.106±0.017
MAN2	0.073±0.022	0.100±0.016
TAN1	0.163±0.035	0.185±0.034
TAN2	0.122±0.015	0.155±0.032

เมื่อพิจารณาปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายและซีโอดีที่ถูกกำจัดและปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายและซีโอดีที่ป้อนเข้าของถังแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกดังตารางที่ 4.6 พบว่า ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นได้ในถังปฏิกรณ์แบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง มีค่าน้อยกว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก เนื่องจากระยะเวลาในการเก็บกักเพียง 8 วัน ซึ่งอาจจะไม่เพียงพอต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ของ

แบบที่เรียบง่ายไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิก และด้วยเหตุผลทางด้านข้อจำกัดในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ที่มีความซับซ้อนของการย่อยแบบไม่ใช้อากาศซึ่งสัมพันธ์กับค่าซีโอดีละลายน้ำ (Dumas et al., 2010) โดยพบว่าค่าการละลายของซีโอดีของถังปฏิบัติการแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องมีค่าเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยเมื่อเปรียบเทียบกับค่าการละลายของซีโอดีที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก จึงแสดงให้เห็นว่าการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องมีค่าน้อยมาก และสอดคล้องกับอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ทั้งในรูปของแข็งระเหยง่ายและซีโอดีทั้งหมด จึงเป็นผลให้ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในถังปฏิบัติการแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้อง โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.211 และ 0.156 ลิตรต่อวัน และมีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อของแข็งระเหยง่ายที่ถูกกำจัดเท่ากับ 0.254 และ 0.243 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่าย และอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อซีโอดีทั้งหมดที่ถูกกำจัดเท่ากับ 0.234 และ 0.221 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมซีโอดีทั้งหมด และมีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อของแข็งระเหยง่ายที่ป้อนเข้าเท่ากับ 0.063 และ 0.046 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่าย และ 0.044 และ 0.043 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมซีโอดีทั้งหมด ของถังปฏิบัติการปีที่ 1 และ 2 ตามลำดับ ในขณะที่อุณหภูมิห้องมีปริมาณก๊าซมีเทนโดยเฉลี่ยเท่ากับ 0.062 และ 0.058 ลิตรต่อวัน และมีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อซีโอดีทั้งหมดที่ถูกกำจัดเท่ากับ 0.06 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมซีโอดีทั้งหมด และมีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อซีโอดีทั้งหมดที่ป้อนเข้าเท่ากับ 0.006 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมซีโอดีทั้งหมด ซึ่งจากผลการศึกษาของ วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์ (2550) พบว่า มีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายที่ป้อนเข้า 0.065 และ 0.060 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่าย และอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณซีโอดีที่ป้อนเข้า 0.027 และ 0.025 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมซีโอดีทั้งหมด เมื่อทำการศึกษการย่อยตะกอนด้วยถังหมักแบบไม่ใช้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 และ 30 วัน ตามลำดับ แต่จากการศึกษาของ Bolzonella et al. (2005) ซึ่งมีค่าการะบรทุกสารอินทรีย์ใกล้เคียงกับที่ทำการศึกษเช่นกัน และมีระยะเวลาในการเก็บกักยาวนานกว่า แต่มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายใกล้เคียงกันและมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่น้อยกว่าผลจากการศึกษานี้ โดยมีระยะเวลาในการเก็บกัก 20-40 วัน และการะบรทุกสารอินทรีย์ประมาณ 1 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ในการย่อยตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิช่วงเมโซฟิลิกพบว่า สามารถกำจัดปริมาณของแข็งระเหยง่ายลงได้ร้อยละ 13-27 (ค่าเฉลี่ยร้อยละ 18) ส่งผลให้มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายที่เดิมเข้าไปในระบบอยู่ในช่วง 0.07-0.18 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแข็งแวนลอยระเหยง่ายที่ป้อนเข้า และจากการศึกษาของ Zupancic et al. (2008) ซึ่งทำการย่อยตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศที่

อุณหภูมิเมโซฟิลิก ซึ่งมีอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์เฉลี่ย 0.8 กิโลกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 วัน พบว่าสามารถมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพอยู่ในช่วง 0.39 – 0.60 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย และมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดที่ 0.89 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย นอกจากนี้ จากการศึกษาของ Derbal et al. (2009) ซึ่งได้ใช้โมเดล IWA ADM1 ในการศึกษาการย่อยของเสียผสมระหว่างตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียกับของเสียชุมชน ทำการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก 26.9 วัน และอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์เฉลี่ย 1.01 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ที่อุณหภูมิ 37 °C มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ 0.296 ลูกบาศก์เมตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ดังนั้นจากงานวิจัยหลายงานดังกล่าวข้างต้นจะเห็นได้ว่า อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่เกิดจากการย่อยด้วยระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจนใกล้เคียงกันและมีระยะเวลาในการเก็บกักมากกว่า 20 วัน ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่ได้จากการศึกษานี้ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและระยะเวลาเก็บกัก 8 วัน พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงใกล้เคียงกับงานวิจัยข้างต้น โดยอาจจะสรุปได้ว่า เมื่ออุณหภูมิในการทดลองเดินระบบเพิ่มสูงขึ้น จะส่งผลให้อัตราการย่อยสลายเพิ่มมากขึ้น เป็นผลทำให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย (Cooney and Wise, 1975) นอกจากนี้ เมื่ออัตราการระบรทุกสารอินทรีย์เข้าระบบสูงก็จะส่งผลให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มมากขึ้นเช่นเดียวกัน

ตารางที่ 4.6 อัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายและชีโอดีที่ถูกกำจัดและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายและชีโอดีที่ป้อนเข้าของถังแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก

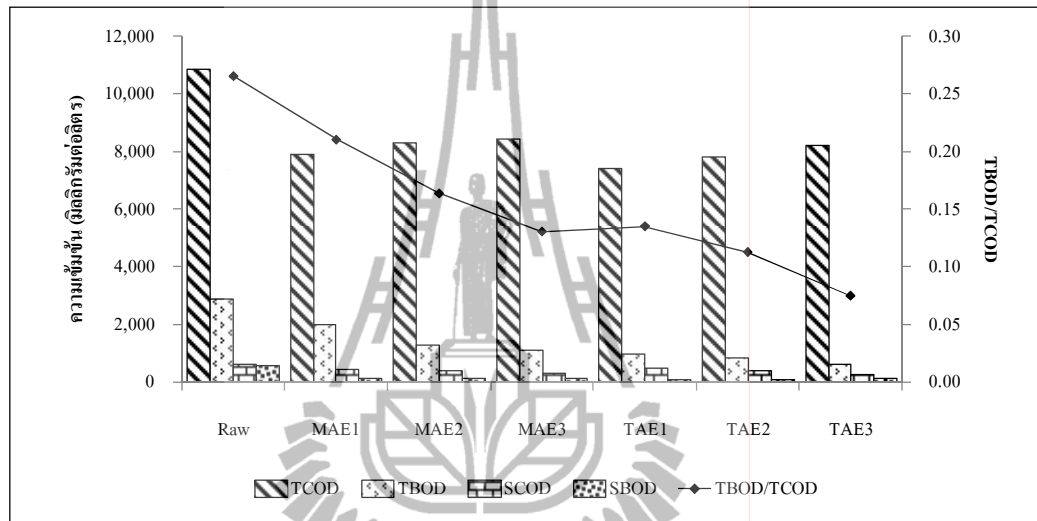
	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
ปริมาตรก๊าซมีเทน (ลิตรต่อวัน)	0.062±0.011	0.058±0.011	0.211±0.059	0.156±0.047
อัตราการเกิดก๊าซมีเทน				
- ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายที่ถูกกำจัด	0.174±0.049	0.163±0.038	0.254±0.073	0.243±0.066
- ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมชีโอดีทั้งหมดที่ถูกกำจัด	0.060±0.006	0.058±0.006	0.234±0.074	0.221±0.094
- ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายที่ป้อนเข้า	0.009±0.002	0.008±0.002	0.063±0.015	0.046±0.014
- ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมชีโอดีทั้งหมดที่ป้อนเข้า	0.006±0.001	0.006±0.001	0.044±0.013	0.043±0.012

4.4 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพ

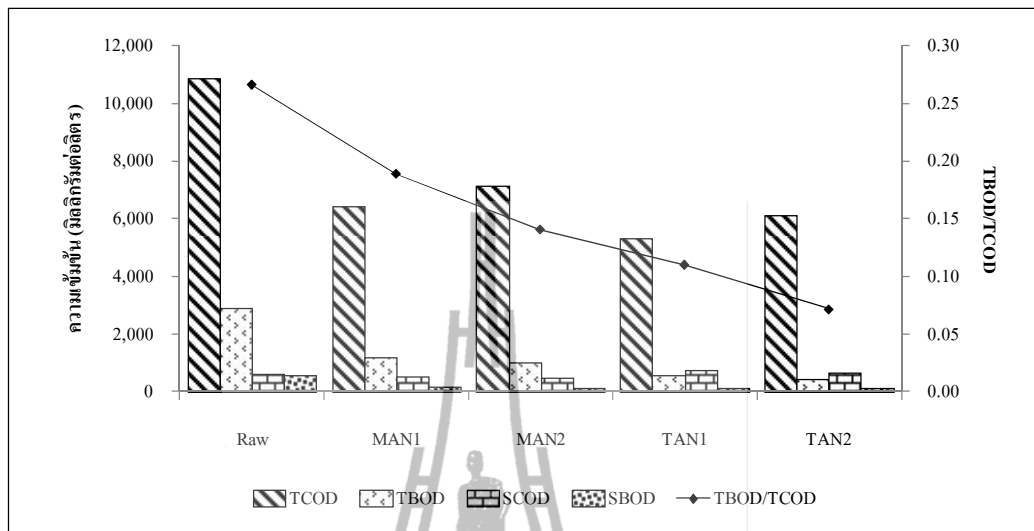
การแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์ด้วยวิธีทางกายภาพเคมี (Gatti et al., 2010) เป็นการแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์โดยการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ ได้แก่ ซีโอดีทั้งหมด (TCOD) ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) บีโอดีทั้งหมด (TBOD) และบีโอดีละลายน้ำ (SBOD) ได้คําดังรูปที่ 4.11 และ 4.12 โดยจากรูปที่ 4.11 แสดงค่า TCOD SCOD TBOD และ SBOD ของตะกอนที่ออกจากถังปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก พบว่า ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ค่าซีโอดีทั้งหมดมีค่าน้อยกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที แสดงให้เห็นว่า ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ทั้งหมดที่วัดในรูปซีโอดีที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที มีปริมาณน้อยกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ส่งผลให้ค่าซีโอดีละลายน้ำที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที มีค่ามากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที เนื่องจากมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมากขึ้นส่งผลให้อัตราการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์สูงขึ้น และทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซับสเตรดที่สามารถย่อยสลายได้เพิ่มขึ้นในลักษณะเดียวกัน เมื่อพิจารณาจากสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีทั้งหมดซึ่งมีค่าเท่ากับ 0.06 0.05 และ 0.04 ของถังปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ตามลำดับ และมีค่าเท่ากับ 0.07 0.05 และ 0.03 ของถังปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ตามลำดับ ซึ่งจะเห็นว่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีทั้งหมดที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 มีค่ามากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที แสดงให้เห็นว่า ปริมาณสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ที่อัตราการเติมอากาศแต่ละระดับอยู่ในรูปของแข็ง โดยที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที จะมีปริมาณสารอินทรีย์ที่เป็นของแข็งมากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ดังเช่นผลการวิเคราะห์ค่าของแข็งระเหยง่าย เนื่องจากมีข้อจำกัดในการไฮโดรไลซิสของแข็งและความเพียงพอของปริมาณซับสเตรดที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายที่จะถูกนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ โดยขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำที่จะถูกจับไปใช้ ซึ่งเมื่อความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำลดลง ส่งผลให้อัตราการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์น้อยลง และทำให้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์อยู่ในสภาวะที่ถูกจำกัด เนื่องจากมีปริมาณซีโอดีละลายน้ำน้อย ทำให้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์มีค่าลดลง เมื่อพิจารณาจากสัดส่วนบีโอดีทั้งหมด พบว่า ปริมาณบีโอดีทั้งหมดที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อ

ปริมาตรตะกอนต่อนาที มีค่ามากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที แสดงให้เห็นว่า ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที มีปริมาณสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพทั้งหมดมีค่ามากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ทำให้สัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดี ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาทีมีค่ามากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที โดยมีค่าเท่ากับ 0.21 0.16 และ 0.13 ของถึงปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ตามลำดับ และมีค่าเท่ากับ 0.14 0.11 และ 0.07 ของถึงปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่า สารอินทรีย์ที่ออกจากถึงปฏิกิริยาที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้าหรือไม่สามารถย่อยสลายได้ และเมื่อเปรียบเทียบกับสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีของถึงปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่ระดับอัตราการเติมอากาศเดียวกัน พบว่า สัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีมีค่าลดลงเมื่ออุณหภูมิในการศึกษาเปลี่ยนแปลงจากอุณหภูมิห้องเป็นอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ซึ่งแสดงให้เห็นว่า สัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้าหรือไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพของถึงปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าเพิ่มขึ้นมากกว่าของถึงปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง และเมื่อพิจารณาค่าบีโอดีละลายน้ำมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราการเติมอากาศลดลง และมีค่าบีโอดีละลายน้ำที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกน้อยกว่าที่อุณหภูมิห้อง โดยถึงปฏิกิริยาที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที มีค่าบีโอดีละลายน้ำสูงกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ซึ่งสะท้อนให้เห็นว่าสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายด้วยวิธีทางชีวภาพมีปริมาณเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราการเติมอากาศลดลง แต่เมื่อพิจารณาจากสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปบีโอดีละลายน้ำต่อบีโอดีทั้งหมด จะเห็นว่าสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพในตะกอนที่ออกจากถึงปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อัตราการเติมอากาศทั้ง 3 ระดับโดยส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของอนุภาคสารอินทรีย์ ซึ่งสามารถย่อยสลายได้ช้าและจะมีปริมาณอนุภาคสารอินทรีย์มากขึ้นเมื่ออัตราการเติมอากาศลดลง โดยมีค่าเท่ากับ 0.05 0.09 และ 0.09 ของถึงปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ตามลำดับ และมีค่าเท่ากับ 0.08 0.11 และ 0.21 ของถึงปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับค่าสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมดที่

ออกจากถังปฏิกิริยา เมื่อมีอุณหภูมิและอัตราการเดิมอากาศแตกต่างกัน โดยมีค่าสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมดเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราการเดิมอากาศลดลงเท่ากับ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาทีย และมีค่าสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมดที่ออกจากถังปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกน้อยกว่าที่อุณหภูมิห้อง



รูปที่ 4.11 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป TCOD TBOD SCOD SBOD และสัดส่วน TBOD/TCOD ของถังปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก



รูปที่ 4.12 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในรูป TCOD TBOD SCOD SBOD และ
สัดส่วน TBOD/TCOD ถึงปฏิกิริยาแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง
และอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก

จากรูปที่ 4.12 แสดงค่า TCOD SCOD TBOD และ SBOD ของตะกอนที่ออกจากถังปฏิกิริยาแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก พบว่า ค่าชีโอดีทั้งหมดมีค่าลดลง โดยที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีปริมาณชีโอดีทั้งหมดมีค่าน้อยกว่าที่อุณหภูมิห้อง และมีค่าแตกต่างกันในแต่ละถังปฏิกิริยา และมีค่าชีโอดีละลายน้ำที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสูงกว่าที่อุณหภูมิห้อง แสดงให้เห็นว่า ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกส่งผลให้อัตราการไฮโดรไลซิสเกิดขึ้นได้เร็วกว่าที่อุณหภูมิห้อง ส่งผลให้สัดส่วนซับสเตรตที่สามารถไฮโดรไลซิสได้มีค่าเพิ่มขึ้น และทำให้ซับสเตรตที่ไม่สามารถไฮโดรไลซิสได้ลดลง และเมื่อพิจารณาสัดส่วนชีโอดีละลายน้ำต่อชีโอดีทั้งหมด พบว่า สัดส่วนชีโอดีละลายน้ำต่อชีโอดีทั้งหมดที่อุณหภูมิห้องมีค่าน้อยกว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก โดยมีค่าเท่ากับ 0.08 และ 0.06 และมีค่าเท่ากับ 0.15 และ 0.11 ของระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่า สารอินทรีย์ที่ออกจากถังปฏิกิริยาแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกโดยส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของอนุภาคสารอินทรีย์ ซึ่งสอดคล้องกับปริมาณของแข็งระเหยง่ายและของแข็งทั้งหมดที่ออกจากถังปฏิกิริยาที่อุณหภูมิห้อง ที่มีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และมีซับสเตรตที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย ซึ่งได้จากการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น เมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นเป็นเทอร์มอฟิลิกส่งผลให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้อง และเมื่อ

พิจารณาจากค่าบีโอดีทั้งหมด พบว่า ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าน้อยกว่าที่อุณหภูมิห้อง แสดงให้เห็นว่า ตะกอนที่ผ่านการย่อยที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีความคงตัวมากกว่าที่อุณหภูมิห้อง และเมื่อพิจารณาจากค่า บีโอดีละลายน้ำ พบว่า ที่อุณหภูมิห้องมีค่าสูงกว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก แสดงให้เห็นว่า ชั้สเทรตที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายที่อุณหภูมิห้องมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และเมื่อพิจารณาสัดส่วน บีโอดีต่อซีโอดี พบว่า ค่าสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีมีค่าลดลง โดยมีค่าเท่ากับ 0.19 และ 0.14 สำหรับระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง และมีค่าเท่ากับ 0.11 และ 0.07 สำหรับระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรือสามารถย่อยสลายได้น้อยด้วยวิธีทางชีวภาพมีค่าเพิ่มขึ้นในตัวอย่างตะกอนที่ผ่านการย่อยด้วยระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ และตะกอนที่ออกจากระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีความคงตัวมากกว่าที่อุณหภูมิห้อง ซึ่งสอดคล้องกับค่าสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมดที่มีค่าลดลงในตะกอนที่ออกจากถังปฏิกรณ์แบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก โดยมีค่าเท่ากับ 0.66 และ 0.65 ในขณะที่สัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมดที่อุณหภูมิห้องมีค่าเท่ากับ 0.79 และ 0.74 ซึ่งจะเห็นว่าอัตราการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้องส่งผลให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้อง

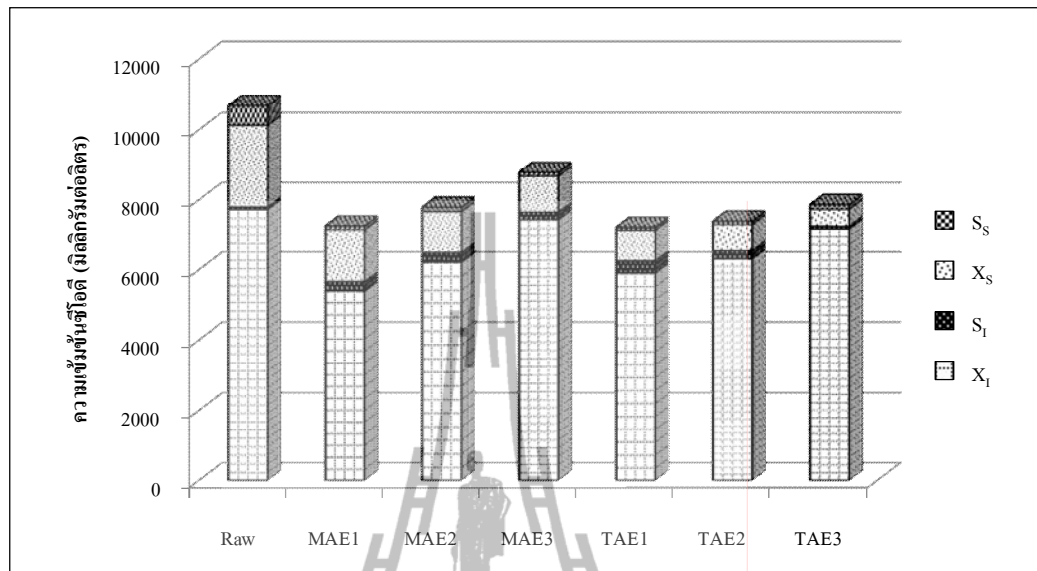
เมื่อแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ออกเป็น ชั้สเทรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Readily biodegradable organic substrate (S_r)) ชั้สเทรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate (X_s)) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter (S_i)) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter (X_p)) สามารถอธิบายหลักการของกระบวนการย่อยสลายของสารอินทรีย์ได้ คือ การย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้ให้กลายเป็นชั้สเทรตที่สามารถย่อยได้ง่าย ซึ่งชั้สเทรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้เร็วกว่าจะถูกนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์ ทำให้อัตราการตายของจุลินทรีย์ลดลง ส่วนชั้สเทรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้ช้ากว่าจะถูกนำไปใช้ในการเจริญเติบโต (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002; Gavalakis, Mamais, Marinos, and Andreadakis, 2006) โดยจุลินทรีย์แบบใช้อากาศจะไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างซับซ้อนในรูปสัดส่วน X_s ทำให้เกิดสารอินทรีย์ในรูปสัดส่วน S_r ซึ่งเป็นแหล่งพลังงานสำคัญสำหรับนำไปใช้ในระหว่างการย่อยสลายที่สามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้โดยง่าย และเมื่อมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่เพียงพอ สัดส่วน S_r จะทำปฏิกิริยากับออกซิเจนละลายน้ำ ซึ่งส่วนหนึ่งจะกลายเป็นแหล่งพลังงานสำหรับนำไปใช้ในการบำรุงรักษา

เซลล์ และทำให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำ เป็นเหตุให้ค่าซีไอดีทั้งหมดลดลง และอีกส่วนหนึ่งเป็นแหล่งพลังงานที่นำไปใช้ในการก่อให้เกิดมวลชีวภาพหรือสร้างเซลล์ใหม่ (X_B) และมวลชีวภาพที่เกิดขึ้นจะทำปฏิกิริยากับออกซิเจนละลายน้ำก่อให้เกิดกระบวนการ endogenous respiration ซึ่งประกอบด้วย การย่อยสลาย การสลายตัว/การแตกตัว การบำรุงรักษา และภาวะการล่า (predation) ทำให้เกิดอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (X_I) และสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปสัดส่วน X_S โดยมีซับสเตรต S_S เป็นแหล่งพลังงานเริ่มต้น ซึ่งเมื่อจับตัวกับออกซิเจนแล้วจะกลายเป็นน้ำ ทำให้เกิดเป็นสัดส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปสัดส่วน S_I ดังโมเดลที่ได้อธิบายไว้ในหัวข้อ 2.7

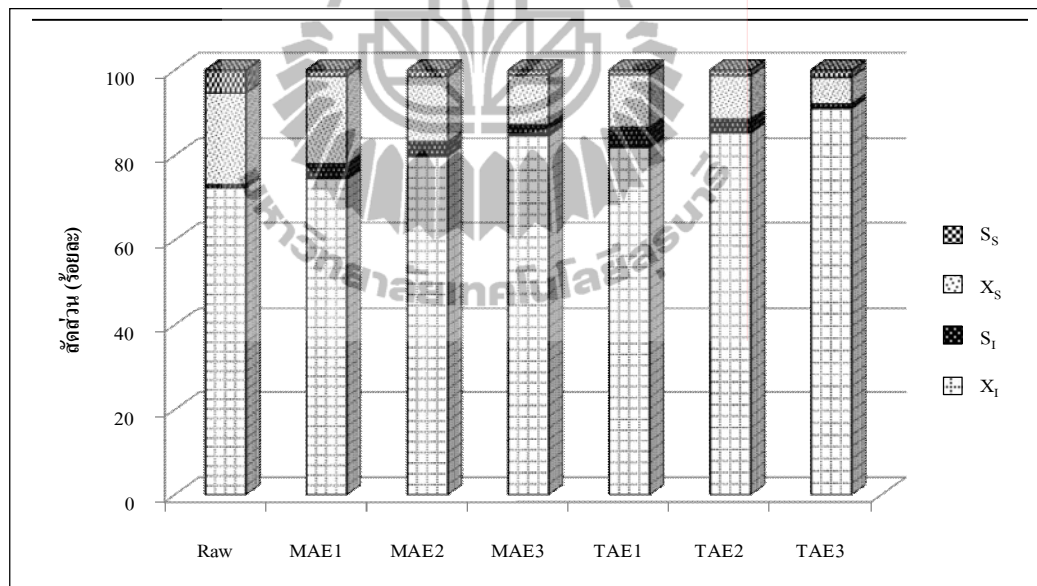
จากรูปที่ 4.13 แสดงสัดส่วนสารอินทรีย์ในตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกจากถังปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (ก) ในรูปความเข้มข้นของซีไอดีทั้งหมด และ (ข) ในรูปร้อยละของซีไอดีทั้งหมด เมื่อพิจารณาสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของความเข้มข้นดังรูปที่ 4.13(ก) พบว่า ความเข้มข้นของแต่ละสัดส่วนมีค่าลดลง ยกเว้นความเข้มข้นของสัดส่วน S_I ที่มีค่าเพิ่มขึ้น แสดงให้เห็นถึงการเกิดกระบวนการไฮโดรไลซิสจากซับสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้าหรือ X_S ให้กลายเป็นซับสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้เร็วและมวลชีวภาพได้มากขึ้น ส่งผลให้ค่าซีไอดีทั้งหมดลดลงได้มากขึ้นด้วยเช่นกัน ดังนั้นจึงเห็นว่า ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที จึงมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ได้มากกว่าที่อัตราการเติมอากาศอื่น และพบว่าความเข้มข้นสัดส่วนสารอินทรีย์ในแต่ละถังปฏิกิริยาส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของสัดส่วน X_I และสัดส่วน X_I มีความเข้มข้นสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปซีไอดีน้อยสุดที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ซึ่งแสดงให้เห็นว่ามีแนวโน้มที่สามารถไฮโดรไลซิสจากสัดส่วน X_I ให้กลายเป็นสัดส่วน X_S ได้มากกว่าที่อัตราการเติมอากาศอื่นด้วยเช่นกัน แต่อย่างไรก็ตามกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบจะเกิดขึ้นอย่างต่อเนื่อง ซึ่งความเข้มข้นของแต่ละสัดส่วนอาจจะเกิดการเปลี่ยนแปลง โดยอาจจะเพิ่มขึ้นหรือลดลงขึ้นอยู่กับกระบวนการที่เกิดขึ้น ดังนั้นจึงอาจจะพิจารณาสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปร้อยละของซีไอดีทั้งหมดได้ดังรูปที่ 4.13(ข) พบว่า สัดส่วน S_S มีค่าลดลงแตกต่างกันที่อัตราการเติมอากาศและอุณหภูมิที่แตกต่างกัน และมีค่าสัดส่วน X_S และ S_I มากสุดที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที และมีค่าสัดส่วน X_I น้อยสุดที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที แสดงให้เห็นว่า ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที เกิดกระบวนการไฮโดรไลซิสจากสัดส่วน X_S กลายเป็นสัดส่วน S_S และ S_I ได้ดีกว่าที่อัตราการเติมอากาศอื่น และมีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าที่อัตราการเติมอากาศอื่น ทำให้มีค่าสัดส่วน X_I มีค่าลดลง โดยมีอัตราการไฮโดรไลซิสและอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่

อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสูงกว่าที่อุณหภูมิห้อง ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ และ อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมากกว่าที่อุณหภูมิห้อง เนื่องจากที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีอัตราการโคจจำเพาะ สูงสุดและอัตราการใช้สารอาหารมากกว่าที่อุณหภูมิห้อง นอกจากนี้ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ มีปริมาณออกซิเจนมากพอสำหรับการย่อยสลาย โดยการจับกับซับสเตรตที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายหรือ S_0 ได้มากกว่าที่อัตราการเติมอากาศอื่น ทำให้ สัดส่วน S_1 ซึ่งเป็นสารละลายน้ำที่ย่อยสลายได้ยากมาก เนื่องจากเป็นสารละลายเฉื่อย (Inert soluble) มีค่าเพิ่มขึ้นและสัดส่วน X_1 ลดลง ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดที่อัตราการ เติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ มีค่ามากกว่าที่อัตราการเติมอากาศอื่น และเมื่อพิจารณาจากสัดส่วนสารอินทรีย์ของตะกอนดิบ พบว่า มีค่าสัดส่วน X_1 สูง อาจจะเป็นเนื่องจาก มีช่วงระยะเวลาการเก็บกักในระบบบำบัดน้ำเสียสั้น ส่งผลให้สัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อย สลายได้มีค่าเพิ่มขึ้น และทำให้มีค่าสัดส่วน BOD/COD ต่ำ (เท่ากับ 0.27)

เมื่ออัตราการเติมอากาศและอุณหภูมิในการย่อยสูงขึ้น ส่งผลให้อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่ สามารถย่อยสลายได้ถูกไฮโดรไลซิสกลายเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ ทำให้สัดส่วน ซับสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้เข้าต่ออนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้มีค่า เพิ่มขึ้น เป็นเหตุให้ปริมาณชีโอดีละลายน้ำมีค่าเพิ่มขึ้น ซึ่งโดยทั่วไปปริมาณชีโอดีละลายน้ำ สามารถนำมาใช้ในการประมาณค่าปริมาณสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายได้ แต่จะได้ค่า ปริมาณสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายมากเกินไปเกินค่าที่เป็นจริง เนื่องจากชีโอดีละลายน้ำเป็น การคิดรวมระหว่างสารอินทรีย์ละลายน้ำที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายกับสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่ สามารถย่อยสลายได้หรือสารละลายเฉื่อย โดยพารามิเตอร์ที่เป็นตัวแทนจริงของสารอินทรีย์ที่ สามารถย่อยสลายได้ง่ายสามารถวัดได้ในรูปของบีโอดีละลายน้ำ ซึ่งมีค่าลดลงเมื่ออัตราการเติม อากาศและอุณหภูมิการย่อยเพิ่มขึ้น เนื่องจากถูกนำไปใช้เป็นซับสเตรตในระหว่างการย่อยสลายเมื่อ มีปริมาณออกซิเจนที่เพียงพอ ทำให้สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้เพิ่มขึ้น ส่งผล ให้สัดส่วนซับสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายต่อสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถ ย่อยสลายได้ลดลงเมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้น เนื่องจากมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า ส่งผลให้อัตราการใช้ซับสเตรตมีค่ามากกว่า (Gavalakis et al., 2006) ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัด สารอินทรีย์ในรูปชีโอดีและของแข็งระเหยง่ายมีค่าลดลงมากที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตร อากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่



(ก)

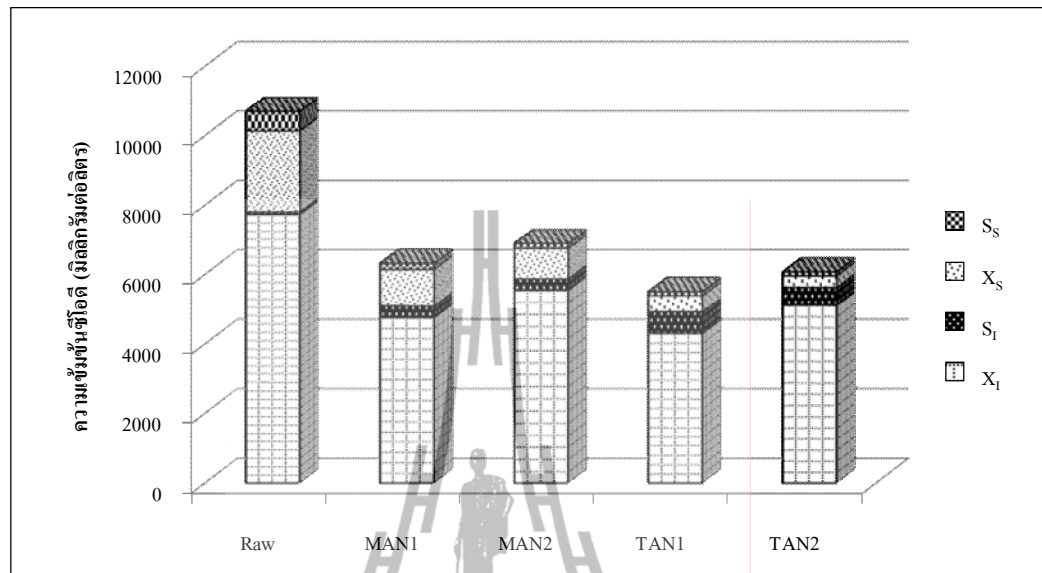


(ข)

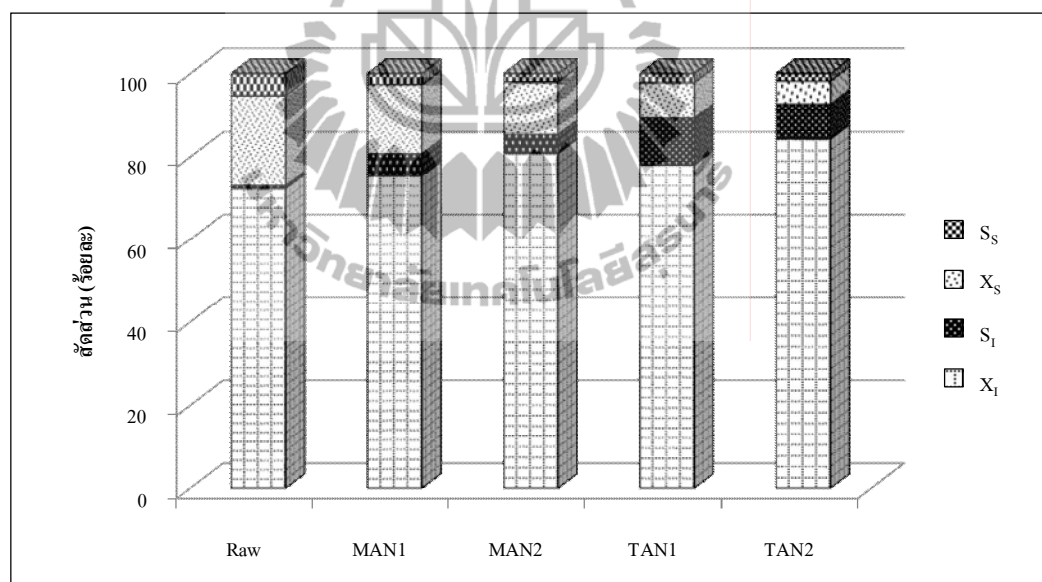
รูปที่ 4.13 สัดส่วนสารอินทรีย์ในตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกจากถังปฏิกริยาแบบใช้อากาศ ที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (ก) ในรูปความเข้มข้นของซีโอดีทั้งหมด (ข) ในรูปร้อยละซีโอดีทั้งหมด

จากการทบทวนงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า สัดส่วน S_s ในของเสียอุตสาหกรรมมีค่าอยู่ประมาณร้อยละ 4-6 ของชีโอดีทั้งหมด (Lagarde, Tusseau-Vuillemin, Lessard, Heduit, Dutrop and Mouchel, 2005) และมีค่าประมาณร้อยละ 7 ของชีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียจากโรงฟอกย้อม (Karahan, Dogruel, Dulekgurgen and Orhon, 2008) ในขณะที่น้ำเสียจากฟาร์มเลี้ยงหมูมีค่าสัดส่วน S_s อยู่ในช่วงร้อยละ 0.4-10 ของค่าชีโอดีทั้งหมด และมีสัดส่วน X_i อยู่ในช่วงร้อยละ 7-72 ของค่าชีโอดีทั้งหมด และมีค่าสัดส่วน X_s อยู่ในช่วงร้อยละ 16-53 และมีค่าสัดส่วน S_i อยู่ในช่วงร้อยละ 6-14 ของค่าชีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียจากฟาร์มเลี้ยงหมู (Boursier et al., 2005)

จากรูปที่ 4.14(ก) แสดงสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปความเข้มข้นของชีโอดีทั้งหมดของระบบแบบไม่ใช้อากาศพบว่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ส่วนใหญ่อยู่ในรูปของอนุภาคสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากและมีความเข้มข้นลดลงเมื่อเทียบกับในตะกอนที่ออกจากระบบแบบใช้อากาศ และเมื่อพิจารณาในรูปของร้อยละชีโอดีทั้งหมดดังรูปที่ 4.14(ข) พบว่าเมื่ออุณหภูมิการย่อยเพิ่มขึ้นจากอุณหภูมิห้องเป็นอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก สัดส่วนขั้วสเตรทที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้จะต่ออนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้มีค่าลดลงและสัดส่วนขั้วสเตรทที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายต่อสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ลดลง พบว่า สัดส่วนอนุภาคสารอินทรีย์ทั้งหมด ($X_s + X_i$) มีค่าลดลง และมีค่าลดลงที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมากกว่าที่อุณหภูมิห้อง แสดงว่าอนุภาคสารอินทรีย์สามารถย่อยสลายที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมากกว่าอุณหภูมิห้อง ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสูงกว่าที่อุณหภูมิห้อง และทำให้ปริมาณของแข็งและชีโอดีทั้งหมดที่ออกจากถังแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกน้อยกว่าอุณหภูมิห้องด้วย นอกจากนี้ จะเห็นว่าสัดส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งหมด ($S_s + S_i$) ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้องเช่นกัน แสดงให้เห็นถึงกระบวนการ Solubilization ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมากกว่าอุณหภูมิห้องทำให้มีสารอินทรีย์ละลายน้ำซึ่งสามารถวัดได้ในรูปของ SCOD ที่มีองค์ประกอบส่วนใหญ่เป็นกรดอินทรีย์ระเหยง่าย ซึ่งเป็นสารตั้งต้นในการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้น ส่งผลให้อัตรการเกิดก๊าซชีวภาพที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมากกว่าที่อุณหภูมิห้อง และจากผลการศึกษาของ Ekama et al. (2007) พบว่าสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ที่อุณหภูมิ 25 °C ระยะเวลาเก็บกัก 5.63 วัน มีค่าเท่ากับร้อยละ 84.7 ของค่าชีโอดีทั้งหมด ซึ่งมีค่ามากกว่าสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้จากการศึกษานี้ที่มีค่าเท่ากับร้อยละ 73.4 ของค่าชีโอดีทั้งหมด ในขณะที่มีสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้มีค่าเท่ากับร้อยละ 26.6 ของค่าชีโอดีทั้งหมด แต่ลักษณะโดยทั่วไปของตะกอนจะสามารถย่อยสลายได้ร้อยละ 30-50 ของค่าชีโอดีทั้งหมด (Dumas et al., 2010) จากการพิจารณาแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์แสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ของสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ต่อสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้กับสัดส่วนบีโอดีต่อชีโอดีที่แสดงให้เห็นว่า สารอินทรีย์ในตะกอนส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากด้วยวิธีทางชีวภาพ



(ก)



(ข)

รูปที่ 4.14 สัดส่วนสารอินทรีย์ในตะกอนที่เข้าและออกจากถังปฏิกริยาแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (ก) ในรูปความเข้มข้นของซีโอดี ทั้งหมด (ข) ในรูปร้อยละซีโอดีทั้งหมด

4.5 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิกรณ์หมักหึ่งและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ดังตารางที่ 4.7 แสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ระหว่างค่าอัตราการโตจำเพาะสูงสุด ($\mu_{\max}$) ค่าอัตราการใช้อาหาร (R_x) ค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Y) ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุลอัตราการโตจำเพาะมีค่าเท่ากับ $1/2$ ของอัตราโตจำเพาะสูงสุด (K_s) และค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยเฉลี่ย ($\mu_{\max}/Y \cdot K_s$) โดยค่า R_x ขึ้นอยู่กับค่า Y และค่า $\mu_{\max}$ โดยที่ค่า Y แสดงให้เห็นถึงแหล่งพลังงานที่มีอยู่ในตัวซับสเตรต ในขณะที่ค่า $\mu_{\max}$ แสดงให้เห็นถึงการนำแหล่งพลังงานไปใช้ในการเจริญเติบโตได้อย่างรวดเร็วของจุลินทรีย์ ซึ่งจะเห็นว่าค่า $\mu_{\max}$ และค่า R_x มีค่าสูงเมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้น แต่มีค่าไม่แตกต่างกันที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ แสดงให้เห็นว่า เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้น ส่งผลให้อัตราการใช้อาหารเพิ่มขึ้น เนื่องจากมีอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เพิ่มขึ้น ทำให้ซับสเตรตที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายลดลง ซึ่งสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปชีโอดีทั้งหมด และของแข็งระเหยง่าย เมื่อเปรียบเทียบค่า $\mu_{\max}$ และค่า R_x ของถังปฏิกรณ์แบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่อัตราการเติมอากาศเดียวกัน พบว่า ค่า $\mu_{\max}$ และค่า R_x ของถังปฏิกรณ์แบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้อง แสดงให้เห็นว่า อุณหภูมิมีผลต่ออัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เช่นเดียวกับอัตราการเติมอากาศ โดยเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นส่งผลให้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศมากขึ้นตามไปด้วย ซึ่งเมื่อพิจารณาอัตราการตายของจุลินทรีย์ (ค่า k_d) พบว่า อัตราการตายของจุลินทรีย์มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราการเติมอากาศลดลง และมีค่าอัตราการตายที่อุณหภูมิห้องสูงกว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก แต่มีค่าน้อยกว่าผลการศึกษาของ Li, Li, and Zeng (2009) ซึ่งมีค่า k_d เท่ากับ 0.22 ต่อวัน และจากการศึกษาของ Patcharin racho (2009) ซึ่งมีค่า k_d อยู่ในช่วง 0.182 – 0.199 ต่อวัน

ตารางที่ 4.7 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

พารามิเตอร์	หน่วย	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3
$\mu_{\max}$	ต่อชั่วโมง	0.34	0.33	0.31	0.39	0.37	0.33
R_x	มิลลิกรัมซีไอดีที่ถูกกำจัดต่อ มิลลิกรัมของแข็งแขวนลอย ระเหยง่ายต่อชั่วโมง	0.52	0.51	0.41	0.55	0.52	0.40
Y	มิลลิกรัมของแข็งแขวนลอย ระเหยง่ายต่อมิลลิกรัมซีไอดี ที่ถูกกำจัด	0.66	0.65	0.75	0.70	0.72	0.80
k	ต่อวัน	0.32	0.31	0.29	0.37	0.35	0.31
k_d	ต่อวัน	0.0996	0.0999	0.1048	0.0923	0.0929	0.1001
K_s	มิลลิกรัมต่อลิตร	200	255	230	160	205	210
$\mu_{\max}/Y \cdot K_s$	($\cdot 10^{-3}$ ลิตรต่อมิลลิกรัมต่อชั่วโมง)	2.57	1.99	1.79	3.48	2.51	1.96

จากผลการศึกษาที่ผ่านมาของ Blok and Struys (1996) พบว่าค่า $\mu_{\max}$ ในตัวอย่างตะกอนจากอุตสาหกรรมมีค่าอยู่ในช่วง 0.019-0.375 ต่อชั่วโมงและค่า $\mu_{\max}$ ในตัวอย่างตะกอนจากชุมชนมีค่าอยู่ในช่วง 0.0125-0.275 ต่อชั่วโมงและในของเสียและตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียและในน้ำมันโดยทั่วไปจะมีค่า $\mu_{\max}$ อยู่ในช่วง 0.067-0.48 ต่อชั่วโมงและจากผลการศึกษาของ Tremier, Guardia, Massiani, Paul and Martel (2005) พบว่าในปฏิกิริยาระหว่างตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียกับเปลือกสนมีค่า $\mu_{\max}$ อยู่ในช่วง 0.13-0.34 ต่อชั่วโมงที่มีอุณหภูมิในการหมักอยู่ในช่วง 19.6-56.9°C และเมื่อทำการหมักที่อุณหภูมิ 20°C พบว่าให้ค่า $\mu_{\max}$ เท่ากับ 0.25 ต่อชั่วโมงในขณะที่ของเสียจากชุมชนและกระบวนการผลิตอาหารกลับให้ค่า $\mu_{\max}$ ที่ต่ำกว่า โดยมีค่าเพียง 0.002 ต่อชั่วโมงและ 0.07 ต่อชั่วโมง ตามลำดับ และในของผสมระหว่างตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียกับขี้เลื่อยก็ให้ค่า $\mu_{\max}$ ต่ำเช่นกันโดยมีค่าอยู่ในช่วง 0.007-0.023 ต่อชั่วโมง (Yamada and Kawase, 2006) ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับผลการศึกษาที่ได้ พบว่ามีค่าอยู่ในช่วงเดียวกัน

นอกจากนี้ค่า $\mu_{\max}$ มีความสัมพันธ์กับค่า K_s โดยขึ้นอยู่กับจุลินทรีย์และซับสเตรตที่นำมาศึกษา ถ้าแบคทีเรียที่นำมาศึกษาเป็นแบคทีเรียที่เพาะเลี้ยงขึ้นมาเฉพาะภายใต้สภาวะสิ่งแวดล้อมที่คงที่ ค่า $\mu_{\max}$ และค่า K_s ที่ได้จะผันแปรไปตามซับสเตรตที่ทำการศึกษา ในลักษณะเดียวกัน ถ้าทำการป้อนซับสเตรตชนิดเดียวกันลงในเชื้อแบคทีเรียบริสุทธิ์หลากหลายชนิด ค่า $\mu_{\max}$ และค่า K_s ที่ได้จะขึ้นอยู่กับชนิดของจุลินทรีย์ จากผลการทดลองนี้จะเห็นได้ว่าเป็นการเติมซับสเตรตชนิดเดียวกันลงในเชื้อจุลินทรีย์ที่แตกต่างกัน ดังนั้น ผลของค่า $\mu_{\max}$ และค่า K_s ที่ได้จะขึ้นอยู่กับชนิดของจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์แต่ละถังที่ทำการศึกษา และเมื่อพิจารณาจากตารางที่ 4.8 จะเห็นว่า ค่า

$\mu_{\max}$ และค่า K_s ในตัวอย่างที่แตกต่างกันก็จะให้ค่าที่ไม่เหมือนกัน โดยค่า K_s และค่า $\mu_{\max}$ แสดงให้เห็นถึงความสามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพของซบสเทรตที่ทำการศึกษาค่า $\mu_{\max}$ มีค่าสูงและค่า K_s มีค่าต่ำแสดงว่าซบสเทรตที่นำมาศึกษามีความสามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพได้อย่างรวดเร็ว ในขณะที่หากค่า $\mu_{\max}$ มีค่าต่ำและค่า K_s มีค่าสูง แสดงว่าซบสเทรตที่นำมาศึกษามีความสามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพได้ช้ามาก เมื่อพิจารณาจากค่า $\mu_{\max}$ และ K_s ในตัวอย่างตะกอนที่ออกจากถังปฏิกรณ์ทั้ง 6 ถัง แสดงให้เห็นว่า ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที จะให้ค่า $\mu_{\max}$ ที่สูงกว่าและให้ค่า K_s ที่ต่ำกว่าอัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ซึ่งแสดงให้เห็นว่าที่สภาวะการทดลองที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที จะมีซบสเทรตที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายมากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที และส่งผลให้จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตได้ดีและเร็วมากขึ้น ทำให้สัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายด้วยวิธีทางชีวภาพของถังปฏิกรณ์แบบใช้อากาศที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที มีค่าน้อยกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที และมีค่าน้อยมากขึ้นที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกเมื่อเปรียบเทียบกับที่อุณหภูมิห้อง ดังนั้น เมื่อทำการเพิ่มอุณหภูมิการย่อยเป็นเทอร์มอฟิลิก จึงพบปริมาณซบสเทรตที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายเพิ่มขึ้นตามไปด้วย ซึ่งสามารถอธิบายได้จากค่าการละลายของซีโอดี (COD solubilisation) ที่มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิในการย่อยสูงขึ้นและมีอัตราการเติมอากาศที่เหมาะสม และประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี ของแ่งทั้งหมดและของแ่งระเหยง่าย ที่มีค่าเพิ่มขึ้น เมื่ออัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สูงขึ้น เนื่องจากมีซบสเทรตที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายด้วยวิธีทางชีวภาพเพิ่มขึ้น แต่ถึงอย่างไรก็ตาม สำหรับซบสเทรตบางชนิดที่มีอัตราการย่อยสลายได้ช้ามากจะต้องใช้พลังงานในการย่อยสลายมากกว่าซบสเทรตที่สามารถย่อยสลายได้รวดเร็ว ซึ่งสัมพันธ์กับค่า Y ที่แสดงในตารางที่ 4.8 โดยค่า Y จะมีค่าสูงภายใต้สภาวะอัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที เนื่องจากที่สภาวะอัตราการเติมอากาศต่ำกว่าที่จุลินทรีย์ต้องการนำไปใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ จึงทำให้มีสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้น้อยหรือยากด้วยวิธีทางชีวภาพ (สัดส่วน X_p) หลงเหลืออยู่ในถังปฏิกรณ์มากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ส่งผลให้ปริมาณสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี ของแ่งทั้งหมดและของแ่งระเหยง่าย หลงเหลืออยู่ในระบบมากกว่าที่อัตราการเติมอากาศอื่น ซึ่งจากงานวิจัยที่ผ่านมาค่า Y ในน้ำเสียจากฟาร์มเลี้ยงหมูมีค่าเท่ากับ 0.60 ± 0.02 แต่ค่า Y ที่เหมาะสมสำหรับน้ำเสียชุมชนมีค่าเท่ากับ 0.67 (Boursier et al., 2005) ใกล้เคียงกับค่า Y ในปฏิกิริยาระหว่างตะกอนกับของผสมที่มีค่าเท่ากับ 0.68 (Tremier et al., 2005)

โดยค่า Y เป็นค่าที่สามารถนำไปใช้ในการหาสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายด้วยวิธีทางชีวภาพในรูปของซีโอดีได้และขึ้นอยู่กับสัดส่วน S/X เริ่มต้นที่นำมาทำการศึกษา (Strotmann, Geldern, Kuhn, Gendig and Klein, 1999; Tremier et al., 2005) นอกจากนี้ค่า Y สามารถบ่งชี้ถึงปริมาณตะกอนที่ออกจากถังปฏิริยาได้ โดยในถังปฏิริยาอัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ จะมีปริมาณตะกอนที่ออกจากถังปฏิริยาน้อยกว่าที่ถังปฏิริยาอัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ซึ่งสัมพันธ์กับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่าย แต่หากเปรียบเทียบค่า Y ที่อุณหภูมิห้องกับอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก พบว่า ค่า Y ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้อง เนื่องจากที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีอัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์มากกว่าที่อุณหภูมิห้อง และมีอัตราการตายของจุลินทรีย์น้อยกว่า จึงทำให้มีจำนวนจุลินทรีย์มากกว่าที่อุณหภูมิห้อง ดังนั้นเมื่อคำนวณค่าพารามิเตอร์กลุ่ม $\mu_{\max}/Y \cdot K_s$ กับค่าคงที่อัตราการเกิดปฏิกิริยา (k) พบว่าให้ผลสอดคล้องกัน และให้ค่า k มากกว่าที่ได้จากการศึกษาของ Tomei et al. (2011b) ซึ่งมีค่า k ที่อุณหภูมิห้องเท่ากับ 0.25 ± 0.15 ต่อวัน เนื่องจากอุณหภูมิมีผลกับค่า k ตามสมการของอาร์เรเนียส จึงทำให้ค่า k มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้น จึงสามารถสรุปได้ว่าการย่อยสลายสารอินทรีย์จะเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็ว เมื่อมีอัตราการเติมอากาศเพียงพอและอุณหภูมิในการย่อยที่เหมาะสม โดยจะสามารถย่อยสลายได้ช้าลงเมื่ออัตราการเติมอากาศต่ำกว่าความต้องการในการย่อยสลายและจะมีอัตราการย่อยสลายเร็วขึ้นเมื่อเพิ่มอุณหภูมิเป็นเทอร์มอฟิลิก

บทที่ 5

สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการศึกษา

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียด้วยระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ โดยทำการศึกษาอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบร่วมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกินที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (55 ± 2 °C) และศึกษาอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินสำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ โดยใช้ตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีองค์ประกอบสารอินทรีย์ในรูปอัตราส่วนของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมด (VS/TS) เท่ากับ 0.90 และมีสัดส่วน TBOD/TCOD เท่ากับ 0.27 ซึ่งจัดเป็นตะกอนที่สามารถย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้น้อย

5.1.1 ผลของอัตราการเติมอากาศต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินสำหรับวิธีทางชีวภาพแบบใช้อากาศ

จากประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดของถังปฏิกริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง พบว่า ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ มีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 30.46 และที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ มีประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 27.05 และ 20.50 ตามลำดับ และที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าเท่ากับร้อยละ 34.76 31.16 และ 25.50 ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ตามลำดับ จะเห็นว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดชีโอดีทั้งหมดมีค่าลดลง เมื่ออัตราการเติมอากาศมีค่าลดลง เนื่องจากแบบที่เรียบบนใช้อากาศมีปริมาณออกซิเจนสำหรับการหายใจไม่เพียงพอต่อการนำไปใช้ในระหว่างที่ย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มาเกาะติดที่ผนังเซลล์เพื่อเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของสารโมเลกุลเล็กที่สามารถซึมผ่านเข้าไปในเซลล์ของจุลินทรีย์ได้ จึงทำให้มีปริมาณสารอินทรีย์หลงเหลืออยู่ในระบบมากกว่าที่อัตราการเติมอากาศสูงกว่า (Filali-Meknassi et al., 2000) และเมื่ออัตราการเติมอากาศลดลงจาก 1.0 เป็น 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ปริมาณชีโอดีละลายน้ำที่ออกจากถังปฏิกริยามีค่าลดลงในรูปแบบเดียวกัน โดยระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องมีค่า

ชีไอดีละลายน้ำเท่ากับ 430 376 และ 309 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ตามลำดับ และระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าชีไอดีละลายน้ำเท่ากับ 488 382 และ 271 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ตามลำดับ ซึ่งจากข้อมูลที่ได้จะเห็นว่าค่าชีไอดีละลายน้ำมีค่าน้อยสุดที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ เป็นผลมาจากการเกิดสถานะที่จุลินทรีย์มีอัตราการหายใจมากกว่าอัตราการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ในระหว่างการย่อยสลาย ซึ่งทำให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เพิ่มขึ้น เป็นเหตุให้ปริมาณคาร์บอนในสารอินทรีย์หายไป ทำให้สูญเสียแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงาน จึงอาจจะเป็นเหตุให้ปริมาณก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นจากระบบบำบัดทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศมีค่าลดลง หากจะนำตะกอนที่ผ่านการย่อยแบบใช้อากาศไปทำการย่อยต่อด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศ (Charles et al., 2009) ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายมีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกัน โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ น้อยกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ อย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ

5.1.2 ผลของอุณหภูมิสำหรับการควบคุมระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน

จากผลที่ได้แสดงให้เห็นว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปชีไอดี บีไอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่าย มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นเมื่อทำการย่อยด้วยระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ โดยเมื่อพิจารณาจากผลการวิเคราะห์ค่าชีไอดีทั้งหมดในตะกอนที่ออกจากระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก จะเห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดชีไอดีทั้งหมดที่อุณหภูมิห้อง มีค่าเท่ากับร้อยละ 45.08 และร้อยละ 37.02 และประสิทธิภาพการกำจัดชีไอดีทั้งหมดที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าเท่ากับร้อยละ 59.49 และร้อยละ 49.23 ซึ่งประสิทธิภาพการกำจัดชีไอดีทั้งหมดที่ได้ของระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิห้องอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดชีไอดีทั้งหมดของระบบแบบใช้อากาศมากกว่าระบบแบบไม่ใช้อากาศที่สถานะอุณหภูมิการย่อยเดียวกันและระยะเวลาในการเก็บกักเท่ากัน ซึ่งสามารถอธิบายได้จากความสัมพันธ์ระหว่างค่าชีไอดีทั้งหมดและค่าชีไอดีละลายน้ำ เนื่องจากปริมาณชีไอดีทั้งหมดประกอบด้วยส่วนที่เป็นอนุภาคหรือของแข็งและส่วนที่เป็นสารละลาย โดยในขั้นตอนการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ จุลินทรีย์จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำได้สุทธิ จึงทำให้ปริมาณชีไอดีละลายน้ำในน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้น เป็นผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดชีไอดีทั้งหมด

มีค่าต่ำกว่า ในขณะที่การย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน จุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจนจะนำสารอินทรีย์ละลายน้ำไปใช้ จึงทำให้ปริมาณชีโอดีละลายน้ำลดลง เป็นผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีทั้งหมดสูงกว่า (Tomei et al., 2011a; 2011b) และจากการลดลงของค่าชีโอดีทั้งหมดในระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนทั้งที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกซึ่งจะส่งผลต่อปริมาณชีโอดีละลายน้ำ โดยปริมาณชีโอดีละลายน้ำที่ออกจากถังปฏิกรณ์แบบใช้ออกซิเจนทั้งที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีแนวโน้มลดลงจากปริมาณชีโอดีละลายน้ำในตัวอย่างตะกอนดิบเข้าระบบ เนื่องจากจุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจนนำสารอินทรีย์ละลายน้ำซึ่งสามารถย่อยสลายได้ง่ายไปใช้เป็นแหล่งคาร์บอนในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ยากด้วยวิธีทางชีวภาพ ในขณะที่ปริมาณชีโอดีละลายน้ำที่ออกจากถังปฏิกรณ์แบบไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีแนวโน้มปริมาณชีโอดีละลายน้ำสูงขึ้น เนื่องจากแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำสุทธิ (Tomei et al., 2011a; 2011b) และมีค่าการละลายของชีโอดีออกจากระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิการทดลองเปลี่ยนจากอุณหภูมิห้องเป็นอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก โดยมีค่าเท่ากับร้อยละ 6.77 และร้อยละ 5.66 ของระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิห้อง และมีค่าเพิ่มมากขึ้นเป็นร้อยละ 10.08 และร้อยละ 8.34 ของระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก แสดงให้เห็นว่า แบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ได้ดีกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิก เนื่องจากแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกสามารถเจริญเติบโตได้เร็วกว่าและสามารถผลิตเอนไซม์ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิก (Liu et al., 2011) ในส่วนประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิห้องพบว่ามีความเท่ากับร้อยละ 41.54 และร้อยละ 34.92 ส่วนของระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีความเท่ากับร้อยละ 50.40 และร้อยละ 38.37 มีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งระเหยง่ายของระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิห้องเท่ากับร้อยละ 50.81 และร้อยละ 48.81 ส่วนของระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีความเท่ากับร้อยละ 71.28 และร้อยละ 61.82 ดังนั้นจะเห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปชีโอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่าย มีรูปแบบที่สอดคล้องกัน โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบรวมแบบใช้ออกซิเจนกับไม่ใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่าที่อุณหภูมิห้องอย่างมีนัยสำคัญทางสถิติ

5.1.3 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ

จากการแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ออกเป็น ซับสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Readily biodegradable organic substrate: S_g) ซับสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate: X_g) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter: S_p) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter: X_p) พบว่า ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่ออนาที่ มีอัตราการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ได้ดีกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่ออนาที่ จึงส่งผลให้ค่าบีโอดีและซีโอดีละลายน้ำที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่ออนาที่ มีค่าสูงกว่า และทำให้สัดส่วน X_p ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่ออนาที่ มีค่าลดลง เนื่องจากมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า ส่งผลให้อัตราการใช้ซับสเตรตมีค่ามากกว่า ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีและของแข็งระเหยง่ายมีค่าลดลงมากที่อัตราการเติมอากาศนี้ แต่ซับสเตรตถูกนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์และเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ทำให้ซับสเตรตที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายลดลงและสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้มีค่าเพิ่มขึ้น

5.1.4 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

จากผลการวิเคราะห์ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในถังปฏิกริยาอณูหุ้มห้องและอณูหุ้มเทอร์มอฟิลิกที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่ออนาที่ แสดงให้เห็นว่าการย่อยสลายสารอินทรีย์จะเกิดขึ้นได้รวดเร็วเมื่อมีอัตราการเติมอากาศเพียงพอและอณูหุ้มในการย่อยที่เหมาะสม โดยจะสามารถย่อยสลายได้ช้าลง เมื่ออัตราการเติมอากาศต่ำกว่าความต้องการในการย่อยสลายและจะมีอัตราการย่อยสลายเร็วขึ้นเมื่อเพิ่มอณูหุ้มเป็นเทอร์มอฟิลิก

5.2 ข้อเสนอแนะ

การศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินที่มีลักษณะเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้น้อย เนื่องจากมีค่าสัดส่วน BOD/COD เท่ากับ 0.27 จึงนำระบบแบบใช้อากาศมาช่วยในการเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ไปเป็นสารอนินทรีย์ (mineralization) และเพิ่มปริมาณสารอินทรีย์ละลายน้ำ พบว่า ระบบแบบใช้อากาศที่อณูหุ้มเทอร์มอฟิลิกและอัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่ออนาที่ เป็นสถานะที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดแบบใช้อากาศ สามารถกำจัดซีโอดีได้ร้อยละ 35 และของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 43 และเมื่อทำการย่อยต่อด้วยระบบแบบ

ไม่ใช้อากาศทำให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้น ดังนั้นระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ จึงเหมาะกับตะกอนที่มีลักษณะย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก

แต่อย่างไรก็ตาม การใช้ระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และอัตราการเติมอากาศมีข้อจำกัดด้านความต้องการพลังงานสูง ส่งผลให้ค่าใช้จ่ายในการบำบัด เพิ่มขึ้น ดังนั้นระบบนี้จึงอาจจะเหมาะกับระบบบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณตะกอนน้อย เช่น ระบบ บำบัดน้ำเสียนาคลอง หรือขนาดเล็ก แต่สามารถนำก๊าซชีวภาพที่ได้จากระบบแบบไม่ใช้อากาศ มาเป็นแหล่งพลังงานหมุนเวียนสำหรับพลังงานในการเติมอากาศและให้ความร้อนแก่ระบบได้ ซึ่ง ทำให้ค่าใช้จ่ายในการบำบัดลดลง

สำหรับในการนำไปใช้งานจริง อาจจะต้องทำการปรับปรุงระบบให้มีความเหมาะสมกับ ระบบบำบัดที่มีอยู่ โดยอาจจะเพิ่มขนาดถังหมักเพิ่มระยะเวลาในการเก็บกักให้มากขึ้นแทนการเพิ่ม อุณหภูมิในการย่อยถ้ำในกรณีที่มีพื้นที่มากพอ หรือเพิ่มปริมาตรอากาศให้มากขึ้น เมื่อทำการย่อย ตะกอนที่มีสัดส่วน BOD/COD สูง ก่อนจะเข้าสู่ระบบแบบไม่ใช้อากาศ

นอกจากนี้จากผลการศึกษา พบว่า แนวโน้มของประสิทธิภาพการบำบัดเพิ่มขึ้น เมื่ออัตรา การเติมอากาศเพิ่มขึ้น แต่การศึกษานี้ทำการศึกษาที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 0.5 และ 1.0 ปริมาตร อากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ ซึ่งอาจจะไม่มากเกินพอ ดังนั้น จึงควรศึกษาผลของอัตราการเติม ที่เพิ่มมากขึ้นจากการศึกษานี้ เช่น 2.0 3.0 หรือ 4.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที่ เพื่อ นำผลการศึกษาที่ได้มาสนับสนุน แต่ทั้งนี้ทั้งนั้น ควรที่จะพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดที่ได้กับ ค่าใช้จ่ายในการบำบัดที่เพิ่มขึ้นด้วย ส่วนอุณหภูมิที่ได้จากการศึกษา พบว่า ให้แนวโน้มมี ประสิทธิภาพการบำบัดที่เพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นเช่นกัน ซึ่งอาจจะทำการศึกษาเพิ่มเติม โดย ทำการศึกษาที่ระยะเวลาการเก็บกักเพิ่มขึ้น ลดอุณหภูมิในการย่อยลง เพื่อสนับสนุนผลการศึกษา นี้ และคำนึงถึงการนำไปใช้ประโยชน์ในความเป็นจริงมากขึ้น

รายการอ้างอิง

- กนกกาญจน์ ธรรมนิษฐ์. (2548) การวิเคราะห์ปริมาณนิเกิลในผักคะน้า โดยใช้จุลินทรีย์มีประสิทธิภาพที่ปลูกด้วยดินผสมกากตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียส่วนกลาง นิคมอุตสาหกรรมลาดกระบัง กรุงเทพมหานคร. วิทยานิพนธ์ปริญญาตรี. มหาวิทยาลัยราชภัฏจันทรเกษม. กรุงเทพมหานคร.
- เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์. (2547). วิศวกรรมกรากำจัดน้ำเสีย. เล่มที่ 5. พิมพ์ครั้งที่ 1. นนทบุรี: เอส. อาร์. พรินติ้ง แมสโปรดักส์.
- วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์. (2550). การบำบัดตะกอนจากระบบตะกอนเร่งและตะกอนสเปนท์เกรนจากโรงงานผลิตเบียร์ โดยดัดแปลงไร้อากาศและการใช้ตะกอนย่อยเพื่อเป็นวัสดุปรับปรุงดิน, วิทยานิพนธ์ปริญญาโท. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์. กรุงเทพมหานคร.
- สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมไทย. (2535). คู่มือวิเคราะห์น้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพฯ: World Environmental Center.
- สันตติ ศรีอนันต์ไพบูลย์. (2549). ระบบบำบัดน้ำเสีย. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์ท้อป.
- Appels, L., Baeyens, J., Degreve, J., and Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science** 34: 755–781.
- Bernard, S. and Gray, N.F. (2000). Aerobic digestion of pharmaceutical and domestic wastewater sludges at ambient temperature. **Water Research** 34(3): 725-734.
- Blok, J., and Struys, J. (1996). Measurement and Validation of Kinetic Parameter Values for Prediction of Biodegradation Rates in Sewage Treatment, **Ecotoxicology and environmental safety** 33: 217-227.
- Boe, K. and Angelidaki, I. (2009). Serial CSTR digester configuration for improving biogas production from manure. **Water Research** 43: 166-172.
- Bolzonella, D., Pavan, P., Battistoni, P., and Cecchi, F. (2005). Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process. **Process Biochemistry** 40: 1453-1460.

- Borowski, S., and Szopa, J.S. (2007). Experiences with the dual digestion of municipal sewage sludge. **Bioresource Technology** 98: 1199–1207.
- Bougrier, C., Albasi, C., Delgenes, J.P., and Carrere, H. (2006). Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. **Chemical Engineering and Processing** 45: 711–718.
- Bougrier, C., Delgenes, J.P., and Carrère, H. (2008). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. **Chemical Engineering Journal** 139: 236–244.
- Boursier, H., Beline, F., and Paul, E. (2005) Piggery wastewater characterization for biological nitrogen removal process design, **Bioresource Technology**. 96: 351-358.
- Carballa, M., Omiel, F., Alder, A.C. and Lema, J.M. (2006). Comparison between the conventional anaerobic digestion of sewage sludge and its combination with a chemical or thermal pre-treatment concerning the removal of pharmaceuticals and personal care products. **Water Science & Technology** 53 (8): 109–117.
- Carrere, H., Dumas, C., Battimelli, A., Batstone, D.J., Delgenes, J.P., Steyer, J.P., and Ferrer, I. (2010). Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. **Journal of Hazardous Materials** 183: 1–15.
- Carrington, E.G., Pike, E.B., Auty, D. and Morris, R. (1991). Destruction of faecal bacteria, enteroviruses and ova of parasites in wastewater sludge by aerobic thermophilic anaerobic mesophilic digestion. **Water Science and Technology** 24(2): 377-380.
- Chang, T-C., You, S-J., Damodar, R.A., and Chen, Y-Y. (2011). Ultrasound pre-treatment step for performance enhancement in an aerobic sludge digestion process, **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers** 42: 801–808.
- Charles, W., Walker, L. and Cord-Ruwisch, R. (2009). Effect of pre-aeration and inoculum on the start-up of batch thermophilic anaerobic digestion of municipal solid waste, **Bioresource Technology** 100: 2329–2335.
- Cheong, D-Y., and Hansen, C.L. (2008). Effect of feeding strategy on the stability of anaerobic sequencing batch reactor responses to organic loading condition. **Bioresource Technology** 99: 5058-5068.

- Cheunbarn, T. and Pagilla, K.R. (2000). Aerobic thermophilic and anaerobic mesophilic treatment of sludge. **Journal of environmental engineering** 126 (9): 790-795.
- Christian Kohler. (2008). COD fraction dynamics: Respirometric analysis & modelling sewer processes. Ph.D. thesis. Technical University of Dresden. Germany.
- Cooney, C.L., and Wise, D.L. (1975). Thermophilic Anaerobic Digestion of Solid Waste for Fuel Gas Production. **Biotechnology and Bioengineering** 17(8): 1119–1135.
- Derbal, K., Bencheikh-lehocine, M., Cecchi, F., Meniai, A.-H., and Pavan, P. (2009). Application of the IWA ADM1 model to simulate anaerobic co-digestion of organic waste with waste activated sludge in mesophilic condition. **Bioresource Technology** 100: 1539 – 1543.
- Diamantis, V. I. and Aivasidis, A. (2007). Comparison of single- and two-stage UASB reactors used for anaerobic treatment of synthetic fruit wastewater. **Enzyme and Microbial Technology** 42: 6-10.
- Dumas, C., Perez, S., Paul, E., and Lefebure, X. (2010). Combined thermophilic aerobic process and conventional anaerobic digestion: Effect on sludge biodegradation and methane production. **Bioresearch Technology** 101: 2629-2636.
- Durruty, I., Zaritzky, N.E., and Gonzalez, J.F. (2012). Kinetic studies on the anaerobic degradation of soluble and particulate matter in potato wastewater. **Biosystems Engineering** 111: 195-205.
- Ekama, G.A., Sotemann, S.W., and Wentzel, M.C. (2007). Biodegradability of activated sludge organics under anaerobic conditions. **Water Research** 41: 244-252.
- Fakhru'l-Razi, A., and Molla, A.H. (2007). Enhancement of bioseparation and dewaterability of domestic wastewater sludge by fungal treated dewatered sludge. **Journal of Hazardous Materials** 147(1-2): 350-356.
- Filali-Meknassi, Y., Tyagi, R.D., and Narasiah, K.S. (2000). Simultaneous sewage sludge digestion and metal leaching: effect of aeration, **Process Biochemistry** 36: 263–273.
- Gatti, M.N., Garcia-Usach, F., Seco, A., and Ferrer, J. (2010). Wastewater COD characterization: analysis of respirometric and physical-chemical methods for determining biodegradable organic matter fractions, **Journal Chem Technol Biotechnol** 85: 536-544.
- Gavala, H.N., Angelidaki, I., and Ahring, B.K. (2003). Kinetics and Modeling of Anaerobic Digestion Process. **Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology** 81: 57-93.

- Gavalakis, E., Mamais, D., Marinos, C., and Andreadakis, A. (2006). An experimental and mathematical simulation of biological processes in a sewerage system. **Global NEST Journal** 8(1): 75-81.
- Ge, H., Jensen, P.D., and Batstone, D.J. (2010). Temperature phased anaerobic digestion increases apparent hydrolysis rate for waste activated sludge. **Water Research** 1-10.
- Gomez, X., Cuertos, M.J., Cara, J., Moran, A., and Garcia, A.I. (2006). Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. **Renewable energy** 31: 2017–2024.
- Grady, C.P.L., Daigger, G.T., and Lim, H.C. (1999). Biological wastewater treatment. Second edition, Marcel Dekker. New York.
- Habiba, L., Hassib, B., and Moktar, H. (2009). Improvement of activated sludge stabilisation and filterability during anaerobic digestion by fruit and vegetable waste addition. **Bioresource Technology** 100: 1555–1560.
- Henzs, M., Harremoes, P., la Cour Jansen, J., and Arvin, E. (2002). Wastewater Treatment Biological and Chemical Process. New York.
- Inoue, S., Sawayama, S., Ogi, T., and Yokoyama, S-Y. (1996). Organic Composition of Liquidized sewage sludge. **Biomass and Bioenergy** 10(1): 37-40.
- Inoue, S., Tsukahara, K., and Sawayama, S. (2002). Analysis of Effluent after Anaerobic Digestion of Liquid Phase Separated from Liquidized Garbage. **Journal of Bioscience and Bioengineering** 93(6): 607-609.
- Jain, R., Pathak, A., Sreekrishnan, T. R., and Dastidar, M. G. (2010). Autoheated thermophilic aerobic sludge digestion and metal bioleaching in a two-stage reactor system. **Journal of Environmental Sciences** 22(2): 230–236.
- Jung, S-J., Miyanaga, K., Tanji, Y., and Unno, H. (2004). Nitrogenous compounds transformation by the sludge solubilization under alternating aerobic and anaerobic conditions. **Biochemical Engineering Journal** 21: 207–212.
- Jung, S-J., Miyanaga, K., Tanji, Y., and Unno, H. (2006). Effect of intermittent aeration on the decrease of biological sludge amount. **Biochemical Engineering Journal** 27: 246–251.

- Juteau, P., Tremblay, D., Ould-Moulaye, C-B., Bisaillon, J-G., and Beaudet, R. (2004). Swine waste treatment by self-heating aerobic thermophilic bioreactors. **Water Research** 38: 539–546.
- Kaparaju, P., Buendia, I., Ellegaard, L., and Angelidakia, I. (2008). Effect of mixing on methane production during thermophilic anaerobic digestion of manure: Lab-scale and pilot-scale studies. **Bioresource Technology** 99: 4919-4928.
- Karahan, O., Dogruel, S., Dulekgurgen, E., and Orhon, D. (2007). COD fractionation of tannery wastewaters - Particle size distribution, biodegradability and modeling, **Water Research** 42: 1083–1092.
- Khalili, N.R., Chaib, E., Parulekar, S.J., and Nykiel, D. (2000). Performance enhancement of batch aerobic digesters via addition of digested sludge. **Journal of Hazardous Materials** 76: 91-102.
- Kim, J., Park, C., kim, T-H., Lee, M., Kim, S., Kim, S-W., AND Lee, J. (2003). Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. **Journal of Bioscience and Bioengineering** 95(3): 271-275.
- Kim, D-H., Jeong, E., Oh, S-E., and Shin, H-S. (2010). Combined (alkaline D ultrasonic) pretreatment effect on sewage sludge disintegration. **Water Research** 44: 3093-3100.
- Kristensen, E., Ahmed, S.I., and Devol, A.H. (1995). Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: Which is fastest?. **Limnol. Oceanogr.**, 40(8): 1430-1437.
- Kumar, N., Novak, J.T., and Murthy, S. (2006). Effect of secondary aerobic digestion on properties of anaerobic digested biosolids. **Water Environment Foundation** 6806-6829.
- Lagarde, F., Tusseau-Vuillemin, M-H., Lessard, P., Heduit, A., Dutrop, F., and Mouchel, J-M. (2005). Variability estimation of urban wastewater biodegradable fractions by respirometry, **Water Research** 39: 4768–4778.
- Li, W.W., Li, X.D., and Zeng, K.M. (2009). Aerobic biodegradation kinetics of tannic acid in activated sludge system. **Biochemical Engineering Journal** 43: 142–148.
- Liu, S., Zhu, N., and Li, L.Y. (2011). The one-stage autothermal thermophilic aerobic digestion for sewage sludge treatment. **Chemical Engineering Journal** 174: 564– 570.

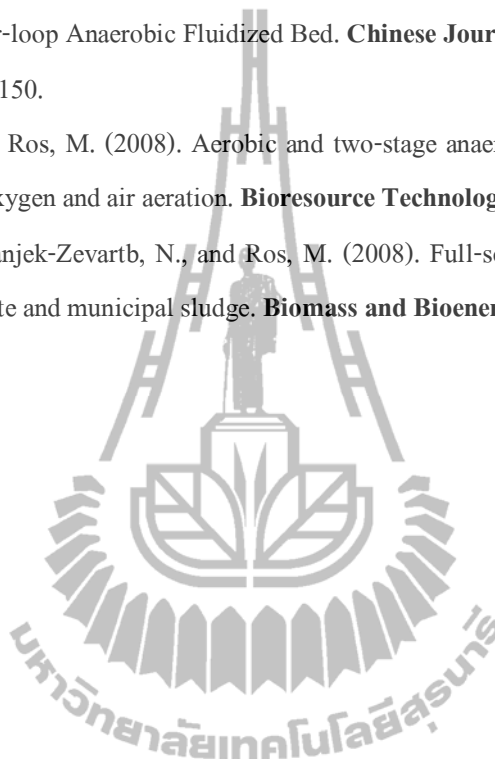
- Liu, S., Zhu, N., Li, L.Y., and Yuan, H. (2011). Isolation, identification and utilization of thermophilic strains in aerobic digestion of sewage sludge. **Water Research** 45: 5959-5968.
- Liu, S., Zhu, N., and Li, L.Y. (2012) The one-stage autothermal thermophilic aerobic digestion for sewage sludge treatment: Stabilization process and mechanism. **Bioresource Technology** 104: 266–273.
- Lu, J., Gavala, H.N., Skiadas, I.V., Mladenovska, Z., and Ahring, B.K. (2008). Improving anaerobic sewage sludge digestion by implementation of a hyper-thermophilic prehydrolysis step. **Journal of Environmental Management** 88: 881–889.
- Mathieu, S., and Etienne, P. (2000). Estimation of wastewater biodegradable COD fractions by combining respirometric experiments in various SO/XO ratios, **Water Research** 34(4): 1233-1246.
- Metcalf and Eddy, Inc. (2004). **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. International Edition, ISBN 007-124140-X, McGraw-Hill, Singapore.
- Mottet, A., Steyer, J.P., Deléris, S., Vedrenne, F., Chauzy, J., and Carrère, H. (2009). Kinetics of thermophilic batch anaerobic digestion of thermal hydrolysed waste activated sludge. **Biochemical Engineering Journal** 46: 169–175.
- Mshandete, A., Bjornsson, L., Kivaisi, A.K., Rubindamayugi, S.T., and Mattiasson, B. (2005). Enhancement of anaerobic batch digestion of sisal pulp waste by mesophilic aerobic pre-treatment. **Water Research** 39: 1569–1575.
- Nges, I.A., and Liu, J. (2009). Effects of anaerobic pre-treatment on the degradation of dewatered-sewage sludge. **Renewable Energy** 34: 1795–1800.
- Novak, J.T., Banjade, S., and Murthy, S.N. (2011). Combined anaerobic and aerobic digestion for increased solids reduction and nitrogen removal. **Water Research** 45(2): 618-624.
- Orhon, D., Ates, E., Sozen, S., and Cokgor, E.U. (1997). Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. **Environmental Pollution** 95(2): 191-204.
- Pagilla, K.R., Kim, H., and Cheunbarn, T. (2000). Aerobic thermophilic and anaerobic mesophilic treatment of swine waste. **Water Research** 34(10): 2747–2753.

- Parravicini, V., Svardal, K., Hornek, R. and Kroiss, H. (2008). Aeration of anaerobically digested sewage sludge for COD and Nitrogen removal: optimization at large-scale. **Water Science and Technology** 57(2) 257 – 264.
- Pasztor, I., Thury, P., and Pulai, J. (2009). Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling of wastewater treatment. **International Journal of Environmental Science and Technology** 6(1): 51-56.
- Patcharin Racho. (2009). Investigation of downflow hanging sponge (DHS) system using bacterial and fungal cultures as a post treatment for the UASB effluent of a tapioca starch wastewater, Ph.D. thesis. Suranaree University of Technology. Nakhonratchasima, Thailand.
- Pilli, S., Bhunia, P., Yan, S., Blanc, R.J., Tyagi, R.D., and Surampalli, R.Y.(2011). Ultrasonic pretreatment of sludge: A review. **Ultrasonics Sonochemistry** 18: 1–18.
- Ponsa, S., Ferrer, I., Vazquez, F., and Font, X. (2008). Optimization of the hydrolytic – acidogenic anaerobic digestion stage (55 °C) of sewage sludge: Influence of pH and solid content. **Water Research** 42: 3972 – 3980.
- Qasim, S.R. (1999). **Wastewater treatment plants**. Second edition, CRC Press, New York.
- Ramdani, A., Dold, P., Deleris, S., Lamarre, D., Gadbois, A., and Comeau, Y. (2010). Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge. **Water Research** 44: 2179-2188.
- Reuschenbach, P., Pagga, U., and Strotmann, U. 2003. A critical comparison of respirometric biodegradation test based on OECD 301 and related test methods. **Water Research** 37: 1571-1582
- Rio, A., Morales, N., Isanta, E., Mosquera-Corral, A., Campos, J.L., Steyer, J.P., and Carrere, H. (2011). Thermal pre-treatment of aerobic granular sludge: Impact on anaerobic biodegradability. **Water Research** 45: 6011-6020.
- Rubia, M.A., Perez, M., Romero, L.I., and Sales, D. (2006). Effect of solids retention time (SRT) on pilot scale anaerobic thermophilic sludge digestion. **Process Biochemistry** 41: 79–86.
- Salsabil, M.R., Prorot, A., Casellas, M., and Dagot, C. (2009). Pre-treatment of activated sludge: Effect of sonication on aerobic and anaerobic digestibility, **Chemical Engineering Journal** 148: 327–335.

- Sawyer, C. N., McCarty, P. L., and Parkin, G. F. (2003). **Chemistry for environmental and engineering science**. Singapore: McGraw-Hill.
- Song, Y-C., Kwon, S-J., and Woo, J-H. (2004). Mesophilic and thermophilic temperature co-phase anaerobic digestion compared with single-stage mesophilic- and thermophilic digestion of sewage sludge. **Water Research** 38: 1653-1662.
- Song, L-J., Zhu, N-W., Yuan, H-P., Hong, Y., Ding, J. (2010). Enhancement of waste activated sludge aerobic digestion by electrochemical pre-treatment. **Water Research** 44: 4371-4378.
- Spanjers, H., and Vanrolleghem, P. (1995). Respirometry as a tool for rapid characterization of wastewater and activated sludge, **Water Science Technology** 31(2): 105-114.
- Strotmann, U.J., Geldern, A., Kuhn, A., Gendig, C. and Klein, S. (1999). Evaluation of a respirometric test method to determine the heterotrophic yield coefficient of activated sludge bacteria, **Chemosphere** 38 (15): 3555 – 3570.
- Tippayawong, N., and Thanompongchart, P. (2010). Biogas quality upgrade by simultaneous removal of CO₂ and H₂S in a packed column reactor. **Energy** 35(12): 4531-4535.
- Tomei, M.C., Rita, S., and Mininni, G. (2011a). Performance of sequential anaerobic/aerobic digestion applied to municipal sewage sludge. **Journal of Environmental Management** 92: 1867-1873.
- Tomei, M.C., Rita, S., and Mininni, G. (2011b). Sequential anaerobic/aerobic digestion of waste activated sludge: analysis of the process performance and kinetic study. **New Biotechnology** 29(1): 17-22.
- Tremier, A., de Guardia, A., Massiani, C., Paul, E., and Martel, J.L. (2005). A respirometric method for characterizing the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted, **Bioresource Technology** 96 : 169-180.
- Ugwuanyi, J.O., Hervey, L.M., and McNeil, B. (2005a). Effect of aeration rate and waste load on evolution of volatile fatty acids and waste stabilization during thermophilic aerobic digestion of a model high strength agricultural waste. **Bioresource Technology** 96: 721-730.

- Ugwuanyi, J.O., Herve, L.M., and McNeil, B. (2005b). Effect of digestion temperature and pH on treatment efficiency and evolution of volatile fatty acids during thermophilic aerobic digestion of model high strength agricultural waste. **Bioresource Technology** 96: 707-719.
- Vollertsen, J., and Hvitved-Jacobsen, T. (2002). Biodegradability of wastewater – a method for COD-fractionation. **Water Science and Technology** 45(3): 25–34.
- Wang, X., Qiu, Z., Lu, S., and Ying, W. (2010). Characteristics of organic, nitrogen and phosphorus species released from ultrasonic treatment of waste activated sludge. **Journal of Hazardous Materials** 176: 35–40.
- Wentzel, MC., Mbewe, A., Lakay, MT., and Ekama, GA. (1999). Batch test for characterization of the carbonaceous materials in municipal wastewaters, **Water SA** 25(3): 327-336.
- Wood, N., Tran, H., and Master, E. (2009). Pretreatment of pulp mill secondary sludge for high-rate anaerobic conversion to biogas. **Bioresource Technology** 100: 5729–5735.
- Wu, H., Yang, D., Zhou, Q., and Song, Z. (2009). The effect of pH on anaerobic fermentation of primary sludge at room temperature. **Journal of Hazardous Materials** 172: 196–201.
- Xu, G., Chen, S., Shi, J., Wang, S., and Zhu, G. (2010). Combination treatment of ultrasound and ozone for improving solubilization and anaerobic biodegradability of waste activated sludge. **Journal of Hazardous Materials** 180: 340–346.
- Yadvika, Yadav, A.K., Sreekrishnan, T.R., Satya, S., and Kohli, S. (2006). A modified method for estimation of chemical oxygen demand for samples having high suspended solids. **Bioresource Technology** 97: 721-726.
- Yamada, Y., and Kawase, Y. (2006). Aerobic composting of waste activated sludge: Kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption, **Waste management** 26: 49-61.
- Yiying, J., Huan, L., Bux, M.R., Zhiyu, W., and Yongfeng N. (2009). Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. **Journal of Environmental Sciences** 21: 279–284.
- Zhang, R., El-Mashad, H.M., Hartman, K., Wang, F., Liu, G., Choate, C., and Gamble, P. (2007). Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. **Bioresource Technology** 98: 929–935.

- Zhang, Z., and Zhu, J. (2005). Effectiveness of short-term aeration in treating swine finishing manure to reduce odour generation potential. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 105: 115–125.
- Zhiyi, D., Chaohai, W., and Xiufeng, Z. (2008). Start-up and Performance of a Novel Reactor--Jet Biogas Inter-loop Anaerobic Fluidized Bed. **Chinese Journal of Chemical Engineering** 16(1) : 143-150.
- Zupancic, G.D., and Ros, M. (2008). Aerobic and two-stage anaerobic-aerobic sludge digestion with pure oxygen and air aeration. **Bioresource Technology** 99: 100-109.
- Zupancic, G.D., Uranjek-Zevartb, N., and Ros, M. (2008). Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge. **Biomass and Bioenergy** 32: 162-167.





ภาคผนวก ก

ข้อมูลประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์

ตารางที่ ก.1 ความเข้มข้นของซีโอทีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาช่วงสภาวะคงตัว

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
0	10,799	8,020	9,510	8,664	6,625	8,230	6,251	7,266	8,510	5,512	7,122
3	10,816	9,561	9,987	9,054	6,510	7,995	7,182	8,850	8,890	5,012	6,890
6	10,793	9,312	8,321	9,920	7,751	8,845	8,245	8,021	7,620	5,890	7,530
10	10,785	8,845	9,020	9,102	8,332	7,762	8,897	7,520	7,992	6,541	6,356
12	10,756	7,032	8,623	8,845	8,001	8,412	9,231	6,120	7,812	6,945	7,512
15	10,732	7,962	8,710	7,650	7,320	7,320	8,625	7,012	7,850	6,231	6,255
19	10,764	8,812	7,765	8,112	6,651	7,963	8,032	7,899	6,836	5,698	6,899
21	10,755	8,132	8,743	9,321	7,014	6,998	9,021	7,236	7,923	6,010	5,799
24	10,773	7,751	8,841	8,561	7,762	7,543	8,125	6,800	8,022	6,599	6,320
27	10,804	7,001	7,321	9,662	6,321	8,023	9,320	6,120	6,592	5,569	7,011
31	10,839	8,321	8,610	10,020	7,512	7,851	8,960	7,266	7,800	6,352	6,890
34	10,848	7,120	7,621	8,845	8,032	8,651	8,852	6,215	6,832	6,325	7,560
36	10,842	8,562	9,621	8,763	7,114	7,326	8,036	7,621	8,521	6,012	6,122
39	10,812	7,930	8,812	9,112	6,320	8,231	8,412	7,021	7,920	5,210	7,320
42	10,804	7,665	7,510	8,410	6,654	7,021	8,001	6,951	6,569	5,451	6,022
45	10,807	8,110	8,372	8,032	7,152	7,650	7,412	7,366	7,551	5,580	6,410
48	10,816	8,560	8,502	8,890	7,751	7,810	7,695	7,612	7,659	6,051	6,500

ตารางที่ ก.1 ความเข้มข้นของซีไอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาช่วงสภาวะคงตัว (ต่อ)

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
51	10,824	8,021	8,014	8,590	7,025	7,920	7,899	7,210	7,199	5,580	6,790
54	10,849	7,562	8,360	8,014	7,130	8,011	8,012	6,620	7,485	5,700	6,690
57	10,844	8,011	8,014	8,251	6,945	7,450	8,230	7,201	7,199	5,046	6,013
60	10,838	7,662	7,798	8,625	6,598	7,681	8,410	6,740	7,081	5,126	6,156
63	10,833	7,023	8,036	9,014	7,012	7,500	7,599	6,210	7,022	5,541	6,051
66	10,827	7,152	8,140	9,231	7,200	8,400	8,230	6,120	7,362	5,545	6,621
69	10,850	7,220	7,899	8,810	7,351	8,100	8,410	6,152	7,100	5,300	6,621
72	10,873	7,630	8,201	8,994	7,100	7,699	8,120	6,599	7,451	5,599	6,050
75	10,894	8,001	8,001	8,784	6,889	8,200	8,003	6,820	7,230	5,277	6,820
79	10,885	7,741	7,599	8,562	6,584	7,100	7,995	6,640	6,951	4,910	5,744
83	10,875	7,026	7,641	8,410	6,322	7,520	7,845	6,120	7,100	5,021	6,012
88	10,866	7,455	7,295	8,660	6,458	7,241	7,695	6,352	6,594	4,920	5,802
89	10,871	8,120	7,599	8,820	7,011	7,362	8,102	6,820	6,669	5,449	5,880
92	10,876	7,620	8,144	8,410	7,150	7,410	8,006	6,452	7,598	5,490	5,708
96	10,880	7,002	8,002	9,025	7,230	7,520	8,201	6,010	7,212	5,500	6,000
100	10,882	7,362	8,362	8,659	6,588	7,411	7,485	6,320	7,284	5,001	6,015
103	10,884	7,150	7,898	8,651	6,944	7,021	7,845	6,055	7,263	4,890	5,822

ตารางที่ ก.1 ความเข้มข้นของซีโอทีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาช่วงสภาวะคงตัว (ต่อ)

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
106	10,886	7,789	8,114	8,254	7,220	6,998	7,910	6,620	7,410	5,449	5,549
109	10,878	8,120	8,562	8,665	7,510	7,845	8,021	7,000	7,695	5,400	6,550
112	10,870	8,510	8,011	7,995	7,033	7,620	8,320	7,364	7,210	5,399	6,212
115	10,865	7,120	7,744	8,451	7,411	7,014	7,889	6,121	7,020	5,600	5,832
118	10,861	7,561	7,569	8,201	6,988	7,365	8,410	6,256	6,899	5,409	6,055
121	10,858	7,452	7,845	8,451	7,250	7,510	8,200	6,388	7,051	5,609	6,351
124	10,859	7,015	8,015	8,014	7,410	7,220	8,104	5,902	7,221	5,440	6,120
127	10,861	7,365	8,230	8,220	7,366	7,541	8,320	6,354	7,410	5,700	6,355
130	10,878	7,849	7,741	8,556	7,541	7,033	8,620	6,851	7,025	5,309	5,980
133	10,871	8,045	7,560	8,450	7,710	7,362	8,325	7,010	6,662	5,609	6,254
136	10,864	7,654	8,120	8,890	7,266	7,566	8,100	6,600	7,445	5,032	6,351
139	10,857	7,025	8,004	8,700	7,320	7,841	7,955	5,810	7,120	5,409	6,688
142	10,851	7,451	8,250	8,890	7,014	7,263	7,844	6,312	7,251	5,220	6,051
145	10,856	8,011	7,698	9,230	6,998	7,411	8,230	5,820	6,866	5,308	6,145
148	10,858	7,625	7,589	8,890	7,230	7,662	8,100	6,610	6,600	5,400	6,324
151	10,860	7,450	8,014	9,000	7,100	7,001	8,403	6,320	7,200	5,390	5,811

ตารางที่ ก.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของแต่ละถังปฏิกิริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของแต่ละถังปฏิกิริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
0	25.73	11.94	19.77	38.65	23.79	42.11	9.40	10.52	16.80	13.46	32.72	21.20	48.96	34.05
3	11.60	7.66	16.29	39.81	26.08	33.60	7.44	10.98	23.01	13.82	18.18	17.81	53.66	36.30
6	13.72	22.90	8.09	28.19	18.05	23.61	13.86	8.42	24.01	14.87	25.68	29.40	45.43	30.23
10	17.99	16.36	15.60	22.74	28.03	17.50	14.98	11.40	21.50	18.11	30.27	25.89	39.35	41.06
12	34.62	19.83	17.77	25.62	21.79	14.18	12.97	9.41	13.20	10.70	43.10	27.37	35.43	30.16
15	25.81	18.84	28.72	31.79	31.79	19.63	11.93	9.87	14.88	14.55	34.66	26.85	41.94	41.71
19	18.13	27.86	24.64	38.21	26.02	25.38	10.36	11.96	14.33	13.36	26.61	36.49	47.06	35.90
21	24.39	18.71	13.33	34.78	34.93	16.12	11.02	9.38	14.31	17.13	32.72	26.33	44.12	46.08
24	28.05	17.93	20.53	27.95	29.98	24.58	12.27	9.26	14.98	16.21	36.88	25.53	38.74	41.33
27	35.20	32.24	10.57	41.50	25.74	13.74	12.58	9.96	11.90	12.61	43.36	38.99	48.46	35.11
31	23.23	20.56	7.55	30.69	27.57	17.33	12.68	9.41	15.44	12.24	32.96	28.04	41.40	36.43
34	34.36	29.75	18.46	25.96	20.25	18.40	12.71	10.35	21.25	12.61	42.71	37.02	41.69	30.31
36	21.03	11.26	19.18	34.39	32.43	25.88	10.99	11.43	15.49	16.43	29.71	21.41	44.55	43.54
39	26.66	18.50	15.72	41.55	23.87	22.20	11.46	10.12	17.56	11.07	35.06	26.75	51.81	32.30

ตารางที่ ก.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของแต่ละถังปฏิกริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ (ต่อ)

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของแต่ละถังปฏิกริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
42	29.05	30.49	22.16	38.41	35.01	25.94	9.32	12.53	18.08	14.23	35.66	39.20	49.55	44.26
45	24.96	22.53	25.68	33.82	29.21	31.42	9.17	9.81	21.98	16.21	31.84	30.13	48.37	40.69
48	20.86	21.39	17.81	28.34	27.79	28.86	11.07	9.92	21.93	16.77	29.62	29.19	44.06	39.90
51	25.90	25.96	20.64	35.10	26.83	27.03	10.11	10.17	20.57	14.27	33.39	33.49	48.45	37.27
54	30.30	22.95	26.13	34.28	26.16	26.15	12.46	10.47	20.06	16.49	38.98	31.01	47.46	38.34
57	26.12	26.09	23.91	35.95	31.30	24.10	10.11	10.17	27.34	19.29	33.59	33.61	53.47	44.55
60	29.30	28.05	20.42	39.12	29.13	22.40	12.03	9.19	22.31	19.85	37.81	34.66	52.70	43.20
63	35.17	25.82	16.79	35.27	30.76	29.85	11.58	12.62	20.98	19.32	42.67	35.18	48.85	44.14
66	33.94	24.82	14.74	33.50	22.42	23.99	14.43	9.56	22.99	21.18	43.48	32.00	48.79	38.85
69	33.46	27.20	18.80	32.25	25.35	22.49	14.79	10.12	27.90	18.26	43.30	34.56	51.15	38.98
72	29.82	24.57	17.28	34.70	29.19	25.32	13.51	9.15	21.14	21.42	39.31	31.47	48.50	44.36
75	26.56	26.56	19.37	36.76	24.73	26.54	14.76	9.64	23.40	16.83	37.40	33.63	51.56	37.40
79	28.88	30.19	21.34	39.51	34.77	26.55	14.22	8.53	25.43	19.10	39.00	36.14	54.89	47.23
83	35.39	29.74	22.67	41.87	30.85	27.86	12.89	7.08	20.58	20.05	43.73	34.71	53.83	44.72

ตารางที่ ก.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของแต่ละถังปฏิกิริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ (ต่อ)

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของแต่ละถังปฏิกิริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
88	31.39	32.87	20.30	40.57	33.36	29.18	14.80	9.61	23.82	19.87	41.54	39.32	54.72	46.60
89	25.31	30.10	18.87	35.51	32.28	25.47	16.01	12.24	22.28	20.13	37.26	38.65	49.88	45.91
92	29.93	25.12	22.67	34.26	31.87	26.39	15.33	6.70	23.22	22.97	40.67	30.14	49.52	47.52
96	35.64	26.45	17.05	33.55	30.88	24.62	14.17	9.87	23.93	20.21	44.76	33.71	49.45	44.85
100	32.35	23.16	20.43	39.46	31.90	31.22	14.15	12.89	24.09	18.84	41.92	33.06	54.04	44.73
103	34.31	27.44	20.52	36.20	35.49	27.92	15.31	8.04	29.58	17.08	44.37	33.27	55.07	46.51
106	28.45	25.46	24.18	33.68	35.72	27.34	15.01	8.68	24.53	20.71	39.19	31.93	49.95	49.03
109	25.35	21.29	20.34	30.96	27.88	26.26	13.79	10.13	28.10	16.51	35.65	29.26	50.36	39.79
112	21.71	26.30	26.45	35.30	29.90	23.46	13.47	10.00	23.23	18.48	32.25	33.67	50.33	42.85
115	34.47	28.73	22.22	31.79	35.45	27.39	14.03	9.35	24.44	16.85	43.67	35.39	48.46	46.33
118	30.39	30.31	24.49	35.66	32.19	22.57	17.26	8.85	22.60	17.79	42.40	36.48	50.20	44.25
121	31.37	27.75	22.16	33.23	30.83	24.48	14.28	10.12	22.63	15.43	41.17	35.06	48.34	41.51
124	35.40	26.19	26.20	31.76	33.51	25.37	15.87	9.91	26.59	15.24	45.65	33.50	49.90	43.64
127	32.19	24.22	24.32	32.18	30.57	23.40	13.73	9.96	22.62	15.73	41.50	31.77	47.52	41.49

ตารางที่ ก.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของแต่ละถังปฏิริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ (ต่อ)

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของแต่ละถังปฏิริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
130	27.85	28.84	21.35	30.68	35.35	20.76	12.71	9.25	29.60	14.97	37.02	35.42	51.20	45.03
133	26.00	30.46	22.27	29.08	32.28	23.42	12.87	11.88	27.25	15.05	35.52	38.72	48.40	42.47
136	29.54	25.25	18.17	33.12	30.35	25.44	13.77	8.31	30.75	16.06	39.25	31.47	53.68	41.54
139	35.30	26.28	19.87	32.58	27.78	26.73	17.30	11.04	26.11	14.70	46.49	34.42	50.18	38.40
142	31.34	23.97	18.07	35.36	33.07	27.71	15.29	12.11	25.58	16.69	41.83	33.18	51.90	44.24
145	26.21	29.09	14.98	35.54	31.73	24.19	27.35	10.81	24.15	17.08	46.39	36.75	51.10	43.39
148	29.77	30.11	18.12	33.41	29.43	25.40	13.31	13.03	25.31	17.46	39.12	39.21	50.27	41.76
151	31.40	26.20	17.13	34.62	35.53	22.62	15.17	10.16	24.08	17.00	41.80	33.70	50.37	46.49

ตารางที่ ก.3 ความเข้มข้นของซีโอทีละลายน้ำในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกรณ์ชีวสภาวะคงตัว

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
0	353	388	424	441	582	441	353	582	512	918	829
3	494	406	424	318	567	282	247	441	371	706	653
6	425	369	351	406	517	351	258	443	517	702	628
10	459	406	335	318	441	388	335	424	424	671	618
12	400	383	365	278	470	452	400	452	383	713	678
15	383	487	348	348	452	313	174	383	452	696	609
19	403	491	420	385	473	333	228	455	403	806	683
21	353	494	353	265	476	300	229	353	265	794	671
24	470	504	330	365	470	348	226	435	330	678	574
27	591	463	360	257	480	326	171	377	291	823	737
31	494	429	394	377	480	326	223	411	326	823	686
34	441	459	388	300	547	335	265	388	282	847	688
36	556	424	335	300	494	388	300	459	353	812	671
39	660	429	394	309	497	377	291	463	343	789	720
42	497	326	206	257	411	326	274	411	480	840	686
45	459	424	371	353	476	247	247	371	282	741	688
48	400	470	417	383	487	330	330	470	348	835	661

ตารางที่ ก.3 ความเข้มข้นของซีโอทีละลายน้ำในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกรณ์ชีวภาวะคงตัว (ต่อ)

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
51	577	377	343	274	446	360	257	394	377	686	669
54	553	476	388	300	476	335	265	459	424	688	618
57	616	448	416	352	480	384	320	544	448	864	736
60	529	427	362	345	493	427	395	526	460	855	723
63	643	206	446	377	343	240	171	446	343	686	583
66	553	318	247	141	388	318	282	424	353	671	565
69	427	493	427	362	559	427	329	559	493	756	658
72	427	493	395	263	559	460	362	526	493	822	658
75	556	448	416	384	544	416	320	512	448	736	640
79	543	487	459	408	549	514	377	617	514	651	583
83	445	515	549	343	584	522	412	584	481	790	755
88	483	487	452	383	522	351	243	557	487	661	591
89	577	411	343	377	514	411	240	446	411	714	546
92	553	424	388	282	459	388	282	529	494	800	529
96	483	452	383	243	487	348	278	487	483	761	691
100	583	452	383	243	487	313	139	522	452	661	522
103	488	494	459	388	565	424	212	600	529	706	671

ตารางที่ ก.3 ความเข้มข้นของซีโอทีละลายน้ำในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกริยาช่วงสภาวะคงตัว (ต่อ)

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
106	513	417	313	209	452	313	209	552	414	822	687
109	469	369	258	222	443	369	295	580	469	754	743
112	577	446	411	343	514	446	240	514	446	817	749
115	620	352	320	224	384	320	160	616	520	780	648
118	532	406	369	332	406	369	258	517	469	754	680
121	529	448	320	288	480	320	288	512	416	736	608
124	558	430	394	358	537	358	251	601	530	716	601
127	513	348	243	139	383	313	139	517	448	787	683
130	488	424	353	212	529	318	282	594	588	671	629
133	517	383	348	383	487	383	348	552	517	787	652
136	488	424	353	318	494	388	247	624	553	824	788
139	480	544	448	416	576	480	352	512	448	712	680
142	500	467	367	333	500	400	267	433	467	633	700
145	520	352	288	256	416	320	192	553	488	752	620
148	624	529	388	353	529	424	282	459	488	759	624
151	574	411	343	309	480	377	240	611	443	711	677

ตารางที่ ก.4 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาช่วงสภาวะคงตัว

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
0	9,987	7,840	8,103	8,823	7,156	8,036	7,621	7,011	7,220	5,932	6,413
3	10,563	7,340	8,463	8,912	7,704	7,901	7,459	6,552	7,226	6,015	6,654
6	10,089	7,568	7,962	8,142	7,329	7,614	8,231	6,653	6,546	6,513	5,912
10	11,236	8,065	8,331	8,890	8,014	7,532	8,554	6,943	7,014	5,231	5,941
12	11,036	8,831	8,314	9,002	7,962	6,948	8,021	6,513	7,698	5,548	6,013
15	11,145	8,642	8,914	10,020	6,951	6,642	8,336	6,362	7,136	5,103	5,846
19	10,923	9,096	8,852	8,550	6,683	7,036	8,112	6,016	6,913	4,956	6,000
21	10,756	8,162	8,513	8,830	7,014	6,815	8,002	6,356	6,761	4,823	6,018
24	10,654	8,513	8,034	8,445	6,319	6,732	7,884	6,324	7,335	4,301	6,001
27	10,583	8,430	8,165	8,990	5,948	6,014	8,001	6,335	7,550	5,089	6,223
31	10,682	8,201	8,513	8,750	5,514	5,231	7,559	6,410	6,880	4,633	6,420
34	10,632	7,921	8,301	8,220	5,369	5,519	7,621	6,002	6,523	4,189	5,880
36	10,514	8,432	7,902	8,336	6,014	5,963	7,220	6,760	7,112	4,201	6,100
39	10,832	7,153	7,930	8,447	5,130	5,019	7,780	6,260	7,032	3,623	6,336
42	10,564	7,369	7,987	8,001	4,912	5,736	8,003	6,593	7,271	4,084	6,002
45	10,486	7,970	7,623	8,620	5,017	5,893	8,510	7,140	6,717	4,002	6,120
48	10,957	7,562	7,625	8,001	5,132	6,231	8,110	6,799	6,660	4,223	6,560

ตารางที่ ก.4 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาช่วงสภาวะคงตัว (ต่อ)

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
51	10,957	7,251	8,321	8,554	5,210	5,941	8,002	6,510	6,514	4,660	6,223
54	10,587	7,160	8,021	8,612	5,230	6,021	8,236	6,500	7,336	4,520	6,445
57	10,641	7,540	8,051	8,740	6,496	7,320	8,144	6,899	7,089	5,001	6,016
60	10,713	7,570	7,321	8,520	6,598	7,941	8,223	6,830	7,010	5,336	6,800
63	10,713	7,210	7,998	8,230	6,831	7,813	8,002	6,032	6,720	5,510	6,920
66	10,713	7,032	7,951	8,021	6,632	7,562	8,260	6,331	6,920	5,460	6,680
69	10,593	6,994	7,845	8,230	6,412	8,032	7,990	6,022	7,230	5,880	6,720
72	10,593	7,623	7,951	8,114	6,932	8,201	7,561	6,481	7,330	5,560	6,823
75	10,593	8,032	8,032	8,022	6,987	8,130	7,881	6,923	7,332	6,122	6,610
79	9,473	7,120	7,512	7,802	6,610	7,084	7,201	6,300	6,840	5,880	6,690
83	9,473	6,960	7,312	7,336	6,830	7,441	7,225	6,100	6,523	6,002	6,710
88	9,473	6,561	7,651	7,336	6,560	7,013	7,551	5,669	6,623	5,778	6,480
89	11,230	7,841	7,941	8,255	6,324	8,130	7,910	6,502	6,725	5,663	6,818
92	11,230	8,321	8,084	8,032	6,841	7,541	8,065	6,941	7,223	6,002	7,041
96	11,230	8,510	8,032	8,410	6,732	7,692	8,199	7,060	7,231	5,502	7,210
100	10,364	7,843	7,541	8,701	7,032	7,312	8,501	6,962	6,810	6,066	7,020
103	10,364	7,562	7,321	7,881	7,102	7,964	7,843	6,589	6,562	5,420	6,820

ตารางที่ ก.4 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาช่วงสภาวะคงตัว (ต่อ)

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
106	10,364	7,960	7,651	7,690	6,984	7,301	8,221	6,980	6,889	5,410	6,601
109	9,872	7,112	7,745	8,510	7,230	7,513	7,580	6,032	7,021	5,560	7,068
112	9,872	7,510	7,813	8,002	7,520	6,946	7,562	6,660	6,946	5,770	6,730
115	10,652	6,871	7,623	8,488	7,541	7,562	8,021	6,090	6,841	6,180	6,580
118	10,652	6,980	8,310	8,910	7,563	8,032	8,141	6,130	6,780	6,060	6,841
121	10,652	7,320	7,841	8,551	7,010	8,120	8,330	6,190	7,100	5,920	6,820
124	9,987	6,962	7,632	8,669	7,084	7,920	8,115	5,920	7,002	5,060	6,810
127	9,561	6,980	7,145	8,544	6,813	7,512	7,210	6,120	6,512	5,320	6,520
130	10,003	7,512	7,625	8,551	7,014	7,849	7,402	6,402	7,002	5,820	6,801
133	10,523	7,302	7,940	8,811	7,231	7,762	7,823	6,510	7,230	5,660	6,889
136	10,523	8,001	8,014	8,669	7,490	8,032	7,925	6,724	7,223	6,030	6,736
139	9,984	7,201	7,743	8,220	7,210	7,518	8,140	6,436	6,912	6,022	6,389
142	9,963	7,584	8,018	8,810	7,180	7,932	8,220	6,470	7,410	5,920	6,902
145	11,023	7,250	7,912	8,602	7,260	7,681	8,336	6,062	7,230	6,060	6,760
148	10,243	7,910	7,784	8,660	6,301	7,201	7,880	6,820	7,120	5,500	6,040
151	10,253	7,510	8,002	8,881	6,510	7,012	8,051	6,620	7,520	5,750	6,036

ตารางที่ ก.5 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของแต่ละถังปฏิกิริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของแต่ละถังปฏิกิริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
0	21.50	18.86	11.66	28.35	19.54	23.69	10.57	10.90	17.10	20.20	29.80	27.71	40.60	35.79
3	30.51	19.88	15.63	27.07	25.20	29.39	10.74	14.62	21.92	15.78	37.97	31.59	43.06	37.01
6	24.99	21.08	19.30	27.36	24.53	18.42	12.09	17.78	11.13	22.35	34.06	35.12	35.44	41.40
10	28.22	25.85	20.88	28.68	32.97	23.87	13.91	15.81	34.73	21.12	38.21	37.58	53.44	47.13
12	19.98	24.66	18.43	27.85	37.04	27.32	26.25	7.41	30.32	13.46	40.98	30.25	49.73	45.51
15	22.46	20.02	10.09	37.63	40.40	25.20	26.38	19.95	26.59	11.98	42.92	35.97	54.21	47.55
19	16.73	18.96	21.72	38.82	35.59	25.73	33.86	21.90	25.84	14.72	44.92	36.71	54.63	45.07
21	24.12	20.85	17.91	34.79	36.64	25.60	22.13	20.58	31.24	11.69	40.91	37.14	55.16	44.05
24	20.10	24.59	20.73	40.69	36.81	26.00	25.71	8.70	31.94	10.86	40.64	31.15	59.63	43.67
27	20.34	22.85	15.05	43.80	43.17	24.40	24.85	7.53	14.44	3.48	40.14	28.66	51.91	41.20
31	23.23	20.31	18.09	48.38	51.03	29.24	21.84	19.18	15.98	22.73	39.99	35.59	56.63	39.90
34	25.50	21.92	22.69	49.50	48.09	28.32	24.23	21.42	21.98	6.54	43.55	38.65	60.60	44.70
36	19.80	24.84	20.72	42.80	43.29	31.33	19.83	10.00	30.15	2.30	35.70	32.36	60.04	41.98
39	33.96	26.79	22.02	52.64	53.67	28.18	12.48	11.32	29.38	26.24	42.21	35.08	66.55	41.51

ตารางที่ ก.5 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของแต่ละถังปฏิกิริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ (ต่อ)

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของแต่ละถังปฏิกิริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
42	30.24	24.39	24.26	53.50	45.70	24.24	10.53	8.96	16.86	4.64	37.59	31.17	61.34	43.18
45	23.99	27.30	17.80	52.16	43.80	18.84	10.41	11.89	20.23	3.85	31.91	35.94	61.83	41.64
48	30.98	30.41	26.98	53.16	43.13	25.98	10.09	12.66	17.71	5.28	37.95	39.22	61.46	40.13
51	33.82	24.06	21.93	52.45	45.78	26.97	10.22	21.72	10.56	4.75	40.59	40.55	57.47	43.21
54	32.37	24.24	18.65	50.60	43.13	22.21	9.22	8.54	13.58	7.04	38.60	30.71	57.31	39.12
57	29.14	24.34	17.86	38.95	31.21	23.47	8.50	11.95	23.01	17.81	35.17	33.38	53.00	43.46
60	29.34	31.66	20.47	38.41	25.88	23.24	9.78	4.25	19.13	14.37	36.25	34.57	50.19	36.53
63	32.70	25.34	23.18	36.24	27.07	25.31	16.34	15.98	19.34	11.43	43.69	37.27	48.57	35.41
66	34.36	25.78	25.13	38.09	29.41	22.90	9.97	12.97	17.67	11.66	40.90	35.41	49.03	37.65
69	33.98	25.94	22.31	39.47	24.18	24.57	13.90	7.84	8.30	16.33	43.15	31.75	44.49	36.56
72	28.04	24.94	23.40	34.56	22.58	28.62	14.98	7.81	19.79	16.80	38.82	30.80	47.51	35.59
75	24.18	24.18	24.27	34.04	23.25	25.60	13.81	8.72	12.38	18.70	34.65	30.78	42.21	37.60
79	24.84	20.70	17.64	30.22	25.22	23.98	11.52	8.95	11.04	5.56	33.50	27.79	37.93	29.38
83	26.53	22.81	22.56	27.90	21.45	23.73	12.36	10.79	12.12	9.82	35.61	31.14	36.64	29.17

ตารางที่ ก.5 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของแต่ละถังปฏิกิริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ (ต่อ)

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของแต่ละถังปฏิกิริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
88	30.74	19.23	22.56	30.75	25.97	20.29	13.60	13.44	11.92	7.60	40.16	30.09	39.01	31.60
89	30.18	29.29	26.49	43.69	27.60	29.56	17.08	15.31	10.45	16.14	42.10	40.12	49.57	39.29
92	25.90	28.01	28.48	39.08	32.85	28.18	16.58	10.65	12.26	6.63	38.19	35.68	46.55	37.30
96	24.22	28.48	25.11	40.05	31.50	26.99	17.04	9.97	18.27	6.27	37.13	35.61	51.01	35.80
100	24.32	27.24	16.05	32.15	29.45	17.98	11.23	9.69	13.74	3.99	32.83	34.29	41.47	32.27
103	27.04	29.36	23.96	31.47	23.16	24.32	12.87	10.37	23.68	14.36	36.42	36.68	47.70	34.20
106	23.20	26.18	25.80	32.61	29.55	20.68	12.31	9.96	22.54	9.59	32.65	33.53	47.80	36.31
109	27.96	21.55	13.80	26.76	23.90	23.22	15.19	9.35	23.10	5.92	38.90	28.88	43.68	28.40
112	23.93	20.86	18.94	23.82	29.64	23.40	11.32	11.10	23.27	3.11	32.54	29.64	41.55	31.83
115	35.50	28.44	20.32	29.21	29.01	24.70	11.37	10.26	18.05	12.99	42.83	35.78	41.98	38.23
118	34.47	21.99	16.35	29.00	24.60	23.57	12.18	18.41	19.87	14.83	42.45	36.35	43.11	35.78
121	31.28	26.39	19.72	34.19	23.77	21.80	15.44	9.45	15.55	16.01	41.89	33.35	44.42	35.97
124	30.29	23.58	13.20	29.07	20.70	18.74	14.97	8.25	28.57	14.02	40.72	29.89	49.33	31.81
127	27.00	25.27	10.64	28.74	21.43	24.59	12.32	8.86	21.91	13.21	35.99	31.89	44.36	31.81

ตารางที่ ก.5 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของแต่ละถังปฏิกิริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ (ต่อ)

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดของแต่ละถังปฏิกิริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
130	24.90	23.77	14.52	29.88	21.53	26.00	14.78	8.17	17.02	13.35	36.00	30.00	41.82	32.01
133	30.61	24.55	16.27	31.28	26.24	25.66	10.85	8.94	21.73	11.25	38.14	31.29	46.21	34.53
136	23.97	23.84	17.62	28.82	23.67	24.69	15.96	9.87	19.49	16.14	36.10	31.36	42.70	35.99
139	27.87	22.45	17.67	27.78	24.70	18.47	10.62	10.73	16.48	15.02	35.54	30.77	39.68	36.01
142	23.88	19.52	11.57	27.93	20.39	17.49	14.69	7.58	17.55	12.99	35.06	25.62	40.58	30.72
145	34.23	28.22	21.96	34.14	30.32	24.38	16.39	8.62	16.53	11.99	45.01	34.41	45.02	38.67
148	22.78	24.01	15.45	38.48	29.70	23.07	13.78	8.53	12.71	16.12	33.42	30.49	46.30	41.03
151	26.75	21.95	13.38	36.51	31.61	21.48	11.85	6.02	11.67	13.92	35.43	26.66	43.92	41.13

ตารางที่ ก.6 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาช่วงสภาวะคงตัว

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
0	8,841	7,362	7,498	7,445	6,514	7,326	6,592	6,415	6,680	5,220	5,889
3	9,726	7,054	8,001	8,201	7,032	7,015	6,652	6,221	7,112	5,625	5,998
6	9,120	7,492	7,032	7,625	6,514	6,485	7,415	6,335	6,012	5,623	5,561
10	9,561	7,859	7,145	7,632	7,512	6,326	7,215	6,641	5,886	4,885	5,362
12	9,415	7,741	6,984	7,152	7,023	6,152	7,012	6,500	5,500	4,998	5,481
15	9,326	7,521	6,254	7,514	6,015	5,846	7,210	6,220	5,336	4,459	5,231
19	9,004	6,152	6,584	7,362	6,032	6,325	6,652	5,521	5,326	4,226	5,521
21	9,584	7,269	6,120	7,441	6,251	5,986	6,881	6,220	5,124	4,331	5,001
24	9,584	7,254	6,485	7,662	5,584	5,659	6,991	6,300	5,809	4,021	4,650
27	9,658	7,320	6,695	7,220	5,142	5,120	7,002	6,220	6,012	4,562	4,226
31	9,485	7,102	6,032	7,001	5,032	4,465	7,150	6,225	5,409	4,002	5,102
34	9,451	6,845	6,001	7,330	4,856	4,951	6,941	5,889	5,390	3,889	4,110
36	9,658	6,321	6,485	7,551	5,236	5,012	7,250	5,445	5,668	3,659	4,308
39	9,952	5,326	6,145	6,681	4,326	4,562	7,122	4,660	5,362	3,221	3,880
42	9,562	5,562	6,659	6,911	4,621	4,998	6,651	4,690	5,849	3,659	4,512
45	9,620	5,001	6,215	6,884	4,512	5,012	6,841	4,360	5,560	3,880	4,410
48	9,005	5,032	6,152	6,751	4,512	5,562	6,230	4,412	5,510	3,650	4,888

ตารางที่ ก.6 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาช่วงสภาวะคงตัว (ต่อ)

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
51	9,005	5,941	6,021	7,623	4,485	5,412	6,612	5,001	5,330	3,554	4,889
54	9,152	4,895	5,481	7,021	4,751	5,362	6,523	4,112	5,001	4,152	4,580
57	9,984	6,021	6,215	7,362	5,465	5,952	6,881	4,266	5,701	3,570	4,598
60	9,984	6,320	5,847	7,102	5,659	5,142	7,022	4,610	5,225	4,089	4,266
63	9,984	5,942	6,014	6,881	5,523	5,362	6,881	4,954	5,011	3,802	4,359
66	9,984	5,841	6,325	6,910	5,485	5,012	6,915	5,001	5,562	3,790	4,010
69	9,362	5,649	6,481	6,811	5,012	5,623	6,594	4,880	5,894	3,631	4,500
72	9,362	5,362	6,514	6,651	5,236	5,231	6,451	4,520	5,590	3,986	4,410
75	9,362	5,946	5,548	6,815	4,563	5,362	6,841	5,001	4,779	3,612	4,320
79	8,326	5,894	6,015	6,325	5,120	5,012	6,695	4,990	5,330	4,056	4,020
83	8,326	5,841	5,849	6,012	5,263	5,481	5,889	4,910	5,180	3,609	4,020
88	8,326	5,481	6,012	6,302	5,032	5,263	6,251	4,556	5,263	3,490	4,209
89	10,052	5,784	6,142	6,684	4,785	5,584	6,912	4,998	4,660	3,601	4,485
92	10,052	6,120	6,015	6,881	5,162	6,032	6,845	5,226	5,223	3,413	4,863
96	10,052	6,481	6,032	7,220	5,362	6,201	6,548	5,401	5,220	3,507	4,565
100	9,152	6,698	6,015	7,510	5,481	5,889	7,021	5,648	5,326	3,708	4,720
103	9,152	5,348	6,102	6,841	5,621	5,412	6,412	4,798	5,124	3,901	4,490

ตารางที่ ก.6 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาช่วงสภาวะคงตัว (ต่อ)

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
106	9,152	5,840	6,120	6,325	5,362	5,996	6,514	4,985	5,263	3,850	4,720
109	8,749	6,018	6,215	6,889	5,495	6,032	6,599	5,220	5,326	4,180	4,826
112	8,749	5,329	6,325	7,001	5,321	5,412	6,142	4,662	5,421	4,426	4,358
115	9,485	5,699	6,014	7,200	5,482	5,032	6,845	4,880	5,263	3,778	4,051
118	9,485	5,800	5,849	7,144	5,132	5,562	6,445	5,001	5,002	3,650	4,689
121	9,485	6,120	6,325	7,330	5,694	5,481	6,944	5,485	5,596	4,408	4,380
124	8,795	5,781	6,140	6,625	5,032	5,326	6,201	5,110	5,326	3,250	4,260
127	8,795	5,884	5,594	7,001	5,481	5,421	6,321	4,889	5,032	3,720	4,300
130	9,203	6,784	6,201	7,211	5,629	5,326	6,612	5,880	5,481	4,002	4,059
133	9,651	6,123	5,518	7,311	5,859	5,124	6,447	5,216	4,910	4,500	4,209
136	9,651	5,849	5,562	7,411	4,956	5,236	6,659	5,115	4,899	3,702	4,020
139	8,749	6,112	5,481	7,026	5,695	4,889	6,845	5,112	4,665	3,966	3,820
142	8,749	6,481	5,541	7,230	4,596	5,263	6,355	5,521	4,778	3,650	4,085
145	10,021	6,004	5,926	7,100	4,813	5,014	6,488	5,162	4,851	3,401	4,051
148	9,326	6,088	5,412	7,326	4,462	5,632	6,635	5,794	4,895	3,510	4,321
151	9,326	6,410	5,628	7,741	5,032	5,249	6,884	5,326	5,002	3,580	4,210

ตารางที่ ก.7 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของแต่ละถังปฏิกิริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของแต่ละถังปฏิกิริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
0	16.73	15.19	15.79	26.32	17.14	25.44	12.86	10.91	19.86	19.62	27.44	24.44	40.96	33.39
3	27.47	17.74	15.68	27.70	27.87	31.61	11.81	11.11	20.01	14.50	36.04	26.88	42.17	38.33
6	17.85	22.89	16.39	28.57	28.89	18.70	15.44	14.51	13.68	14.25	30.54	34.08	38.34	39.02
10	17.80	25.27	20.18	21.43	33.84	24.54	15.50	17.62	34.97	15.24	30.54	38.44	48.91	43.92
12	17.78	25.82	24.04	25.41	34.66	25.52	16.03	21.25	28.83	10.91	30.96	41.58	46.91	41.78
15	19.35	32.94	19.43	35.50	37.32	22.69	17.30	14.68	25.87	10.52	33.30	42.78	52.19	43.91
19	31.67	26.88	18.24	33.01	29.75	26.12	10.26	19.11	29.94	12.71	38.68	40.85	53.07	38.68
21	24.15	36.14	22.36	34.78	37.54	28.20	14.43	16.27	30.72	16.46	35.10	46.54	54.81	47.82
24	24.31	32.34	20.05	41.74	40.95	27.06	13.15	10.42	27.99	17.83	34.27	39.39	58.04	51.48
27	24.21	30.68	25.24	46.76	46.99	27.50	15.03	10.20	11.28	17.46	35.60	37.75	52.76	56.24
31	25.12	36.40	26.19	46.95	52.93	24.62	12.35	10.33	20.47	14.27	34.37	42.97	57.81	46.21
34	27.57	36.50	22.44	48.62	47.61	26.56	13.97	10.18	19.91	16.99	37.69	42.97	58.85	56.51
36	34.55	32.85	21.82	45.79	48.11	24.93	13.86	12.60	30.12	14.05	43.62	41.31	62.11	55.39
39	46.48	38.25	32.87	56.53	54.16	28.44	12.50	12.74	25.54	14.95	53.18	46.12	67.63	61.01

ตารางที่ ก.7 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของแต่ละถังปฏิกิริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ (ต่อ)

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของแต่ละถังปฏิกิริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
42	41.83	30.36	27.72	51.67	47.73	30.44	15.68	12.16	20.82	9.72	50.95	38.83	61.73	52.81
45	48.01	35.40	28.44	53.10	47.90	28.89	12.82	10.54	14.01	12.01	54.68	42.20	59.67	54.16
48	44.12	31.68	25.03	49.89	38.23	30.82	12.32	10.44	19.10	12.12	51.00	38.81	59.47	45.72
51	34.03	33.14	15.35	50.19	39.90	26.57	15.82	11.48	20.76	9.66	44.46	40.81	60.53	45.71
54	46.51	40.11	23.28	48.09	41.41	28.73	16.00	8.76	12.61	14.58	55.07	45.36	54.63	49.96
57	39.69	37.75	26.26	45.26	40.38	31.08	29.15	8.27	34.68	22.75	57.27	42.90	64.24	53.95
60	36.70	41.44	28.87	43.32	48.50	29.67	27.06	10.64	27.74	17.04	53.83	47.67	59.04	57.27
63	40.48	39.76	31.08	44.68	46.29	31.08	16.63	16.68	31.16	18.71	50.38	49.81	61.92	56.34
66	41.50	36.65	30.79	45.06	49.80	30.74	14.38	12.06	30.90	19.99	49.91	44.29	62.04	59.84
69	39.66	30.77	27.25	46.46	39.94	29.57	13.61	9.06	27.55	19.97	47.87	37.04	61.22	51.93
72	42.73	30.42	28.96	44.07	44.13	31.09	15.70	14.18	23.87	15.69	51.72	40.29	57.42	52.89
75	36.49	40.74	27.21	51.26	42.73	26.93	15.89	13.86	20.84	19.43	46.58	48.95	61.42	53.86
79	29.21	27.76	24.03	38.51	39.80	19.59	15.34	11.39	20.78	19.79	40.07	35.98	51.29	51.72
83	29.85	29.75	27.79	36.79	34.17	29.27	15.94	11.44	31.43	26.66	41.03	37.79	56.65	51.72

ตารางที่ ก.7 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของแต่ละถังปฏิกิริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ (ต่อ)

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของแต่ละถังปฏิกิริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
88	34.17	27.79	24.31	39.56	36.79	24.92	16.88	12.46	30.64	20.03	45.28	36.79	58.08	49.45
89	42.46	38.90	33.51	52.40	44.45	31.24	13.59	24.13	24.74	19.68	50.28	53.64	64.18	55.38
92	39.12	40.16	31.55	48.65	39.99	31.90	14.61	13.17	33.88	19.38	48.01	48.04	66.05	51.62
96	35.53	39.99	28.17	46.66	38.31	34.86	16.66	13.46	34.60	26.38	46.27	48.07	65.11	54.59
100	26.81	34.28	17.94	40.11	35.65	23.28	15.68	11.45	32.35	19.85	38.29	41.81	59.48	48.43
103	41.56	33.33	25.25	38.58	40.87	29.94	10.28	16.03	30.60	17.04	47.57	44.01	57.38	50.94
106	36.19	33.13	30.89	41.41	34.48	28.82	14.64	14.00	28.20	21.28	45.53	42.49	57.93	48.43
109	31.21	28.96	21.26	37.19	31.05	24.57	13.26	14.30	23.93	19.99	40.34	39.12	52.22	44.84
112	39.09	27.71	19.98	39.18	38.14	29.80	12.52	14.29	16.82	19.48	46.71	38.04	49.41	50.19
115	39.92	36.59	24.09	42.20	46.95	27.83	14.37	12.49	31.08	19.50	48.55	44.51	60.17	57.29
118	38.85	38.33	24.68	45.89	41.36	32.05	13.78	14.48	28.88	15.70	47.27	47.26	61.52	50.56
121	35.48	33.32	22.72	39.97	42.21	26.79	10.38	11.53	22.59	20.09	42.17	41.00	53.53	53.82
124	34.27	30.19	24.67	42.79	39.44	29.49	11.61	13.26	35.41	20.02	41.90	39.44	63.05	51.56
127	33.10	36.40	20.40	37.68	38.36	28.13	16.91	10.05	32.13	20.68	44.41	42.79	57.70	51.11

ตารางที่ ก.7 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของแต่ละถังปฏิกิริยาและระบบรวมแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ (ต่อ)

วันที่	ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของแต่ละถังปฏิกิริยา (%)										ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายทั้งระบบ (%)			
	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAE1-MAN1	MAE2-MAN2	TAE1-TAN1	TAE2-TAN2
130	26.28	32.62	21.65	38.84	42.13	28.15	13.33	11.61	28.90	23.79	36.11	40.44	56.51	55.89
133	36.56	42.82	24.25	39.29	46.91	33.20	14.81	11.02	23.20	17.86	45.95	49.12	53.37	56.39
136	39.39	42.37	23.21	48.65	45.75	31.00	12.55	11.92	25.30	23.22	47.00	49.24	61.64	58.35
139	30.14	37.35	19.69	34.91	44.12	21.76	16.36	14.89	30.36	21.87	41.57	46.68	54.67	56.34
142	25.92	36.67	17.36	47.47	39.84	27.36	14.81	13.77	20.58	22.38	36.90	45.39	58.28	53.31
145	40.09	40.86	29.15	51.97	49.97	35.26	14.02	18.14	29.34	19.21	48.49	51.59	66.06	59.57
148	34.72	41.97	21.45	52.16	39.61	28.85	4.83	9.55	21.34	23.28	37.87	47.51	62.36	53.67
151	31.27	39.65	17.00	46.04	43.72	26.18	16.91	11.12	28.86	19.79	42.89	46.37	61.61	54.86

ตารางที่ ก.8 ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาช่วงสภาวะคงตัว

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
0	50	153	171	148	179	171	151	207	185	291	270
7	47	153	154	140	188	157	119	210	238	305	280
14	71	161	151	151	174	160	146	221	213	305	280
21	70	134	112	95	163	143	118	185	162	227	207
28	90	144	115	118	162	157	134	202	174	258	218
35	80	176	160	148	193	182	160	216	204	238	218
42	100	139	120	104	176	140	111	196	162	246	221
49	105	157	165	182	151	182	122	105	115	235	245
56	105	120	129	129	171	157	113	216	196	246	237
63	96	120	129	104	161	157	125	216	193	300	248
70	96	139	159	184	166	156	124	190	204	296	272
77	115	109	109	160	151	154	122	176	157	235	245
84	113	122	129	174	161	146	101	218	148	260	237
91	99	118	120	134	168	162	116	207	179	249	239
98	77	118	118	115	169	160	122	199	171	269	245

ตารางที่ ก.8 ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาช่วงสภาวะคงตัว (ต่อ)

วันที่	ตะกอนดิบ	MAE1	MAE2	MAE3	TAE1	TAE2	TAE3	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
105	69	101	134	134	161	157	113	193	182	255	248
112	83	115	132	160	147	171	127	199	176	255	232
119	74	115	120	109	153	162	106	185	168	246	253
126	55	87	87	104	129	132	99	146	154	213	207
133	69	115	118	143	143	157	113	151	162	227	237
140	60	119	129	123	134	148	105	157	157	235	213
147	77	120	126	126	151	202	171	174	165	249	230
154	80	126	146	185	154	185	139	157	162	238	248

ตารางที่ ก.9 ปริมาตรก๊าซมีเทนและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อชีโอดีที่ถูกกำจัดและป้อนเข้า

วันที่	ปริมาตรก๊าซมีเทน (L/d)				อัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อชีโอดีที่ถูกกำจัด (m ³ /kg)				อัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อชีโอดีที่ป้อนเข้า (m ³ /kg)			
	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
60	0.070	0.05	0.274	0.168	0.058	0.059	0.275	0.409	0.007	0.005	0.057	0.051
63	0.078	0.04	0.309	0.221	0.058	0.055	0.422	0.550	0.008	0.004	0.065	0.061
66	0.062	0.06	0.201	0.153	0.057	0.055	0.351	0.428	0.006	0.006	0.046	0.042
69	0.061	0.06	0.263	0.242	0.057	0.055	0.215	0.227	0.006	0.006	0.055	0.054
72	0.060	0.06	0.242	0.263	0.064	0.058	0.315	0.277	0.006	0.006	0.049	0.047
75	0.051	0.07	0.211	0.142	0.062	0.060	0.195	0.250	0.005	0.007	0.047	0.040
79	0.056	0.06	0.234	0.208	0.059	0.058	0.220	0.184	0.006	0.006	0.048	0.046
83	0.064	0.06	0.262	0.180	0.067	0.067	0.235	0.226	0.006	0.006	0.053	0.056
88	0.061	0.06	0.153	0.112	0.069	0.065	0.171	0.142	0.006	0.006	0.031	0.031
89	0.061	0.06	0.148	0.117	0.061	0.064	0.249	0.160	0.006	0.006	0.031	0.029
92	0.064	0.06	0.250	0.192	0.063	0.064	0.301	0.165	0.006	0.006	0.054	0.048
96	0.068	0.05	0.164	0.101	0.060	0.057	0.145	0.145	0.007	0.005	0.033	0.035
100	0.056	0.06	0.167	0.098	0.055	0.056	0.158	0.149	0.006	0.006	0.033	0.035
103	0.073	0.05	0.212	0.142	0.052	0.054	0.182	0.184	0.007	0.005	0.042	0.043
106	0.050	0.07	0.202	0.152	0.075	0.073	0.229	0.213	0.005	0.007	0.043	0.040
109	0.052	0.07	0.207	0.146	0.064	0.061	0.188	0.177	0.005	0.007	0.042	0.040

ตารางที่ ก.9 ปริมาตรก๊าซมีเทนและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อชีโอดีที่ถูกกำจัดและป้อนเข้า (ต่อ)

วันที่	ปริมาตรก๊าซมีเทน (L/d)				อัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อชีโอดีที่ถูกกำจัด (m^3/kg)				อัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อชีโอดีที่ป้อนเข้า (m^3/kg)			
	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
112	0.064	0.06	0.147	0.118	0.067	0.063	0.173	0.172	0.007	0.006	0.032	0.032
115	0.058	0.06	0.146	0.119	0.061	0.056	0.162	0.157	0.007	0.007	0.031	0.030
118	0.069	0.05	0.152	0.113	0.055	0.054	0.166	0.164	0.007	0.006	0.033	0.033
121	0.075	0.05	0.136	0.129	0.066	0.063	0.148	0.177	0.008	0.004	0.027	0.027
124	0.061	0.06	0.228	0.126	0.061	0.060	0.192	0.191	0.006	0.006	0.045	0.045
127	0.064	0.06	0.203	0.150	0.059	0.059	0.208	0.208	0.006	0.005	0.044	0.044
130	0.072	0.05	0.146	0.119	0.054	0.049	0.203	0.217	0.008	0.005	0.031	0.031
133	0.075	0.05	0.153	0.112	0.067	0.064	0.186	0.155	0.008	0.005	0.031	0.034
136	0.061	0.06	0.164	0.101	0.059	0.060	0.212	0.133	0.007	0.006	0.036	0.032
139	0.060	0.06	0.199	0.155	0.048	0.048	0.243	0.219	0.006	0.006	0.043	0.039
142	0.059	0.06	0.288	0.242	0.050	0.049	0.368	0.270	0.006	0.006	0.064	0.063
145	0.059	0.06	0.339	0.192	0.061	0.055	0.341	0.239	0.006	0.006	0.071	0.072
148	0.058	0.06	0.325	0.205	0.050	0.045	0.326	0.232	0.006	0.006	0.068	0.068
151	0.078	0.042	0.242	0.200	0.059	0.059	0.208	0.208	0.007	0.007	0.031	0.030

ตารางที่ ก.10 ปริมาตรก๊าซมีเทนและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อของแข็งระเหยง่ายที่ถูกกำจัดและป้อนเข้า

วันที่	ปริมาตรก๊าซมีเทน (L/d)				อัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อของแข็งระเหยง่ายที่ถูกกำจัด (m ³ /kg)				อัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อของแข็งระเหยง่ายที่ป้อนเข้า (m ³ /kg)			
	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
60	0.070	0.05	0.274	0.168	0.242	0.211	0.339	0.320	0.011	0.005	0.077	0.060
63	0.078	0.04	0.309	0.221	0.323	0.254	0.342	0.335	0.009	0.008	0.097	0.072
66	0.062	0.06	0.201	0.153	0.189	0.159	0.344	0.290	0.010	0.006	0.070	0.046
69	0.061	0.06	0.263	0.242	0.164	0.137	0.346	0.354	0.013	0.006	0.091	0.069
72	0.060	0.06	0.242	0.263	0.176	0.167	0.341	0.363	0.009	0.007	0.085	0.071
75	0.051	0.07	0.211	0.142	0.179	0.157	0.298	0.277	0.010	0.007	0.059	0.053
79	0.056	0.06	0.234	0.208	0.148	0.151	0.324	0.296	0.008	0.009	0.080	0.065
83	0.064	0.06	0.262	0.180	0.192	0.189	0.375	0.336	0.008	0.007	0.084	0.050
88	0.061	0.06	0.153	0.112	0.163	0.172	0.234	0.209	0.010	0.005	0.052	0.032
89	0.061	0.06	0.148	0.117	0.107	0.108	0.218	0.208	0.008	0.008	0.052	0.037
92	0.064	0.06	0.250	0.192	0.149	0.149	0.347	0.313	0.009	0.008	0.069	0.065
96	0.068	0.05	0.164	0.101	0.142	0.130	0.156	0.163	0.009	0.008	0.046	0.035
100	0.056	0.06	0.167	0.098	0.127	0.121	0.137	0.142	0.010	0.006	0.049	0.029
103	0.073	0.05	0.212	0.142	0.158	0.161	0.241	0.248	0.009	0.007	0.066	0.043
106	0.050	0.07	0.202	0.152	0.153	0.156	0.269	0.243	0.009	0.007	0.071	0.040

ตารางที่ ก.10 ปริมาตรก๊าซมีเทนและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อของแข็งระเหยง่ายที่ถูกกำจัดและป้อนเข้า (ต่อ)

วันที่	ปริมาตรก๊าซมีเทน (L/d)				อัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อของแข็งระเหยง่ายที่ถูกกำจัด (m ³ /kg)				อัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อของแข็งระเหยง่ายที่ป้อนเข้า (m ³ /kg)			
	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2	MAN1	MAN2	TAN1	TAN2
109	0.052	0.07	0.207	0.146	0.210	0.190	0.234	0.238	0.010	0.007	0.063	0.049
112	0.064	0.06	0.147	0.118	0.210	0.191	0.195	0.192	0.008	0.009	0.053	0.033
115	0.058	0.06	0.146	0.119	0.117	0.108	0.209	0.206	0.010	0.007	0.048	0.036
118	0.069	0.05	0.152	0.113	0.135	0.148	0.155	0.152	0.005	0.012	0.052	0.025
121	0.075	0.05	0.136	0.129	0.155	0.151	0.182	0.165	0.007	0.010	0.057	0.026
124	0.061	0.06	0.228	0.126	0.130	0.128	0.244	0.240	0.008	0.009	0.060	0.052
127	0.064	0.06	0.203	0.150	0.228	0.213	0.267	0.257	0.007	0.011	0.065	0.044
130	0.072	0.05	0.146	0.119	0.125	0.110	0.142	0.163	0.008	0.009	0.049	0.030
133	0.075	0.05	0.153	0.112	0.171	0.167	0.198	0.190	0.011	0.007	0.052	0.031
136	0.061	0.06	0.164	0.101	0.163	0.167	0.210	0.196	0.010	0.007	0.045	0.040
139	0.060	0.06	0.199	0.155	0.262	0.237	0.246	0.233	0.012	0.006	0.055	0.055
142	0.059	0.06	0.288	0.242	0.192	0.189	0.375	0.336	0.008	0.007	0.084	0.050
145	0.059	0.06	0.339	0.192	0.149	0.149	0.347	0.313	0.009	0.008	0.069	0.065
148	0.058	0.06	0.325	0.205	0.210	0.191	0.195	0.192	0.008	0.009	0.053	0.033
151	0.078	0.042	0.242	0.200	0.228	0.213	0.267	0.257	0.007	0.011	0.065	0.044



ข้อมูลการแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์

ตารางที่ ข.1 ผลการทดลองการแบ่งแยกสัณฐานสารอินทรีย์ในตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกจากถังปฏิริยาแบบใช้อากาศ

ตัวอย่าง	ความเข้มข้น (mg/L)				Biodegradable COD (mg/L)		Inert COD (mg/L)		Biodegradable COD (%)		Inert COD (%)	
	SCOD	SBOD	TCOD	TBOD	S_s	X_s	S_i	X_i	S_s	X_s	S_i	X_i
ตะกอนดิบ	629	558	10,694	2,891	558	2,333	71	7,732	5.22	21.82	0.66	72.30
MAE1	362	102	7,256	1,591	102	1,489	260	5,405	1.41	20.52	3.59	74.48
MAE2	385	118	7,790	1,299	118	1,181	267	6,224	1.51	15.16	3.42	79.90
MAE3	318	102	8,785	1,130	102	1,028	216	7,439	1.16	11.70	2.46	84.68
TAE1	419	76	7,218	960	76	884	343	5,915	1.05	12.25	4.75	81.95
TAE2	328	90	7,392	845	90	755	238	6,309	1.22	10.21	3.22	85.35
TAE3	205	127	7,863	607	127	480	78	7,178	1.62	6.10	0.99	91.29

ตารางที่ ข.2 ผลการทดลองการแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์ในตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกจากถังปฏิริยาแบบไม่ใช้อากาศ

ตัวอย่าง	ความเข้มข้น (mg/L)				Biodegradable COD (mg/L)		Inert COD (mg/L)		Biodegradable COD (%)		Inert COD (%)	
	SCOD	SBOD	TCOD	TBOD	S_s	X_s	S_i	X_i	S_s	X_s	S_i	X_i
ตะกอนดิบ	629	558	10,694	2,891	558	2,333	71	7,732	5.22	21.82	0.66	72.30
MAN1	507	169	6,314	1,216	169	1,047	338	4,760	2.68	16.58	5.35	75.39
MAN2	450	135	6,881	1,002	135	867	315	5,563	1.96	12.60	4.58	80.86
TAN1	742	118	5,514	586	118	468	624	4,304	2.14	8.49	11.31	78.06
TAN2	618	106	6,069	438	106	332	512	5,119	1.75	5.47	8.44	84.34



ตารางที่ ค.1 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง

ถัง	S_0/X_0	S (mg/l)	OC (mg O ₂ /l)	OUR _{x,i} (mg O ₂ /mg VSS.h)	OUR _{x,e} (mg O ₂ /mg VSS.h)	OUR _{x,ox} (mg O ₂ /mg VSS.h)	R _x (mg COD removed/ mg VSS.h)	Y (mg VSS/ mg COD removed)	μ (h ⁻¹)
MAE1	1.00	300	7.385	0.0208	0.0140	0.0068	0.276	0.975	0.269
	1.20	360	6.910	0.0236	0.0168	0.0068	0.354	0.817	0.290
	1.50	450	7.295	0.0252	0.0168	0.0084	0.518	0.656	0.340
	1.70	510	7.555	0.0280	0.0192	0.0088	0.594	0.580	0.344
	2.00	600	7.475	0.0252	0.0180	0.0072	0.578	0.494	0.285
MAE2	1.10	330	7.500	0.0180	0.0108	0.0072	0.317	0.888	0.281
	1.30	390	7.580	0.0168	0.0092	0.0076	0.391	0.754	0.295
	1.50	450	7.555	0.0208	0.0120	0.0088	0.524	0.655	0.344
	1.60	480	7.320	0.0216	0.0136	0.0080	0.525	0.615	0.323
	1.90	570	6.900	0.0220	0.0168	0.0052	0.430	0.520	0.223
MAE3	1.00	300	7.445	0.0180	0.0120	0.0060	0.242	0.975	0.236
	1.10	330	7.660	0.0184	0.0112	0.0072	0.310	0.888	0.275
	1.30	390	7.375	0.0200	0.0124	0.0076	0.402	0.755	0.303
	1.60	480	7.285	0.0252	0.0180	0.0072	0.474	0.616	0.292
	1.90	570	7.300	0.0220	0.0160	0.0060	0.468	0.520	0.243

ตารางที่ ค.2 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ของถังแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก

ถัง	S_0/X_0	S (mg/l)	OC (mg O ₂ /l)	OUR _{x,t} (mg O ₂ /mg VSS.h)	OUR _{x,e} (mg O ₂ /mg VSS.h)	OUR _{x,ox} (mg O ₂ /mg VSS.h)	R _x (mg COD removed/ mg VSS.h)	Y (mg VSS/ mg COD removed)	μ (h ⁻¹)
TAE1	1.00	300	7.235	0.0096	0.0020	0.0076	0.315	0.976	0.308
	1.20	360	6.605	0.0116	0.0032	0.0084	0.458	0.818	0.375
	1.40	420	7.105	0.0132	0.0040	0.0092	0.544	0.702	0.382
	1.60	480	7.345	0.0124	0.0032	0.0092	0.601	0.615	0.370
	2.00	600	7.165	0.0128	0.0036	0.0092	0.770	0.494	0.381
TAE2	1.10	330	6.960	0.0108	0.0036	0.0072	0.341	0.890	0.304
	1.30	390	7.170	0.0120	0.0032	0.0088	0.479	0.755	0.361
	1.50	450	6.170	0.0104	0.0032	0.0072	0.525	0.658	0.345
	1.80	540	7.375	0.0132	0.0036	0.0096	0.703	0.548	0.385
	2.00	600	7.325	0.0128	0.0040	0.0088	0.721	0.494	0.356
TAE3	1.00	300	7.270	0.0108	0.0048	0.0060	0.248	0.976	0.242
	1.20	360	7.450	0.0104	0.0020	0.0084	0.406	0.816	0.331
	1.50	450	7.200	0.0096	0.0020	0.0076	0.475	0.656	0.312
	1.70	510	7.315	0.0100	0.0020	0.0080	0.558	0.580	0.323
	2.00	600	6.580	0.0100	0.0032	0.0068	0.620	0.495	0.307



ภาคผนวก ง

ผลการทดสอบทางสถิติประสิทธิภาพการกำจัดการอินทรีย์

ตารางที่ ง.1 ผลการทดสอบทางสถิติด้วยวิธี Pair t-test ของประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี ของแ่งทั้งหมด และของแ่งระเหยง่ายที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95

รูปแบบ	COD		TS		VS	
	Sig.	ผลการทดสอบ	Sig.	ผลการทดสอบ	Sig.	ผลการทดสอบ
MAE1 กับ MAE2	0.00013	แตกต่าง	0.00166	แตกต่าง	0.40571	ไม่แตกต่าง
MAE1 กับ MAE3	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง
MAE2 กับ MAE3	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง
TAE1 กับ TAE2	0.00003	แตกต่าง	0.00005	แตกต่าง	0.00174	แตกต่าง
TAE1 กับ TAE3	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง
TAE2 กับ TAE3	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง
MAE1 กับ TAE1	0.00001	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง
MAE2 กับ TAE2	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง
MAE3 กับ TAE3	0.00000	แตกต่าง	0.00047	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง
MAN1 กับ MAN2	0.00000	แตกต่าง	0.00006	แตกต่าง	0.11243	ไม่แตกต่าง
TAN1 กับ TAN2	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง
MAN1 กับ TAN1	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง
MAN2 กับ TAN2	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง	0.00000	แตกต่าง

ตารางที่ ๖.2 ผลการทดสอบทางสถิติด้วยวิธี Pair t-test ของการแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95

รูปแบบ	S _s		S _i		X _s		X _i	
	Sig.	ผลการทดสอบ	Sig.	ผลการทดสอบ	Sig.	ผลการทดสอบ	Sig.	ผลการทดสอบ
ตะกอนคืบกับ MAE1	0.00007	แตกต่าง	0.07379	ไม่แตกต่าง	0.06673	ไม่แตกต่าง	0.21105	ไม่แตกต่าง
ตะกอนคืบกับ MAE2	0.00039	แตกต่าง	0.00902	แตกต่าง	0.00072	แตกต่าง	0.02842	แตกต่าง
ตะกอนคืบกับ MAE3	0.00019	แตกต่าง	0.03005	แตกต่าง	0.00026	แตกต่าง	0.00932	แตกต่าง
ตะกอนคืบกับ TAE1	0.00019	แตกต่าง	0.01833	แตกต่าง	0.00021	แตกต่าง	0.02736	แตกต่าง
ตะกอนคืบกับ TAE2	0.00014	แตกต่าง	0.03703	แตกต่าง	0.00028	แตกต่าง	0.01270	แตกต่าง
ตะกอนคืบกับ TAE3	0.00013	แตกต่าง	0.29795	ไม่แตกต่าง	0.00003	แตกต่าง	0.00524	แตกต่าง
ตะกอนคืบกับ MAN1	0.00006	แตกต่าง	0.02119	แตกต่าง	0.00274	แตกต่าง	0.07103	ไม่แตกต่าง
ตะกอนคืบกับ MAN2	0.00070	แตกต่าง	0.02357	แตกต่าง	0.00041	แตกต่าง	0.03716	แตกต่าง
ตะกอนคืบกับ TAN1	0.00056	แตกต่าง	0.00157	แตกต่าง	0.00002	แตกต่าง	0.05512	ไม่แตกต่าง
ตะกอนคืบกับ TAN2	0.00011	แตกต่าง	0.00191	แตกต่าง	0.00003	แตกต่าง	0.00750	แตกต่าง
MAE1 กับ MAE2	0.10337	ไม่แตกต่าง	0.47088	ไม่แตกต่าง	0.00937	แตกต่าง	0.01002	แตกต่าง
MAE1 กับ MAE3	0.01213	แตกต่าง	0.25176	ไม่แตกต่าง	0.00180	แตกต่าง	0.00319	แตกต่าง
MAE2 กับ MAE3	0.00300	แตกต่าง	0.00808	แตกต่าง	0.00316	แตกต่าง	0.00070	แตกต่าง
TAE1 กับ TAE2	0.03456	แตกต่าง	0.02166	แตกต่าง	0.02144	แตกต่าง	0.02599	แตกต่าง
TAE1 กับ TAE3	0.00084	แตกต่าง	0.00372	แตกต่าง	0.00030	แตกต่าง	0.00088	แตกต่าง
TAE2 กับ TAE3	0.00545	แตกต่าง	0.01742	แตกต่าง	0.00238	แตกต่าง	0.00729	แตกต่าง
MAE1 กับ TAE1	0.00496	แตกต่าง	0.08085	ไม่แตกต่าง	0.00187	แตกต่าง	0.00391	แตกต่าง
MAE2 กับ TAE2	0.01005	แตกต่าง	0.42354	ไม่แตกต่าง	0.00302	แตกต่าง	0.01166	แตกต่าง
MAE3 กับ TAE3	0.00441	แตกต่าง	0.05001	แตกต่าง	0.00131	แตกต่าง	0.00078	แตกต่าง
MAN1 กับ MAN2	0.01003	แตกต่าง	0.23332	ไม่แตกต่าง	0.01266	แตกต่าง	0.03895	แตกต่าง
TAN1 กับ TAN2	0.01271	แตกต่าง	0.01016	แตกต่าง	0.00262	แตกต่าง	0.00569	แตกต่าง
MAN1 กับ TAN1	0.01216	แตกต่าง	0.01018	แตกต่าง	0.00174	แตกต่าง	0.09725	ไม่แตกต่าง
MAN2 กับ TAN2	0.05663	ไม่แตกต่าง	0.01169	แตกต่าง	0.00142	แตกต่าง	0.03595	แตกต่าง

ตารางที่ 3.3 ผลการทดสอบทางสถิติด้วยวิธี Pair t-test ของการหาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ที่ระดับความเชื่อมั่นร้อยละ 95

รูปแบบ	$\mu_{\max}$		R_x		Y	
	Sig.	ผลการทดสอบ	Sig.	ผลการทดสอบ	Sig.	ผลการทดสอบ
MAE1 กับ MAE2	0.33918	ไม่แตกต่าง	0.26205	ไม่แตกต่าง	0.44876	ไม่แตกต่าง
MAE1 กับ MAE3	0.02259	แตกต่าง	0.00082	แตกต่าง	0.00082	แตกต่าง
MAE2 กับ MAE3	0.00571	แตกต่าง	0.00053	แตกต่าง	0.00330	แตกต่าง
TAE1 กับ TAE2	0.15527	ไม่แตกต่าง	0.29431	ไม่แตกต่าง	0.22170	ไม่แตกต่าง
TAE1 กับ TAE3	0.00373	แตกต่าง	0.02331	แตกต่าง	0.01032	แตกต่าง
TAE2 กับ TAE3	0.03733	แตกต่าง	0.01313	แตกต่าง	0.04708	แตกต่าง
MAE1 กับ TAE1	0.00834	แตกต่าง	0.01766	แตกต่าง	0.00079	แตกต่าง
MAE2 กับ TAE2	0.03553	แตกต่าง	0.00742	แตกต่าง	0.03131	แตกต่าง
MAE3 กับ TAE3	0.05421	ไม่แตกต่าง	0.47265	ไม่แตกต่าง	0.02368	แตกต่าง

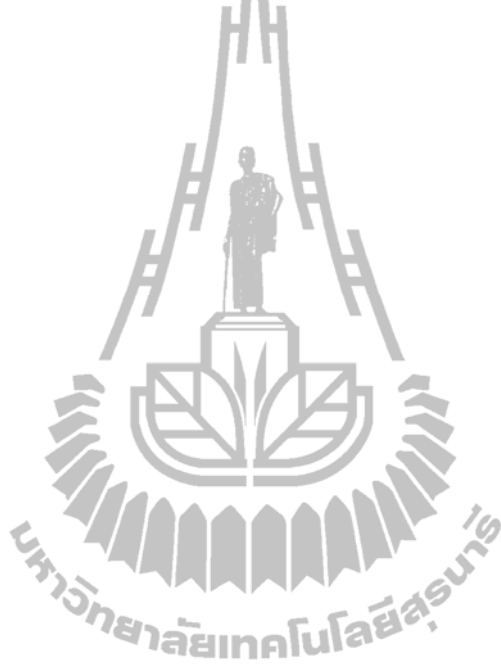


ภาคผนวก จ

บทความทางวิชาการที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา

รายชื่อบทความที่ได้รับการตีพิมพ์เผยแพร่ในระหว่างศึกษา

ศุภกาญจน์ รอดชัย และ บุญชัย วิจิตรเสถียร. (2555). อิทธิพลของอุณหภูมิและอัตราการเติมอากาศ
ต่อระบบย่อยทางชีวภาพแบบใช้อากาศ การประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 11.,
หน้า 31-32





21R2-06

อิทธิพลของอุณหภูมิและอัตราการเติมอากาศต่อระบบย่อยทางชีวภาพ แบบใช้อากาศ

Effect of Temperature and Aeration rate on Aerobic Digestion Process

ศุภกาญจน์ รอดย้อย^{1*} และ บุญชัย วิจิตรเสถียร²Suppakarn Rodyoy^{1*} and Boonchai Wichitsathian²

¹นักศึกษามัธยมศึกษา; ²ผู้ช่วยศาสตราจารย์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี นครราชสีมา 30000

*โทรศัพท์ : 044-224451, โทรศัพท์ : 044-224606, E-mail : dreame_e@hotmail.com

บทคัดย่อ

อุณหภูมิและปริมาณออกซิเจนละลายน้ำเป็นปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบแบบใช้อากาศ โดยที่อุณหภูมิสูงส่งผลให้ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำถูกจำกัด ทำให้ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำไม่เพียงพอที่จุลินทรีย์แบบใช้อากาศนำไปใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ดังนั้น งานวิจัยนี้จึงจัดทำขึ้นเพื่อศึกษาอิทธิพลของอุณหภูมิและอัตราการเติมอากาศต่อประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบแบบใช้อากาศ โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (55 ± 2 °C) และอัตราการเติมอากาศ 0.1 0.5 และ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ระยะเวลาเก็บกัก 8 วัน ซึ่งจากผลที่ได้แสดงให้เห็นว่า ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ มีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายมากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ เนื่องจากมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำเพียงพอต่อการนำไปใช้ในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ในระหว่างการย่อยสลายแบบใช้อากาศ ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่เหมาะสมต่อการนำไปใช้ในการเจริญเติบโตและบำรุงรักษาเซลล์ ส่งผลให้อัตราการโคจจำเพาะสูงสุดของจุลินทรีย์ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ มีค่ามากกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ และทำให้อัตราการใช้สารอาหารเพิ่มขึ้นในลักษณะเช่นเดียวกัน นอกจากนี้ในระหว่างการย่อยที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกแสดงให้เห็นว่ามีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์เร็วกว่าที่อุณหภูมิห้อง ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่ออกจากระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าน้อยกว่าที่อุณหภูมิห้อง

คำสำคัญ : ระบบย่อยแบบใช้อากาศ; ตะกอนส่วนเกิน; อัตราการเติมอากาศ; อุณหภูมิ



Abstract

Temperature and dissolved oxygen are factors that affect the removal of organic matter in the aerobic digestion process due to high temperature, dissolved oxygen is limited. The amount of dissolved oxygen used in the decomposition of organic matter is not enough. Therefore, the objective of this research was study the influence of temperature and aeration rate of organic removal efficiency of the aerobic digestion process. The experimental to variation of temperatures at room and thermophilic (55 ± 2 °C) and aeration rate at 0.1, 0.5 and 1.0 vvm (volume air per volume slurry per minute) all at room temperature and thermophilic for 8 day on the process. The result showed that the aeration rate of 1.0 vvm and 0.5 vvm were removal efficiency of organic matter in COD, TS and VS higher than the aeration rate was 0.1 vvm. Because that both aeration rate at 1.0 vvm and 0.5 vvm, the dissolved oxygen was sufficient for the aerobic bacterial used to hydrolysis of hydrolysable substrate to readily biodegradable substrate and the uptake for the growth of the biomass and for maintenance purposes. As a result, the maximum specific growth rate of microorganisms in aeration rate of 1.0 vvm and 0.5 vvm higher than 0.1 vvm and the rate of removal substrate in the same pattern. In addition, the temperature of thermophilic showed that the rate of decomposition of organic matter faster than at room temperature. The amount of organic matter was effluent from the thermophilic less than room temperature.

Keywords : Aerobic digestion; Excess sludge; Aeration rate; Temperature

บทนำ

ตะกอนส่วนเกินเป็นผลพลอยได้จากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ซึ่งมีปริมาณเพิ่มมากขึ้นในช่วงระยะเวลา 10 ปีจากการขยายความจุของระบบบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากค่าใช้จ่ายในการบำบัดและกำจัดตะกอนมีค่ามากกว่าครึ่งหนึ่งของค่าใช้จ่ายทั้งหมดของระบบบำบัด คิดเป็นประมาณ 60% ของค่าใช้จ่ายในการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย ดังนั้น ปัญหาเกี่ยวกับตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียจึงเป็นเรื่องที่ได้รับความสนใจ ซึ่งวิธีการลดและปรับเสถียรตะกอนที่ได้รับความนิยมกันทั่วไปคือการย่อยแบบใช้อากาศกับไม่ใช้อากาศ ซึ่งการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ เป็นระบบทั่วไปที่ใช้กับระบบบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่ เพราะผลผลิตที่ได้จากการย่อยแบบไม่ใช้อากาศหรือเมเทนสามารถนำมาใช้เป็นแหล่งพลังงานหมุนเวียนในระบบบำบัดน้ำเสียได้อย่างคุ้มค่า ในขณะที่ระบบบำบัดน้ำเสียขนาดกลางและขนาดเล็กจะนิยมใช้ระบบย่อยแบบใช้อากาศในการลดปริมาณและปรับเสถียรตะกอนส่วนเกินมากกว่า เนื่องจากมีค่าใช้จ่ายต่ำ ต้องการพลังงานในการเดินระบบสูงและควบคุมระบบได้ง่าย [1] ซึ่งปริมาณออกซิเจนเป็นข้อจำกัดของระบบบำบัดทางชีวภาพแบบใช้อากาศในระบบบำบัดจริง โดยเฉพาะระบบบำบัดที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก เนื่องจากแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกต้องการปริมาณออกซิเจนจำนวนมากในการเจริญเติบโตอย่างรวดเร็ว และข้อจำกัดในการละลายของออกซิเจนที่อุณหภูมิสูงและปริมาณของแข็ง ข้อจำกัดของอุปกรณ์ที่ใช้ ค่าใช้จ่ายในการเดินระบบที่สูง ทั้งในด้านการเติมอากาศและต้องมีระบบป้องกันการระเหยของตัวมันเองเมื่อทำการเดินระบบที่อัตราการเติมอากาศสูง แต่อย่างไรก็ตามระบบย่อยทางชีวภาพแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (55°C) สามารถกำจัดของแข็งทั้งหมดได้ 33.14% และกำจัดชีโอดีละลายน้ำได้ 65% ที่ระยะเวลา 156 ชั่วโมง และทำให้เกิดการสะสมของกรดอินทรีย์ระเหยง่ายน้อยกว่าช่วงอุณหภูมิอื่นที่ทำการศึกษา นอกจากนี้ จากผลการศึกษายังแสดงให้เห็นว่าอัตราการเติมอากาศมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดีและของแข็ง โดยเมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้นจะส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสูงขึ้นตามไปด้วย [2] และจากผลการศึกษาของ Carrington et al. (1991) [3] ที่อุณหภูมิ 55°C ระยะเวลาเก็บกัก 28 วัน ด้วยระบบย่อยแบบใช้อากาศสามารถกำจัดปริมาณของแข็งระเหยง่ายเท่ากับ 35% ซึ่งปริมาณของแข็งระเหยง่ายแสดงให้เห็นถึงปริมาณสารอินทรีย์



ที่อยู่ในตะกอนส่วนเกิน เมื่อของแข็งระเหยง่ายถูกกำจัดในกระบวนการปรับเสถียรตะกอนสามารถใช้เป็นตัววัดค่าผลของการปรับเสถียรตะกอนได้ โดยพิจารณาจากการวัดอัตราการจับใช้ออกซิเจน (Oxygen Uptake Rate) ด้วยวิธีวัดการหายใจ (Respirometric method) ซึ่งใช้ในการหาความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพของจุลินทรีย์ตามสมการของโมนอด [4] ดังนั้น จะเห็นได้ว่า อุณหภูมิและอัตราการเติมอากาศเป็นอินดิเคเตอร์ที่สำคัญต่อประสิทธิภาพในการลดปริมาณตะกอนและความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ ในการศึกษานี้มีวัตถุประสงค์ เพื่อศึกษาอิทธิพลของอุณหภูมิและอัตราการเติมอากาศต่อประสิทธิภาพในการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินด้วยระบบแบบใช้อากาศ โดยเปรียบเทียบที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ($55 \pm 2^\circ\text{C}$) และพิจารณาความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีวัดการหายใจตามสมการของโมนอด

อุปกรณ์และวิธีการ

ตัวอย่างตะกอนส่วนเกินที่นำมาใช้ในการศึกษาเป็นตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ของโรงงานอุตสาหกรรมแห่งหนึ่งในจังหวัดพระนครศรีอยุธยา โดยเป็นตะกอนที่ผ่านการรีดน้ำออกและนำมาเก็บรักษาไว้ที่อุณหภูมิ 4°C จนกระทั่งถึงเวลานำมาใช้งานจริง ซึ่งในการใช้งานจะนำตัวอย่างตะกอนส่วนเกินที่เก็บรักษาไว้มาทำการเจือจางด้วยน้ำประปาให้มีค่าความเข้มข้นปริมาณของแข็งทั้งหมดอยู่ในช่วง $9,473 - 12,420$ มิลลิกรัมต่อลิตร และค่าความเข้มข้นของปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดอยู่ในช่วง $8,265 - 10,052$ มิลลิกรัมต่อลิตร และมีค่าความเข้มข้นของปริมาณชีโอดีทั้งหมดอยู่ในช่วง $9,280 - 12,650$ มิลลิกรัมต่อลิตร

ในการทดลองหาประสิทธิภาพการลดปริมาณตะกอนด้วยระบบย่อยทางชีวภาพแบบใช้อากาศได้ทำการศึกษาด้วยชุดการทดลองแบบใช้อากาศปริมาตร 10 ลิตร โดยทำการศึกษาที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิช่วงเทอร์มอฟิลิก ($55 \pm 2^\circ\text{C}$) ที่อัตราการเติมอากาศแตกต่างกัน 3 ระดับ ได้แก่ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวินาที (Volume air per volume slurry per minute) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 8 วัน โดยทำการวิเคราะห์หาค่าพารามิเตอร์ ได้แก่ ค่าความเข้มข้นปริมาณของแข็งทั้งหมด ปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด และค่าความเข้มข้นปริมาณชีโอดีทั้งหมด ในตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกจากระบบประมาณ 2-3 ครั้งต่อสัปดาห์ โดยอ้างอิงวิธีการวิเคราะห์ของ APHA et al. (2005) [5] เพื่อหาประสิทธิภาพในการลดปริมาณตะกอนของระบบ

วิธีการวัดการหายใจเป็นวิธีการที่ใช้ในการหาความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพของจุลินทรีย์ ซึ่งเป็นการศึกษาอัตราการจับใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ (Oxygen Uptake Rate) โดยการวัดอัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen consumption rate) ของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศต่อช่วงเวลาใดๆ ที่ได้มาจากความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen) กับเวลาที่ทำการศึกษา โดยทำการบันทึกข้อมูลทุก 5 นาทีด้วยเครื่องวัดปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (DO meter) ที่สามารถบันทึกข้อมูลได้แบบอัตโนมัติและทำการศึกษาด้วยชุดการทดลองวัดการหายใจรูปทรงกระบอกแบบปิดปริมาตร 960 มิลลิลิตร ซึ่งทำให้น้ำมีความลาดเอียงเพื่อให้ฟองอากาศสามารถออกจากเซลล์วัดการหายใจได้ง่าย และทำให้พื้นที่ในการแลกเปลี่ยนออกซิเจนกับบรรยากาศภายนอกลดลง เพื่อให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำมีความคงตัวมากขึ้น และทำการควบคุมอุณหภูมิห้องด้วยชุดหมุนเวียนน้ำ นอกจากนี้ ก็มีหัวฟุ้งเติมอากาศที่ต้องใช้ในการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องและแท่งแม่เหล็กช่วยในการทำให้เกิดการกวนผสมอย่างสมบูรณ์ภายในเซลล์วัดการหายใจ และกรวยแก้วที่ใช้สำหรับการเติมซัสเพนเดชันและใช้สำหรับให้ฟองอากาศออกจากระบบช่วงการเติมอากาศระหว่างทำการทดลอง ภายใต้สภาวะการทดลองที่อุณหภูมิ $30 \pm 0.5^\circ\text{C}$ และพีเอช 7 ± 0.2 ที่อัตราส่วนซัสเพนเดชันต่อจุลินทรีย์เท่ากับ 1.0-2.0 โดยใช้ตะกอนความเข้มข้นเริ่มต้น (X_0) เท่ากับ 300 มิลลิกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อลิตร เติมน้ำละลายยูเรีย ATU (Allylthio urea) ความเข้มข้น 10 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน [6] และนำชุดข้อมูลที่ได้ไปใช้ในการคำนวณหาค่าอัตราการโตจำเพาะสูงสุด (Maximum specific growth rates, $\mu_{\max}$) ค่าอัตราการใช้อาหาร (Substrate utilization rate, r_x) ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่จุดอัตราการโตจำเพาะมีค่าเป็นครึ่งหนึ่งของอัตราการโตจำเพาะ

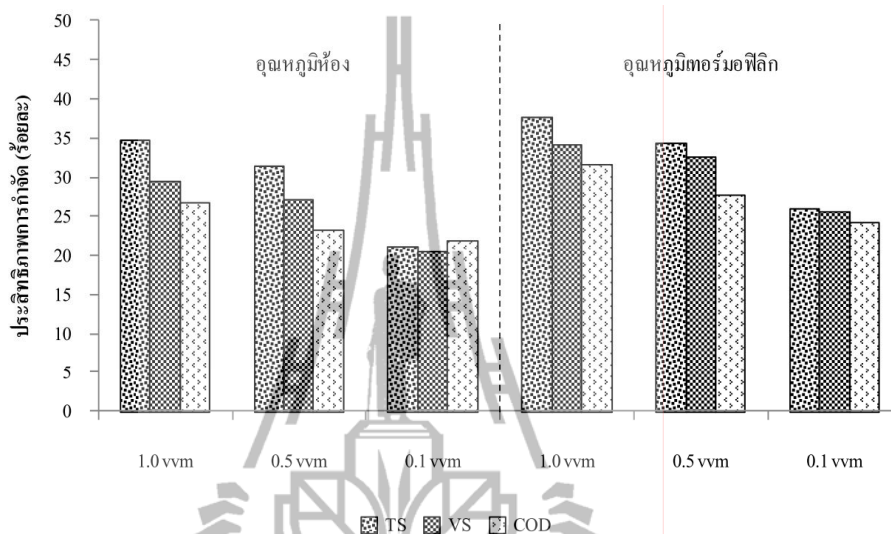


สูงสุด (Half-velocity constant, K_s) และค่าสัมประสิทธิ์ปริมาณผลิต (Sludge yield coefficient, Y) ตามสมการทางจุลชีวศาสตร์ของโมนอด [7]

ผลการทดลองและวิจารณ์

จากผลการทดลองที่ได้ดังรูปที่ 1 ซึ่งแสดงประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งทั้งหมด ของแ่งระเหยง่าย และชีโอดีของระบบแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดมีค่าเพิ่มมากขึ้นเมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มมากขึ้น โดยที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดโดยเฉลี่ยเท่ากับ 21.22 % ในขณะที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดโดยเฉลี่ยเท่ากับ 31.56 % และ 34.78% ตามลำดับสำหรับถังปฏิกรณ์ที่อุณหภูมิห้อง และเมื่อทำการทดลองในระบบที่อุณหภูมิช่วงเทอร์มอฟิลิก พบว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดมีค่าเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดโดยเฉลี่ยเท่ากับ 26.14% 34.43% และ 37.69% สำหรับอัตราการเติมอากาศ 0.1 0.5 และ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ตามลำดับ เนื่องจากแบคทีเรียที่มีปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพอต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ จึงมีปริมาณสารอินทรีย์หลงเหลืออยู่ในระบบมากกว่าที่อัตราการเติมอากาศสูงกว่า [8] จากผลการวิเคราะห์ค่าปริมาณของแข็งทั้งหมดของถังปฏิกรณ์แบบใช้อากาศอุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ จะเห็นว่า เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มสูงขึ้นจาก 0.1 เป็น 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดมีค่าเพิ่มมากขึ้น โดยมีค่าสูงสุดเมื่ออัตราการเติมอากาศเท่ากับ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ดังนั้นแสดงให้เห็นว่าอัตราการเติมอากาศมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดของแข็ง โดยเมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้นจะส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสูงขึ้นในลักษณะเดียวกัน [2]

เมื่อทำการวิเคราะห์ค่าปริมาณของแข็งระเหยง่ายของตะกอนที่ขึ้นและออกจากถังปฏิกรณ์แบบใช้อากาศ จะเห็นว่าแนวโน้มประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายมีลักษณะเช่นเดียวกับแนวโน้มประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมด โดยประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของถังปฏิกรณ์ที่อุณหภูมิห้องที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ โดยเฉลี่ยมีค่าเท่ากับ 29.53 27.15 และ 20.67 % ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายของถังปฏิกรณ์แบบใช้อากาศอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 34.21 32.70 และ 25.66% ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อวันที่ ตามลำดับ ซึ่งประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายเป็นอินดิเคเตอร์ที่สำคัญสำหรับระบบย่อยตะกอน [1] ซึ่งการศึกษาที่ผ่านมาในการย่อยตะกอนที่อุณหภูมิ 55°C ระยะเวลาเก็บกัก 28 วัน สามารถกำจัดปริมาณของแข็งระเหยง่ายเท่ากับ 35% [3] ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับการศึกษาจะเห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายใกล้เคียงกัน แต่มีระยะเวลาในการเก็บกักมากกว่าการศึกษานี้ประมาณ 4 เท่า นอกจากนี้เมื่อนำระบบย่อยทางชีวภาพแบบใช้อากาศไปใช้ในการปรับเสถียรตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน จะมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายเพิ่มมากกว่า 40% [1]



รูปที่ 1 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยง่าย และซีโอดี

ระบบย่อยแบบใช้อากาศเป็นระบบที่มีความสามารถย่อยสลายซับซ้อนที่สามารถย่อยได้ด้วยวิธีทางชีวภาพได้อย่างรวดเร็วและส่งผลให้ปริมาณตะกอนส่วนเกินที่ออกจากระบบลดลง โดยเฉพาะการย่อยที่อุณหภูมิช่วงเทอร์มอฟิลิก ซึ่งมีค่าอุณหภูมิช่วง 45 – 60 °C โดยการย่อยแบบใช้อากาศเป็นการเปลี่ยนจากซีโอดีทั้งหมดให้อยู่ในรูปของซีโอดีละลายน้ำ ซึ่งมีลักษณะคล้ายกับสารอินทรีย์จำนวนมาก ที่ประกอบด้วย ลิปิด โพลีแซคคาไรด์ โปรตีน และกรดนิวคลีอิก ที่ถูกปล่อยออกมาจากการตายของจุลินทรีย์ในรูปของเหลว เป็นผลให้ค่าซีโอดีทั้งหมดของระบบมีค่าลดลงในระหว่างการย่อยสลาย โดยลดลงเฉลี่ยเท่ากับ 26.89% 23.25% และ 21.97% ของถึงปฏิกิริยาที่อุณหภูมิห้องและอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนก่อนที่ตามลำดับ และเท่ากับ 31.6% 27.77% และ 24.26% ของถึงปฏิกิริยาที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนก่อนที่ตามลำดับ จากผลที่ได้จะเห็นว่า ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีทั้งหมดของถึงปฏิกิริยาที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่าที่อุณหภูมิห้อง เนื่องจากเทอร์โมสแตทแบบไฮดรอลิกที่ถูกปล่อยออกมาจากการที่เซลล์ถูกทำลายในระหว่างการย่อยที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและเอนไซม์ที่ถูกปล่อยออกมามีความเพียงพอต่อการย่อยสลายตะกอนส่วนเกิน นอกจากนี้แบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกยังสามารถใช้สารประกอบที่ถูกปล่อยออกมาจากจุลินทรีย์ชนิดอื่นได้และมีอัตราการเจริญเติบโตที่รวดเร็ว [1]

นอกจากนี้ เมื่อพิจารณาค่าคงที่ทางจลนศาสตร์ดังตารางที่ 1 พบว่า ภายใต้สภาวะการทดลองที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนก่อนที่ ให้ค่า μ_{max} และค่า r_x ที่ไม่แตกต่างกันในช่วงอุณหภูมิเดียวกัน แต่ให้ค่า μ_{max} และค่า r_x สูงกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนก่อนที่ ดังนั้นจะเห็นว่า เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้นจาก 0.1 ไปเป็น 0.5 และ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนก่อนที่ จะส่งผลให้ค่า μ_{max} และค่า r_x สูงขึ้นด้วย และเมื่อทำการเปรียบเทียบค่า μ_{max} และค่า r_x ภายใต้สภาวะอุณหภูมิการทดลองระหว่างอุณหภูมิห้องกับอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก จะเห็นว่า ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกให้ค่า μ_{max} และค่า r_x สูงกว่าที่อุณหภูมิห้อง เนื่องจากว่าภายใต้สภาวะการทดลองที่มีอุณหภูมิในการเดินระบบสูง ส่งผลให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็วกว่าในช่วงอุณหภูมิซึ่งมีค่าต่ำกว่า จึงทำให้ค่า μ_{max} และค่า r_x ของถึง



ปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่าที่อุณหภูมิห้อง จากผลการศึกษาที่ผ่านมาของ Blok and Struys (1996) [9] พบว่าค่า μ_{max} ในตัวอย่างตะกอนจากอุตสาหกรรมมีค่าอยู่ในช่วง 0.019-0.375 ต่อชั่วโมง และค่า μ_{max} ในตัวอย่างตะกอนจากชุมชนมีค่าอยู่ในช่วง 0.0125-0.275 ต่อชั่วโมง และในของเสียและตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียและในน้ำมันโดยทั่วไปจะมีค่า μ_{max} อยู่ในช่วง 0.067-0.48 ต่อชั่วโมง และจากผลการศึกษาของ Tremier et al. (2005) [10] พบว่าในตัวอย่างตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียที่นำมาผสมกับเปลือกสนเพื่อเพิ่มพื้นที่และโครงสร้างของตัวอย่างของผสมทั้งสองในการนำไปใช้หมักทำปุ๋ยมีค่า μ_{max} อยู่ในช่วง 0.13-0.34 ต่อชั่วโมง ที่มีอุณหภูมิในการหมักอยู่ในช่วง 19.6-56.9°C ซึ่งเมื่อทำการศึกษาที่อุณหภูมิ 20°C พบว่าให้ค่า μ_{max} เท่ากับ 0.25 ต่อชั่วโมง

โดยค่า μ_{max} และค่า K_s มีความสัมพันธ์ซึ่งกันและกันและขึ้นอยู่กับชนิดของจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกิริยาแต่ละถังที่ทำการศึกษา เมื่อพิจารณาจากค่า μ_{max} และ K_s ในตัวอย่างตะกอนแต่ละถัง แสดงให้เห็นว่า ที่สภาวะการเดินระบบที่อุณหภูมิห้องและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที สามารถย่อยสลายสเตรตที่เข้าระบบได้รวดเร็วกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที เนื่องจากมีค่า μ_{max} สูงกว่าและมีค่า K_s ต่ำกว่าที่สภาวะการเดินระบบที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที

เมื่อพิจารณาจากค่า Y ที่ได้จากการศึกษา พบว่าที่สภาวะการเดินระบบด้วยอัตราการเติมอากาศเท่ากัน ถึงปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกให้ค่า Y ที่สูงกว่าถึงปฏิกิริยาแบบใช้อากาศที่อุณหภูมิห้อง โดยที่สภาวะการเดินระบบที่อุณหภูมิห้องและอัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ให้ค่า Y สูงสุด โดยมีค่า Y เท่ากับ 0.75 และที่สภาวะการเดินระบบที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ให้ค่า Y สูงกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที เช่นเดียวกัน และมีค่าสูงกว่าที่สภาวะการเดินระบบที่อุณหภูมิห้องที่มีอัตราการเติมอากาศเท่ากัน และมีค่าสูงกว่าผลการศึกษาที่ผ่านมาสำหรับค่า X ในของแข็งผสมระหว่างตะกอนกับเปลือกสนประมาณ 0.68 [10] และมีค่า Y ในน้ำเสียจากฟาร์มเลี้ยงหมูเท่ากับ 0.60 ± 0.02 ซึ่งน้อยกว่าค่า Y จากน้ำเสียชุมชนที่มีค่า Y เท่ากับ 0.67 [11] ค่า Y เป็นค่าที่มีความสำคัญมากต่อการศึกษาระบบการย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพ ซึ่งสามารถนำไปใช้ในการหาสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายด้วยวิธีทางชีวภาพในรูปของซีโอดีได้ โดยค่า Y ขึ้นอยู่กับสัดส่วนขี้สเตรตต่อจุลินทรีย์เริ่มต้นที่นำมาทำการศึกษา ซึ่งจากค่า Y แสดงให้เห็นว่า ขี้สเตรตที่นำมาทำการศึกษากลับเป็นขี้สเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Easily biodegradable substrates) เช่น กลูโคส กรดไขมันระเหยง่าย กรดอะซิติก เป็นต้น [10, 12] ดังนั้นจากผลการทดลองที่ได้สามารถอธิบายได้ว่า เมื่อพิจารณาจากอัตราการเติมอากาศ 1.0 0.5 และ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที พบว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที ค่า Y สูงกว่าที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที อาจจะเป็นเนื่องจากด้วยอัตราการเติมอากาศที่น้อยและไม่เพียงพอต่อการนำไปใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ ดังนั้น จุลินทรีย์ในถังปฏิกิริยาอุณหภูมิห้องที่อัตราการเติมอากาศ 0.1 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที จึงต้องใช้พลังงานจำนวนมากในการนำไปใช้ในการย่อยสลายสารอินทรีย์หรือสามารถกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีได้น้อยกว่าที่อัตราการเติมอากาศอื่น จึงส่งผลให้ค่า Y สูงกว่าถึงปฏิกิริยาที่มีอัตราการเติมอากาศสูงกว่า

เมื่อทำการคำนวณหาค่าพารามิเตอร์กลุ่ม $\mu_{max}/Y \cdot K_s$ ซึ่งเป็นค่าสัมประสิทธิ์อัตราการเกิดปฏิกิริยาโดยเฉลี่ย (The mean reaction rate coefficient) พบว่าให้ผลสอดคล้องกันกับ ค่า μ_{max} และค่า K_s โดยมีค่าสูงสุดที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที แสดงให้เห็นถึงอัตราการย่อยสลายที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาทีเร็วกว่าที่อัตราการเติมอากาศอื่น



ตารางที่ 1 ค่าคงที่ทางจลนศาสตร์

พารามิเตอร์	อุณหภูมิห้อง			อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก		
	1.0 vvm	0.5 vvm	0.1 vvm	1.0 vvm	0.5 vvm	0.1 vvm
$\mu_{\max}$ (h^{-1})	0.34	0.33	0.31	0.39	0.37	0.33
r_x (mg COD removed /mg VSS-h)	0.52	0.51	0.41	0.55	0.52	0.40
Y (mg VSS/mg COD removed)	0.66	0.65	0.75	0.70	0.72	0.80
K_s (mg/L)	200	255	230	160	205	210
$\mu_{\max}/Y * K_s$ ($*10^{-3} \text{L/mg-h}$)	2.57	1.99	1.79	3.48	2.51	1.96

สรุป

อัตราการเติมอากาศและอุณหภูมิมีผลต่อประสิทธิภาพในการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย โดยเมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้นจาก 0.1 เป็น 0.5 และ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อหน้าที่ ส่งผลอัตราการไหลเฉพาะสูงสุดของจุลินทรีย์มีค่าเพิ่มขึ้น เนื่องจากมีปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่เพียงพอสำหรับให้จุลินทรีย์แบบใช้ออกซิเจนนำไปใช้ในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ที่จำเป็นต่อการนำไปใช้ในการเจริญเติบโตและบำรุงรักษามวลชีวภาพ ทำให้อัตราการตายของจุลินทรีย์ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 และ 0.5 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อหน้าที่ลดลง ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยง่ายและชีโอดีมีค่าเพิ่มขึ้น และเนื่องจากที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อหน้าที่มีอัตราการย่อยสลายเร็วกว่าที่อัตราการเติมอากาศอื่น จึงเป็นผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่อัตราการเติมอากาศ 1.0 ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อหน้าที่ มีค่ามากกว่า ทำให้ปริมาณตะกอนส่วนเกินที่ออกจากถังปฏิกิริยาที่อัตราการเติมอากาศนี้มีค่าลดลง นอกจากนี้ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ระหว่างระบบแบบใช้ออกซิเจนที่อุณหภูมิห้องกับอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก จะเห็นว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์สูงขึ้นเมื่ออุณหภูมิการย่อยเพิ่มขึ้น เนื่องจากที่อุณหภูมิสูงส่งผลให้มีอัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์สูง

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอขอบคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์และอาจารย์ผู้สอนทุกท่านที่ได้ให้คำปรึกษา แนะนำแนวทางอันเป็นประโยชน์ทั้งด้านวิชาการและด้านการทำวิจัยจนทำให้บทความฉบับนี้มีความสมบูรณ์

เอกสารอ้างอิง

- [1] Liu, S., Zhu, N. and Li, L.Y. 2011. The one-stage autothermal thermophilic aerobic digestion for sewage sludge treatment. Chemical Engineering Journal. 174: 564 – 570.
- [2] Ugwuanyi, J.O., Herve, L.M. and McNeil, B. 2005. Effect of aeration rate and waste load on evolution of volatile fatty acids and waste stabilization during thermophilic aerobic digestion of a model high strength agricultural waste. Bioresource Technology. 96: 721-730.
- [3] Carrington, E.G., Pike, E.B., Auty, D. and Morris, R. 1991. Destruction of faecal bacteria, enteroviruses and ova of parasites in wastewater sludge by aerobic thermophilic anaerobic mesophilic digestion. Water Science and Technology. 24(2): 377-380.
- [4] Tas, D.O. 2010. Respirometric assessment of aerobic sludge stabilization, Bioresource Technology. 101: 2592 – 2599.



- [5] APHA, AWWA, and WEF. 2005. Standard methods for the examination of the water and wastewater. Washington D.C.: American Public Health Association.
- [6] Reuschenbach, P., Pagga, U., and Strotmann, U. 2003. A critical comparison of respirometric biodegradation test based on OECD 301 and related test methods. 37: 1571-1582
- [7] Racho, P. 2009. Investigation of downflow hanging sponge (DHS) system using bacterial and fungal cultures as a post treatment for the UASB effluent of a tapioca starch wastewater, Ph.D. thesis. Suranaree University of Technology. Nakhonratchasima, Thailand.
- [8] Filali-Meknassi, Y., Tyagi, R.D., and Narasiah, K.S. 2000. Simultaneous sewage sludge digestion and metal leaching: effect of aeration. Process Biochemistry. 36: 263-273.
- [9] Blok, J., and Struys, J. 1996. Measurement and Validation of Kinetic Parameter Values for Prediction of Biodegradation Rates in Sewage Treatment. Ecotoxicology and environmental safety. 33: 217-227.
- [10] Tremier, A., de Guardia, A., Massiani, C., Paul, E., and Martel, J.L. 2005. A respirometric method for characterizing the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. Bioresource Technology. 96 : 169-180.
- [11] Boursier, H., Beline, F., and Paul, E. 2005. Piggery wastewater characterization for biological nitrogen removal process design, Bioresource Technology. 96: 351-358.
- [12] Strotmann, U.J., Geldern, A., Kuhn, A., Gendig, C. and Klein, S. 1999. Evaluation of a respirometric test method to determine the heterotrophic yield coefficient of activated sludge bacteria. Chemosphere, 38 (15): 3555 – 3570.

ประวัติผู้เขียน

นางสาวศุภกานูจน์ รอดชัย เกิดเมื่อวันที่ 18 สิงหาคม 2529 ที่จังหวัดชัยนาท สำเร็จการศึกษาระดับมัธยมปลายจากโรงเรียนครูประชาสรรค์ จังหวัดชัยนาท และสำเร็จการศึกษาระดับปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต (วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม) จากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี จังหวัดนครราชสีมา ในปี พ.ศ. 2551 และได้เข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี โดยขณะศึกษาได้รับทุนในการทำวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และทุนการศึกษาจากสำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ

ในระหว่างที่ทำการศึกษาได้เผยแพร่บทความทางวิชาการเรื่อง “อิทธิพลของอุณหภูมิและอัตราการเติมอากาศต่อระบบย่อยทางชีวภาพแบบใช้อากาศ” ในการประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ ครั้งที่ 11 ระหว่างวันที่ 21-23 มีนาคม พ.ศ. 2555 ณ โรงแรมโพธิ์หวัด รีสอร์ท แอนด์ สปา จังหวัดเชียงราย ดังแสดงในภาคผนวก จ.