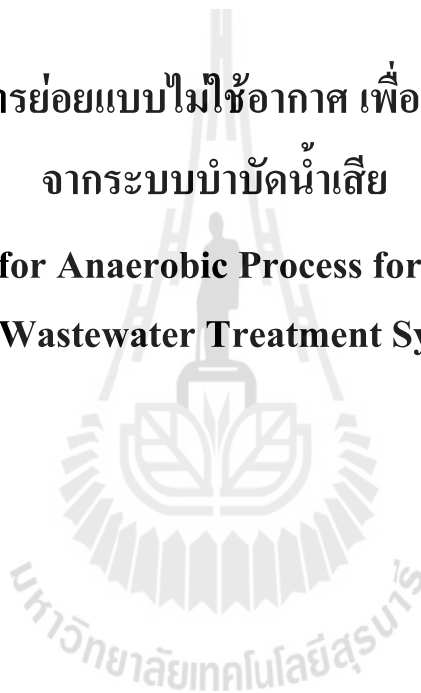




## รายงานการวิจัย

การพัฒนากระบวนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ เพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกิน  
จากระบบบำบัดน้ำเสีย  
(Development for Anaerobic Process for Wasted sludge  
from Wastewater Treatment System)



ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจาก  
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี

ผลงานวิจัยเป็นความรับผิดชอบของหัวหน้าโครงการวิจัยแต่เพียงผู้เดียว



รายงานการวิจัย

การพัฒนากระบวนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ เพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกิน  
จากระบบบำบัดน้ำเสีย

(Development for Anaerobic Process for Wasted sludge  
from Wastewater Treatment System)

คณะผู้วิจัย

หัวหน้าโครงการ

ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.บุญชัย วิจิตรเสถียร

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์

ผู้ร่วมวิจัย

ดร.พัชรินทร์ ราโช

ได้รับทุนอุดหนุนการวิจัยจากมหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ปีงบประมาณ พ.ศ. 2554

ผลงานวิจัยเป็นความรับผิดชอบของหัวหน้าโครงการวิจัยแต่เพียงผู้เดียว

กุมภาพันธ์ 2557

## กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ดำเนินการสำเร็จลุล่วงด้วยดี ผู้วิจัยขอขอบพระคุณบุคคล และกลุ่มบุคคลต่าง ๆ ที่ได้กรุณาให้คำปรึกษา คำแนะนำ รวมทั้งได้ให้ความช่วยเหลืออย่างดียิ่ง ทั้งด้านวิชาการ และด้านการดำเนินงานวิจัย ดังนี้

ขอขอบคุณ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่ให้ความช่วยเหลือสนับสนุนเงินทุนทางการวิจัยแก่ผู้วิจัยอย่างดียิ่งตลอดมา จนได้ทำงานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงด้วยดี

ขอขอบคุณ คณาจารย์ และบุคลากร สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ที่คอยให้กำลังใจในการทำวิจัยมาโดยตลอด และทั้งให้ใช้สถานที่และเครื่องมืออุปกรณ์ในการทำการวิจัย

และขอขอบคุณ เจ้าหน้าที่ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลส่งเสริมสุขภาพศูนย์อนามัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมา ที่เอื้ออำนวยความสะดวกในการขนส่งตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย เพื่อเป็นกรณีศึกษาในงานวิจัยนี้ นอกจากนี้ยังมีบุคคลที่เกี่ยวข้องอีกหลายฝ่ายซึ่งไม่อาจกล่าวนามได้ทั้งหมด คณะผู้จัดทำโครงการวิจัยขอขอบคุณท่านทั้งหลายไว้ ณ โอกาสนี้

บุญชัย วิจิตรเสถียร

## บทคัดย่อ

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียเป็นของเสียที่ควรได้รับการจัดการอย่างเหมาะสม เนื่องจากอาจส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม ซึ่งในปัจจุบันได้รับความสนใจในการนำของเสียนั้นกลับมาใช้ให้เกิดประโยชน์ เพราะการกำจัดตะกอนส่วนเกินมีค่าใช้จ่ายในการส่งกำจัดสูงถึงร้อยละ 20 – 50 ของค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสีย ดังนั้นจึงได้มีการพัฒนากระบวนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนเพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียให้ได้ก๊าซชีวภาพ ซึ่งเป็นผลพลอยได้จากการย่อยสลาย และนำไปใช้ประโยชน์ต่อไป ในการศึกษาครั้งนี้จึงมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยกระบวนการย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน และศึกษาสถานะที่เหมาะสมในการควบคุมดูแลระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน ซึ่งได้ทำการศึกษาสถานะที่เหมาะสมของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง พบว่าที่การปรับพีเอชเท่ากับ 8 สามารถเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้สูงสุด และเมื่อนำกระบวนการบำบัดก่อนร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยศึกษาปัจจัยของอุณหภูมิต่อการย่อยสลายตะกอนที่อุณหภูมิบรรยากาศและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ( $55 \pm 2$  °C) ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 14 และ 7 วัน พบว่าสถานะที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพในการกำจัดตะกอนส่วนเกินมีค่าสูงสุดที่สถานะอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และมีระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ  $59.55 \pm 3.11$   $60.37 \pm 5.30$  และ  $62.14 \pm 3.52$  ตามลำดับ อีกทั้งยังสามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงกว่าโดยมีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ  $0.156 \pm 0.0037$  ลิตรต่อวัน นอกจากนี้ยังพบว่าตะกอนส่วนเกินที่ผ่านการย่อยสลายด้วยระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีค่าความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพลดลงเมื่อเทียบกับก่อนเข้าระบบย่อย ส่งผลให้มีความคงตัวของตะกอนเพิ่มสูงขึ้นอีกด้วย

**คำสำคัญ :** ตะกอนส่วนเกิน, การบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง, ระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน, ระยะเวลาเก็บกัก, อุณหภูมิ

## ABSTRACT

The excess sludge from wastewater treatment plant should be appropriately managed as it may adversely affect the environment. Accordingly, the issue has attracted present interest in waste utilization. This owes to the fact that the operating cost of sludge management was as high as 20% to 50% of waste management sum. Therefore, anaerobic digestion for treating excess sludge from wastewater treatment plant, which results in biogas as a byproduct of the degradation that in turn could be put for further use, was developed. The objective of this study was to investigate the efficiency of excess sludge removal by means of alkaline pretreatment with anaerobic digestion, and the effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion. Upon examining the optimal state of alkaline pretreatment, it was evident that a pH value of 8 yielded the highest biodegradability. In addition, the amount of sodium ion that was used to adjust the pH value carried no effect on anaerobic digestion. When combining alkaline pretreatment with anaerobic digestion, at ambient and thermophilic ( $55 \pm 2$  °C) conditions and with HRT of 21, 14 and 7 days, the determinant of temperature on the degradation was assessed. It was evident subsequently that the optimal condition for excess sludge removal was that at thermophilic condition and HRT of 14 days, at which mark, the efficiency of COD removal, total solids (TS) and volatile solids (VS) were  $59.55 \pm 3.11$ ,  $60.37 \pm 5.30$  and  $62.14 \pm 3.52$ , respectively. Further, the gas productivity in anaerobic sludge digestion was on the average of 0.156 liters per day, which is equivalent to  $0.156 \pm 0.0037$  litre/day. Moreover, compared to raw excess sludge, those that were processed by this anaerobic digestion had decreased biodegradability, which also resulted in the increase in their stability.

**Keywords:** Excess sludge, Alkaline pretreatment, Anaerobic digestion, Hydraulic retention time, Temperature

## สารบัญ

หน้า

กิตติกรรมประกาศ.....	ก
บทคัดย่อ (ภาษาไทย).....	ข
บทคัดย่อ (ภาษาอังกฤษ).....	ค
สารบัญ.....	ง
สารบัญตาราง.....	ช
สารบัญรูป.....	ซ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ.....	ณ
<b>บทที่</b>	
<b>1 บทนำ.....</b>	<b>1</b>
1.1 ความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	3
1.3 ขอบเขตการศึกษา.....	3
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	4
<b>2 ปรัชญาวรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....</b>	<b>5</b>
2.1 ลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย.....	5
2.2 แนวทางการจัดการตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย.....	8
2.2.1 การจัดการตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางเคมีและกายภาพ.....	9
2.2.2 การจัดการตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางชีวภาพ.....	11
2.3 การย่อยสลายตะกอนด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ.....	15
2.3.1 ลักษณะการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไม่ใช้อากาศ.....	15
2.3.2 แบบที่เรียที่เกี่ยวกับการย่อยสลายสารอินทรีย์ ในสภาวะไม่ใช้อากาศ.....	18
2.3.3 ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางชีวภาพ แบบไม่ใช้อากาศ.....	19
2.3.4 ปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อกรย่อยสลายในสภาวะไม่ใช้อากาศ.....	22

## สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
2.3.5 การปรับปรุงประสิทธิภาพการย่อยสลายตะกอน ด้วยระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ.....	28
2.4 กระบวนการบำบัดก่อน.....	30
2.4.1 กระบวนการบำบัดก่อนด้วยวิธีทางกายภาพและเคมี.....	30
2.4.2 กระบวนการบำบัดก่อนด้วยวิธีทางชีวภาพ.....	36
2.5 การประยุกต์การบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างในการย่อยตะกอนส่วนเกิน แบบระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	36
2.6 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	39
2.7 วิธีการวัดการหายใจ.....	42
<b>3 วิธีดำเนินการวิจัย.....</b>	<b>47</b>
3.1 การดำเนินการวิจัย.....	47
3.2 การศึกษาลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน.....	49
3.3 การเตรียมชุดการทดลองสำหรับงานวิจัย.....	49
3.4 การเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพจุลินทรีย์.....	51
3.5 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง.....	51
3.6 การศึกษาผลของภาวะต่างต่อประสิทธิภาพการย่อยสลาย ตะกอนส่วนเกินแบบแอนแอโรบิก.....	52
3.6.1 การศึกษาผลกระทบของอุณหภูมิต่อประสิทธิภาพ การบำบัดตะกอนส่วนเกิน.....	52
3.6.2 การศึกษาผลของระยะเวลาพักชลศาสตร์ต่อประสิทธิภาพ การบำบัดตะกอนส่วนเกิน.....	53
3.7 การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	54
3.8 วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย.....	56
<b>4 ผลการศึกษาและอภิปรายผล.....</b>	<b>58</b>
4.1 ลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน.....	58
4.2 การเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดทางชีวภาพด้วยภาวะต่าง.....	60

## สารบัญ (ต่อ)

	หน้า
4.2.1 การเพิ่มความสามารถละลายของซีโอดีละลายน้ำ.....	62
4.2.2 ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	64
4.3 การศึกษาประสิทธิภาพการย่อยตะกอนส่วนเกินแบบไม่ใช้อากาศ.....	66
4.3.1 สภาพทั่วไปในระบบย่อยไม่ใช้อากาศ.....	67
4.3.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี.....	69
4.3.3 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่าย.....	76
4.3.4 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ.....	79
4.4 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	86
4.4.1 ความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	86
4.4.2 สัดส่วนสารอินทรีย์.....	89
<b>5 สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ.....</b>	<b>93</b>
5.1 สรุปผลการศึกษา.....	93
5.1.1 ผลของการบำบัดก่อนของตะกอนส่วนเกินด้วยภาวะต่าง.....	93
5.1.2 ผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างต่อการลดปริมาณ ตะกอนส่วนเกินในการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	94
5.1.3 ผลของอุณหภูมิต่อการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	95
5.1.4 ผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	95
5.1.5 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ.....	96
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	97
รายการอ้างอิง	
ภาคผนวก	
ภาคผนวก ก ข้อมูลการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง	
ภาคผนวก ข ข้อมูลประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์	
ภาคผนวก ค สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ	



## สารบัญตาราง

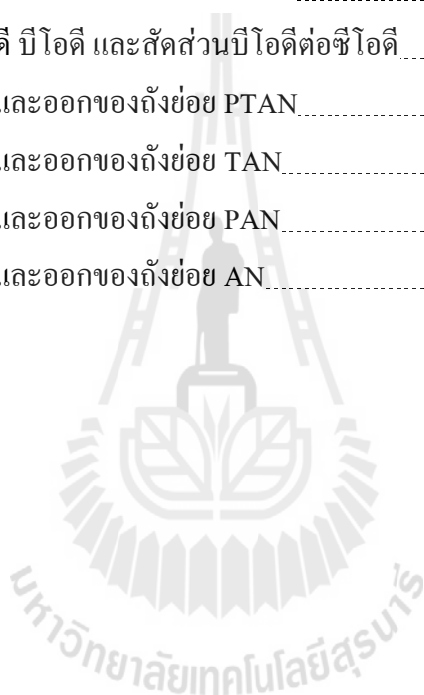
ตารางที่	หน้า
2.1	ลักษณะของตะกอนจากกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ.....6
2.2	ลักษณะสมบัติทางเคมีของตะกอนจากการทบทวนวรรณกรรม.....7
2.3	ข้อดีและข้อเสียของการปรับเสถียรตะกอนของระบบแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ.....16
2.4	ธาตุอาหารรองที่มีผลต่อการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ.....25
2.5	ผลของสารประจุบวกต่าง ๆ ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของจุลชีพ ในระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ.....27
2.6	สภาพเป็นพิษครั้งเดียวและเกิดต่อเนื่องในระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ.....28
2.7	สรุปผลการศึกษาที่ผ่านมาในกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง ในตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....38
2.8	ปริมาณการวัดการหายใจกับความคงตัวของสารอินทรีย์.....43
3.1	สถานะในการเดินระบบที่ใช้ในการศึกษาในงานวิจัย.....54
3.2	พารามิเตอร์วิธีในการวิเคราะห์ และความถี่ในการเก็บ.....57
4.1	ลักษณะสมบัติของตะกอนดิบจากระบบบำบัดน้ำเสีย.....59
4.2	คุณลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ที่นำมาศึกษาในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง.....61
4.3	ปริมาณ NaOH ที่ใช้ในการปรับค่าพีเอชในการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง.....61
4.4	เปรียบเทียบความเข้มข้นของค่าของแข็งที่มีผลต่อการเพิ่มขึ้นของสัดส่วน ร้อยละของค่าซีไอดีละลายน้ำต่อซีไอดี.....64
4.5	ลักษณะตะกอนดิบที่เข้าระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....67
4.8	ค่าเฉลี่ยซีไอดีละลายน้ำและค่าการละลายของตะกอนจาก ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....75
4.9	อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายและซีไอดีที่ถูกกำจัด และอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณของแข็งระเหยง่าย และซีไอดีที่ป้อนเข้าของถังปฏิกรณ์.....82
4.10	ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....85
4.11	ค่าดัชนีการหายใจจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....88

## สารบัญรูป

รูปที่	หน้า	
2.1	วิธีการจัดการกับตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย.....	9
2.2	ขั้นตอนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ.....	17
2.3	ถังย่อยแบบอัตราปกติ.....	20
2.4	ถังย่อยแบบอัตราเร็ว.....	21
2.5	การจำแนกสัดส่วนของตะกอนส่วนเกินหลังผ่านกระบวนการบำบัดก่อน.....	30
2.6	เปรียบเทียบชนิดของสารเคมีต่อร้อยละของค่าซีโอดีที่ละลาย.....	34
2.7	ผลของซีโอดีที่ละลายน้ำต่อระยะเวลาสัมผัส.....	35
2.8	เปรียบเทียบกระบวนการบำบัดก่อนต่อความสามารถของซีโอดีที่ละลายน้ำที่เพิ่มขึ้น.....	35
2.9	รูปแบบการย่อยสลายทางชีวภาพในระบบบำบัด.....	41
2.10	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Gavala, Angelidaki, and Ahring.....	41
2.11	แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Durruty, Zaritzky, and Gonzalez.....	42
2.16	ปริมาณ COU ในการวัดการหายใจโดยใช้เครื่อง oxitop.....	44
3.1	แผนการดำเนินการวิจัย.....	48
3.2	ชุดการทดลองควบคุมระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	50
3.3	ชุดการทดลองผลของภาวะต่างต่อระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	50
3.4	ขั้นตอนการเลี้ยงตะกอนเชื้อแบบไม่ใช้อากาศ.....	51
3.5	กระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง.....	52
3.6	ขั้นตอนการเดินระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ.....	53
3.7	แผนผังองค์ประกอบของสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี.....	55
4.1	ร้อยละของค่าซีโอดีที่ละลายน้ำที่ค่าพีเอชต่าง ๆ กับระยะเวลาสัมผัส.....	63
4.2	ผลของค่าพีเอช และสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดี.....	65
4.3	ค่าพีเอชในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	70
4.4	สภาพความเป็นต่างในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	70
4.5	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	73

## สารบัญรูป (ต่อ)

รูปที่	หน้า
4.6 ค่าเฉลี่ยซีไอดีละลายน้ำของตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	75
4.7 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	77
4.8 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	78
4.9 ปริมาณก๊าซชีวภาพจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ.....	80
4.10 ความเข้มข้นของค่าซีไอดี บีไอดี และสัดส่วนบีไอดีต่อซีไอดี.....	87
4.11 สัดส่วนซีไอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย PTAN.....	91
4.12 สัดส่วนซีไอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย TAN.....	91
4.13 สัดส่วนซีไอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย PAN.....	92
4.14 สัดส่วนซีไอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย AN.....	92



## คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

pH	=	พีเอช
TS	=	ของแข็งทั้งหมด
TSS, SS	=	ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด
VSS	=	ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย
TVS, VS	=	ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด
TCOD	=	ซีโอดีทั้งหมด
SCOD	=	ซีโอดีละลายน้ำ
TBOD	=	บีโอดีทั้งหมด
SBOD	=	บีโอดีละลายน้ำ
TOC	=	สารอินทรีย์ทั้งหมด
S <sub>s</sub>	=	สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว
X <sub>s</sub>	=	สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า
S <sub>i</sub>	=	สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรือสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อย
X <sub>i</sub>	=	อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรืออนุภาคสารอินทรีย์เฉื่อย
OUR	=	โอยูอาร์
CH <sub>4</sub>	=	ก๊าซมีเทน
HRT	=	ระยะเวลาเก็บกัก
VFA	=	กรดอินทรีย์ระเหยง่าย
PS	=	ตะกอนขึ้นต้น
WAS	=	ตะกอนจากระบบบำบัดแบบแอ็กทิเวเต็ดสลัดจ์
FVFMWSW	=	เศษผักและผลไม้ในของเสียชุมชน
vvm	=	ปริมาตรอากาศต่อปริมาตรตะกอนต่อนาที
PTAN	=	สถานะที่มีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก
TAN	=	ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก
PAN	=	สถานะที่มีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิมัธยภาค
AN	=	ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิมัธยภาค

# บทที่ 1

## บทนำ

### 1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

กระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพที่ได้รับความนิยมส่วนใหญ่เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge, AS) ซึ่งเป็นระบบบำบัดที่มีการหมุนเวียนตะกอนจากถังตกตะกอนกลับเข้าสู่ระบบเดิมอากาศเพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย อีกทั้งยังสามารถรับน้ำเสียที่มีปริมาณมากได้ ระบบดังกล่าวจะเหมาะสมกับการบำบัดน้ำเสียที่ปริมาณสารอินทรีย์ที่สูง เช่น น้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาหาร น้ำเสียจากอุตสาหกรรมทางการเกษตร และน้ำเสียชุมชน เป็นต้น โดยตะกอนจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบเดิมอากาศจะเปลี่ยนรูปของสารอินทรีย์ไปอยู่ในรูปของคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และตะกอนจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นใหม่ โดยทั่วไปอัตราในการเกิดตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งอยู่ในช่วง 0.4-0.8 มิลลิกรัมของของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อมิลลิกรัมของบีโอดีที่ถูกกำจัด (Qasim, 1999; Metcalf & Eddy, 2004) โดยตะกอนจุลินทรีย์ดังกล่าวจะถูกเรียกว่า ตะกอนส่วนเกิน (Waste Activated Sludge, WAS) ซึ่งจะมีความแตกต่างกันขึ้นกับค่าการออกแบบและการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสีย หากปริมาณตะกอนในระบบเดิมอากาศมีมากเกินไปจะส่งผลทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียลดลง จึงต้องมีการนำออกจากระบบบำบัดเพื่อไปกำจัดหรือบำบัดต่อไป แต่อย่างไรก็ตามค่าใช้จ่ายในการบำบัดและกำจัดมีค่าที่สูง ซึ่งคิดเป็นร้อยละ 20 – 50 ของค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียทั้งหมดของระบบบำบัดน้ำเสีย (Yiying, Huan, Bux, Zhiyu, and Yongfeng, 2009)

แนวทางในการจัดการกับตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นมีหลายวิธีด้วยกันเช่น การทำขึ้นเพื่อเพิ่มความเข้มข้นของตะกอนส่วนเกินซึ่งทำให้มีปริมาตรรวมลดลง การแยกน้ำจากตะกอนส่วนเกินเป็นการเพิ่มความเข้มข้นเพื่อความสะดวกในการขนย้าย และลดค่าใช้จ่ายในการดำเนินการ เช่น การขนส่ง การลดขนาดของพื้นที่สำหรับฝังกลบ เป็นต้น การปรับเสถียรของตะกอนส่วนเกินเป็นขั้นตอนที่ทำให้ตะกอนส่วนเกินมีความคงตัว ซึ่งเป็นการลดเชื้อโรคและการป้องกันการเน่าเหม็น สามารถทำได้ทั้งกระบวนการทางเคมี เช่น การปรับเสถียรด้วยปูนขาว กระบวนการทางกายภาพ เช่น การปรับสภาพด้วยความร้อน และกระบวนการทางชีวภาพ เช่น การหมักทำปุ๋ย (Composting) การย่อยสลายทางชีวภาพแบบแอโรบิก (Aerobic digestion) และการย่อยสลายทางชีวภาพแบบแอนแอโรบิก (Anaerobic digestion) เป็นต้น โดยทั่วไประบบบำบัดตะกอนทางชีวภาพแบบที่ใช้แบบแอโรบิก และแบบแอนแอโรบิกจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (Volatile Suspended Solid, VSS) อยู่ที่ประมาณประมาณ 40-50% และมีระยะเวลาในการกักเก็บที่ยาวนาน (15-

30 วัน) ในปัจจุบันพบว่าอุณหภูมิมีอิทธิพลต่อการบำบัดซึ่งต้องใช้พลังงานที่สูงในการให้ความร้อน เนื่องจากอยู่ในช่วงอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (อุณหภูมิอยู่ในช่วง 50-60 °C) จะสามารถลดปริมาณตะกอนได้สูงขึ้น

ตะกอนส่วนเกินดังกล่าวโดยทั่วไปจะมีน้ำเป็นองค์ประกอบมากถึงร้อยละ 90-97 (Metcalf & Eddy, 2004; Fakhru'l-Razi and Molla, 2007) อีกทั้งปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total Solid, TS) ประมาณร้อยละ 0.5-1.2 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total Volatile Solid, TVS) ประมาณร้อยละ 60-90 ของปริมาณของแข็งทั้งหมด (Metcalf & Eddy, 2004) มีค่าซีโอดีละลายน้ำเพียงร้อยละ 2-3 ของค่าซีโอดีเท่านั้น และมีค่าสัดส่วนระหว่างบีโอดีต่อซีโอดีเพียง 0.16 (C.N. Chang et al., 2002) จากค่าดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าตะกอนส่วนเกินเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก จึงจำเป็นต้องมีการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ขนาดใหญ่ให้มีขนาดเล็กลง ซึ่งจะช่วยให้เพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น หรือที่เรียกว่า กระบวนการไฮโดรไลซิส แต่สำหรับระบบการย่อยสลายทางชีวภาพแบบแอนแอโรบิกในขั้นตอนดังกล่าวนี้จะใช้ระยะเวลาในการบำบัดที่ยาวนานเนื่องจากคุณลักษณะของตะกอนส่วนเกิน หากต้องการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดจึงควรมีระบบบำบัดก่อน (Pretreatment Process)

ในปัจจุบันกระบวนการบำบัดก่อนมีด้วยกันมีด้วยกันหลายวิธี เช่น การใช้ความร้อน (Thermal Pretreatment) การใช้คลื่นอัลตราโซนิค (Ultrasonic Pretreatment) ภาวะด่าง (Alkaline Pretreatment) หรือการนำกระบวนการร่วมระหว่าง 2 กระบวนการร่วมกัน เช่น กระบวนการบำบัดก่อนด้วยความร้อนร่วมกับภาวะด่าง (Thermal-Alkaline Pretreatment) เป็นต้น ผลของตะกอนส่วนเกินหลังจากผ่านกระบวนการบำบัดก่อนจะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการกระบวนการไฮโดรไลซิส เพื่อเปลี่ยนรูปของตะกอนส่วนเกินที่ไม่ละลายน้ำให้อยู่ในรูปที่ละลายน้ำ (solubilization) การใช้ความร้อนที่อุณหภูมิ 121 °C ภายใต้ความดัน 1.5 atm เป็นเวลา 30 นาที สามารถเพิ่มค่าความสามารถซีโอดีละลายน้ำ (SCOD Solubilization) ได้ร้อยละ 17.6 สำหรับการใช้คลื่นอัลตราโซนิคที่สภาวะความถี่ 42 kHz เป็นระยะเวลา 120 นาที และควบคุมอุณหภูมิที่ 25 °C สามารถเพิ่มค่าความสามารถการละลายของค่าซีโอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 18.0 และการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง โดยใช้ NaOH ปรับค่าความเป็นกรดด่าง (pH) เท่ากับ 12 เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง สามารถเพิ่มค่าความสามารถการละลายของค่าซีโอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 39.8 (Kim et al., 2003) เมื่อเปรียบเทียบกระบวนการบำบัดก่อนดังกล่าวพบว่าในภาวะด่างสามารถเปลี่ยนรูปของตะกอนที่ไม่ละลายน้ำให้อยู่ในรูปที่ละลายน้ำได้มากที่สุด ซึ่งจะสามารถช่วยเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพได้สูงขึ้น

เพื่อลดผลกระทบของการย่อยในขั้นตอนการย่อยสลายทางชีวภาพจึงได้มีการศึกษาการนำกระบวนการทางกายภาพเข้ามาช่วยในการบำบัดก่อนเพื่อเปลี่ยนรูปของตะกอนให้อยู่ในรูปที่ละลายน้ำ (solubilization) เช่น ภาวะด่างจะช่วยย่อยสลายสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ (extracellular

polymeric substances; EPS) ซึ่ง EPS เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพยากหรือไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ (Dumas et al., 2010) การบำบัดก่อนในสภาวะกรดโดยใช้กรดไฮโดรคลอริก (hydrochloric acid, HCl) ความเข้มข้น 5 นอร์มอล ปรับให้มีค่าพีเอชเท่ากับ 1.5 สามารถลดค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ร้อยละ 25 และสามารถเพิ่มค่าความสามารถการละลายของค่าซีไอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 13.58 และในสภาวะด่างโดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์ (Sodium hydroxide, NaOH) ความเข้มข้น 5 นอร์มอล มีค่าพีเอชด่างเท่ากับ 12.5 สามารถลดค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ร้อยละ 52.5 และสามารถเพิ่มค่าความสามารถการละลายของค่าซีไอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 23.42 ที่ระยะเวลา 24 ชั่วโมง (Giovanni B. De Franchi, 2005) อีกทั้งยังช่วยเพิ่มปริมาณแก๊สชีวภาพ 113 ลิตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน จาก 83 ลิตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อวันสำหรับในระบบบำบัดย่อยตะกอนแบบแอนแอโรบิก เมื่อเปรียบเทียบระหว่างระบบที่มีระบบบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างกับไม่มีระบบบำบัดก่อน (Lin et al., 1997) และยังช่วยลดระยะเวลาในการบำบัดได้ถึงร้อยละ 34.6 โดยสังเกตจากปริมาตรของแก๊สที่ร้อยละ 80 ของปริมาตรแก๊สที่เกิดขึ้นมากที่สุด (Zheng et al., 2009) ดังนั้น การศึกษาในครั้งนี้จึงนำผลของภาวะด่าง (Alkaline) ต่อการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแบบแอนแอโรบิก เพื่อปรับปรุงคุณลักษณะของตะกอนให้อยู่ในรูปที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น โดยศึกษาปัจจัยของอุณหภูมิ และระยะเวลาเก็บกักพักชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของการลดลงของตะกอนในการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างในการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแบบแอนแอโรบิก

## 1.2 วัตถุประสงค์

1.2.1 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยกระบวนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

1.2.2 เพื่อศึกษาสภาวะที่เหมาะสมในการควบคุมดูแลระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

## 1.3 ขอบเขตการศึกษา

งานวิจัยนี้จะทำการศึกษาในตัวอย่างตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) จากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชน ซึ่งมีขอบเขตการศึกษาดังรายละเอียดต่อไปนี้

1.3.1 งานวิจัยนี้ทำการศึกษาการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยกระบวนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อาคารเครื่องมือ 4 มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี ตะกอนส่วนเกินที่นำมาศึกษาจะเป็นตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบตะกอนเร่ง (Activated

sludge) ของโรงบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์อนามัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมาซึ่งเป็นตัวแทนของระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน

1.3.2 ศึกษาผลกระทบของระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic Retention Time) ที่เหมาะสมสำหรับการควบคุมระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งทำการศึกษาระยะเวลากักพักชลศาสตร์แบ่งออกเป็น 3 ช่วง คือ ที่ระยะเวลากักพักชลศาสตร์ 7, 14 และ 21 วัน ตามลำดับ

1.3.3 ศึกษาผลของอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับการควบคุมการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยกระบวนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งทำการศึกษาที่ 2 อุณหภูมิ คือ ในช่วงอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (อุณหภูมิอยู่ในช่วง  $55 \pm 2$  °C) และในช่วงอุณหภูมิภายในบรรยากาศ

1.3.5 พารามิเตอร์ที่ทำการศึกษาดังนี้ พีเอช (pH) ปริมาณสารอินทรีย์ในรูปของบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand) บีโอดีละลายน้ำ (Soluble Biochemical Oxygen Demand) ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand) ซีโอดีละลายน้ำ (Soluble Chemical Oxygen Demand) ปริมาณของแข็งได้แก่ ของแข็งทั้งหมด (Total solids) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids) ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total suspended solids) และของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile suspended solids) สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) แอมโมเนียไนโตรเจน ( $\text{NH}_3$ ) ปริมาณก๊าซชีวภาพ

#### 1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 ทำให้เกิดความรู้ความเข้าใจเกี่ยวกับการศึกษาปัจจัยที่เหมาะสมที่มีผลต่อการทำงานของระบบย่อยแบบไร้อากาศ

1.4.2 เป็นการพัฒนาความรู้และหาแนวทางในควบคุมดูแลระบบกำจัดตะกอนด้วยวิธีการที่ถูกต้องและเหมาะสม

1.4.3 เพื่อเป็นแนวทางในการพัฒนางานวิจัยด้านอื่น ๆ ที่เกี่ยวข้อง

1.4.4 เพื่อเป็นแนวทางเลือกในการใช้บำบัดและกำจัดตะกอนที่เกิดขึ้น



## บทที่ 2

### ปรีทัศน์วรรณกรรมและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

#### 2.1 ลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพนั้น โดยส่วนใหญ่จะเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนมากขึ้นจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ต่างๆ ในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งสามารถแยกตัวออกจากน้ำเสียได้โดยการตกตะกอนในถังตกตะกอน ซึ่งมีปริมาณที่แตกต่างกันไปตามชนิดและแหล่งที่มาของตะกอน

##### 2.1.1 ลักษณะทางกายภาพ เคมี และอัตราการเกิดตะกอนส่วนเกิน

ปริมาณตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง (Waste Activated Sludge, WAS) มีความแตกต่างกันขึ้นกับค่าการออกแบบและควบคุมระบบตะกอนเร่ง โดยทั่วไปตะกอนส่วนเกินจะมีน้ำเป็นองค์ประกอบถึงร้อยละ 90-97 (Metcalf & Eddy, 2004) ปริมาณของแข็งทั้งหมดประมาณร้อยละ 0.5-1 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดประมาณร้อยละ 60-80 โดยน้ำหนักแห้ง (Qasim, 1999) หรือปริมาณของแข็งทั้งหมดประมาณร้อยละ 0.8-1.2 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายประมาณร้อยละ 59-88 ของปริมาณของแข็งทั้งหมด (Metcalf and Eddy, 2004) แสดงให้เห็นว่าตะกอนส่วนเกินที่กล่าวมาเมื่อประกอบเป็นสารอินทรีย์เป็นส่วนใหญ่ ซึ่งมีลักษณะสมบัติทางกายภาพ เคมี ที่แตกต่างกันดังตารางที่ 2.1 ปริมาณตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งมีอัตราการเกิดโดยเฉลี่ยประมาณ 0.4-0.8 มิลลิกรัมของของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อมิลลิกรัมของบีโอดีที่ถูกกำจัด (Qasim, 1999; Metcalf & Eddy, 2004) จึงก่อให้เกิดปัญหาในการขนส่งไปกำจัด ดังนั้นจึงต้องมีกระบวนการบำบัดตะกอนส่วนเกินเพื่อลดปริมาตรและน้ำหนักของตะกอนส่วนนี้ลงก่อนส่งไปกำจัดเพื่อลดปัญหาทั้งทางด้านสิ่งแวดล้อมและเศรษฐศาสตร์

ตารางที่ 2.1 ลักษณะของตะกอนจากระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ (Metcalf and Eddy, 2004)

พารามิเตอร์	ตะกอนขั้นต้น		ตะกอนขั้นต้นที่ผ่านการย่อยแล้ว		ตะกอนจากระบบ ตะกอนเร่ง
	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 <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , % 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	-
pH	5.0 - 8.0	6.0	6.5 - 7.5	7.0	6.5 - 8.0
Alkalinity (mg/L as CaCO <sub>3</sub> )	500 - 1,500	600	2,500 - 3,000	3,000	580 - 1,100

นอกจากนี้จากการทบทวนงานวิจัยหลายงาน จะเห็นว่าลักษณะสมบัติทางเคมีของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดตะกอนเร่งจะแตกต่างกัน ดังแสดงในตารางที่ 2.2 แสดงองค์ประกอบทางกายภาพ และเคมีของตะกอนส่วนเกินที่ออกจากถังตกตะกอนชีวภาพหรือถังตกตะกอนชั้นที่สอง (Excess Sludge) มีค่าซีโอดีละลายน้ำเพียงร้อยละ 2-3 ของค่าซีโอดีทั้งหมดเท่านั้น และมีค่าบีโอดี ประมาณ 368 mg/L ซึ่งมีสัดส่วนระหว่างค่าบีโอดีต่อซีโอดีอยู่ที่ประมาณ 0.16 (C.N. Chang et al., 2002) จากค่าดังกล่าวทำให้ทราบว่าตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่งเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ เกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ซึ่งจำเป็นต้องมีกระบวนการเปลี่ยนรูปจากอนุภาคที่ใหญ่ให้มีขนาดเล็กลง หรือที่เรียกว่ากระบวนการไฮโดรไลซิส โดยตะกอนส่วนเกินดังกล่าวสามารถเปลี่ยนรูปจากอนุภาคซีโอดี (particulate COD) เป็นค่าซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) ได้ อีกทั้งมีค่า TKN ประมาณ 350 mg/L และมีค่าแอมโมเนียประมาณ 71 mg/L (Y.C.Chu et al., 1997) ซึ่งมีค่าต่ำกว่าความต้องการจุลชีพในการย่อยแบบใช้อากาศ แต่มีค่าเพียงพอในกรณีที่ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ เนื่องจากความต้องการธาตุอาหารของระบบย่อยแบบใช้อากาศ มีค่ามากกว่าแบบไม่ใช้อากาศ ดังนั้นระบบบำบัดตะกอนด้วยกระบวนการทางชีวภาพจึงมีความเหมาะสมในการใช้งานเพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดตะกอนเร่ง

ตารางที่ 2.2 ลักษณะสมบัติทางเคมีของตะกอนจากการทบทวนวรรณกรรม

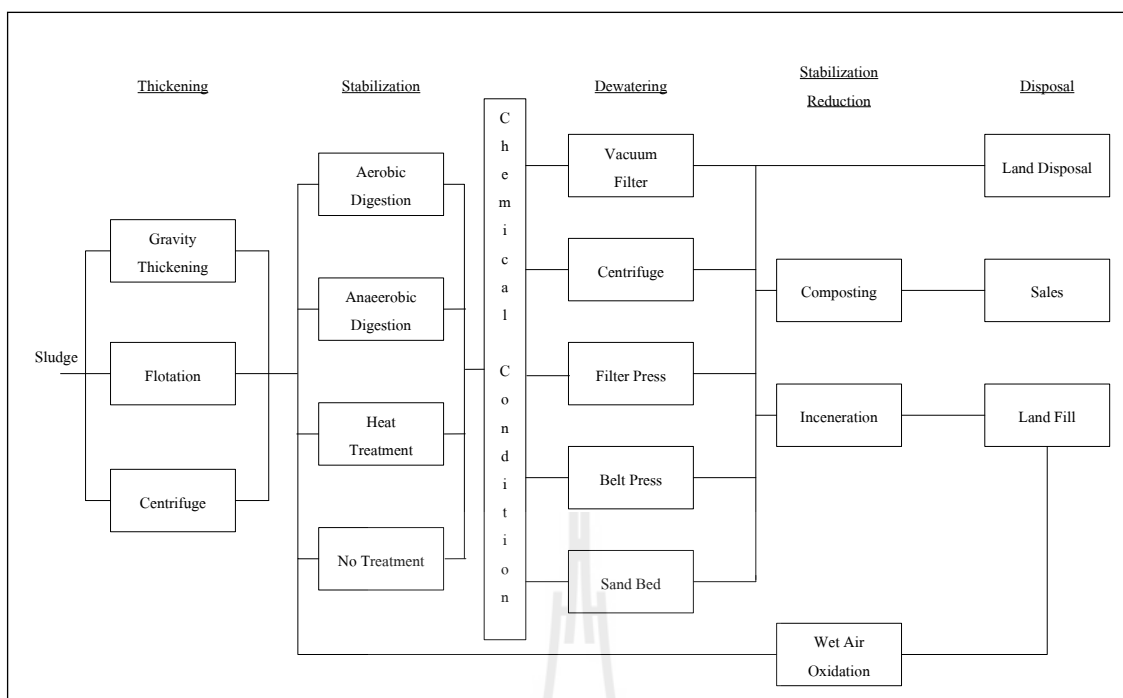
พารามิเตอร์	Chu et al. (1997)	Lin et al. (1997)	Kim et al. (2003)	Yiying et al. (2009)
pH	6.8	6.86	6.7	6.9
TCOD, g/L	6.96	11.91	27.70	-
SCOD, g/L	0.23	0.25	2.25	0.28
TS, g/L	-	10.15	38.0	16.28
VS, g/L	-	7.64	26.0	-
TSS, g/L	4.61	-	-	16.08
VSS, g/L	-	-	-	12.73
Alkalinity, g/L as CaCO <sub>3</sub>	2.9	512	-	-

### 2.1.2 การย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง

จุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบระบบตะกอนเร่ง (AS) เกิดการเกาะกลุ่มหรือรวมตัวในรูปฟล็อก (floc) จุลินทรีย์ในระบบตะกอนเร่งสามารถยึดเกาะกันด้วยการสร้างโพลิเมอร์ภายนอกเซลล์ (extracellular polymeric substances; EPS) โดย EPS ทำหน้าที่เสมือนกาวติดหรือยึดเซลล์หลายๆเซลล์ไว้ด้วยกัน EPS เป็นสารประกอบเชิงซ้อน มีองค์ประกอบหลักเป็นสารประกอบจำพวก โพลีแซคคาไรด์ โปรตีน นิวคลีอิกแอซิด ยูโรนิคแอซิด ฮิวมิกแอซิด และไลปิด เป็นต้น ซึ่ง EPS เป็นสารประกอบที่ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยากไม่ว่าจะเป็นกระบวนการแบบแอโรบิกหรือแอนแอโรบิก (Dumas et al., 2010) แต่อย่างไรก็ตามการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินดังกล่าวก็ยังขึ้นกับปัจจัยอีกหลายองค์ประกอบซึ่งได้แก่ ประสิทธิภาพของระบบตกตะกอนเบื้องต้นซึ่งจะทำให้อนุภาคที่ย่อยสลายไม่ได้อาจปนเข้ามากับน้ำเสีย อุณหภูมิของระบบย่อย สัดส่วนของพื้นที่ aerobic/anoxic หรืออายุสัจจ์ของระบบแบบตะกอนเร่ง เป็นต้น (Ugwuanyi et al., 2005; Bernard et al. 2000; Sakai et al. 2000; Zupancic et al. 2008) ในหลายการศึกษาที่ผ่านมาพบว่าระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกาศมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ประมาณ 25-60% และมีประสิทธิภาพลดลงเมื่ออายุสัจจ์ของระบบบำบัดตะกอนเร่งนานขึ้นหรือมีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นเมื่อประสิทธิภาพของระบบตกตะกอนเบื้องต้นสูงขึ้น (Bolzonella et al., 2005)

## 2.2 แนวทางการจัดการตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำจะต้องถูกบำบัดอย่างเหมาะสมเพื่อป้องกันปัญหาที่อาจเกิดขึ้นเมื่อนำตะกอนส่วนเกินดังกล่าวไปกำจัดในขั้นตอนสุดท้ายหรือไปใช้ประโยชน์ต่อไป จากรูปที่ 2.1 แสดงกระบวนการและขั้นตอนการบำบัดตะกอนส่วนเกินซึ่งขึ้นอยู่กับประเภทหรือลักษณะทางกายภาพและเคมี โดยมีกระบวนการแรก คือ การทำขึ้น (Sludge Thickening) เพื่อเพิ่มความเข้มข้นของตะกอน ขั้นตอนต่อมาเป็นการปรับเสถียรตะกอนเป็นขั้นตอนที่ทำให้ตะกอนมีความคงตัว ซึ่งเป็นการลดเชื้อโรคและการป้องกันการเน่าเหม็น การปรับเสถียรตะกอนทำได้หลายวิธี ทั้งกระบวนการทางชีวภาพ เช่น การย่อยแบบไม่ใช้ออกาศ (Anaerobic Sludge Digestion) การย่อยแบบใช้ออกาศ (Aerobic Sludge Digestion) และการหมักทำปุ๋ย (Composting) กระบวนการทางเคมี เช่น การปรับเสถียรด้วยปูนขาว และกระบวนการทางกายภาพ เช่น การปรับสภาพด้วยความร้อน เป็นต้น ขั้นตอนสุดท้ายคือกระบวนการแยกน้ำจากตะกอนส่วนเกินเป็นการเพิ่มความเข้มข้นและลดปริมาตรของตะกอนก่อนนำไปกำจัด ในการแยกน้ำจากตะกอนได้แก่ ลานตากตะกอน (sludge drying bed) สายพานรีดน้ำ (belt press) เครื่องอัดกรอง (filter press) และเครื่องหมุนเหวี่ยง เป็นต้น



รูปที่ 2.1 วิธีการจัดการกับตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย

หมายเหตุ จาก เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม (10/13), โดย มั่นสิน ตันทุลเวศม์, 2542, กรุงเทพฯ:จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

## 2.2.1 การจัดการตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางเคมีและกายภาพ

### 2.2.1.1 การทำขึ้น (Sludge Thickening)

การทำขึ้นตะกอนเป็นขั้นตอนแรกของการจัดการตะกอนส่วนเกินเพื่อเพิ่มความเข้มข้น ซึ่งจะทำให้มีปริมาตรรวมลดลงจนเหมาะสมสำหรับการบำบัดในขั้นตอนต่อไป การทำขึ้นตะกอนมีหลายวิธี ได้แก่ การทำขึ้นด้วยแรงโน้มถ่วง (gravity thickener) การลอยตัวด้วยอากาศละลายหรือดีเอเอฟ (dissolved air flotation, DAF) และการหมุนเหวี่ยง (centrifugation) เป็นต้น

1) ถังทำขึ้นด้วยแรงโน้มถ่วง (gravity thickener) คือ ถังตกตะกอน ซึ่งเป็นวิธีทำขึ้นที่ไม่ต้องการเครื่องจักร ไม่ซับซ้อน ค่าใช้จ่ายในการดำเนินระบบและบำรุงรักษาระบบต่ำ และไม่ต้องกรบukulากรที่มีความเชี่ยวชาญมากนัก ถังทำขึ้นด้วยแรงโน้มถ่วงมีรูปร่างคล้ายกับถังตะกอนโดยที่น้ำใสส่วนบนไหลล้นฝายที่อยู่ส่วนบนของถัง ส่วนตะกอนจะจมตัวลงสู่ก้นถังและถูกระบายทิ้งต่อไป

2) การลอยตัวด้วยอากาศละลายหรือดีเอเอฟ (dissolved air floatation, DAF) เป็นวิธีทำขึ้นตะกอนที่เหมาะสมกับตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่ง และตะกอนจากถังย่อยแบบแอโรบิก การทำขึ้นด้วยดีเอเอฟเป็นระบบที่มีความต้องการเครื่องจักรที่ซับซ้อนและมีราคา

แพงกว่าถังทำขึ้นด้วยแรงโน้มถ่วง หลักการทำงานของดีเอเอฟ จะทำการอัดอากาศให้ละลายน้ำอย่าง อิ่มตัวในถังอัดความดันและเมื่อถึงความดันค่าหนึ่ง น้ำที่มีอากาศละลายตัวอย่างอิ่มตัวสามารถผ่าน วาล์วลดความดันไปผสมกับตะกอนส่วนเกินก่อนที่จะถูกป้อนเข้าสู่ถังทำขึ้น ในขณะที่เดียวกันของแข็ง แขนงลอยในน้ำตะกอนจะเกาะติดกับฟองอากาศและลอยตัวขึ้นสู่ผิวน้ำด้วย

3) เครื่องหมุนเหวี่ยง (centrifuge) โดยทั่วไปเครื่องหมุนเหวี่ยงสามารถใช้ได้ทั้งในกระบวนการทำขึ้นและการแยกน้ำจากตะกอนการหมุนเหวี่ยงเป็นวิธีที่มีการทำงาน ชับซ้อน ต้องการพลังงาน มีงบประมาณการลงทุน และงบประมาณการบำรุงรักษาสูง การทำขึ้นด้วย วิธีนี้เหมาะกับตะกอนจากระบบตะกอนเร่ง

### 2.2.1.2 การปรับเสถียรสลัดจ์ (sludge stabilization)

การปรับเสถียรตะกอนเป็นขั้นตอนที่ทำให้ตะกอนมีความคงตัว ซึ่งเป็นการ ลดเชื้อโรคและการป้องกันการเน่าเหม็นของตะกอน การปรับเสถียรตะกอนทำได้หลายวิธี ทั้ง กระบวนการทางเคมี เช่น การปรับเสถียรด้วยปูนขาว (lime stabilization) เป็นการทำให้ตะกอนมีค่า ความเป็นกรดต่ำสูงถึงระดับหนึ่ง และนานเพียงพอเพื่อหยุดยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ใน ตะกอน เป็นผลให้ตะกอนมีความคงตัวไม่เน่าเหม็นโดยทั่วไปมักปรับค่าความเป็นกรดต่ำให้มีค่า เท่ากับ 12 และคงค่าความเป็นกรดต่ำดังกล่าวให้คงที่เป็นเวลา 2 ชั่วโมง สารเคมีที่นิยมใช้กัน ได้แก่ ปูนขาว เนื่องจากมีราคาถูก

### 2.2.1.3 การแยกน้ำจากตะกอน (sludge dewatering)

การแยกน้ำจากตะกอนเป็นการเพิ่มความเข้มข้นและลดปริมาตรของตะกอน ก่อนนำไปกำจัดในขั้นสุดท้าย ซึ่งมีจุดประสงค์เพื่อความสะดวกในการขนย้ายและลดค่าใช้จ่ายในการ ดำเนินการ เช่น การขนส่ง ลดขนาดของพื้นที่สำหรับฝังกลบ เป็นต้น โดยกระบวนการแยกน้ำจาก ตะกอนมีหลายวิธี ได้แก่ ลานตากตะกอน (sludge drying bed) สายพานรีดน้ำ (belt press) เครื่องอัด กรอง (filter press) และเครื่องหมุนเหวี่ยง เป็นต้น

1) ลานตากตะกอน (sludge drying bed) เป็นวิธีที่ง่ายไม่ซับซ้อน และมี ค่าใช้จ่ายในการควบคุมระบบต่ำ เหมาะกับโรงปรับปรุงคุณภาพน้ำขนาดเล็กและตะกอนค่อนข้างคง ด้ว หลักการทำงาน คือ ลานตากตะกอนทำให้เกิดการแยกน้ำได้ 2 ขั้นตอน ในขั้นแรกน้ำจากตะกอน ส่วนหนึ่งซึมผ่านชั้นทรายและถูกรวบรวมด้วยระบบท่อที่วางอยู่ใต้ลานตากตะกอน ส่วนตะกอนชั้น จะติดค้างอยู่บนผิวน้ำชั้นทราย ซึ่งในขั้นตอนต่อมา น้ำส่วนหนึ่งถูกแยกโดยการระเหยเข้าสู่ บรรยากาศ โดยทั่วไปต้องใช้เวลาตากในขั้นตอนนี้ 10 - 15 วัน หลังจากนั้นจึงขุดลอกกากตะกอนและ นำไปกำจัดต่อไป

2) สายพานรีดน้ำ (belt press) เป็นการแยกน้ำจากตะกอนแบบใช้ เครื่องกล หลักการทำงานของสายพานรีดน้ำ คือ จะประกอบไปด้วยสายพาน 2 เส้น โดยมีลูกกลิ้ง

(baring) เป็นฐานรองรับและถูกขับเคลื่อนให้หมุนวนในทิศตรงข้ามกัน ซึ่งมีบางช่วงที่สายพานทั้งสองประกบกัน เมื่อตะกอนที่ผ่านการปรับสภาพแล้วถูกป้อนเข้าที่ช่วงแรกของสายพาน น้ำบางส่วนจะถูกแยกออกมาโดยการซึมผ่านสายพานด้วยแรงโน้มถ่วงของโลก และเมื่อตะกอนชั้นถูกลำเลียงเข้าช่วงที่สายพานทั้ง 2 เส้นประกบกันด้วยลูกกลิ้งบีบอัด จึงทำให้น้ำอีกส่วนหนึ่งถูกแยกและซึมผ่านสายพานได้เพิ่มขึ้น เมื่อสายพานทั้ง 2 เส้นถอยห่างออกจากกัน จึงทำให้กากตะกอนหลุดออกและถูกระบายทิ้งต่อไป หลังจากนั้นสายพานจะวนกลับไปปรับตะกอนอีก แต่ต้องมีหัวฉีดน้ำแรงดันสูงเพื่อล้างสายพานทั้งสองเส้นก่อน เพื่อป้องกันการอุดตันของสายพาน

3) เครื่องอัดกรอง (filter press) กากตะกอนที่ได้จากเครื่องอัดกรองมีความเข้มข้นสูงและน้ำที่ผ่านการกรองค่อนข้างใส องค์ประกอบหลักของเครื่องอัดกรองประกอบด้วยแผ่นยึดผ้ากรองหลายอันเรียงกันบนแกนของเครื่อง ผ้ากรอง และเครื่องดันผ้ากรอง ขั้นตอนการทำงานเริ่มจากป้อนตะกอนเข้าเครื่องอัดกรอง ตะกอนจะเข้าไปในช่องว่างระหว่างผ้ากรองจนเต็มภายใต้ความดัน ขณะเดียวกันน้ำจะซึมผ่านผ้ากรอง ทำให้มีช่องว่างมากขึ้น และป้อนสลัดจ์ภายใต้แรงดันดังกล่าวไปเรื่อยๆจนกระทั่งไม่มีน้ำซึมผ่านผ้ากรองอีก จึงถอดแผ่นหรือเลื่อนแผ่นยึดผ้ากรองออกจากกันและแกะกากตะกอนออกจากแผ่นกรองด้วยแรงงานคน พร้อมทั้งล้างทำความสะอาดผ้ากรองและเตรียมป้อนสลัดจ์รอบใหม่

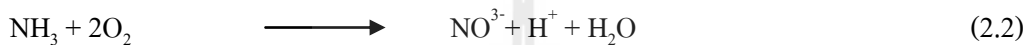
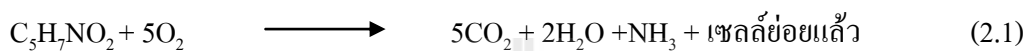
## 2.2.2 การจัดการตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางชีวภาพ

การบำบัดตะกอนส่วนเกินในการศึกษาที่ผ่านมามีทั้งกระบวนการทางชีวภาพ เช่น ระบบย่อยแบบใช้อากาศ ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ หรือใช้กระบวนการร่วมด้วยระบบย่อยแบบใช้อากาศ บิก และแบบไม่ใช้อากาศ เป็นต้น ระบบย่อยแบบใช้อากาศเป็นกระบวนการไฮโดรไลซิสนูภาคสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพให้กลายเป็นสารละลายที่สามารถย่อยได้ทางชีวภาพ ซึ่งจะทำการย่อยสลายที่สามารถย่อยได้ทางชีวภาพเหล่านี้ถูกเปลี่ยนไปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และเซลล์ใหม่ สำหรับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศซึ่งสามารถในการเปลี่ยนรูปจากสารอินทรีย์ไปเป็นแก๊สชีวภาพได้ (60-70 ของแก๊สเป็นมีเทน) พร้อมทั้งช่วยลดปริมาณของแข็งหลังจากการบำบัดและลดเชื้อโรคซึ่งอาจส่งผลกระทบต่อในสภาพแวดล้อมด้วย (Appels et al., 2008; Bolzonella et al., 2005)

### 2.2.2.1 การบำบัดตะกอนด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบบใช้อากาศ (Aerobic Sludge digestion)

การบำบัดตะกอนแบบใช้อากาศ มีหลักการคล้ายกับระบบแบบตะกอนเร่ง เพียงแต่การบำบัดตะกอนแบบใช้อากาศ มุ่งกำจัดอนุภาคอินทรีย์หรือของแข็งระเหยง่ายเป็นหลัก ขั้นตอนแรกจุลินทรีย์จะย่อยสลายสารอินทรีย์ที่ยังคงเหลืออยู่ในน้ำตะกอนก่อน ต่อมาเมื่อสารอินทรีย์ในน้ำตะกอนหมด จุลชีพในระบบจะย่อยสลายตัวเองเพื่อนำพลังงานสำรองที่สะสมไว้ในเซลล์มาใช้

ต่อไป โดยส่วนใหญ่มักป้อนตะกอนเข้าถังเป็นแบบไม่ต่อเนื่องหรือควบคุมการทำงานเป็นแบบกะ ดังนั้นไม่จำเป็นต้องก่อสร้างถังตกตะกอนเพิ่มอีกต่างหาก โดยที่ก่อนป้อนตะกอนเข้าสู่ระบบในรอบใหม่จะต้องหยุดเติมอากาศประมาณ 1 - 2 ชั่วโมง เพื่อปล่อยให้ตะกอนที่ย่อยแล้วจมตัวลงสู่ก้นถังและระบายทิ้งต่อไป ความต้องการออกซิเจนในกระบวนการย่อยตะกอนแบบใช้อากาศสามารถแบ่งเป็น 2 กระบวนการหลักๆ ได้แก่ ความต้องการออกซิเจนของจุลินทรีย์ที่ใช้ย่อยสลายตัวเองและความต้องการออกซิเจนใช้ในการเปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนเตรตหรือเรียกว่าปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันดังสมการที่ 2.1 และ 2.2 ตามลำดับ



ปัจจัยที่มีผลต่อระบบย่อยแบบใช้อากาศมีหลายปัจจัย เช่น ลักษณะของตะกอนที่บำบัดน้ำเสียแตกต่างกัน การศึกษาของ Bernard et al. (2000) ได้ทำการศึกษาความเป็นไปได้ในการบำบัดตะกอน โดยทำการศึกษาเปรียบเทียบระหว่างตะกอนที่เกิดจากบ้านเรือนกับตะกอนจากการเกษตรกรรม ที่อุณหภูมิประมาณ 18 °C เป็นระยะเวลา 35 วัน พบว่า ระบบย่อยแบบใช้อากาศสามารถลดความเข้มข้นของของแข็งแขวนลอย และของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายในน้ำตะกอนที่เกิดจากบ้านเรือนได้มากกว่าในตะกอนจากการเกษตรกรรม กล่าวคือ กระบวนการย่อยแบบใช้อากาศสามารถบำบัดปริมาณของแข็งแขวนลอย และของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายในตะกอนที่เกิดจากบ้านเรือนได้ประมาณร้อยละ 42-53 และ 66-93 ตามลำดับ ส่วนในตะกอนที่เกิดจากการเกษตรกรรมสามารถบำบัดปริมาณของแข็งแขวนลอย และของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ประมาณร้อยละ 4-18 และ 6-25 ตามลำดับ จากความเข้มข้นของตะกอนเริ่มต้นเท่ากับ 1,500-11,000 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับตะกอนจากบ้านเรือนและ 4,500-22,000 มิลลิกรัมต่อลิตรสำหรับตะกอนจากการเกษตรกรรม ส่วนระยะเวลาในการกักเก็บที่เหมาะสมจะอยู่ที่ 17 วันและ 28 วันในตัวอย่างตะกอนจากบ้านเรือนและตัวอย่างตะกอนจากการเกษตรกรรมตามลำดับ อุณหภูมิเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อการบำบัดตะกอนเช่นกัน การศึกษาของ Sakai et al. (2000) ทำการศึกษาวิธีการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบตะกอนเร่งโดยใช้ระบบย่อยแบบใช้อากาศ การทดลองนี้ควบคุมการเดินระบบซึ่งใช้อุณหภูมิที่ 65 °C ระยะเวลาการกักเก็บ 1 วัน ภาระบรรทุกของแข็งแขวนลอย (SS loading) เท่ากับ 0.3 กิโลกรัมต่อกิโลกรัมต่อวัน และมีปริมาณของแข็งแขวนลอยเท่ากับ 2 กรัมต่อลิตร พบว่าสามารถบำบัดของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย และ  $\text{NH}_3$  ได้ประมาณร้อยละ 40 และ 62 ตามลำดับ และการศึกษาของ Ugwuanyi et al. (2005) ทำการเปรียบเทียบผลของอุณหภูมิและค่าความเป็นกรดต่างต่อประสิทธิภาพในการย่อยเปลือกมันฝรั่งแบบ Thermophilic aerobic digestion (TAD) ที่มีความเข้มข้นของชีโอดีเซลายน้ำ



เท่ากับ 8 กรัมต่อลิตร โดยควบคุมอัตราการปล่อยของอากาศในของเหลวเท่ากับ 0.5 vvm (volume per volume per minute) และเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิที่ 45, 50, 55, 60 และ 65 °C พบว่าสามารถลดค่าซีโอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 54.5 ที่อุณหภูมิ 60 °C และยังสามารถกำจัดค่าของแข็งแขวนลอยได้ประมาณร้อยละ 69.52 ที่อุณหภูมิ 65 °C และเมื่อทำการเปลี่ยนแปลงค่าความเป็นกรดต่างที่ 6, 7, 8, 9 และ 9.5 โดยการควบคุมอุณหภูมิที่ 55 °C พบว่า ค่าความเป็นกรดต่างที่เหมาะสมมีค่าเท่ากับ 7 สามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยทั้งหมดได้ร้อยละ 51.2 และค่าซีโอดีละลายได้ร้อยละ 65 หากต้องการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนอาจมีสารอินทรีย์ชนิดอื่นร่วมในการบำบัดด้วย และการใช้เอนไซม์ เช่น การศึกษาของ Khalili et al. (2000) ซึ่งได้ทำการศึกษาผลกระทบของอัตราส่วนระหว่างตะกอนที่ผ่านการย่อยสลายแล้ว (digested sludge) กับตะกอนที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย (feed sludge) ต่อประสิทธิภาพในการย่อยสลาย โดยทำการควบคุมอุณหภูมิที่ 35 °C มีค่าความเป็นกรดต่างอยู่ในช่วง 6.2-7.0 ความเข้มข้นของตะกอนเริ่มต้น 6-20 กรัมต่อลิตร และมีระยะเวลาเก็บกัก (HRT) 11 ชั่วโมง พบว่าที่อัตราส่วนผสมระหว่างตะกอนที่ผ่านการย่อยสลายแล้ว (digested sludge) กับตะกอนที่ออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย (feed sludge) ที่ 3:1 มีประสิทธิภาพสูงสุด โดยที่ SRT 6 ชั่วโมง สามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยทั้งหมดและของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ร้อยละ 49 และ 66 ตามลำดับ ซึ่งสอดคล้องกับค่า rate constant (k) ที่อัตราส่วนผสม 3:1 = 2.9 day<sup>-1</sup> ของค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย โดยคิดที่ปฏิกิริยาอันดับที่หนึ่ง และการศึกษาของ Oviedo et al. (2005) ทำการศึกษาบำบัดตะกอนโดยใช้เอนไซม์ช่วยในการย่อย การทดลองนี้เป็นการทดลองแบบ Lab-scale มีการเก็บข้อมูลโดยเปรียบเทียบจากระยะเวลากักเก็บแล้วสังเกตประสิทธิภาพ พบว่าประสิทธิภาพที่ดีที่สุดอยู่ที่ 46 วัน สามารถบำบัดค่าซีโอดีและของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ร้อยละ 72.0 และ 55.8 ตามลำดับ และยังทำการศึกษาเชื้อจุลินทรีย์ที่สามารถเจริญเติบโตจำพวก fecal coliforms, Escherichia coli เป็นต้น

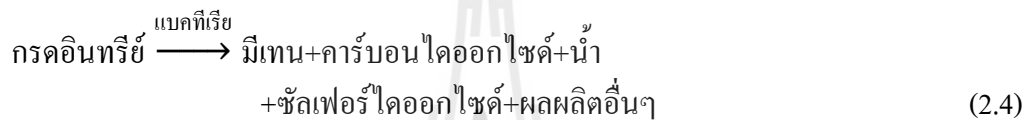
### 2.2.2.2 การบำบัดตะกอนด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic Sludge digestion)

การบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศนั้น เป็นวิธีการปรับเสถียรและลดมวลของตะกอนส่วนเกินลงก่อนที่จะส่งไปกำจัดในขั้นตอนสุดท้ายเช่นเดียวกับการบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ (เกรียงศักดิ์ อุดมสิน โรจน์, 2547) ซึ่งเป็นวิธีการบำบัดตะกอนที่เหมาะสมกับระบบบำบัดน้ำเสียขนาดใหญ่ที่มีปริมาณสารอินทรีย์สูง เนื่องจากเป็นระบบบำบัดที่มีความยุ่งยากในการควบคุมดูแลและมีกระบวนการที่ซับซ้อน และเพื่อให้เกิดความคุ้มค่าในการได้พลังงานหมุนเวียน โดยแบคทีเรียแบบไม่ใช้อากาศ 2 กลุ่มหลักซึ่งอาศัยอยู่ร่วมกัน คือกลุ่มผลิตกรดอินทรีย์และกลุ่มผลิตก๊าซมีเทน โดยการย่อยสลายด้วยปฏิกิริยาต่อเนื่อง 2 ขั้นตอน คือ (วิระวุฒิ ทองบริบูรณ์, 2550)

1) ปฏิกริยาผลิตกรดอินทรีย์ เป็นปฏิกริยาที่แบคทีเรียสร้างกรดอินทรีย์ทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างทางเคมีซับซ้อน เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน หรือไขมัน โดยเปลี่ยนรูปให้เป็นกรดอินทรีย์ดังสมการที่ 2.3



2) ปฏิกริยาการผลิตก๊าซมีเทน เป็นปฏิกริยาซึ่งต่อเนื่องกับขั้นแรก โดยแบคทีเรียจำพวกผลิตก๊าซมีเทนจะเปลี่ยนกรดอินทรีย์ ซึ่งเป็นผลผลิตจากปฏิกริยาขั้นแรกให้เป็นก๊าซมีเทนและผลผลิตอื่นๆ ดังสมการที่ 2.4



จากการทบทวนวรรณกรรม พบว่าการศึกษาของ Bolzonella et al. (2005) มีประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย 4 แห่ง โดยใช้ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิก (35 °C) โดยที่ระบบโดยทั่วไปจะใช้ระยะเวลาเก็บกักอยู่ที่ประมาณ 20-40 วัน และค่าอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (organic loading rate, OLR) ประมาณ 1 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน มีความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดของตะกอนอยู่ในช่วงร้อยละ 2.6-3.9 และปริมาณแก๊สที่เกิดขึ้นในช่วง 0.07-0.18 ลูกบาศก์เมตรของแก๊สชีวภาพต่อกิโลกรัมของของแข็งระเหยง่ายที่เดิม และมีประสิทธิภาพการบำบัดของแข็งทั้งหมดได้ร้อยละ 13-27 จากการศึกษาเหล่านี้เป็นค่าที่มีนัยสำคัญสำหรับการออกแบบระบบเมื่อมีการเพิ่มระยะเวลาเก็บกักของตะกอน (SRT) เป็น 8-35 วัน พบว่าปริมาณแก๊สที่เกิดขึ้นมีค่าน้อยลงเมื่อมีการเพิ่มระยะเวลาเก็บกักของตะกอน ดังนั้นระยะเวลาเก็บกักของตะกอนจะมีผลต่อการเกิดแก๊สชีวภาพเมื่อมีการนำตะกอนดังกล่าวมาย่อยสลายแบบแอนโอโรบิก และการศึกษาของ Nges et al. (2009) ซึ่งได้ทำการผสมระหว่างตะกอนส่วนเกินขั้นสอง (secondary sludge) และตะกอนส่วนเกินขั้นแรก (primary sludge) ในอัตราส่วน 1:3 ทำให้ปริมาณมีเทนที่ผลิตได้เพิ่มขึ้นร้อยละ 90 อีกทั้งยังสามารถลดค่าของแข็งแขวนลอยได้ร้อยละ 40-50 ที่อุณหภูมิการย่อยสลายตะกอนอยู่ในช่วง thermophilic (50 °C) และใช้ระยะเวลาในการย่อยสลายเพียง 14 วัน

จากที่กล่าวมานี้พบว่าต้องการพลังงานในการเติมอากาศเพื่อให้เหมาะสมกับจุลินทรีย์แบบใช้อากาศ ความสามารถในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายมีประสิทธิภาพต่ำกว่าเมื่อ

เปรียบเทียบกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ และยังทำให้สภาพต่างและพีเอชของระบบย่อยแบบใช้อากาศมีค่าลดลง ซึ่งจะผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์เพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์ อีกทั้งในระบบย่อยแบบใช้อากาศจะมีการเติมอากาศทำให้เกิดการฟุ้งกระจายของเชื้อโรคได้อีกด้วย

## 2.3 การย่อยสลายตะกอนด้วยกระบวนการทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ

สำหรับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศมีจุดเด่นมากมาย นอกจากจะช่วยปรับเสถียรและลดมวลของตะกอนส่วนเกินลงแล้ว ยังสามารถนำพลังงานจากก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมาช่วยทดแทนพลังงานที่ใช้ในการเดินระบบได้อีกด้วย มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายสูงถึงร้อยละ 40 – 60 และตะกอนที่ผ่านการบำบัดแล้วยังสามารถนำไปทำเป็นปุ๋ยได้อีกด้วย ดังแสดงตารางที่ 2.3

### 2.3.1 ลักษณะการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไม่ใช้อากาศ

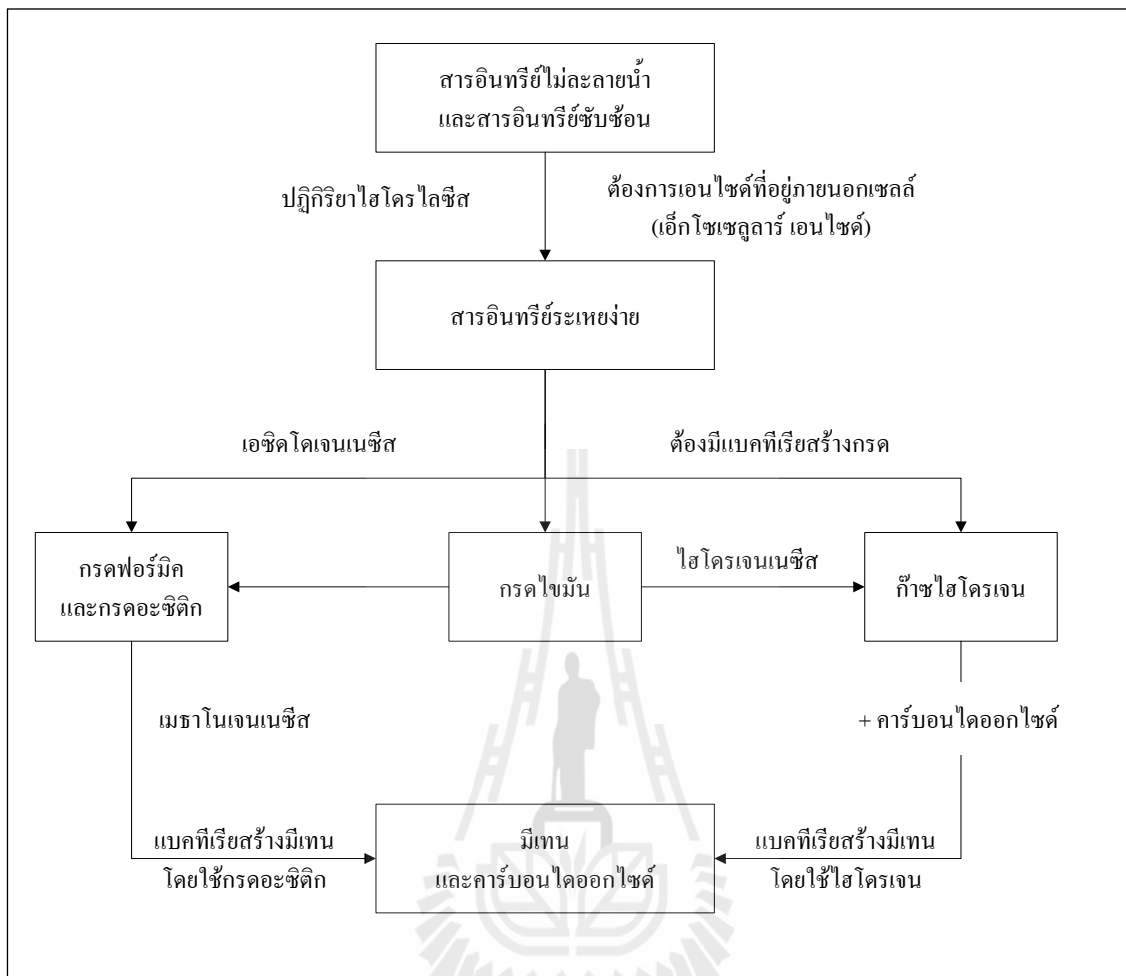
การย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะแบบแอนแอโรบิกเป็นการเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซชีวภาพ (Biogas) ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ โดยมีขั้นตอนการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกดังรูปที่ 2.2 และมีรายละเอียดขั้นตอนการย่อยสลาย 4 ขั้นตอนดังต่อไปนี้

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

ตารางที่ 2.3 ข้อดีและข้อเสียของการปรับเสถียรตะกอนของระบบแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ

กระบวนการ	ข้อดี	ข้อเสีย
ถังย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ต้องการพลังงานต่ำในการเดินระบบและยังได้พลังงานจากก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นอีกด้วย</li> <li>- มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายสูงถึงร้อยละ 40 - 60</li> <li>- ปริมาณของแข็งทั้งหมดโดยรวมลดลง</li> <li>- สลัดจ์ที่ย่อยแล้วสามารถนำไปเป็นปุ๋ยในการ เกษตรได้</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ต้องการบุคลากรที่มีความรู้ในการเดินระบบ</li> <li>- เมื่อระบบล้มเหลว ต้องใช้เวลานานจึงจะทำให้ ระบบกลับมามีประสิทธิภาพเหมือนเดิม</li> <li>- น้ำใสส่วนบนระบบมีค่าบีโอดี สารแขวนลอย และแอมโมเนียสูง</li> <li>- มีงบประมาณการลงทุนสูง</li> <li>- อาจเกิดการระเบิดเนื่องจากก๊าซชีวภาพ</li> <li>- อาจมีปัญหาเรื่องกลิ่น</li> </ul>
ถังย่อยสลายแบบใช้อากาศ	<ul style="list-style-type: none"> <li>- งบประมาณการลงทุนต่ำ (โดยเฉพาะระบบที่มีขนาดเล็ก)</li> <li>- ควบคุมระบบง่าย</li> <li>- น้ำใสส่วนบนมีค่าบีโอดี สารแขวนลอยและ แอมโมเนียต่ำ(เมื่อเปรียบเทียบกับถังย่อยแอนแอโรบิก)</li> <li>- ไม่มีปัญหาเรื่องกลิ่น</li> <li>- ปริมาณของแข็งทั้งหมดลดลง</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ต้องการพลังงานสูงในการเติมอากาศ</li> <li>- ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่าย ต่ำกว่าถังย่อยแบบแอนแอโรบิก</li> <li>- ทำให้สภาพค่างและพีเอชลดลง</li> <li>- อาจทำให้เชื้อโรคฟุ้งกระจายในอากาศได้ (เนื่องจากการเติมอากาศ)</li> </ul>

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



รูปที่ 2.2 ขั้นตอนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกาศ

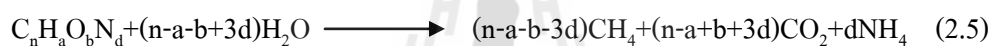
ขั้นที่ 3 ขั้นตอนการเปลี่ยนกรดอินทรีย์เป็นกรดอะซิติก (Acetogenesis) โดยแบคทีเรียสร้างกรดอะซิติก (Acetogenic) จะทำการย่อยสลายกรดระเหยที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่หรือมีคาร์บอนมากกว่า 2 อะตอม และสารประกอบที่เป็นกลางซึ่งมีขนาดโมเลกุลใหญ่กว่าเมธานอล ได้แก่ แอลกอฮอล์ กรดโพรไพโอนิก กรดบิวไทริก กรดไอโซบิวไทริก (Isobutyric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

ขั้นที่ 4 ขั้นตอนการสร้างมีเทน (Methanogenesis) เป็นขั้นตอนการเปลี่ยน กรดอะซิติกให้กลายเป็นมีเทน โดยแบคทีเรียกลุ่ม Methanogenic bacteria ซึ่งเป็นแบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกาศหรือออกซิเจนอิสระ (Strictly anaerobic bacteria) โดยจะสามารถเจริญเติบโตได้ดีและเปลี่ยนกรดอะซิติกไปเป็นมีเทนได้ในสภาวะไร้ออกาศเท่านั้น ดังนั้น ในขั้นตอนนี้กรดอะซิติกและไฮโดรเจนที่ได้

จากการย่อยสลายกรดอินทรีย์ระเหยง่ายจะถูก Methanogenic bacteria นำไปใช้ในการสร้างมีเทน ภายใต้สภาวะไม่ใช้ออกซิเจน แต่อย่างไรก็ตาม Methanogenic bacteria อาจจะสามารถสร้างมีเทนได้จากซับสเตรตอย่างง่าย เช่น เมทธานอล กรดฟอร์มิก (HCOOH) แต่ไม่สามารถหมัก ซับสเตรตละลายน้ำได้ (Ponsa et al., 2008)

### 2.3.2 แบบที่เรียที่เกี่ยวข้องกับการย่อยสลายสารอินทรีย์ในสภาวะไม่ใช้ออกซิเจน

กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์นั้นจำเป็นต้องอาศัยแบคทีเรียหลายกลุ่มด้วยกัน เพราะของเสียที่เป็นสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นสารประกอบที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน ซึ่งแบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogens) ไม่สามารถนำไปใช้ได้โดยตรง ดังนั้นจึงต้องมี hydrolytic fermentative bacteria และแบคทีเรียสร้างกรดอะซิติก (Acetogen) ทำหน้าที่ในการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ดังกล่าวให้กลายเป็นสารอินทรีย์โมเลกุลเล็กที่แบคทีเรียสร้างมีเทน (Methanogens) สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ ซึ่งกระบวนการเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ไปเป็นมีเทน และคาร์บอนไดออกไซด์สามารถเขียนเป็นสมการได้ดังนี้



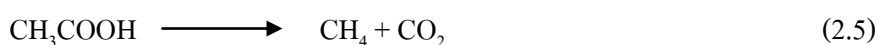
สำหรับแบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทนนั้นจะประกอบด้วย 2 กลุ่ม ดังนี้

(1) Hydrogenotrophic Methanogens เป็นแบคทีเรียที่ใช้ไฮโดรเจน (chemolithotrophs) ซึ่งเปลี่ยนไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ไปเป็นมีเทน เรียกปฏิกิริยานี้ว่ารีดักชันของคาร์บอนไดออกไซด์ (reduction of  $CO_2$ )



กระบวนการสร้างก๊าซมีเทนจะช่วยรักษาระดับความดันไฮโดรเจนให้อยู่ในระดับต่ำ ซึ่งจำเป็นสำหรับการเปลี่ยนกรดระเหยได้ และแอลกอฮอล์ไปเป็นอะซิเตต

(2) Acetotrophic Methanogens หรือ Acetoclastic Methanogens ซึ่งเป็นแบคทีเรียที่เปลี่ยนรูปอะซิเตตให้เป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ เรียกปฏิกิริยานี้ว่าปฏิกิริยาอะซิโตคลาสติก (Acetoclastic reaction)



แบคทีเรียกลุ่มนี้โตช้ามากโดยมี Generation Time 2-3 วัน ในขณะที่เมทาโนเจนกลุ่มที่สร้างกรดมี Generation Time 2-3 ชั่วโมงเท่านั้น แบคทีเรียกลุ่มอะซิโตคลาสติคนี้แบ่งออกเป็น 2 Genera คือ เมทาโนซาร์ไชนา (Methanosarcina) และเมทาโนทริก (Methanotrix) ก๊าซมีเทนที่เป็นผลผลิตจากการเปลี่ยนรูปของอะซิเตตจะมีถึงสองในสามของก๊าซมีเทนที่สร้างได้ทั้งหมด ส่วนอีกหนึ่งในสามส่วนได้จากปฏิกิริยาการรีดักชันของคาร์บอนไดออกไซด์โดยไฮโดรเจน

### 2.3.3 ระบบบำบัดตะกอนส่วนเกินด้วยวิธีทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ

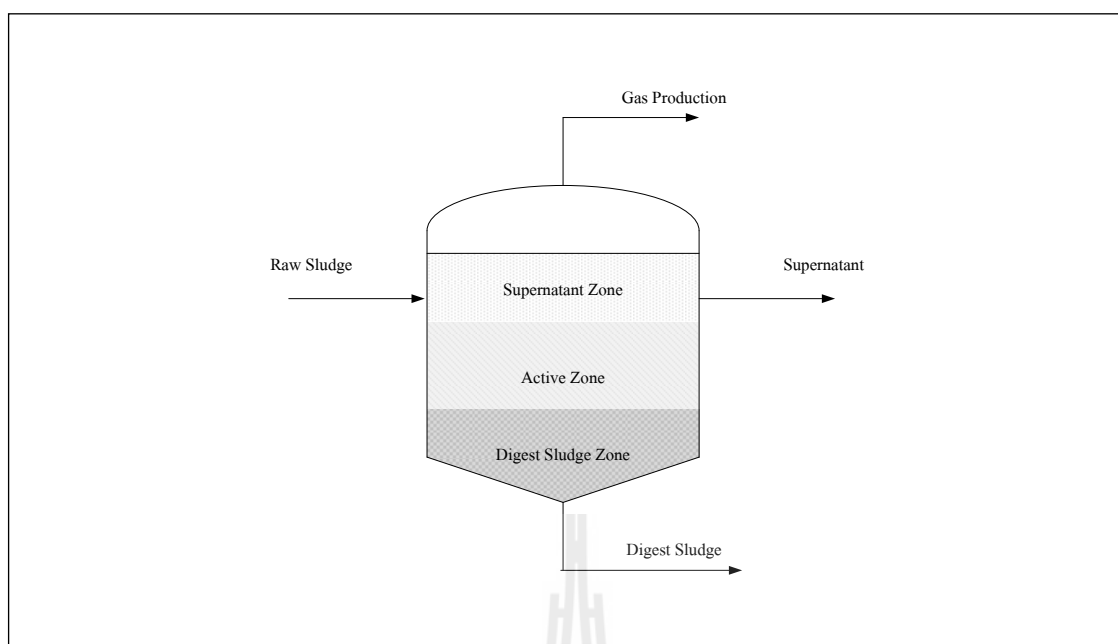
หลักการการทำงานของระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศจะอาศัยจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนย่อยสลายอนุภาคอินทรีย์หรือเซลล์จุลินทรีย์ ซึ่งมีปฏิกิริยาชีวเคมีซับซ้อน เนื่องจากมีจุลินทรีย์หลายชนิดที่ทำงานเฉพาะเจาะจงและเอื้อประโยชน์ซึ่งกันและกัน การทำงานเริ่มด้วยการป้อนตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียเข้าระบบบำบัดตะกอนและใช้ระยะเวลาในการบำบัดให้นานพอจนทำให้เกิดการย่อยตะกอน ตะกอนที่ย่อยสลายแล้วจะจมตัวและถูกระบายทิ้งที่ก้นถัง ส่วนของเหลวส่วนบนจะล้นออกที่ด้านบนของถัง ในบางกรณีอาจมีให้ความร้อนและการกวนผสมในถังด้วย เพื่อเพิ่มอัตราเร็วในการย่อยสลาย ซึ่งทำให้เวลาในการบำบัดตะกอนน้อยลง โดยลักษณะของระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศสามารถแบ่งได้เป็น 2 ประเภท คือถังย่อยแบบปกติและแบบอัตราเร็ว

#### 2.3.3.1 ถังย่อยแบบอัตราปกติ

ถังย่อยแบบอัตราปกติซึ่งประกอบด้วยถังใบเดียว ไม่มีการกวนผสม ไม่มีการให้ความร้อนและทำงานแบบไม่ต่อเนื่องหรือแบบกะ (Batch) จึงทำให้เกิดการแยกชั้นตะกอนและน้ำใสส่วนบน ตะกอนดิบจะถูกป้อนเข้าส่วนบนของถัง ส่วนตะกอนที่ย่อยแล้วจะจมตัวลงสู่ก้นถังและถูกระบายทิ้งต่อไป ดังรูปที่ 2.3 โดยถังย่อยแบบนี้มีอัตราการย่อยสลายต่ำ (เนื่องจากไม่มีการกวนผสมและให้ความร้อน) จึงต้องการเวลาในการเก็บกักนาน

#### 2.3.3.2 ถังย่อยแบบอัตราเร็ว

ถังย่อยแบบอัตราเร็วโดยทั่วไปถังย่อยแบบนี้จะมีการกวนผสมและมีระบบเพิ่มอุณหภูมิ ซึ่งทำให้อัตราการย่อยสลายตะกอนเร็วกว่าถังย่อยแบบแรก จึงต้องการเวลาเก็บกักสั้นกว่าด้วย แต่ถังย่อยแบบนี้ต้องการพลังงานในการเดินระบบสูงกว่าเนื่องจากต้องกวนผสมและต้องให้ความร้อนเพื่อเพิ่มอุณหภูมิด้วย ถังหมักแบบอัตราเร็วอาจประกอบด้วยถังเดียวหรือสองถังก็ได้ กรณีที่มีถังย่อยเพียงถังเดียวจำเป็นต้องหยุดการกวนผสมประมาณ 1 – 2 ชั่วโมง เพื่อตกตะกอนทิ้งก่อนระบายทิ้งที่ก้นถังและเตรียมป้อนตะกอนดิบเข้าถังอีกครั้ง กรณีที่มีถังย่อย 2 ถัง ถังแรกจะมีการกวนผสมตลอดเวลา ส่วนถังย่อยที่สองจะไม่มีการกวนผสมและทำหน้าที่แยกชั้นตะกอนและน้ำใสส่วนบน

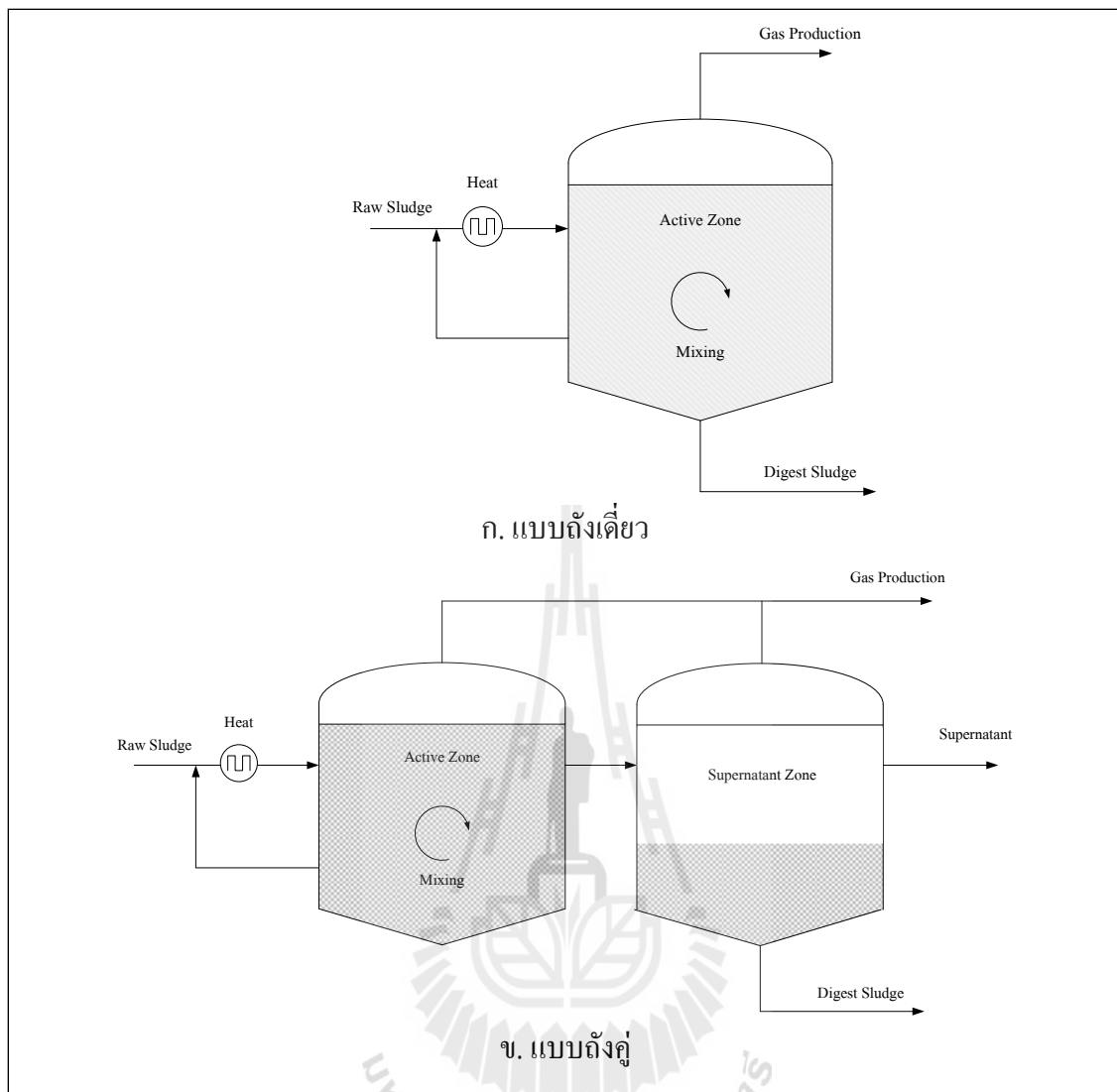


รูปที่ 2.3 ถังย่อยแบบอัตราปกติ

กระบวนการหมักอัตรากำจัดสูง (high-rate) ที่นิยมนำมาใช้ในการบำบัดตะกอนส่วนเกินนั้นมีหลากหลายชนิด เช่น anaerobic baffled reactor (ABR), up flow anaerobic sludge blanket reactor (UASB), และ expanded-bed granular sludge bed (EGSB) ซึ่งเป็นวิธีการที่สามารถจัดการกับสภาวะที่มี organic loading rate และ hydraulic loading rate สูงได้ และทำให้ organic load เพิ่มขึ้นทั้งในระหว่างขั้นตอนและหลังจากผ่านขั้นตอนการย่อยไปแล้ว (Cheong and Hansen, 2008)

นอกจากนี้การย่อยแบบอัตราเร็วสามารถแบ่งตามช่วงอุณหภูมิในถังย่อยได้อีก 2 แบบ ได้แก่ การย่อยช่วงเมโซฟิลิก (Mesophilic Range) และการย่อยช่วงเทอร์มอฟิลิก (Thermophilic Range) ซึ่งมีอุณหภูมิประมาณ 30 - 38 และ 50 - 60 องศาเซลเซียส ตามลำดับ โดยปกติการย่อยในช่วงเทอร์มอฟิลิกมีอัตราการย่อยตะกอนและการฆ่าเชื้อโรคสูงกว่าการย่อยในช่วงเมโซฟิลิก นอกจากนี้ยังทำให้ตะกอนที่ย่อยแล้วสามารถแยกน้ำจากตะกอนได้ง่ายกว่าอีกด้วย แบคทีเรียที่เป็นตัวสร้างมีเทนเจริญเติบโตได้ช้าและสภาพแวดล้อมมีผลต่อการเจริญเติบโตค่อนข้างมาก ช่วงค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของแบคทีเรียแคบ โดยสามารถเจริญเติบโตได้ดีในช่วงพีเอชประมาณ 6.8-7.4 (Appels et al., 2008) นอกจากนี้อุณหภูมิก็มีผลต่ออัตราการเจริญเติบโตเช่นกัน อีกทั้งแบคทีเรียในกลุ่มนี้ต้องการสารอาหารที่โครงสร้างไม่ซับซ้อนในการดำรงชีพ ดังนั้นการเติบโตของแบคทีเรียที่เป็นตัวสร้างมีเทนจึงขึ้นอยู่กับการทำงานของแบคทีเรียในขั้นตอนไฮโดรไลซิสและการสร้างกรด โดยแบคทีเรียทุกกลุ่มต้องทำงานอย่างสัมพันธ์กัน





รูปที่ 2.4 ถังย่อยแบบอัตราเร็ว

ระบบย่อยสลายทางชีวภาพแบบเทอร์มอฟิลิก (thermophilic) ที่อุณหภูมิ 55 °C หรือไฮเปอร์เทอร์มอฟิลิก (hyper-thermophilic) ที่อุณหภูมิ 60-70 °C ส่วนใหญ่กระบวนการย่อยแบบเทอร์มอฟิลิกถูกนำมาใช้เป็นระบบบำบัดก่อนหน้าระบบเมโซฟิลิก (mesophilic) การเพิ่มอุณหภูมิในช่วงเทอร์มอฟิลิกเพื่อทำลายเชื้อโรคและเพิ่มอัตราการไฮโดรไลซิส์ให้สูงขึ้น โดยจากการศึกษาของ Song et al. (2004) ซึ่งได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนโดยใช้ระบบแบบไร้ออกซิเจนที่ร่วมกันระหว่างอุณหภูมิแบบเทอร์มอฟิลิก (55 °C) และแบบเมโซฟิลิก (35 °C) โดยทำการศึกษาเปรียบกับระบบควบคุมที่อุณหภูมิแบบเทอร์มอฟิลิก (55 °C) และแบบเมโซฟิลิก (35 °C) แบบถัง single stage พบว่าประสิทธิภาพในการลดลงของค่า

ของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายของระบบร่วมระหว่างอุณหภูมิต่อแบบเทอร์มอฟิลิก และแบบเมโซฟิลิก มีประสิทธิภาพในการลดค่าที่สูงถึงร้อยละ 50.7–58.8 ซึ่งต่างกับระบบแบบแอนแอโรบิกที่เป็นระบบควบคุม ซึ่งสามารถลดค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้เพียงร้อยละ 46.8 สำหรับอุณหภูมิต่อแบบเทอร์มอฟิลิก และร้อยละ 43.5 สำหรับอุณหภูมิต่อแบบเมโซฟิลิก ปริมาณแก๊สมีเทนที่เกิดขึ้นในระบบร่วมระหว่างอุณหภูมิต่อแบบเทอร์มอฟิลิก และแบบเมโซฟิลิก มีค่าเท่ากับ 424–468 มิลลิลิตรแก๊สมีเทนต่อกรัมของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายที่ถูกกำจัด ซึ่งมีค่าสูงกว่าระบบที่เป็นระบบ single stage ในระบบดังกล่าวสามารถลดปริมาณเชื้อโรคที่วัดในรูปของ total coliform สามารถลดได้มากถึงร้อยละ 98.5–99.6 จากผลดังกล่าวจะสังเกตว่าค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย และเชื้อโรคสามารถลดลงได้มาก เพราะวาระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกทั้งสองสภาวะจะมีการใช้สารอาหารร่วมกัน ระหว่างจุลินทรีย์เทอร์มอฟิลิก และจุลินทรีย์เมโซฟิลิก

### 2.3.4 ปัจจัยที่ส่งผลกระทบต่อการย่อยสลายในสภาวะไม่ใช้ออกซิเจน

ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีความสำคัญมากต่อการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์ค่อนข้างสูง แต่จำเป็นต้องมีสภาวะแวดล้อมในระบบที่เหมาะสมจึงจะส่งผลให้เกิดปฏิกิริยาชีวเคมีของระบบบำบัดเป็นไปได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงสุด เนื่องจากระบบบำบัดดังกล่าวต้องการสภาวะที่ตรงเหมาะสมกับขั้นตอนการเกิดปฏิกิริยาชีวเคมีของแต่ละขั้นตอน คือ ขั้นตอนไฮโดรไลซิส ขั้นตอนการผลิตกรด และขั้นตอนการผลิตมีเทน ถ้าขั้นตอนใดเกิดขัดข้องจะส่งผลให้ขั้นตอนดังกล่าวไม่ต่อเนื่อง ซึ่งผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัด

สภาวะแวดล้อมของระบบในที่นี้คือสภาวะแวดล้อมทางกายภาพและเคมี ได้แก่ อุณหภูมิ ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ธาตุอาหาร (ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส เหล็ก) การเป็นต่อระบบ การกวนและออกซิเดชัน-รีดักชัน (Oxidation-Reduction Potential, ORP)

#### 2.3.4.1 ระยะเวลาที่กักกักขจัดสาร (Hydraulic Retention Time) และอายุตะกอนส่วนเกิน (Solid Retention Time)

เป็นปัจจัยที่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกินของระบบการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic digestion) มากอีกปัจจัยหนึ่ง และเป็นปัจจัยที่มีความเกี่ยวข้องกับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic loading rate) หรืออัตราภาระบรรทุกของแข็ง (Solids loading rate) ด้วย โดยที่เมื่อระยะเวลาที่กักกักขจัดสารแต่อัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น ทำให้เกิดการสะสมของ VFA ซึ่งเป็นตัวบ่งชี้ถึงการเสถียรของชีวเคมีในระบบ และทำให้การเจริญเติบโตของ methanogen ถูกยับยั้ง และเมื่อเปรียบเทียบความสามารถในการบำบัดของระบบ H-A reactor ในตัวอย่างตะกอนที่มีความเข้มข้นต่ำและตัวอย่างตะกอนที่มีความเข้มข้นสูงภายใต้สภาวะอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่ใกล้เคียงกันตัวอย่างตะกอนที่มีความเข้มข้นสูงจะให้กรดอินทรีย์ระเหยง่ายมากกว่าตะกอนที่มีความเข้มข้นต่ำแต่จะใช้เวลาในการย่อยสูงกว่า (Ponsa et al., 2008)

นอกจากนี้รูปแบบของการป้อนตะกอนส่วนเกินเข้าระบบบำบัดนั้นก็ยังเป็นปัจจัยหนึ่งมีผลกระทบต่อระยะเวลาที่กักพักชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time) และอายุตะกอนส่วนเกิน (Solid Retention Time) โดยรูปแบบการเดินระบบแบบเดินระบบแบบ fed-batch นั้นเป็นรูปแบบการป้อนตะกอนส่วนเกินที่มีความเสถียรและประสิทธิภาพสูง สำหรับการบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่สภาวะ organic loading สูง เมื่อเปรียบเทียบกับเดินระบบแบบ batch ที่ช่วงระยะเวลาที่กักพักชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time) เท่ากัน และมีค่า Specific methanogenic activity (SMA) สูงกว่าด้วย (Cheong and Hansen, 2008)

#### 2.3.4.2 อุณหภูมิ (Temperature)

อุณหภูมิเป็นปัจจัยในการช่วยเพิ่มอัตราการย่อยสลายให้รวดเร็วขึ้น โดยมีช่วงที่เหมาะสมอยู่ 2 ช่วง คือ ช่วงอุณหภูมิระหว่าง 30-38°C ซึ่งจุลชีพที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า “เมโซฟิลิกแบคทีเรีย” (Mesophilic bacteria) และอุณหภูมิช่วงระหว่าง 48-57°C ซึ่งจุลชีพที่ทำงานในช่วงนี้เรียกว่า “เทอร์มอฟิลิกแบคทีเรีย” (Thermophilic bacteria) แต่อุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะอยู่ในช่วงเทอร์มอฟิลิก (50°C) เพราะใช้ระยะเวลาในการย่อยสลายน้อยกว่า (ประมาณ 2 สัปดาห์) อุณหภูมิในช่วงเมโซฟิลิกและสามารถผลิตมีเทนได้ประมาณร้อยละ 90 และลดของแข็งระเหยง่ายได้ประมาณร้อยละ 40-50 แต่อย่างไรก็ตาม การย่อยสลายที่อุณหภูมิสูงกว่า 100°C อาจจะทำให้เกิดปฏิกิริยามิลลาร์ด (Maillard) ที่ทำให้เกิดสารเมลานอยด์ (Melanoid) ได้ ซึ่งเป็นสารที่ย่อยสลายได้ยาก จึงส่งผลให้มีเทนที่ผลิตได้ลดลง (Nges and Liu, 2009) ดังนั้นจึงทำให้อัตราการเกิดมีเทนที่ 70°C มีปริมาณน้อยกว่าที่ 50°C ได้ และการย่อยสลายที่อุณหภูมิในช่วง 90-210°C อาจส่งผลทำให้การละลายของซีไอดี (COD solubilisation) การละลายของของแข็ง (Solids solubilisation) ความเข้มข้นทั้งหมดของลิปิด (Total lipids concentration) ความเข้มข้นของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย และค่าความสามารถในการกรอง (Filterability) มีค่าสูงขึ้น แต่จะส่งผลให้สัดส่วนของแข็งแขวนลอยทั้งหมดต่อของแข็งทั้งหมด (TSS/TS) และสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (VSS/TSS) ความหนืด (Viscosity) และค่าความจมตัวได้ (Settleability) มีค่าลดลง ส่วนการย่อยสลายที่อุณหภูมิช่วง 90-130°C จะส่งผลให้คาร์โบไฮเดรต (มีโครงสร้างเป็นแบบ Exopolymer) สามารถละลายน้ำได้ดีกว่าโปรตีน (เป็นเซลล์ที่อยู่ข้างใน) ส่งผลทำให้พีเอชเพิ่มขึ้น เนื่องจากจุลินทรีย์ไม่สามารถดูดซับโปรตีนได้ หรือเกิดจากการผลิตสารประกอบระเหยง่ายที่มีสภาพเป็นกรดมาก แต่ที่อุณหภูมิสูงกว่า 130°C หรือ 170°C (ขึ้นอยู่กับตัวอย่าง) โปรตีนจะสามารถละลายน้ำได้ดีกว่า และทำให้พีเอชลดลง เพราะมีการใช้กรดที่เกิดขึ้นในการย่อยสลายสารที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ ในขณะที่เดียวกัน คาร์โบไฮเดรตจะทำปฏิกิริยากับตัวมันเอง หรือกับโปรตีนละลายน้ำ (Soluble protein) และสารอินทรีย์กลายเป็นสารประกอบตัวใหม่ (Amadori compound หรือ Melanoidins) ซึ่งทำให้เกิดสีน้ำตาลขึ้นในน้ำใสส่วนบนของตะกอน ส่งผลให้

ความสามารถในการย่อยสลายของตะกอนมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นจนถึง 190°C หลังจากนั้นจะมีค่าลดลงเมื่ออุณหภูมิเพิ่มขึ้นจนถึง 210°C (Bougrier, Delgenes, and Carrere, 2008) แต่การเพิ่มขึ้นของอุณหภูมิในการย่อยสำหรับตะกอนที่มีความเข้มข้นสูงจะไม่มีผลต่ออัตราการเกิดกรดอินทรีย์ระเหยง่ายในระบบบำบัดแบบ Hydrolytic – acidogenic anaerobic digestion ส่วนช่วงอุณหภูมิที่ใช้ทั่วไปสำหรับการเดินระบบ Acidogenic จะอยู่ในช่วงเทอร์มอฟิลิก เพราะเป็นอุณหภูมิที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาทางชีวภาพเคมีและทำให้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์สูงกว่าค่าเฉลี่ยของอัตราการไฮโดรไลซิส (Hydrolytic rate) (Ponsa et al., 2008)

### 2.3.4.3 ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH)

ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) เป็นค่าที่สำคัญซึ่งหากค่าดังกล่าวลดลงเพียง 3-4 ซึ่งอาจส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการบำบัด เพราะระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศต้องควบคุมให้อยู่ในระดับ pH ประมาณ 7-8 ดังนั้นอาจจะต้องมีการใช้สารเคมีในการค่า pH เพื่อรักษาสภาวะให้เหมาะสม แต่ถ้ามีการเติมมากเกินไปก็จะส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดเช่นกัน เนื่องจากถ้าค่า pH ต่ำกว่า 6.6 จะทำให้เกิดก๊าซ CO<sub>2</sub> มากกว่าปรกติ และจะเกิดกลิ่นเหม็นพร้อม ๆ กับมีฟlocs ลอยขึ้นมา และเมื่อมีค่า pH สูงกว่า 7.5-8.0 จะทำให้แบคทีเรียประเภทที่ช่วยผลิตก๊าซมีเทน (CH<sub>4</sub>) มีค่าน้อยลงและเชื้อขี้ และถ้าค่า pH สูงถึง 9.0 ระบบย่อยสลายสารอินทรีย์จะไม่ทำงาน ด้วยเหตุนี้จึงมีความจำเป็นต้องมีการควบคุมค่า pH เพื่อรองรับการเกิดของกรดระเหยง่าย และก๊าซ CO<sub>2</sub> ในการที่ระบบจะมีความสามารถคุม pH (Buffering Capacity) จำเป็นต้องมีค่า Alkalinity มากเกินพอ เพื่อที่จะควบคุมการเปลี่ยนแปลง pH และเพื่อป้องกันการเกิดการสะสมของกรดระเหยง่าย ถ้าระบบมีค่า pH ที่เหมาะสมแล้วก็ควรรักษาระดับ pH ให้คงที่ตลอดระยะเวลาเดินระบบ หรืออาจมีการใช้เครื่องควบคุม pH อัตโนมัติด้วยการเติมสารเคมีเพื่อควบคุม pH ได้แก่ ปูนขาว โซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO<sub>3</sub>) โซเดียมคาร์บอเนต (Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>) โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) เป็นต้น ค่า Alkalinity ที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกอยู่ในช่วง 2,000-3,000 mg/L as CaCO<sub>3</sub> ซึ่งจะช่วยต้านทานการเปลี่ยนแปลงของค่า pH โดยทั่วไปค่า Alkalinity จะอยู่ในรูปของไบคาร์บอเนต ซึ่งเกี่ยวข้องกับก๊าซ CO<sub>2</sub> ในระบบบำบัด ดังแสดงในสมการ 2.6 และ 2.7



### 2.3.4.4 ธาตุอาหาร

ในตะกอนควรมีธาตุอาหารที่เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย ซึ่งในระบบแบบแอนแอโรบิกโดยทั่วไปจะมีความต้องการธาตุไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในอัตราส่วนร้อยละ 11 และ 2 ของแบคทีเรีย ตามลำดับ และมีค่าบีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัส (BOD : N : P) เท่ากับ 100 : 1.1 : 0.2 หรือสามารถคำนวณได้จากอัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัส (COD : N : P) เท่ากับ 580 : 7 : 1 ซึ่งปริมาณความต้องการไนโตรเจนจะแปรผันโดยตรงกับภาระบรทุกของจุลินทรีย์ โดยที่ภาระบรทุกสูงๆ จะต้องมีอัตราส่วนระหว่าง ซีโอดีต่อไนโตรเจน (COD/N) เท่ากับ 350/7 เป็นอย่างน้อย แต่อย่างไรก็ตามในช่วงเริ่มต้นของการเดินระบบค่าอัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัสที่แนะนำให้ใช้ควรมีค่าเท่ากับ 300:5:1 และเมื่อระบบอยู่ในสภาวะคงตัวแล้วค่าอัตราส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัสควรเปลี่ยนเป็น 600 : 5 : 1 ซึ่งค่าเฉลี่ยโดยทั่วไปสำหรับการเติมไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และซัลเฟอร์ จะมีค่าอยู่ในช่วง 10 – 13 และ 2 – 2.6 และ 1 – 2 มิลลิกรัมต่อ 100 มิลลิกรัมของตะกอน ตามลำดับ และหากต้องการให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงควรควบคุมให้มีปริมาณไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และซัลเฟอร์ เท่ากับ 50, 10 และ 5 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ สำหรับธาตุอาหารอื่นๆ ที่สำคัญคือกลุ่มโลหะซึ่งช่วยกระตุ้นการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มผลิตมีเทน ได้แก่ เหล็ก โคบอลท์ นิกเกิล และสังกะสี ควรให้มีค่าประมาณ 0.02, 0.004, 0.003 และ 0.02 มิลลิกรัมต่อกรัมอะซิเตท และในการเดินระบบจริงแนะนำให้เติมที่อัตรา 1.0 มิลลิกรัมเฟอร์ริกคลอไรด์ (mg FeCl<sub>2</sub>) 0.1 มิลลิกรัมโคบอลคลอไรด์ (mg CoCl<sub>2</sub>) 0.1 มิลลิกรัมนิกเกิลคลอไรด์ (mg NiCl<sub>2</sub>) และ 0.1 มิลลิกรัมซิงค์คลอไรด์ (mg ZnCl<sub>2</sub>) ต่อลิตรของถังหมัก (วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์, 2550) ซึ่งองค์ประกอบของสารอาหารรองสำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ สามารถสรุปได้ดังตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ธาตุอาหารรองที่มีผลต่อการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ (วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์, 2550)

องค์ประกอบ	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)
เหล็ก (Fe <sup>2+</sup> )	0.2
นิกเกิล (Ni <sup>2+</sup> )	0.017 – 0.006
แมกนีเซียม (Mg <sup>2+</sup> )	0.01 – 0.02
แคลเซียม (Ca <sup>2+</sup> )	0.01 – 0.04
แบเรียม (Ba <sup>2+</sup> )	0.01 – 0.1
โคบอลท์ (Co <sup>2+</sup> )	0.003
ซัลเฟต (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	0.02

### 2.3.4.5 การเป็นพิษต่อระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศ (Toxicity in Anaerobic Treatment)

การเป็นพิษต่อระบบบำบัดซึ่งส่วนใหญ่อาจจะกล่าวแต่เพียง สารโลหะหนัก ที่มีพิษรุนแรงต่อจุลชีพในระบบและจะส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพในการบำบัด ซึ่งที่จริงแล้วผลกระทบของเกลือต่าง ๆ ที่อยู่ในรูปของ แคลเซียม (Ca) แมกนีเซียม (Mg) โพแทสเซียม (K) และโซเดียม (Na) เป็นต้น ก็มีผลกระทบเช่นกัน ดังที่แสดงดังตารางที่ 2.5 ได้แสดงผลกระทบของเกลือต่อการปฏิกริยาชีวเคมีของระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศ จะพบว่าถ้ามีปริมาณความเข้มข้นของเกลืออย่างพอเหมาะจะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดี แต่เมื่อมีมากเกินไปก็จะส่งผลให้เป็นพิษต่อการบำบัดจนทำให้ระบบบำบัดล้มเหลว ส่วนระดับความเข้มข้นของสารประจุบวกต่าง ๆ ที่มีตั้งแต่ ๑ ๐๐๐-๑๐๐๐๐ มิลลิกรัมต่อลิตร และเป็นพิษต่อการบำบัดซึ่งเป็นโดยตรงต่อจุลชีพในระบบบำบัด สารโซเดียม และโพแทสเซียม เป็นสารที่ช่วยลดการเป็นพิษ เนื่องจากสามารถจับประจุบวกอื่น ๆ ได้ดี ถ้ามีในปริมาณที่เหมาะสม

สารแอมโมเนียเป็นส่วนหนึ่งของสารธาตุอาหารที่มีในระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศ ซึ่งหากมีปริมาณมากเกินไปอาจส่งผลกระทบต่อกรเกิดก๊าซมีเทน และยังเป็นก๊าซแอมโมเนีย จะส่งผลให้มีความเป็นพิษต่อกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกาศ ปริมาณแอมโมเนียที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการบำบัดและเป็นประโยชน์ต่อจุลชีพอยู่ในช่วง 50-200 mg/L as NH<sub>3</sub>-N หากมีค่าอยู่ในช่วง 200-1,000 mg/L as NH<sub>3</sub>-N จะยังไม่ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัด แต่ถ้ามีค่าอยู่ในช่วง 1,500-3,000 mg/L as NH<sub>3</sub>-N จะส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัด และถ้ามีค่ามากกว่า 3,000 mg/L as NH<sub>3</sub>-N จะทำให้เป็นพิษต่อระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศ โดยเฉพาะที่ระบบมีค่า pH สูงและมีระดับก๊าซแอมโมเนียสูงจะทำให้ระบบบำบัดล้มเหลว และแก๊สชีวภาพที่เกิดขึ้นจะลดลงมากกว่า 50% (Chen et al., 2008) จึงอาจต้องมีการเติมกรดเพื่อปรับ pH ให้ลดลง

ซัลเฟตในระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งส่งผลให้เกิดพวกซัลไฟด์ขึ้นในระบบ ซัลไฟด์เป็นตัวยับยั้งปฏิกริยาก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นในระบบ เพราะฉะนั้นจึงควบคุมไม่ให้ซัลเฟตในระบบมากเกินไป ซึ่งอาจใช้โลหะทำหน้าที่ยกตะกอนผลึกซัลไฟด์อาจใช้เหล็กเติมลงไปเพื่อกำจัดความเป็นพิษของซัลไฟด์ หรืออาจใช้การไล่ก๊าซ (Stripping) เพื่อกำจัดซัลไฟด์ หรืออาจใช้การเจือจางน้ำเสีย ลักษณะของการเกิดการยับยั้งได้สองขั้นตอนคือ 1) มีแบคทีเรียลดออกซิเจนจากซัลเฟต (Sulfate-reduce Bacteria) เกิดขึ้นในระบบบำบัด ส่งผลให้แบคทีเรียที่ผลิตก๊าซมีปริมาณลดลง และ 2) แบคทีเรียจำพวกผลิตก๊าซมีเทนจะลดลงเมื่อมีพวกซัลไฟด์ในระบบมากกว่า 200 mg/L-S

ตารางที่ 2.5 ผลของสารประจุบวกต่าง ๆ ที่มีผลต่อประสิทธิภาพของจุลชีพในระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ

สารประจุบวก	ระดับความเข้มข้น (mg/L)		
	ช่วงกระตุ้น	ช่วงยับยั้ง	ช่วงเป็นพิษ
แคลเซียม (Ca)	100-200	2,500-4,500	8,000
แมกนีเซียม (Mg)	75-150	1,000-15,000	3,000
โพแทสเซียม (K)	200-400	2,500-4,500	12,000
โซเดียม (Na)	100-200	3,500-5,500	8,000

หมายเหตุ จาก วิศวกรรมกรรมการกำจัดน้ำเสีย เล่มที่ 4 (357), โดยเกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2547, นนทบุรี: เอส.อาร์. พรินติ้ง แมสโปรดักส์.

เมื่อพิจารณาถึงโลหะหนักที่มีผลต่อระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งโลหะมีปัญหาต่อระบบทุกประเภทขึ้นอยู่กับว่าจะมีปริมาณมากหรือน้อยเท่านั้น ในหลักการคือโลหะหนักชนิดใดที่ละลายในน้ำได้ดี จะมีพิษต่อระบบบำบัดมากกว่าโลหะที่ไม่ละลายน้ำหรือละลายน้ำได้น้อย ถ้ามาพิจารณาว่าโลหะหนักชนิดใดบ้างที่มีปัญหาหรือมีพิษต่อระบบบำบัด พวกโครเมียม +6 มีพิษต่อระบบบำบัดค่อนข้างมาก เพราะคุณสมบัติที่ละลายน้ำได้ดี แต่พวกโครเมียม +6 เมื่ออยู่ในสภาพแอนแอโรบิกจะถูกเปลี่ยนไปเป็นโครเมียม +3 ซึ่งมีคุณสมบัติที่ไม่ละลายน้ำ ทำให้ความเป็นพิษของโครเมียมต่อระบบบำบัดลดลงอย่างมาก ส่วนโลหะหนักอื่น ๆ เช่น ทองแดง (Copper) สังกะสี (Zinc) นิกเกิล (Nickel) เป็นต้น จะเป็นพิษค่อนข้างมากแม้จะมีปริมาณน้อยก็ตาม ดังนั้นจึงควรป้องกันไม่ให้มีโลหะเหล่านี้อยู่ในระบบ แต่พวกเหล็ก (Iron) และอลูมิเนียม (Aluminium) เป็นสารที่ไม่ละลายน้ำเป็นส่วนใหญ่ ทำให้สารโลหะหนักทั้งสองชนิดนี้ไม่มีผลต่อระบบบำบัด ในการที่จะควบคุมโลหะหนักอาจอาศัยสารซัลไฟด์ที่มีอยู่แล้วในระบบ ด้วยกระบวนการตกผลึกในรูปของซัลไฟด์ ซึ่งจะทำได้ทั้งกำจัดซัลไฟด์ และโลหะหนักไปพร้อม ๆ กัน เพื่อให้ได้เห็นภาพรวมของการเป็นพิษต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศจะขอสรุปค่าต่าง ๆ ที่มีพิษต่อระบบบำบัดทั้งในลักษณะเกิดพิษครั้งเดียว และเกิดต่อเนื่องดังตารางที่ 2.6

#### 2.3.4.6 การกวน (mixing)

การกวนในกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้อากาศมีความจำเป็นต่อการประสิทธิภาพในการบำบัด เพื่อให้จุลชีพในระบบได้สัมผัสกันทั่วถึงตลอดเวลา ถ้าการกวนมีไม่ทั่วถึง อาจเกิดการตกตะกอนทำให้จุลชีพส่วนหนึ่ง ตกตะกอนอยู่ในส่วนของกันถัง ซึ่งเกิดปฏิกิริยาชีวเคมีไม่เหมือนกันทั่วทั้งระบบ ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพต่อประสิทธิภาพของการบำบัด ข้อดีของการกวนที่ดีคือ มีการกวนพอเพียงสามารถควบคุม pH ได้ สามารถรักษาสภาวะแวดล้อมของระบบได้

อย่างสม่ำเสมอ และสามารถทำให้ขั้นตอนปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดก๊าซมีเทนเป็นไปได้อย่างดี ไม่ทำให้เกิดการสะสมของกรดระเหยง่ายต่าง ๆ ในระบบ จากทั้งหมดจะเห็นว่าระบบจำเป็นต้องมีการกวนที่ดีอยู่ตลอดเวลา เพื่อให้ทุก ๆ สิ่งภายใต้ถังบำบัดเหมือนกันทั่วถึง เพื่อช่วยควบคุมระบบให้เป็นไปอย่างถูกต้อง

ตารางที่ 2.6 สภาพเป็นพิษครั้งเดียวและเกิดต่อเนื่องในระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน

สารพิษ	สภาพเป็นพิษเกิดครั้งเดียว	สภาพเป็นพิษเกิดต่อเนื่อง
pH ต่ำ	< 6	<5
pH สูง	> 8	>8.5
แอมโมเนีย, NH <sub>3</sub> -N	> 1,500 g/m <sup>3</sup>	> 3,000 g/m <sup>3</sup>
TDS	450-2,000 g/m <sup>3</sup>	> 2,000 g/m <sup>3</sup>
ไฮโดรเจนซัลไฟด์, H <sub>2</sub> S	> 250 g/m <sup>3</sup>	> 1,000 g/m <sup>3</sup>
ไซยาไนด์, CN-	> 5 g/m <sup>3</sup>	> 100 g/m <sup>3</sup>
ไตรคลอโรมีเทน (Trichloromethane)	> 1 g/m <sup>3</sup>	> 50 g/m <sup>3</sup>
ฟอร์มัลดีไฮด์ (Formaldehyde)	> 100 g/m <sup>3</sup>	> 400 g/m <sup>3</sup>
นิกเกิล (Nickel)	> 200 g/m <sup>3</sup>	> 50 g/m <sup>3</sup>

หมายเหตุ จาก วิศวกรรมกรรมการบำบัดน้ำเสีย เล่มที่ 4 (359), โดยเกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2547, นนทบุรี: เอส.อาร์. พรินติ้ง แมสโปรดักส์.

#### 2.3.4.7 ศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (Oxidation-Reduction Potential, ORP)

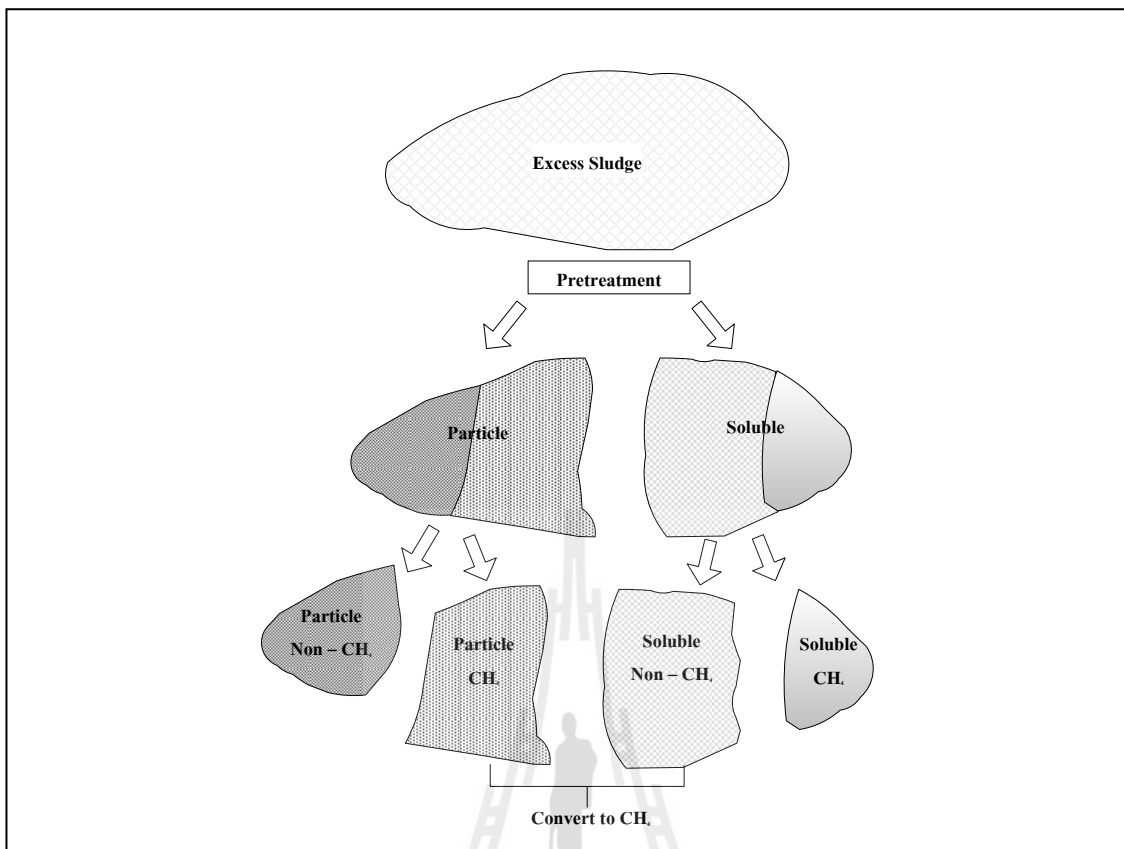
เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีสภาพไร้ออกซิเจน โดยปกติระบบดังกล่าวจะมีค่า ORP อยู่ในช่วง -150 ถึง -420 mV ซึ่งค่า ORP เป็นค่าความต่างศักย์ที่ใช้ในการเคลื่อนย้ายอิเล็กตรอนจากสารออกซิเดชันไปยังสารรีดักชัน ซึ่งเป็นตัวบ่งชี้ว่ามีความต้องการออกซิเจนมากน้อยเพียงใด โดยระบบได้ใกล้เคียงกับสภาวะจริงที่สุด เช่นค่า ORP จะน้อยลงเมื่อสารไนเตรตถูกเปลี่ยนเป็นสารแอมโมเนีย ค่า ORP ยังสามารถระบุได้ชัดเจนอีกว่าแบคทีเรียแฟคัลทีฟ (Facultative Bacteria) กำลังอยู่ในระดับไหน ซึ่งช่วยในการควบคุมระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนได้ชัดเจนและง่ายยิ่งขึ้น

#### 2.3.5 การปรับปรุงประสิทธิภาพการย่อยสลายตะกอนด้วยระบบย่อยไม่ใช้ออกซิเจน

การบำบัดของเสียจากระบบบำบัดน้ำเสียเป็นปัญหาที่สำคัญมากขึ้นเรื่อยๆ ซึ่งจากการศึกษาพบว่าค่าใช้จ่ายในการบำบัดของเสียดังกล่าวมีมากถึง 50% ของค่าใช้จ่ายทั้งหมดในระบบ



บำบัดน้ำเสีย (Appels et al., 2008) อย่างไรก็ตามขั้นตอนในการบำบัดของเสียมีหลายวิธีด้วยกัน เช่น ระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน ระบบย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน ซึ่งระบบทั้ง 2 ระบบนี้เป็นระบบทางชีวภาพจากการศึกษาในเบื้องต้นหากมีขั้นตอนก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดดังกล่าวจะช่วยให้มีประสิทธิภาพในการลดลงของตะกอน และในกรณีของระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนก็จะสามารถเพิ่มปริมาณแก๊สชีวภาพ (Song et al., 2004) ด้วยเหตุนี้การปรับเสถียรตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียด้วยระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนจึงมีการใช้กันอย่างแพร่หลายทั้งในประเทศ และต่างประเทศ แต่ด้วยคุณลักษณะของตะกอนส่วนดังกล่าวมีอนุภาคขนาดใหญ่ส่งผลให้ใช้ระยะเวลาในการบำบัดที่ยาวนาน จึงทำให้ขนาดของระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีขนาดใหญ่ เนื่องจากขั้นตอนในการย่อยสลายมีถึง 4 ขั้นตอน ได้แก่ การย่อยสลายสารอินทรีย์ (Hydrolysis) การสร้างกรด (Acidogenesis) การเปลี่ยนกรดอินทรีย์เป็นกรดอะซิติก (Acetogenesis) และการสร้างมีเทน (Methanogenesis) และในการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินมีข้อจำกัดในขั้นตอนของกระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์ (Hydrolysis) แต่อย่างไรก็ตามได้มีการนำกระบวนการบำบัดก่อนมาช่วยปรับปรุงให้มีความสามารถในการย่อยสลายได้สูงขึ้น โดยในกระบวนการบำบัดก่อนจะช่วยในการเปลี่ยนอนุภาคที่มีขนาดใหญ่ของตะกอนส่วนเกินให้มีขนาดเล็ก ซึ่งจะเปลี่ยนรูปออกมาในรูปของอนุภาคละลายน้ำทั้งกระบวนการทางกายภาพและเคมี กระบวนการทางชีวภาพ เข้ามาบำบัดร่วมกับระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน เช่น การบำบัดก่อนด้วยอัลตราโซนิก (Ultrasonic pretreatment) การบำบัดก่อนด้วยอุณหภูมิ (Thermal pretreatment) การบำบัดก่อนด้วยโอโซน (Ozone pretreatment) การบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง (Alkaline pretreatment) การบำบัดตะกอนร่วมระหว่างแบบใช้ออกซิเจนและแบบไม่ใช้ออกซิเจน เป็นต้น ดังแสดงดังรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 การจำแนกสัดส่วนของตะกอนส่วนเกินหลังผ่านกระบวนการบำบัดก่อน

## 2.4 กระบวนการบำบัดก่อน

### 2.4.1 กระบวนการบำบัดก่อนด้วยวิธีทางกายภาพและเคมี

การบำบัดก่อนในตะกอนด้วยวิธีทางกายภาพและเคมี เป็นวิธีการที่นิยมนำมาใช้ ร่วมกับการบำบัดตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดและลดปริมาณ สารอินทรีย์ในตะกอน เนื่องจากการบำบัดด้วยวิธีทางกายภาพและเคมีจะช่วยในการทำลายโครงสร้าง สารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ที่มีความซับซ้อนให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลเล็กลงและสามารถย่อย สลายได้ง่ายขึ้นด้วยวิธีทางชีวภาพ ส่งผลให้ข้อจำกัดในขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยวิธีทาง ชีวภาพลดลง และทำให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์ด้วยวิธีทางชีวภาพเพิ่มขึ้น โดยวิธีการบำบัด ตะกอนด้วยวิธีทางกายภาพเคมี

#### 2.4.1.1 กระบวนการบำบัดก่อนด้วยอัลตราโซนิก (Ultrasonic pretreatment)

กระบวนการบำบัดก่อนด้วยอัลตราโซนิกเป็นเทคนิคใหม่สำหรับการปรับ สภาพตะกอน และเป็นวิธีที่เพิ่มประสิทธิภาพการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนได้ดีมาก เนื่องจาก กระบวนการอัลตราโซนิกจะเข้าไปเปลี่ยนแปลงคุณสมบัติทางกายภาพ เคมี และชีวภาพของ

ตะกอน ซึ่งความสามารถการย่อยสลายจะขึ้นอยู่กับปัจจัยการก่อให้เกิดเสียงและลักษณะสมบัติของ ตะกอน (Pilli et al., 2011) โดยมีกลไกการทำลายตะกอน 3 ขั้นตอน ขั้นตอนแรกเป็นการทำลาย ฟล็อก เพื่อลดขนาดของอนุภาคและทำลายพื้นผิวของฟล็อกเพื่อปลดปล่อยสารภายนอกเซลล์ ขั้นตอนที่สองเป็นการทำให้เซลล์แตกตัว เพื่อให้สารอินทรีย์ภายในเซลล์ได้เป็นอิสระ แต่ส่วนมาก สารอินทรีย์เหล่านี้จะเป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาดโมเลกุลใหญ่และมีความซับซ้อน ดังนั้นในขั้นตอน สุดท้ายจึงต้องทำการย่อยสลายสารอินทรีย์โมเลกุลใหญ่ดังกล่าวให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่มีขนาด โมเลกุลเล็กและสายโซ่สั้นลง ซึ่งในระหว่างการย่อยสลายสารอินทรีย์ละลายน้ำและสารอินทรีย์ โมเลกุลต่ำจะถูกปล่อยออกมา ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนเพิ่มขึ้น โดยการลดปริมาณ ตะกอนที่เกิดขึ้น นอกจากนี้กระบวนการอัลตราโซนิคยังสามารถช่วยลดค่าใช้จ่ายในการกำจัดตะกอน ในขั้นตอนสุดท้ายลง เนื่องจากตะกอนที่เกิดขึ้นมีความเสถียรมากขึ้น (Chang et al., 2011)

กระบวนการอัลตราโซนิคเป็นการทำให้เกิดโพรงอากาศซึ่งจะก่อตัวเป็น ฟองอากาศขึ้นในของเหลว โดยฟองอากาศเหล่านี้จะมีขนาดใหญ่ขึ้นและแตกสลายอย่างรุนแรงเมื่อ ถึงขนาดวิกฤติ ทำให้เกิดการยุบตัวของโพรงอากาศอย่างรุนแรงจนก่อให้เกิดความร้อนและความดัน สูงขึ้นที่บริเวณรอยต่อระหว่างของเหลวกับก๊าซ ทำให้เกิดความปั่นป่วนและการเฉือนที่สูงในส่วน ของเหลวและทำให้เกิดการก่อตัวของสารอนุมูล ซึ่งการย่อยสลายตะกอนด้วยกระบวนการอัลตรา โซนิคจะมีประสิทธิภาพสูงขึ้นเมื่อทำการย่อยที่ความถี่ต่ำ เนื่องจากทำให้การละลายตัวของอนุภาคดี ขึ้น (Bougrier, Albasi, Delgenes, and Carrere, 2006) เช่นการศึกษาของ Kim et al., 2003 พบว่าเมื่อ นำตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียผ่านกระบวนการคลื่นอัลตราโซนิคที่ 42 kHz เป็น ระยะเวลา 10-120 นาที มีการควบคุมอุณหภูมิ 25 °C ที่ระยะเวลา 120 นาที สามารถเพิ่มค่า ความสามารถซีโอดีละลายน้ำได้เพิ่มขึ้นร้อยละ 18.0 แต่อย่างไรก็ตามอัลตราโซนิคเป็นวิธีที่ต้องการ พลังงานในการบำบัดสูงถึง 1,000-16,000 kJ/kg<sub>TS</sub> ขึ้นกับความเข้มข้นของ TS ในตะกอน

#### 2.4.1.2 กระบวนการบำบัดก่อนด้วยอุณหภูมิ (Thermal pretreatment)

กระบวนการบำบัดก่อนด้วยอุณหภูมิเป็นการใช้ความร้อนในการรบกวน พันธะเคมีของผนังเซลล์และเยื่อหุ้มเซลล์ ทำให้เกิดการละลายขององค์ประกอบของเซลล์ (Appels, Baeyens, Degreve, and Dewil, 2008) ทำให้ประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนเพิ่มขึ้น แต่ต้องใช้ พลังงานจำนวนมาก และอาจจะก่อให้เกิดการสะสมของสารพิษและสารที่สามารถทนความร้อนได้ และการเสื่อมของเอนไซม์ที่อาจเกิดขึ้นได้ในระหว่างการย่อย ซึ่งเป็นอุปสรรคสำคัญต่อการย่อยที่ อุณหภูมิสูง โดยการก่อตัวของสารทนไฟเป็นผลมาจากปฏิกิริยามิลลาร์ด (Maillard reaction) โดยเกิด จากการทำน้ำตาลและกรดอะมิโนทำปฏิกิริยากับสารเมลานอยด์ (Melanoids) ซึ่งเป็นสารที่ยับยั้งการ เจริญเติบโตของแบคทีเรียสร้างมีเทนและอาจจะก่อให้เกิดสารที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ อย่างไรก็ตาม การย่อยที่อุณหภูมิสูง ส่งผลให้ปริมาณเชื้อโรคในตะกอนลดลงได้อย่างมาก แต่มีค่าใช้จ่ายในการ

บ้ำบักสูงและมีความยุ่งยากในการเดินระบบและไม่สามารถแสดงให้เห็นถึงปริมาณก๊าซชีวภาพที่เพิ่มขึ้นจากการย่อยแบบไม่ใช้ออกาศได้อย่างชัดเจนและไม่มึนัยสำคัญ (Nges and Liu, 2009) แต่การย่อยที่อุณหภูมิสูงส่งผลให้ความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกาศ และคุณสมบัติการแยกน้ำออกจากตะกอนมีค่ามากขึ้น (Kim et al., 2003) จากการศึกษาของ Climent et al. ซึ่งได้ศึกษาการเพิ่มความร้อนจากอุณหภูมิ 110-134 °C เป็นระยะเวลา 20-90 นาที พบว่าที่อุณหภูมิ 134 °C เป็นเวลา 55 นาที เป็นช่วงที่สามารถเพิ่มค่าความสามารถซีไอดีละลายน้ำได้มากที่สุด คือเพิ่มสูงขึ้นร้อยละ 50 และยังพบว่ายังเพิ่มค่า Soluble Protein Concentration, SPR ได้สูงถึงร้อยละ 2,978 และการศึกษาของ Kim et al., 2003 พบว่าเมื่อนำตะกอนส่วนเกินจากระบบบ้ำบักน้ำเสียผ่านเข้ากระบวนการเพิ่มความร้อนที่อุณหภูมิ 121 °C ภายใต้สภาวะความดัน 1.5 atm เป็นระยะเวลา 30 นาที จะช่วยเพิ่มค่าซีไอดีละลายน้ำจากเดิมมีค่าเท่ากับ 2,250 มิลลิลิตรต่อลิตร เป็น 4,900 มิลลิลิตรต่อลิตร ซึ่งสามารถเพิ่มความสามารถของค่าซีไอดีละลายน้ำได้สูงขึ้นร้อยละ 17.6

#### 2.4.1.3 กระบวนการบ้ำบักก่อนด้วยโอโซน (Ozone pretreatment)

การใช้โอโซนในการย่อยสลายตะกอนเป็นเทคนิคที่ได้รับการศึกษาอย่างกว้างขวาง ซึ่งความเข้มข้นของโอโซนที่เหมาะสมที่สุดอยู่ในช่วงประมาณ 0.05 – 0.5 กรัมโอโซนต่อกรัมของแข็งทั้งหมด โดยในระหว่างการย่อยโอโซนจะสลายตัวเองเข้าไปจับกับอนุภาคลิษระและทำปฏิกิริยากับอนุภาคลิษระเหล่านั้นทั้งหมด ทั้งในส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถละลายน้ำได้และสัดส่วนสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคหรือสัดส่วนสารอินทรีย์หรือแร่ธาตุ และช่วยปรับเปลี่ยนค่าความหนืดและการตกของตะกอนให้ดีขึ้นด้วย (Bougrier et al., 2006) การใช้โอโซนทำให้การละลายของตะกอนบางส่วนมีปริมาณเพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของโอโซนที่เติมลงไปเพิ่มขึ้น แต่หากปริมาณโอโซนที่เติมมีมากเกินไป จะทำให้ค่าการละลายของตะกอนลดลงอย่างชัดเจน เนื่องจากเกิดการออกซิเดชันสารประกอบที่ได้จากการละลายตะกอน (Carrere et al., 2010)

#### 2.4.1.3 กระบวนการบ้ำบักก่อนด้วยภาวะด่าง (Alkaline pretreatment)

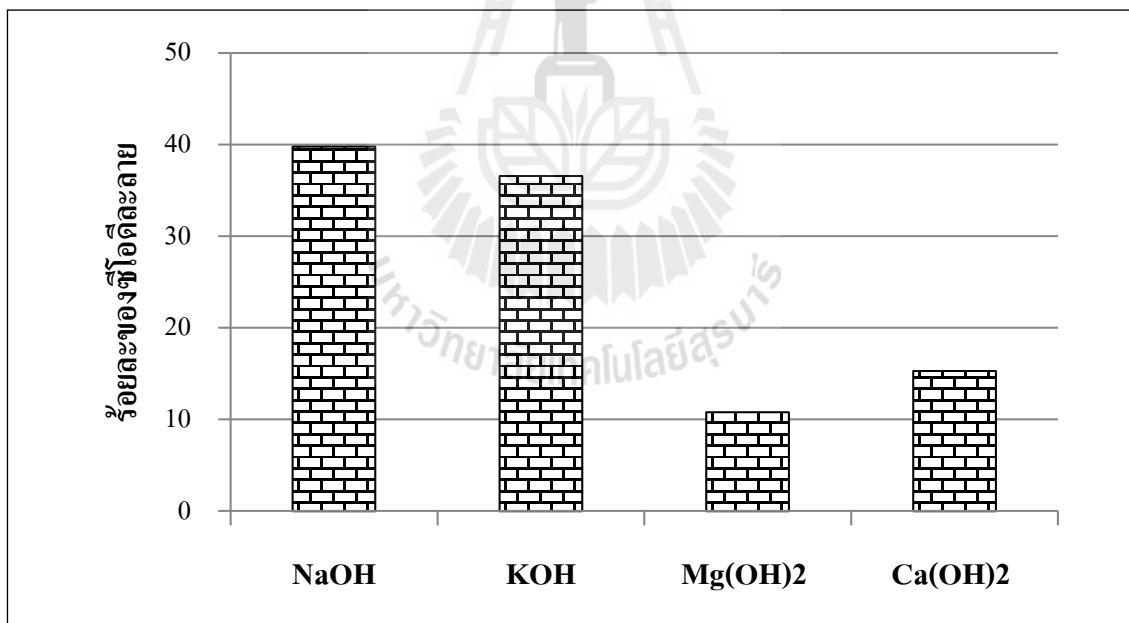
การปรับสภาพตะกอนด้วยภาวะด่างเป็นวิธีการที่นิยมนำมาใช้ในการปรับสภาพตะกอนร่วมกับวิธีการย่อยสลายอื่นๆ เช่น การให้ความร้อน อัลตราโซนิก และไมโครเวฟ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการย่อยให้มากขึ้น โดยเฉพาะการปรับสภาพด้วยภาวะด่างร่วมกับกระบวนการอัลตราโซนิกจะทำให้มีประสิทธิภาพในการย่อยสลายมากกว่ากระบวนการอื่น โดยการปรับสภาพด้วยภาวะด่างที่มีค่าพีเอชหรือไฮดรอกไซด์ไอออนสูงทำให้ โปรตีน และไขมันถูกไฮโดรไลซิส หรือที่เรียกว่าเกิดการย่อยสลายทางเคมีได้ดีจึงทำให้ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพของตะกอนส่วนเกินเพิ่มสูงขึ้นส่งผลให้ยับยั้งหรือทำปฏิกิริยากับเอนไซม์ได้อย่างรวดเร็วขึ้น (Kim, Jeong, Oh, and Shin, 2010) การบ้ำบักก่อนด้วยภาวะด่างจะช่วยย่อยสลายสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ (extracellular polymeric substances; EPS) ซึ่ง EPS เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพยาก

หรือไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ (Dumas et al., 2010) เช่นการศึกษาของ Kim et al. (2003) พบว่าเมื่อนำตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง ซึ่งใช้สารเคมีทั้งหมด 4 ประเภท ได้แก่ NaOH, KOH,  $Mg(OH)_2$  และ  $Ca(OH)_2$  ปรับ pH ที่ 12 เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง สามารถเพิ่มค่าความสามารถของซีโอติละลายน้ำได้เพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 39.8 36.6 10.8 และ 15.3 ตามลำดับ แสดงดังรูป 2.6 สำหรับงานวิจัยของ Chiu et al., 1997 ได้ศึกษาการนำ NaOH ที่ความเข้มข้น 40 meq/L ความเข้มข้นของตะกอน 1 %TS เป็นเวลา 24 ชั่วโมง ช่วยเพิ่มค่าความสามารถของซีโอติละลายน้ำได้ร้อยละ 36.83

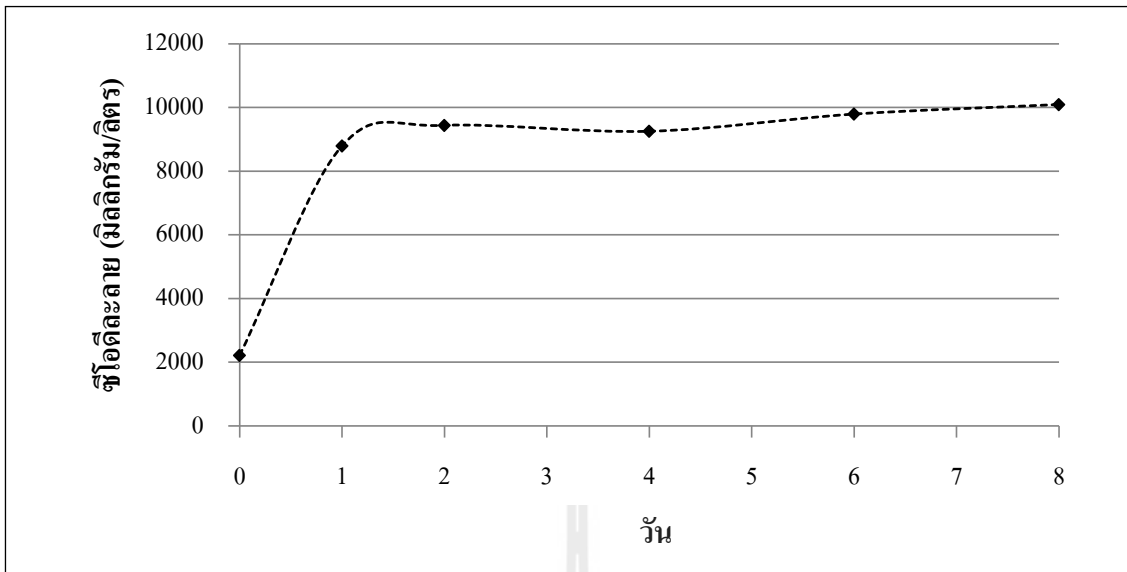
การศึกษาของ Franchi, 2005 ศึกษาการนำตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างโดยใช้ NaOH ความเข้มข้น 5 N ปรับค่าความเป็นกรดต่างเท่ากับ 12.5 สามารถลดค่าปริมาณของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ร้อยละ 52.5 อีกทั้งยังช่วยเพิ่มค่าความสามารถของซีโอติละลายน้ำได้ร้อยละ 23.42 ที่ระยะเวลา 1 วัน แสดงดังรูป 2.7 และ Chang et al., 2002 ได้ศึกษาการนำ NaOH ที่ความเข้มข้นระหว่าง 20-80 meq/L มาผ่านกระบวนการบำบัดก่อนโดยมีความเข้มข้นของตะกอนเท่ากับ 0.5-2.0% TS เป็นระยะเวลา 10 ชั่วโมง พบว่าที่ความเข้มข้นระหว่าง 60 meq/L ของ NaOH ช่วยเพิ่มค่าความสามารถของซีโอติละลายน้ำได้ร้อยละ 31.0

ในบางการศึกษาพบว่ามีการใช้กระบวนการรวมทั้งกระบวนการทางความร้อน การใช้คลื่นอัลตราโซนิก และในภาวะต่าง ซึ่งจะช่วยเพิ่มค่า SCOD Solubilization มากกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการเดียว เช่นการศึกษาของ Vlyssides et al., 2004 ได้ศึกษาการนำกระบวนการบำบัดก่อนร่วมระหว่างการใช้ความร้อนและสภาพความเป็นด่าง (Thermal-Alkaline) โดยเปรียบเทียบที่อุณหภูมิระหว่าง 50-90 °C และค่าพีเอชระหว่าง 8-11 พบว่าที่สภาวะอุณหภูมิ 90 °C และที่ pH 11 ช่วยเพิ่มค่าความสามารถของซีโอติละลายน้ำได้มากที่สุด พร้อมทั้งยังลดค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ร้อยละ 6.82 การศึกษาของ Chiu et al., 1997 ได้ศึกษาการนำกระบวนการอัลตราโซนิกร่วมกับภาวะต่าง โดยใช้ NaOH ที่ความเข้มข้น 40 meq/L เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง ต่อด้วยกระบวนการอัลตราโซนิก (24.0 sec/ml) ที่ความเข้มข้นของตะกอน 1% TS ช่วยเพิ่มค่าความสามารถของซีโอติละลายน้ำได้ร้อยละ 89.3 และใช้คลื่นอัลตราโซนิก (14.4 sec/ml) ภายใช้ NaOH ที่ความเข้มข้น 40 meq/L ช่วยเพิ่มค่าความสามารถของซีโอติละลายน้ำได้ร้อยละ 77.9 การศึกษาของ Yinying et al., 2009 ได้เปรียบเทียบตะกอนส่วนเกินที่ไม่ได้มีกระบวนการบำบัดก่อน และมีกระบวนการบำบัดก่อน โดยใช้ NaOH 0.5 mol/L เป็นระยะเวลา 30 นาที คลื่นอัลตราโซนิก (3750 kJ/kg DS) + NaOH 0.5 mol/L เป็นเวลา 30 นาที และ NaOH 0.5 mol/L เป็นเวลา 30 นาที + คลื่นอัลตราโซนิก (3750 kJ/kg DS) มีค่าซีโอติละลายน้ำอยู่ประมาณ 275 5,429 5,976 และ 6,408 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ซึ่งจะพบว่าสภาวะที่มีการใช้ภาวะต่างก่อนกระบวนการอัลตราโซนิกให้ค่าปริมาณซีโอติละลายน้ำที่มากที่สุด แต่กระบวนการร่วมในบางการศึกษาเมื่อมีกระบวนการร่วมแล้วกลับไม่ส่งผล

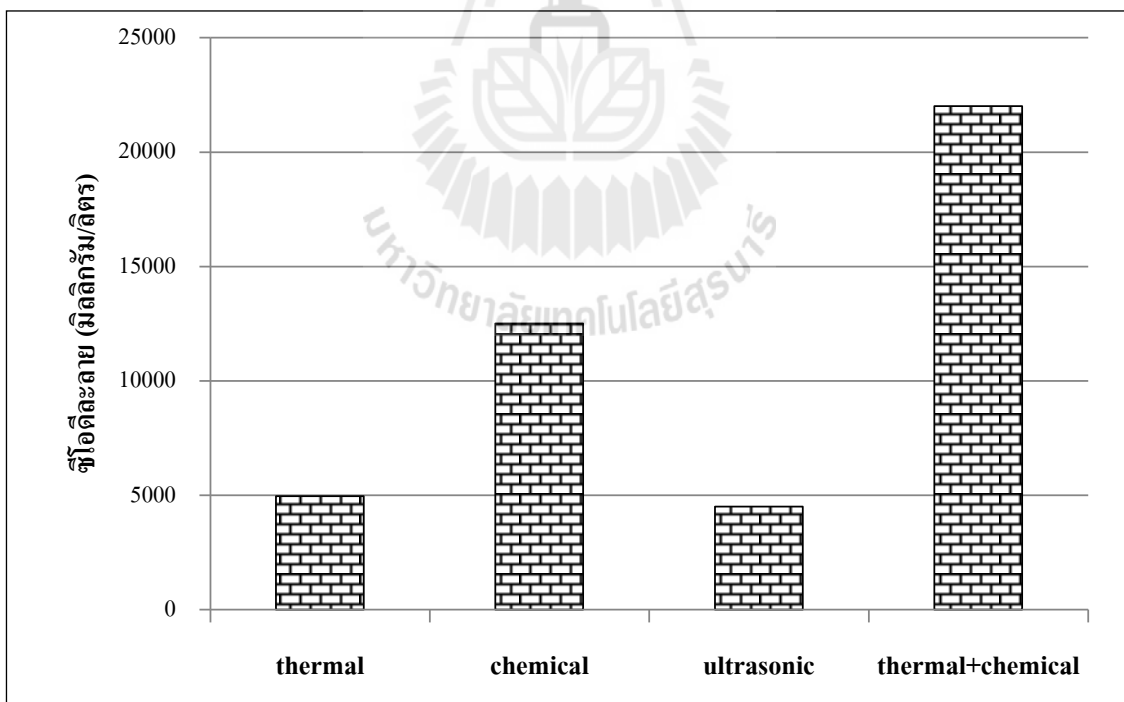
ให้ค่าค่าปริมาณซีโอดีละลายน้ำมีค่าสูงขึ้น เนื่องจากเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของปริมาณสารเคมี และระยะเวลาในการให้ความร้อนที่เพิ่มขึ้นจะส่งผลให้ปริมาณการละลายของค่าซีโอดีละลายน้ำจะส่งผลให้เกิดความเป็นพิษ หรือไปยับยั้งการละลายของปฏิกิริยาในกรณีของกระบวนการร่วมระหว่าง การบำบัดก่อนด้วยอนุภูมิภาคและภาวะต่าง (Hui Yi, Yun Han, Yang Zhuo., 2013) สำหรับการศึกษาของ Kim et al., 2003 ได้ศึกษาผลของกระบวนการบำบัดก่อนในตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย ได้แก่ การบำบัดก่อนด้วยอนุภูมิภาค การบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง การบำบัดก่อนด้วยอัลตราโซนิก และกระบวนการบำบัดก่อนร่วมระหว่างอนุภูมิภาคและภาวะต่าง พบว่า สามารถเพิ่มค่าความสามารถของซีโอดีละลายน้ำได้ โดยเฉพาะการบำบัดก่อนร่วมระหว่างอนุภูมิภาคและภาวะต่างสามารถให้ค่าดังกล่าว ได้สูงที่สุด แต่เมื่อพิจารณาในเรื่องของการใช้พลังงานซึ่งจะต้องให้ความร้อนในการเดินระบบ ด้วยเหตุนี้อาจจะส่งผลให้มีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบที่สูงขึ้น สำหรับการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง สามารถให้ค่าความสามารถของซีโอดีละลายน้ำรองลงมา ซึ่งไม่จำเป็นต้องให้ความร้อนอาจเป็นทางเลือกที่เหมาะสมในการเลือกกระบวนการบำบัดก่อนที่คุ้มค่าที่สุด แสดงดังรูป 2.8



รูปที่ 2.6 เปรียบเทียบชนิดของสารเคมีต่อร้อยละของค่าซีโอดีละลาย  
(ดัดแปลงมาจาก Kim et al., 2003)



รูปที่ 2.7 ผลของซิลิกาละลายน้ำต่อระยะเวลาสัมผัส  
(ดัดแปลงมาจาก Franchi, 2005)



รูปที่ 2.8 เปรียบเทียบกระบวนการบำบัดก่อนต่อความสามารถของซิลิกาละลายน้ำที่เพิ่มขึ้น  
(ดัดแปลงมาจาก Kim et al., 2003)

#### 2.4.2 กระบวนการบำบัดก่อนด้วยวิธีทางชีวภาพ

กระบวนการบำบัดตะกอนร่วมระหว่างแบบใช้อากาศและแบบไม่ใช้อากาศ คือ ต้องการนำข้อดีของทั้งสองระบบมาใช้ ข้อดีหลักใหญ่ ๆ ของระบบแบบไม่ใช้อากาศคือ ไม่ใช้พลังงาน และมีตะกอนที่เกิดขึ้นน้อย ส่วนข้อดีของระบบแบบใช้อากาศคือ ได้คุณภาพน้ำทิ้งที่โดยปกติจะได้มาตรฐาน ดังนั้นการรวมระบบบำบัดทั้งสองจึงเป็นระบบที่เหมาะสมอย่างยิ่ง จาก การทบทวนวรรณกรรม เช่น การศึกษาของ Hasegawa (1999) ได้กล่าวไว้ว่าการบำบัดเบื้องต้นด้วยการย่อยทางชีวภาพแบบใช้อากาศก่อนการย่อยทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศนั้นสามารถเพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพได้ประมาณ 1.5 เท่าของการย่อยทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศที่ไม่มีการบำบัดก่อน และ การศึกษาของ Zupancic et al. (2008) ทำการศึกษาการย่อยตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนแบบ two-stage anaerobic-aerobic sludge digestion โดยการเปรียบเทียบระหว่างการเติมอากาศด้วย ออกซิเจนบริสุทธิ์ (pure oxygen) และอากาศโดยทั่วไป (air) เพื่อศึกษาหาช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการย่อยสลัดจ์จากการเติมอากาศทั้งสองแบบ พบว่า การเติมอากาศด้วย pure oxygen จะทำให้ ความสามารถในการบำบัดสลัดจ์ดีที่อุณหภูมิช่วง 25-30 °C ส่วนการเติมอากาศด้วย air นั้นจะทำให้ ความสามารถในการบำบัดสลัดจ์ดีที่อุณหภูมิ 37 °C และ 50-55 °C สำหรับการทดลองต่อมา ได้ทำ การหาประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนโดยใช้ระบบ two-stage anaerobic-aerobic sludge digestion ที่ทำงานแบบ semi-continuous ซึ่งจากการศึกษาพบว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก (HRT) 15 วัน ( anaerobic 5 วัน, aerobic 10 วัน) ระบบสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยละเอียด และค่าซีโอดี ได้ร้อยละ 53.5 และ 55.4 ตามลำดับ และที่ระยะเวลาเก็บกัก (HRT) เพียง 8 วัน สำหรับในช่วงของ aerobic สามารถกำจัดแอมโมเนียในโตรเจนได้ถึงร้อยละ 85

#### 2.5 การประยุกต์การบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างในการย่อยตะกอนส่วนเกินแบบระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

เพื่อลดระยะเวลาของการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียในขั้นตอนของ กระบวนการไฮโดรไลซิสในการย่อยสลายทางชีวภาพจึงได้มีการประยุกต์นำกระบวนการทาง กายภาพและเคมีเข้ามาช่วยในการบำบัดก่อนเพื่อเปลี่ยนรูปของตะกอนให้อยู่ในรูปที่ละลายน้ำ (solubilization) เช่น ภาวะต่างจะช่วยย่อยสลายสารโพลีเมอร์ภายนอกเซลล์ (extracellular polymeric substances; EPS) ซึ่ง EPS เป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพยากหรือไม่สามารถย่อยสลายทาง ชีวภาพได้ (Dumas et al., 2010) การบำบัดตะกอนขั้นต้นในสภาวะกรดโดยใช้กรด HCl ที่ความ เข้มข้น 5 N ปรับให้มีค่าความเป็นกรดต่างเท่ากับ 1.5 ซึ่งสามารถลดค่าของแข็งแขวนลอยละเอียด ได้ร้อยละ 25 และสามารถเพิ่มค่าความสามารถของซีโอดีละลายน้ำได้เพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 13.58 ใน กระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีการปรับค่าความเป็นกรดต่างโดยใช้ NaOH ที่ความเข้มข้น 5



N ปรับให้มีค่าดังกล่าวเท่ากับ 12.5 สามารถลดค่าของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายได้ร้อยละ 52.5 และสามารถเพิ่มค่าความสามารถของชีโอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 23.42 ที่ระยะเวลา 1 วัน (Franchi, 2005) จากผลการศึกษาดังกล่าวพบว่ากระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างสามารถเปลี่ยนรูปของตะกอนจากอนุภาคที่มีขนาดใหญ่สลายเป็นรูปละลายน้ำได้มากกว่าการบำบัดก่อนด้วยภาวะกรด อีกทั้งเมื่อนำกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างเดินระบบร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศยังช่วยเพิ่มปริมาณแก๊สชีวภาพ 113 ลิตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน จาก 83 ลิตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน เมื่อมีการเปรียบเทียบระหว่างระบบที่มีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง กับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่ไม่มีระบบบำบัดก่อน (Lin et al., 1997) พร้อมทั้งช่วยลดระยะเวลาในการบำบัดได้ถึงร้อยละ 34.6 โดยสังเกตจากปริมาตรของแก๊สที่ร้อยละ 80 ของปริมาตรแก๊สที่เกิดมากที่สุด (Zheng et al., 2009) ผลการศึกษาของ Kim et al., 2003 ได้มีการนำตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง จากนั้นนำตะกอนดังกล่าวเข้าสู่ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่สภาวะอุณหภูมิ 37 °C ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน พบว่าสามารถเพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพได้ 4,147 ลิตรต่อปริมาณตะกอนที่เข้าระบบ เมื่อเปรียบเทียบกับระบบที่ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนพบว่ามีก๊าซชีวภาพเพียง 3,657 ลิตรต่อปริมาณตะกอนที่เข้าระบบ ประสิทธิภาพการบำบัดของปริมาณของแข็งระเหยง่ายที่คิดเป็นร้อยละ 29.8 เช่นเดียวกับการศึกษาของ Lin et al., 1997 ได้ศึกษาการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินด้วยกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างต่อด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ โดยมีการควบคุมระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 20 วัน ที่อุณหภูมิ 35 °C มีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR) 595 มิลลิกรัมชีโอดีต่อวัน สามารถลดค่าของแข็งระเหยง่ายและค่าชีโอดีได้เพียงร้อยละ 35 และ 39 ตามลำดับ และเกิดก๊าซมีเทนเพียง 59 ลิตรต่อลูกบาศก์ต่อวัน สำหรับชุดควบคุม เมื่อมีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศโดยในกระบวนการบำบัดก่อนโดยมีการใช้ NaOH 40 meq/L พบว่าสามารถบำบัดค่าของของแข็งระเหยง่ายและค่าชีโอดีได้เพียงร้อยละ 42 และ 47 ตามลำดับ อีกทั้งยังเกิดก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้นเป็น 86 ลิตรต่อลูกบาศก์ต่อวัน และเมื่อเพิ่ม OLR เป็น 2,403 มิลลิกรัมชีโอดีต่อวัน โดยมีระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน พบว่าสามารถลดค่าของของแข็งระเหยง่ายและค่าชีโอดีได้เพียงร้อยละ 33 และ 37 ตามลำดับ แต่กลับสามารถเกิดก๊าซมีเทนได้มากถึง 212 ลิตรต่อลูกบาศก์ต่อวัน สำหรับการศึกษาของ Zheng et al., 2009 ได้ศึกษาผลของภาวะต่างต่อกระบวนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศในการย่อยสลายต้นข้าวโพด โดยใช้ NaOH ที่ความเข้มข้นร้อยละ 2 มีค่าภาระบรรทุก (Loading rate) 65 กรัมต่อลิตร พบว่าสามารถเพิ่มก๊าซชีวภาพได้ร้อยละ 79.8 และมีปริมาณก๊าซมีเทนสูงถึงร้อยละ 73.4 อีกทั้งยังช่วยลดระยะเวลาในการบำบัดได้ถึง 34.6% ในการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างยังช่วยลดความเข้มข้นของ lignin cellulose และ hemicelluloses ได้มากถึง 9.3-19.1%

ตารางที่ 2.7 สรุปผลการศึกษาที่ผ่านมาในกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างในตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

อ้างอิง	สภาวะการบำบัดก่อน	สภาวะระบบแอนแอโรบิก	ผลการศึกษา
L. Jih-Gaw et al. (1997)	เติม NaOH 20 meq/l	semi-continuous mesophilic digestion (35 °C) ระยะเวลาเก็บกัก 20 วัน	เพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัด VS 28% และเพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพ 36% เมื่อเทียบกับชุดควบคุม
L. Huan et al. (2012)	เติม NaOH 0.04-0.5 mol/l	BMP test (สังเกตการณ์จำนวน 21 วัน)	ที่ NaOH 0.1 mol/l สามารถเพิ่มอัตราการผลิตก๊าซอินทรีย์ได้ 38.3% และมีอัตราการเกิดก๊าซเท่ากับ 0.65 l/g VSS
Kim et al. (2003)	สารเคมีที่ใช้ NaOH, KOH, Mg(OH) <sub>2</sub> , Ca(OH) <sub>2</sub>	batch condition	เพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด VS เพิ่มขึ้น 30%
Liming Shao et al. (2010)	ปรับค่า pH ระหว่าง 8-12 ด้วย NaOH	batch condition mesophilic digestion (35 °C)	ที่ pH 8-10 สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัด VSS และเพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพ
H. Carrere et al. (2012)	codigestion (WAS + fatty waste) ปรับค่า pH 8 และความร้อน 80 °C	semi-continuous mesophilic digestion (35 °C) ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน	สามารถผลิตปริมาณก๊าซมีเทนได้เพิ่มสูงขึ้น 58%
Alexandre et al. (2004)	ปรับค่า pH 10 และให้ความร้อน 130 °C	Continuous mesophilic digestion (35 °C) ระยะเวลาเก็บกัก 20 วัน	เพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพได้สูงขึ้น 74%

## 2.6 สัดส่วนสารอินทรีย์และความสามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพ

สัดส่วนสารอินทรีย์สามารถแบ่งได้ในรูปของค่าซีโอดี ซึ่งใช้อธิบายลักษณะการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดแบบชีวภาพ สามารถหาได้จากสมการ (Grady et al., 1999)

$$\text{TCOD} = S_s + S_1 + X_s + X_1 \quad (2.8)$$

โดยที่สัดส่วน  $S_s$  หรือสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว (Readily biodegradable organic substrate) เป็นสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีที่สามารถย่อยสลายได้ง่ายสำหรับจุลินทรีย์แบบเฮเทอโรโทรฟิก ซึ่งสัดส่วน  $S_s$  เกิดขึ้นระหว่างการไฮโดรไลซิสสัดส่วนอนุภาคสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ช้าหรือสัดส่วน  $X_s$  และจัดเป็นแหล่งพลังงานสำคัญสำหรับนำไปใช้ในระหว่างการย่อยสลายที่สามารถดูดซึมเข้าสู่เซลล์ได้ง่าย โดยในระบบแบบใช้อากาศสัดส่วน  $S_s$  จะทำปฏิกิริยากับออกซิเจนละลายน้ำ ซึ่งส่วนหนึ่งจะกลายเป็นแหล่งพลังงานสำหรับนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์ และทำให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และน้ำ ทำให้ปริมาณซีโอดีทั้งหมดลดลง และอีกส่วนหนึ่งเป็นแหล่งพลังงานที่นำไปใช้ในการก่อให้เกิดมวลชีวภาพหรือสร้างเซลล์ใหม่ ( $X_B$ ) ส่วนในระบบแบบไม่ใช้อากาศสัดส่วน  $S_s$  เกิดจากการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ช้า เช่นเดียวกับในระบบแบบใช้อากาศและจัดเป็นสารตัวกลางที่เป็นสารตั้งต้นในการผลิตกรดอินทรีย์ระเหยง่ายของแบคทีเรียสร้างกรดในขั้นตอนที่สอง ซึ่งสัดส่วน  $S_s$  มีค่าอยู่ในช่วงระหว่างร้อยละ 3-35 ในน้ำเสียดิบและร้อยละ 14-57 ในน้ำเสียที่ผ่านการตกตะกอน (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002; Gavala, 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 ที่ต้องการไฮโดรไลซิสภายนอกเซลล์ก่อนที่จะทำการย่อยสลาย 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)

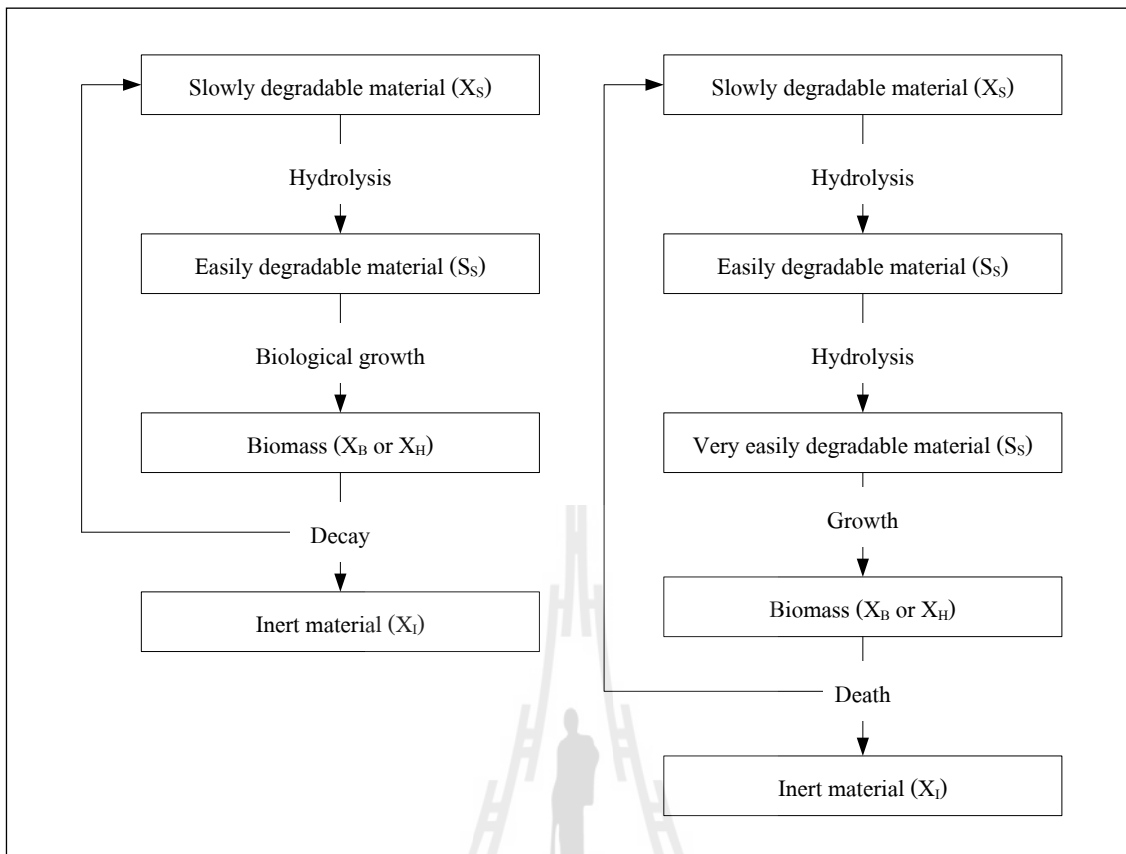
สัดส่วน  $S_1$  สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรือสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อย (Inert soluble organic matter) ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบเดิม ซึ่งสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อยถือว่าเป็นสารที่มีอิทธิพลต่อกระบวนการย่อยสลาย และสามารถสะท้อนให้เห็นถึงสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้โดยทางอ้อม โดยสารอินทรีย์ละลายน้ำเฉื่อย

เกิดขึ้นจากการไฮโดรไลซิสอนุภาคสารอินทรีย์หรือสัดส่วน  $X_s$  ที่เกิดขึ้นอยู่ในช่วงร้อยละ 2-15 ในตัวอย่างน้ำเสียดิบ และร้อยละ 3-14.3 ในตัวอย่างของเสียจากระบบบำบัดขั้นต้น (Orhon, Ates, Sozen, and Cokgor, 1997; Henzs et al., 2002; Pasztor et al., 2009)

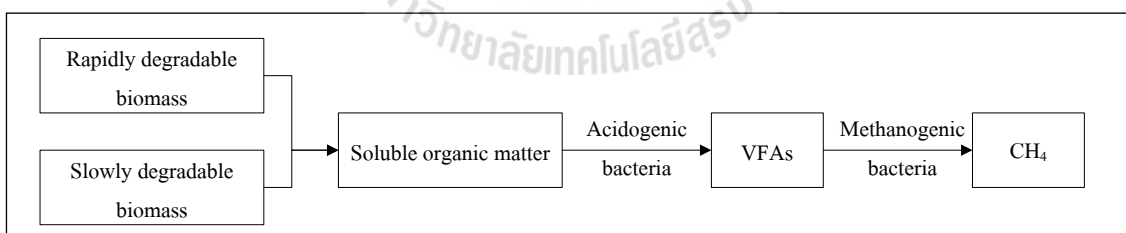
สัดส่วน  $X_i$  อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรืออนุภาคสารอินทรีย์เฉื่อย (Inert particle organic matter) ซึ่งเป็นอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้หรือย่อยสลายได้ช้ามากที่เกิดขึ้นจากการสลายตัว/การแตกตัวของเซลล์และการย่อยสลายของมวลชีวภาพ ทำให้ปริมาณซีโอดีทั้งหมดลดลงและสัดส่วน  $X_i$ 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

การแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์สามารถนำไปใช้ในการประเมินลักษณะสมบัติความสามารถย่อยสลายได้ทางชีวภาพของตัวอย่างที่ทำการศึกษา และทำนายประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ได้ในเบื้องต้น เพื่อนำไปใช้ในการเลือกและออกแบบระบบบำบัด และสามารถนำมาใช้ในการทำนายอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ทำนายค่าคงที่ทางจลนศาสตร์จากความสัมพันธ์กับไอยูอาร์ นอกจากนี้ ยังใช้เป็นแบบจำลองในการอธิบายกระบวนการย่อยสลายของจุลินทรีย์ในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสีย เป็นแบบจำลองอธิบายการเปลี่ยนแปลงสารอินทรีย์ในท่อน้ำทิ้ง และใช้ศึกษาลักษณะการย่อยสลายตะกอน (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002) ซึ่งรูปแบบการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดทางชีวภาพ โดยอธิบายในรูปของสัดส่วนสารอินทรีย์สามารถอธิบายได้ดังรูปที่ 2.9

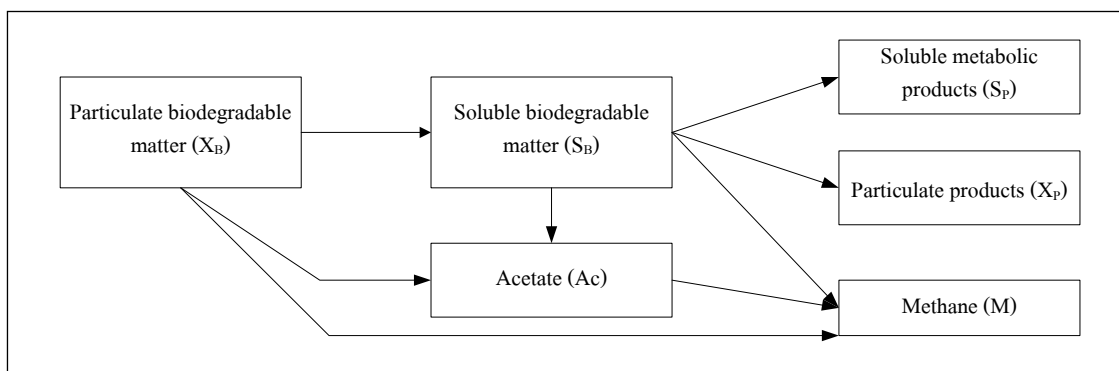
สำหรับการย่อยแบบไม่ใช้อากาศมีกลไกการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบดังกล่าวประกอบด้วย 3 ขั้นตอนหลัก ในขั้นตอนแรกเป็นการไฮโดรไลซิสจากสารอินทรีย์ไม่ละลายน้ำหรืออนุภาคสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ในรูปของสัดส่วน  $X_B$  ซึ่งประกอบด้วย มวลชีวภาพที่ย่อยสลายได้เร็วและมวลชีวภาพที่ย่อยสลายได้ช้า ให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำในรูปของสัดส่วน  $S_B$  หรือ  $S_s$  ซึ่งเป็นสารตัวกลางที่เป็นสารตั้งต้นในการผลิตกรดอินทรีย์ระเหยง่ายของแบคทีเรียสร้างกรด ในขั้นตอนที่สอง และขั้นตอนสุดท้ายแบคทีเรียสร้างมีเทนจะทำการเปลี่ยนจากกรดอินทรีย์ระเหยง่ายให้กลายเป็นมีเทนและคาร์บอนไดออกไซด์ ดังโมเดลในรูปที่ 2.10 นอกจากนี้ในระหว่างการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ ทำให้เกิดสัดส่วน Soluble metabolic product ( $S_p$ ) และ Particulate product ( $X_p$ ) ดังโมเดลในรูปที่ 2.11



รูปที่ 2.9 รูปแบบการย่อยสลายทางชีวภาพในระบบบำบัด (Henzen et al., 2002)



รูปที่ 2.10 แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Gavala, Angelidaki, and Ahring (Gavala, Angelidaki, and Ahring, 2003)



รูปที่ 2.11 แผนผังโมเดลการย่อยสลายของ Durruty, Zaritzky, and Gonzalez  
(Durruty, Zaritzky, and Gonzalez, 2012)

## 2.7 วิธีการวัดการหายใจ

ในปัจจุบันวิธีการวัดการหายใจเป็นวิธีการที่ได้รับการยอมรับและน่าเชื่อถือมากในการนำมาใช้ศึกษาพารามิเตอร์ทางจลนศาสตร์ โดยทำการศึกษาอัตราการจับใช้ออกซิเจน หรือ โอยูอาร์ (Oxygen uptake rate) สำหรับการย่อยสลายตะกอนในระบบบำบัด เพื่อประเมินประสิทธิภาพของระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศในการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทีวเต็ดสตัคซ์ ซึ่งการวัดอัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen uptake rate) เป็นการวัดอัตราการใช้ออกซิเจน (oxygen consumption rate) ของจุลินทรีย์แบบใช้อากาศต่อช่วงเวลาใดๆ ที่ได้มาจากความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของออกซิเจนละลายน้ำที่ถูกใช้กับเวลาที่ทำการศึกษา

สำหรับการประยุกต์ใช้เครื่อง oxitop ในการหาการวัดการหายใจในปัจจุบันการพัฒนาโดยใช้หลักการของการวัดออกซิเจนที่ถูกใช้ไปในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ จากปฏิกิริยาจะเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ (Erwin, Katharina, Peter., 2012) วิธีการดังกล่าวจะใช้ NaOH ไปจับก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ส่งผลให้ในการวิเคราะห์การวัดการหายใจสามารถวัดการใช้ออกซิเจนได้อย่างแท้จริง ในปัจจุบันวิธีการวัดการหายใจ สามารถนำมาประยุกต์ใช้กับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ เช่น การศึกษาของ Sergio, Teresa, Llorca, Javier, S. Antoni. (2008) ได้ศึกษาความคงตัวของขยะชุมชนด้วยวิธีทางชีวภาพทั้งแบบใช้อากาศและแบบไม่ใช้อากาศโดยวิธีแบบใช้อากาศที่ใช้วิธีการวัดการหายใจและวิธีแบบไม่ใช้อากาศมีการวัดในรูปของ BMP ซึ่งผลการศึกษพบว่าค่าดัชนีในการวัดการหายใจคือ การวัดการหายใจแบบใช้อากาศ และวิธี BMP แบบไม่ใช้อากาศมีความสัมพันธ์กันอย่างมีนัยสำคัญคือ เมื่อปริมาณค่าดัชนีการหายใจของระบบย่อยแบบใช้อากาศที่วัดในรูปของกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัม น้ำหนักแห้งต่อชั่วโมง ( $\text{g O}_2/\text{kg DM}/\text{h}$ ) มีค่าเพิ่มขึ้นส่งผลให้ค่า BMP แบบไม่ใช้อากาศที่วัดในรูปของลิตรของก๊าซชีวภาพต่อกิโลกรัม น้ำหนักแห้ง ( $\text{L}/\text{kg DM}$ ) มีค่าเพิ่มขึ้นด้วย ซึ่งสอดคล้องกับการหลักการ

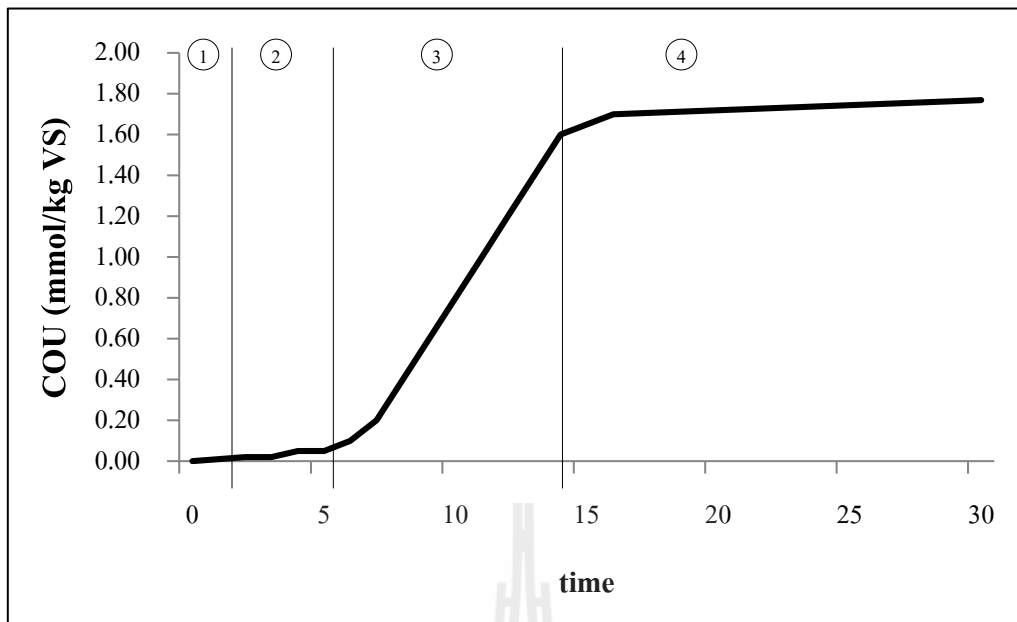
ในการวัดค่าคงตัวคือ เมื่อสารอาหารที่ยังสามารถย่อยสลายได้จะมีค่าของอัตราการการหายใจหรือประมาณก๊าซชีวภาพมีค่าเพิ่มขึ้นตามสัดส่วนในการย่อยสลาย

วิธีการวัดการหายใจด้วยเครื่อง oxitop สามารถหาได้จากการคำนวณในการวิเคราะห์หาค่าบีโอดีโดยการแปลงค่าดังกล่าวออกมาในรูปของความต่างของค่าความดันเมื่อเทียบกับเวลา จากนั้นจะนำไปคำนวณออกมาในรูปของ Cumulative oxygen uptake rate (COU) จากนั้นนำข้อมูลไปสร้างกราฟโดยเทียบค่ากันระหว่าง COU กับระยะเวลา จะสามารถแบ่งช่วงออกมาได้ 4 ช่วง ซึ่งในช่วง lag phase คือในช่วงที่ 3 จะใช้ในการคำนวณดัชนีการวัดการหายใจ หรือค่า OUR ในรูปของมิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง ( $\text{mmol O}_2 / \text{kg VS} / \text{h}$ ) ดังแสดงดังรูปที่ 2.16

การวัดความคงตัวโดยใช้หลักการของการวัดการหายใจสามารถประเมินได้จากค่า OUR ในหน่วยของมิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง ( $\text{mmol O}_2 / \text{kg VS} / \text{h}$ ) จากการทบทวนวรรณกรรมพบว่าที่ค่าดังกล่าวมีค่ามากกว่า 30 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง สารอินทรีย์จะไม่มี ความคงตัวมาก หากค่าดัชนีการหายใจอยู่ในช่วงระหว่าง 15-30 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง สารอินทรีย์นั้นไม่มีความคงตัว แต่ถ้าหากค่า OUR อยู่ในช่วงระหว่าง 5-15 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง สารอินทรีย์นั้นเริ่มมีความคงตัวแล้ว และยิ่งค่าดัชนีการหายใจมีค่าน้อยกว่า 5 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง พบว่าสารอินทรีย์นั้นมีความคงตัวมาก ดังแสดงในตารางที่ 2.8 มีการเปรียบเทียบสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายตามระยะเวลาพบว่ายิ่งระยะเวลามากปริมาณค่าดัชนีการหายใจมีค่าน้อยลงตามไปด้วย เช่นสารอินทรีย์ในดิน พบว่ามีค่าอัตราการหายใจเท่ากับ 2-3 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง ซึ่งสารอินทรีย์ดังกล่าวจะถูกย่อยสลายไปเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ จนสารอินทรีย์นั้นกลายเป็นดิน เป็นต้น

ตารางที่ 2.8 ปริมาณการวัดการหายใจกับความคงตัวของสารอินทรีย์

ชนิดของสารอินทรีย์	อัตราการหายใจ ( $\text{mmol O}_2 / \text{kg VS} / \text{h}$ )	สถานะ
Fresh pig manure และ biowaste	50-200	ไม่มีความคงตัวมาก
1 สัปดาห์หลังการหมัก	15-25	ไม่มีความคงตัว
2 สัปดาห์หลังการหมัก	7-15	ไม่มีความคงตัว
3-4 สัปดาห์หลังการหมัก	7	มีความคงตัว
สารอินทรีย์ในดิน	2-3	มีความคงตัวมาก
Light peat	1.7	มีความคงตัวมาก



รูปที่ 2.16 ปริมาณ COU ในการวัดการหายใจโดยใช้เครื่อง oxitop

การคำนวณการแปลงค่าจากค่าบีโอดีจากเครื่อง oxitop เป็นค่าความแตกต่างของความดันออกซิเจน แสดงดังสมการ

$$BOD = \frac{MO_2}{RT_m} \left( \frac{v_t - v_i}{v_i} + \alpha \frac{t_m}{t_0} \right) \Delta p(O_2) \quad (2.9)$$

$M(O_2)$  มวลโมเลกุลของออกซิเจน (32,000 mg/mol)

$R$  ค่าคงที่ของแก๊ส (83,144 L hPa/mol/K)

$T_0$  อุณหภูมิ (273.15 K)

$T_m$  อุณหภูมิ (293.15 K)

$V_t$  ปริมาตรขวดตัวอย่าง (ml)

$V_i$  ปริมาตรตัวอย่าง (ml)

$\alpha$  Bunsen absorption coefficient (0.03103)

$\Delta p(O_2)$  ความแตกต่างของความดันออกซิเจน (hPa)



การคำนวณการแปลงค่าจากค่าความแตกต่างของความดันออกซิเจนเป็นค่า Cumulative oxygen uptake rate (COU) แสดงดังสมการ

$$COU = \frac{\Delta p}{RT_m} \frac{V_{gas}}{VS} \quad (2.10)$$

COU Cumulative oxygen uptake rate (mmol O<sub>2</sub> /kg VS)

R ค่าคงที่ของแก๊ส (83,144 L hPa/mol/K)

T<sub>m</sub> อุณหภูมิ (293.15 K)

V<sub>gas</sub> ผลต่างระหว่างปริมาตรขวดตัวอย่างกับปริมาตรตัวอย่าง (ml)

Δp(O<sub>2</sub>) ความแตกต่างของความดันออกซิเจน (hPa)

VS น้ำหนักของของแข็งระเหยง่ายของตัวอย่าง (kg)

การคำนวณการวัดการหายใจสามารถแปลงค่าจากค่า Cumulative oxygen uptake rate (COU) เทียบกับระยะเวลา แสดงดังสมการ

$$OUR = \frac{COU(\Delta t)}{\Delta t} \times M(O_2) \quad (2.11)$$

OUR Oxygen uptake rate (mg O<sub>2</sub> /kg VS /h)

COU Cumulative oxygen uptake rate (mmol O<sub>2</sub> /kg VS)

M(O<sub>2</sub>) มวลโมเลกุลของออกซิเจน (32 g/mol)

Δt เวลา (hr)

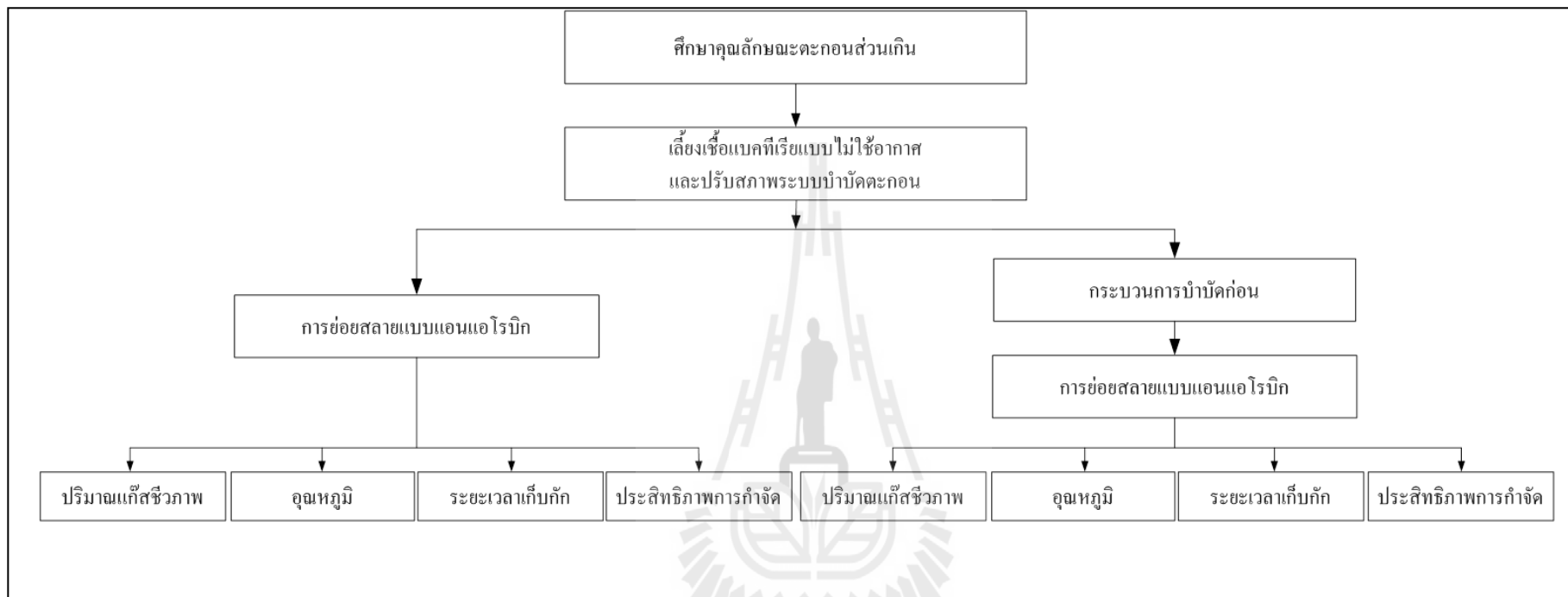
## บทที่ 3

### วิธีดำเนินการวิจัย

ในปัจจุบันของเสียที่เกิดจากระบบบำบัดน้ำเสียมีปัญหาในการขนย้ายไปกำจัดยังสถานรับกำจัด ดังนั้นจึงควรมีวิธีการจัดการกับตะกอนส่วนเกินที่เกิดขึ้นนี้ การศึกษาครั้งนี้เป็นการศึกษาวิจัยเชิงทดลอง (Experimental Research) โดยพิจารณาประสิทธิภาพประสิทธิภาพการลดลงของของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียโดยมีภาวะต่างเป็นกระบวนการบำบัดก่อนต่อด้วยการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ

#### 3.1 การดำเนินการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาผลของภาวะต่างต่อกระบวนการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ โดยจะศึกษาระยะเวลาเก็บกักพักชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time) และอุณหภูมิ (Temperature) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการย่อยสลายตะกอนแบบไม่ใช้อากาศ สำหรับกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะศึกษาหาสภาวะที่เหมาะสม เพื่อนำมาประยุกต์ใช้เป็นกระบวนการร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ โดยวิธีการศึกษาจะใช้สารเคมีโซเดียมไฮดรอกไซด์ในการปรับค่าความเป็นกรดต่างช่วง 8-14 และเลือกสภาวะที่เหมาะสมมาเดินระบบรวม โดยมีการเปรียบเทียบระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่มีขั้นตอนกระบวนการบำบัดก่อน และไม่มีขั้นตอนกระบวนการบำบัดก่อน การศึกษาผลของระยะเวลาเก็บกักพักชลศาสตร์ ในการบำบัดตะกอนจะทำการศึกษาเปลี่ยนแปลงระยะเวลา 3 ช่วง คือที่ระยะเวลา 7 14 และ 21 วัน สำหรับการศึกษาอุณหภูมิจะศึกษาผลของอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และที่อุณหภูมิบรรยากาศ โดยพิจารณาประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนส่วนเกินในรูปของของแข็ง (Total solids) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids) ซีโอดี และปริมาณแก๊สชีวภาพ เป็นต้น มีขั้นตอนการศึกษาดังรูปที่ 3.1



รูปที่ 3.1 แผนการดำเนินการวิจัย

### 3.2 การศึกษาคุณลักษณะสมบัติของตะกอนส่วนเกิน

ตะกอนส่วนเกินที่ใช้ในการศึกษานี้จะนำมาจากโรงบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์อนามัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมา การเก็บรักษาตะกอนส่วนเกินที่นำมาศึกษาจะทำการควบคุมที่อุณหภูมิ  $4^{\circ}\text{C}$  และจะเก็บตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียอาทิตย์ละครั้ง โดยมีพารามิเตอร์ที่ทำการศึกษามีดังนี้ ค่าบีโอดี (Biochemical Oxygen Demand, BOD) ค่าบีโอดีละลาย (Soluble Biochemical Oxygen Demand, SBOD) ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand, COD) ค่าซีโอดีละลาย (Soluble Chemical Oxygen Demand, SCOD) ปริมาณของแข็ง ได้แก่ ของแข็งทั้งหมด (Total solids) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids) ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total suspended solids) ของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile suspended solids) สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) แอมโมเนียไนโตรเจน ( $\text{NH}_3$ ) เพื่อใช้ในการวิเคราะห์ประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน

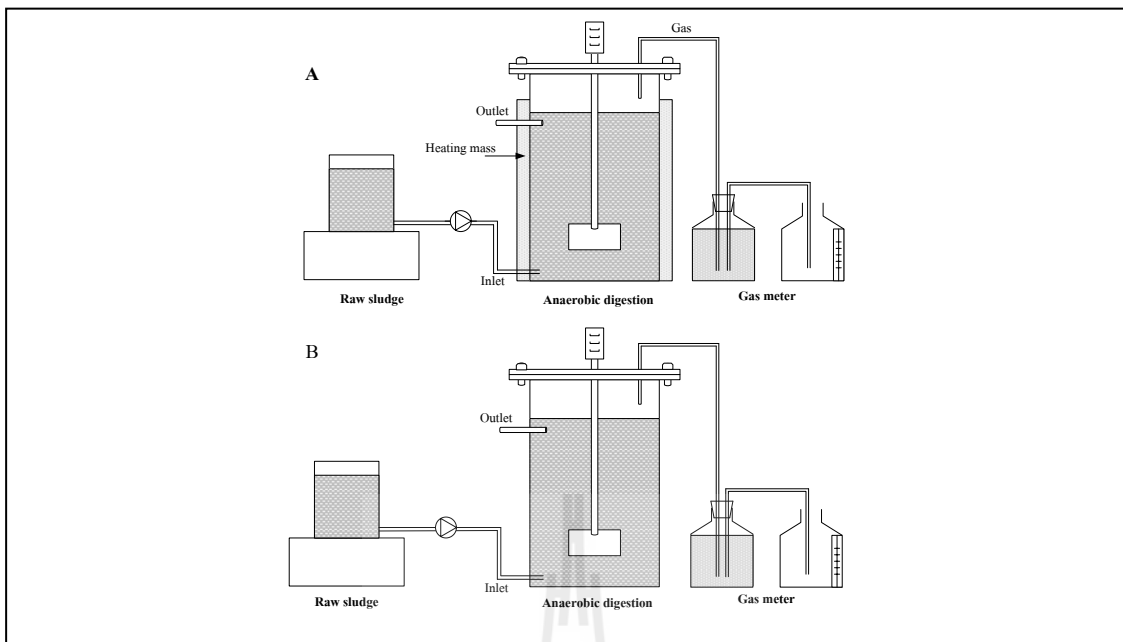
### 3.3 การเตรียมชุดการทดลองสำหรับงานวิจัย

ชุดการทดลองที่ใช้ในการวิจัยนี้ เป็นถังปฏิกรณ์ที่มีปริมาตรใช้งานเท่ากับ 20 ลิตร สามารถแบ่งชุดการทดลองตามสภาวะที่มีกระบวนการบำบัดก่อนได้เป็น 2 ชุดการทดลองดังนี้

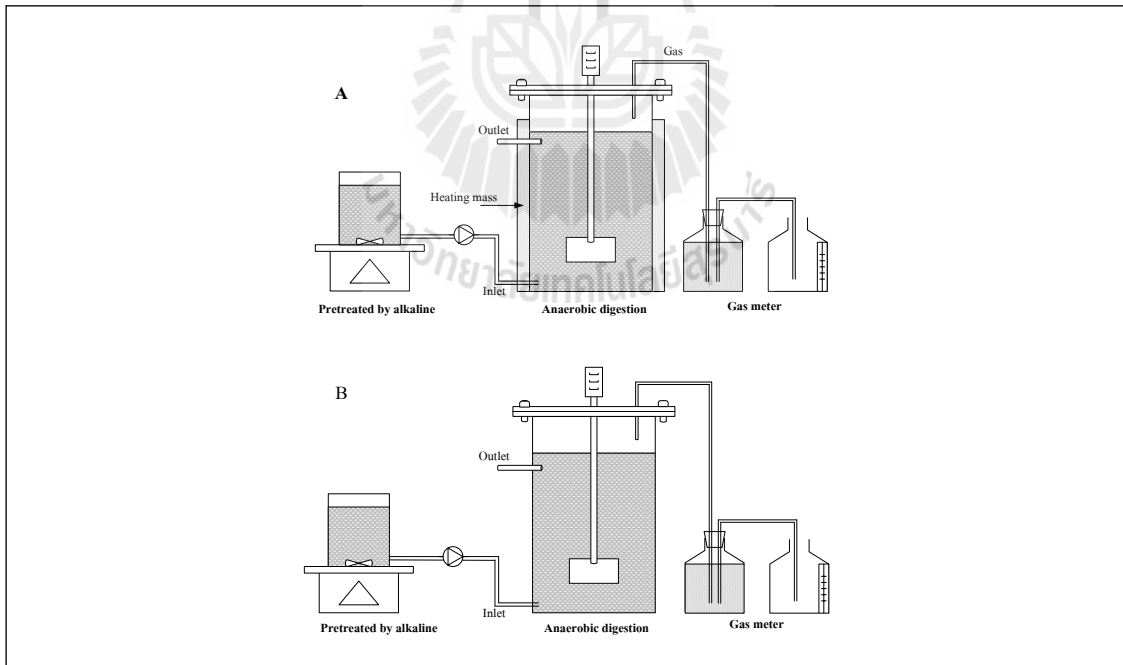
(1) ชุดการทดลองควบคุมสำหรับศึกษากระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศประกอบด้วย ถังปฏิกรณ์สำหรับอุณหภูมิบรรยากาศ (ambient temperature) จำนวน 1 ชุด ซึ่งควบคุมอุณหภูมิตามสภาพแวดล้อม และถังปฏิกรณ์สำหรับอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (thermophilic,  $55\pm 2^{\circ}\text{C}$ ) จำนวน 1 ชุด ควบคุมอุณหภูมิด้วยวิธีการหมุนเวียนน้ำร้อนจาก Water Bath เข้าระบบ ดังแสดงในรูปที่ 3.2

(2) ชุดการทดลองสำหรับศึกษาผลของสภาวะต่างต่อกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศประกอบด้วย ถังปฏิกรณ์สำหรับกวนผสมสารเคมีและตะกอนส่วนเกิน ถังปฏิกรณ์สำหรับอุณหภูมิบรรยากาศ (ambient temperature) จำนวน 1 ชุด ซึ่งควบคุมอุณหภูมิตามสภาพแวดล้อม และถังปฏิกรณ์สำหรับอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (thermophilic,  $55\pm 2^{\circ}\text{C}$ ) จำนวน 1 ชุด ควบคุมอุณหภูมิด้วยวิธีการหมุนเวียนน้ำร้อนจาก Water Bath เข้าระบบ ดังแสดงในรูปที่ 3.3

นอกจากนี้เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดตะกอนส่วนเกินด้วยระบบร่วมระหว่างการย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศ และป้องกันการเกิดการแยกชั้นและทำให้เกิดการผสมกันอย่างสมบูรณ์ของตะกอนส่วนเกินภายในถังปฏิกรณ์ ดังนั้นในแต่ละถังปฏิกรณ์จะมีเครื่องกวนผสมประกอบอยู่ด้วย การศึกษาก๊าซชีวภาพที่ได้จากระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศจะใช้หลักการแทนที่น้ำ



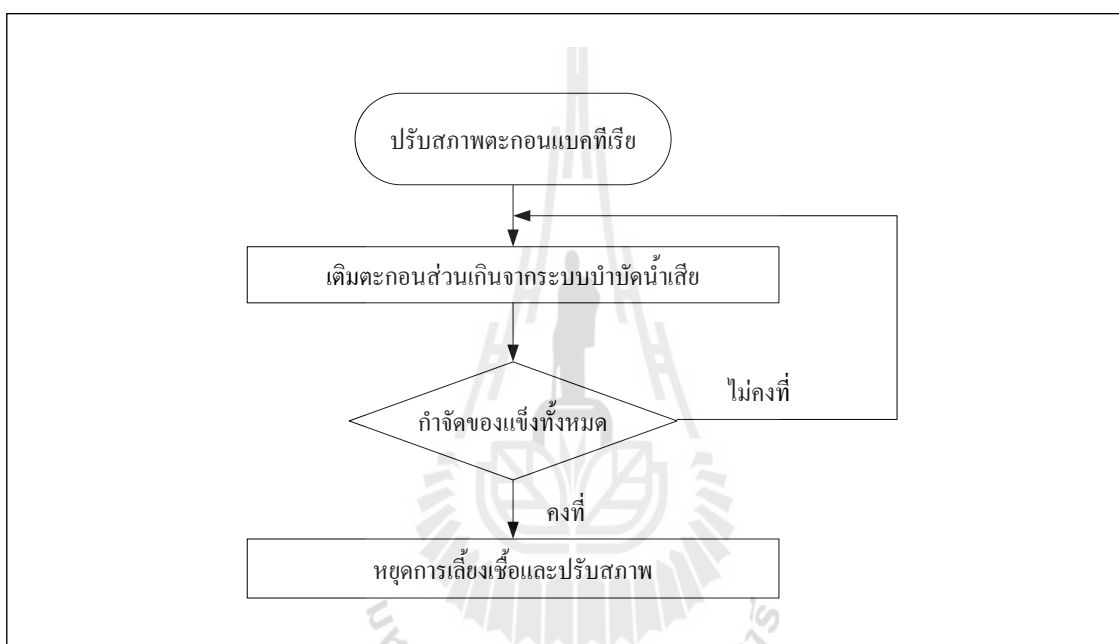
รูปที่ 3.2 ชุดการทดลองควบคุมระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ  
ถึงปฏิกิริยาสำหรับอุณหภูมিবรรยากาศ (A) ถึงปฏิกิริยาสำหรับอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (B)



รูปที่ 3.3 ชุดการทดลองผลของภาวะต่างต่อระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ  
ถึงปฏิกิริยาสำหรับอุณหภูมিবรรยากาศ (A) ถึงปฏิกิริยาสำหรับอุณหภูมิเทอร์โมฟิลิก (B)

### 3.4 การเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพจุลินทรีย์

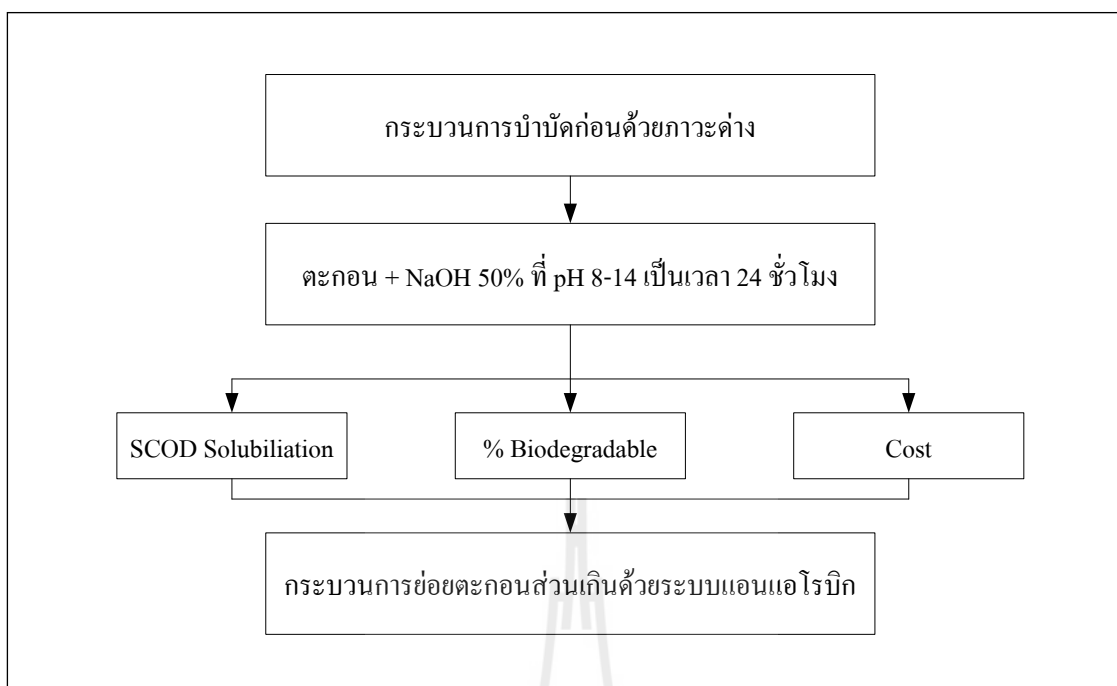
ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษานี้จะนำมาจากโรงบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์อนามัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมา โดยในเริ่มจากการเติมตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียเข้าไป สภาวะที่ใช้ในการควบคุม ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) อยู่ที่ประมาณ  $7 \pm 0.2$  และระยะเวลาเก็บกักที่ 21 วัน โดยการเลี้ยงตะกอนจะสิ้นสุดเมื่อมีประสิทธิภาพในการลดลงของค่าของแข็งทั้งหมดคงที่นับเป็นจุดสิ้นสุดการเลี้ยงตะกอนดังรูปที่ 3.4



รูปที่ 3.4 ขั้นตอนการเลี้ยงตะกอนเชื้อแบบไม่ใช้อากาศ

### 3.5 การศึกษาสภาวะที่เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง

ในกระบวนการบำบัดก่อนจะมีการปรับสภาพในภาวะต่าง (Alkaline) โดยใช้สารเคมี NaOH ปรับพีเอชในช่วง 8-14 ระยะเวลาในการสัมผัส 24 ชั่วโมง ดังรูปที่ 3.5 จากนั้นจะทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ดังนี้ ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand, COD) ค่าซีโอดีละลาย (Soluble Chemical Oxygen Demand, SCOD) ของแข็งทั้งหมด (Total solids) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids) สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) %biodegradable และค่าใช้จ่ายในการปรับ pH เพื่อใช้ในการวิเคราะห์ประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนส่วนเกิน ในการเลือก pH ที่เหมาะสมที่สุดแล้วจึงนำตะกอนดังกล่าวเข้าสู่ระบบแบบไม่ใช้อากาศต่อไป



รูปที่ 3.5 กระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง

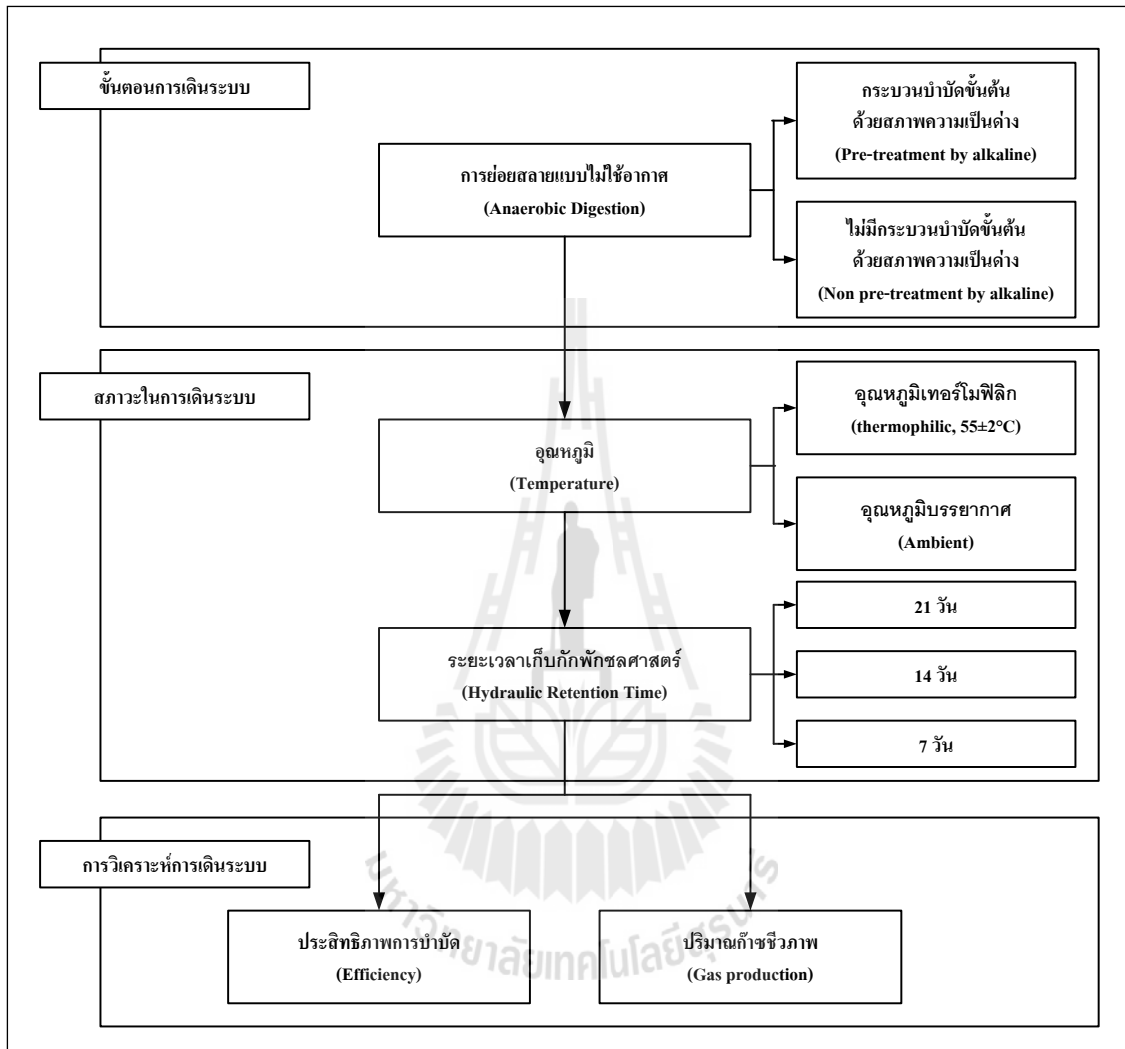
### 3.6 การศึกษาผลของภาวะต่างต่อประสิทธิภาพการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินแบบไม่ใช้อากาศ

โดยพิจารณาประสิทธิภาพประสิทธิภาพการลดลงของของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียโดยมีภาวะต่างเป็นกระบวนการบำบัดก่อนต่อด้วยกระบวนการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก โดยจะศึกษาระยะเวลาเก็บกักพักชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time) และอุณหภูมิ (Temperature) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดตะกอนแบบไม่ใช้อากาศ ดังรูปที่ 3.6

#### 3.6.1 การศึกษาผลกระทบของอุณหภูมิ (Temperatures) ต่อประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกิน

การศึกษาผลกระทบของอุณหภูมิ (Temperature) นี้ จะทำการศึกษาที่ช่วงอุณหภูมิแตกต่างกันดังนี้ ช่วงอุณหภูมิบรรยากาศ (ambient temperature) ทั้งที่มีกระบวนการร่วมระหว่างกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง (PAN) และไม่มีกระบวนการบำบัดก่อน (AN) สำหรับช่วงอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (thermophilic temperature,  $55\pm 2^{\circ}\text{C}$ ) เช่นเดียวกับอุณหภูมิบรรยากาศ คือมีทั้งกระบวนการร่วมระหว่างกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง (PTAN) และไม่มีกระบวนการบำบัดก่อน (TAN) ในแต่ละถังปฏิกริยาได้ทำการเก็บตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกมาวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของตะกอนที่ผ่านการย่อยทุก 3 วัน เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์และ

วิเคราะห์ความสามารถย่อยสลายทางชีวภาพ พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ได้แก่ ซีไอดี ซีไอดีละลายน้ำ ของแข็งทั้งหมด ของแข็งระเหยง่าย และหาสัดส่วนสารอินทรีย์ ในรูปซีไอดี



รูปที่ 3.6 ขั้นตอนการเดินระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน

### 3.6.2 การศึกษาผลของระยะเวลาเก็บกักพักชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time) ต่อประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกิน

ระยะเวลาเก็บกักพักชลศาสตร์ (Hydraulic Retention Time, HRT) เป็นปัจจัยอย่างหนึ่งที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการย่อยตะกอนแบบไม่ใช้ออกซิเจน โดยในการศึกษาในครั้งนี้จะทำการเปลี่ยนแปลงระยะเวลาเก็บกักที่ 7 14 และ 21 วัน โดยมีขั้นตอนการเดินระบบบำบัดตะกอนจะเป็นระบบแบบกึ่งต่อเนื่องคือจะมีการเติมตะกอนส่วนเกินเข้าระบบวันละครั้ง ตามตารางที่ 3.1 ในแต่ละ



ถึงปฏิบัติการได้ทำการเก็บตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกมาวิเคราะห์ลักษณะสมบัติของตะกอนที่ผ่านการย่อยทุก 3 วัน เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ ซึ่งการศึกษาการบำบัดตะกอนส่วนเกินจะมีการเปลี่ยนระยะเวลาเก็บกักก็ต่อเมื่อมีประสิทธิภาพในการลดลงของค่าของแข็งทั้งหมดคงที่

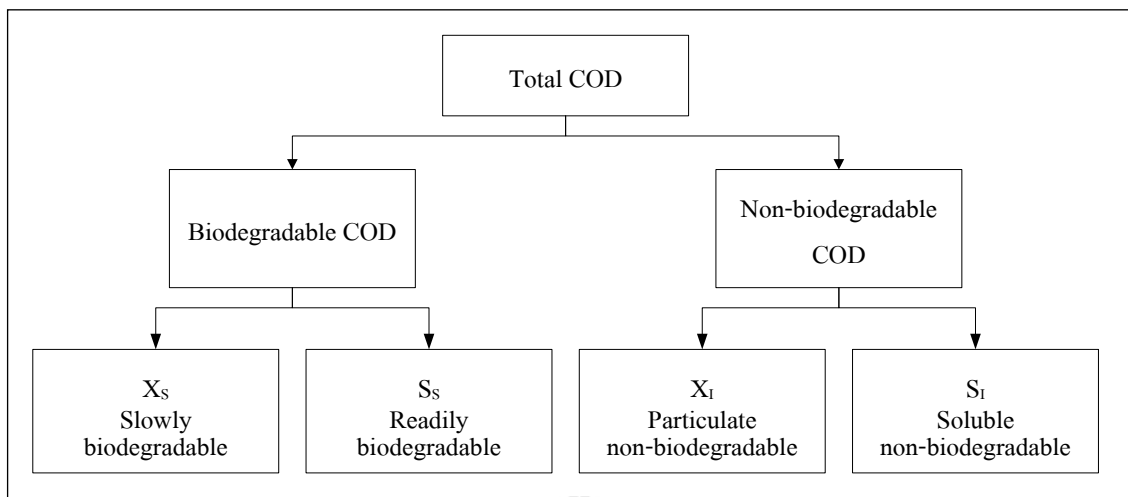
ตารางที่ 3.1 สภาวะในการเดินระบบที่ใช้ในการศึกษาในงานวิจัย

ปัจจัย	ค่าที่ใช้ในการทดลอง	
Organic Loading Rate, OLR (kg VS/m <sup>3</sup> -day)	0.47-1.42	
Total Solid, TS (mg/L)	8,000-12,000	
อัตราการไหลของชุดการทดลอง (L/day)	0.47-1.42	
ระยะเวลาเก็บกัก (day)	7-21	
pH	6.5-7.2	
อุณหภูมิ	Ambient	Thermophilic (55±2°C)

### 3.7 การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ

#### 3.7.1 การศึกษาสัดส่วนสารอินทรีย์

การแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพสามารถแบ่งออกเป็น 2 สัดส่วนหลัก ดังรูปที่ 3.7 ได้แก่ สารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ (Non-biodegradable) และสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพ (Biodegradable) ซึ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปชีโอดีทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปชีโอดีทั้งหมด (Non-biodegradable Particulate COD) และสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ในรูปชีโอดีทั้งหมด (Non-biodegradable Soluble) ส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ด้วยวิธีทางชีวภาพในรูปชีโอดีทั้งหมดสามารถแบ่งออกเป็น 2 ส่วนคือ สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly Biodegradable COD) และสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว (Readily Biodegradable COD) ซึ่งขั้นตอนในการแบ่งสัดส่วนแต่ละชนิดออกจากกันสามารถทำได้ด้วยวิธีทางกายภาพ หรือวิธีทางชีวภาพ หรือทั้งสองวิธีรวมกันได้ (Wentzel, Mbewe, Lakay, and Ekama, 1999; Boursier, Beline and Paul, 2005; Gatti, Garcia-Usach, Seco and Ferrer, 2010)



รูปที่ 3.7 แผนผังองค์ประกอบของสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี

ในการศึกษาครั้งนี้จะทำการแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้วิธีทางชีวภาพด้วยวิธีกายภาพเคมี ซึ่งการแบ่งสัดส่วนด้วยวิธีนี้เป็นการแยกด้วยวิธีการกรอง โดยสามารถแยกสัดส่วนออกเป็น สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้อย่างรวดเร็ว (Readily biodegradable organic substrate:  $S_s$ ) สารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate:  $X_s$ ) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter:  $S_i$ ) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter:  $X_i$ ) จากการวิเคราะห์ค่าบีโอดี 20 วันของบีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำ และซีโอดีทั้งหมดและซีโอดีละลายน้ำ เพื่อนำข้อมูลที่ได้มาคำนวณดังสมการที่ 3.1 – 3.4 ตามลำดับ

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

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

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

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

### 3.7.2 ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ

การศึกษาความสามารถในการย่อยสลายสามารถวัดได้หลายรูปแบบแต่การศึกษาในครั้งนี้จะใช้สัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดี และค่าดัชนีการหายใจหรือค่า OUR ในการพิจารณาในความคงตัวของตะกอนส่วนเกิน ซึ่งในการพิจารณาค่าดังกล่าวจะใช้เครื่อง oxitop แล้วแปลงค่าที่วิเคราะห์ห่อออกมาของดัชนีการหายใจหรือ OUR (ดังแสดงการคำนวณในหัวข้อที่ 2.7) โดยสามารถแบ่งความคงตัวได้ทั้งหมด 4 แบบ คือ ถ้าค่าดังกล่าวมีค่ามากกว่า 30 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกิโกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง สารอินทรีย์จะไม่มี ความคงตัวมาก หากค่า OUR อยู่ในช่วงระหว่าง 15-30 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกิโกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง สารอินทรีย์นั้นไม่มีความคงตัว แต่ถ้าหากค่า OUR อยู่ในช่วงระหว่าง 5-15 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกิโกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง สารอินทรีย์นั้นเริ่มมีความคงตัวแล้ว และยิ่งค่า OUR มีค่าน้อยกว่า 5 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกิโกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง พบว่าสารอินทรีย์นั้นมีความคงตัวมาก

### 3.8 วิธีการวิเคราะห์ที่ใช้ในการวิจัย

การศึกษานี้ทดลองเดินระบบแบบต่อเนื่อง ตั้งแต่ กรกฎาคม 2555 – กรกฎาคม 2556 โดยแบ่งช่วงการศึกษาออกเป็น 4 ช่วง คือ ช่วงเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพตะกอนเป็นระยะเวลา 60 วัน ช่วงเริ่มต้นการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน จำนวน 102 วัน การทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน จำนวน 108 วัน และการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน จำนวน 104 วัน ซึ่งทำการเก็บตัวอย่างใน 2 จุด คือ ตัวอย่างตะกอนดิบที่เข้าระบบ น้ำตะกอนที่ออกจากถังปฏิกรณ์ โดยแบ่งออกเป็นพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์เพื่อควบคุมและดูแลสภาพทั่วไปของระบบในระหว่างดำเนินการทดลองที่วิเคราะห์ทุกวัน ได้แก่ ค่าพีเอช (pH) อุณหภูมิ (Temperature) ค่าสภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) และปริมาณก๊าซมีเทน (Methane production) และพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ได้แก่ ค่าซีโอดี (Chemical Oxygen Demand: COD) ปริมาณของแข็ง ได้แก่ ของแข็งทั้งหมด (Total solids) ของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids) ที่เก็บตัวอย่างตะกอนส่วนเกินที่เข้าและออกจากระบบทุก 3 วัน เนื่องจากเป็นช่วงเวลาในรูปแบบการกำจัดสารอินทรีย์มีความสอดคล้องกันและมีการเปลี่ยนแปลงน้อย (Zhiyi et al., 2008) และวิเคราะห์ค่าบีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำหลังจากที่ระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกาศมีประสิทธิภาพคงตัว เพื่อนำข้อมูลที่ได้ออกไปวิเคราะห์หาสัดส่วนสารอินทรีย์ โดยแต่ละพารามิเตอร์ดังกล่าวข้างต้นสามารถวิเคราะห์ได้ด้วยวิธีการวิเคราะห์ดังแสดงในตารางที่ 3.2 ซึ่งอ้างอิงวิธีการวิเคราะห์ตาม APHA et al. (2005)

ตารางที่ 3.2 พารามิเตอร์วิธีการวิเคราะห์ และความถี่ในการเก็บ

พารามิเตอร์	วิธีการ / เครื่องมือวิเคราะห์	ความถี่ในการเก็บ ตัวอย่าง / วิเคราะห์
พีเอช	pH meter	ทุกวัน
อุณหภูมิ	Thermometer	
ปริมาณก๊าซชีวภาพ	Water displacement system	
สภาพความเป็นด่าง	Titration Method	
ซีโอดี (COD) - ซีโอดีละลายน้ำ (Soluble COD) - ซีโอดีทั้งหมด (Total COD)	Close Reflux Method Close Reflux Method	ทุก 3 วัน
ปริมาณของแข็ง	Gravimetric method	
บีโอดีทั้งหมดและบีโอดีละลายน้ำ*	OxiTop®-C	สภาวะคงที่

หมายเหตุ \* Parcharin Racho, 2009



## บทที่ 4

### ผลการศึกษาและการอภิปรายผล

การบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งด้วยระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศมีข้อจำกัดในขั้นตอนของกระบวนการไฮโดรไลซิส จำเป็นต้องมีระยะเวลาเก็บกักที่ยาวนานสำหรับการย่อยสลายตะกอนดังกล่าว ด้วยเหตุนี้จึงได้ทำการศึกษาผลของภาวะต่างในกระบวนการบำบัดก่อนร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งในขั้นตอนแรกจะศึกษาปัจจัยของการเพิ่มความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพในตะกอนส่วนเกินที่มีผลต่อภาวะต่าง (Alkaline) เพื่อปรับปรุงคุณลักษณะของตะกอนให้อยู่ในรูปที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายขึ้น โดยทำการเปลี่ยนแปลงของค่าพีเอชในสภาพความเป็นต่าง จากนั้นนำสภาวะที่เหมาะสมในกระบวนการดังกล่าวเดินระบบร่วมกับระบบแอนแอโรบิก โดยในระบบย่อยแอนแอโรบิกจะศึกษาปัจจัยของอุณหภูมิ และระยะเวลาเก็บกัก (Hydraulic Retention Time) ที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดของตะกอนส่วนเกินทั้งสภาวะที่มีและไม่มีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างในการย่อยตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

#### 4.1 ลักษณะตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน

จากผลการศึกษาของลักษณะตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยตะกอนส่วนเกินที่นำมาใช้ในการศึกษานี้ นำมาจากโรงบำบัดน้ำเสีย โรงพยาบาลศูนย์นวมัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมา ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) ซึ่งลักษณะตะกอนส่วนเกินดังกล่าว โดยส่วนใหญ่จะเป็นตะกอนจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนมากขึ้นจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย สามารถแยกตัวออกจากน้ำเสียได้โดยการตกตะกอนในถังตกตะกอน ลักษณะของทางกายภาพของตะกอนส่วนเกินดังกล่าว มีสีน้ำตาลเข้ม ไม่มีกลิ่น ปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total solids, TS) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 10,041 มิลลิกรัมต่อลิตร สัดส่วนปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids, TVS) ต่อปริมาณของแข็งทั้งหมด มีค่าเท่ากับ 0.54 ลักษณะทางเคมีของตะกอนส่วนเกินโดยพิจารณาจากค่าซีโอดีทั้งหมด (Chemical oxygen demand, COD) ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6,310 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าซีโอดีละลาย (Soluble chemical oxygen demand, SCOD) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 134 mg/l ค่าบีโอดีทั้งหมด (Biochemical oxygen demand, BOD) มีค่าเท่ากับ 1,395 มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ 4.1 ลักษณะสมบัติของตะกอนคืบจากระบบบำบัดน้ำเสีย

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่า
พีเอช	-	7.31±0.43
ซีไอดีทั้งหมด (TCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	6,310±444
ซีไอดีละลายน้ำ (SCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	134±11
บีไอดีทั้งหมด (TBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	1,395±126
บีไอดีละลายน้ำ (SBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	56.28±22
ของแข็งทั้งหมด (TS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	10,041±866
ของแข็งระเหยง่าย (VS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	5,489±460
ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (TSS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	5,638±524
ของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย (VSS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	4,225±327
แอมโมเนียไนโตรเจน ( $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ )	มิลลิกรัมต่อลิตร	485±12
สภาพความเป็นด่าง	มิลลิกรัมต่อลิตร	495±71
TBOD/TCOD	-	0.22
SCOD/TCOD	-	0.021
VS/TS	-	0.547

จากลักษณะตะกอนส่วนเกินดังกล่าวแสดงให้เห็นว่ามีองค์ประกอบของสารอินทรีย์เป็นองค์ประกอบ ดังตารางที่ 1 ซึ่งลักษณะทางกายภาพและเคมีของตะกอนส่วนเกินจากระบบการบำบัดน้ำเสีย ที่ออกจากถังตกตะกอนชีวภาพหรือถังตกตะกอนชั้นที่สอง (Excess Sludge) ตะกอนที่นำมาศึกษานี้มีความแตกต่างจากตะกอนส่วนเกินในการศึกษาอื่น ๆ เนื่องจากความเข้มข้นของค่าของแข็งทั้งหมดในตะกอนมีความเข้มข้นที่น้อยมาก โดยทั่วไปตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียมีความเข้มข้นของค่าของแข็งทั้งหมดประมาณร้อยละ 0.5-1 และปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดประมาณร้อยละ 60-80 โดยน้ำหนักแห้ง (Qasim, 1999) เมื่อพิจารณาจากสัดส่วนของค่าบีไอดีต่อซีไอดีที่ใช้เป็นดัชนีในการประเมินความสามารถการย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพ หากมีสัดส่วนของค่าบีไอดีต่อซีไอดีมากกว่า 0.45 บ่งชี้ว่าสารอินทรีย์ชนิดนั้นสามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ดีมาก และหากสัดส่วนของค่าบีไอดีต่อซีไอดีมีค่าเท่ากับ 0.45 แสดงว่าสารอินทรีย์ชนิดนั้นสามารถย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้ดี และหากสารอินทรีย์มีสัดส่วนของค่าบีไอดีต่อซีไอดีอยู่ในช่วง 0.2-0.3 แสดงว่ามีความสามารถการย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้ต่ำ แต่หากมีสัดส่วนของค่าบีไอดีต่อซีไอดีน้อยกว่า 0.2 แสดงว่าสารอินทรีย์ชนิดนั้นไม่เหมาะสมต่อการย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพ

(Patcharin Racho, 2009) ซึ่งจากสัดส่วนดังกล่าวเมื่อนำมาพิจารณาในตะกอนส่วนเกินที่ทำการศึกษานี้ พบว่ามีค่าบีโอดีต่อซีโอดีประมาณ 0.22 ซึ่งสอดคล้องกับการศึกษาของ Yuanyuan, Hanlong, Wenying, Qunbiao, Qi. (2013) ได้นำตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียร่วมระหว่างระบบย่อยไม่ใช้อากาศกับใช้อากาศ เป็นระบบที่สามารถกำจัดสารอาหารในน้ำเสียซึ่งต้องมีการรักษาอายุของตะกอนให้สูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งทั่วไป โดยลักษณะของตะกอนมีสัดส่วนของค่าปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแข็งทั้งหมด มีค่าเท่ากับ 0.38 มีสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดี เท่ากับ 0.68 และมีสัดส่วนของค่าซีโอดีละลายต่อซีโอดีทั้งหมดน้อยกว่า 0.01 ซึ่งตะกอนในการศึกษานี้มีลักษณะที่คล้ายกันคือมีสัดส่วนของค่าปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ต่ำ เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์อนามัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมา เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบ oxidation ditch มีการรักษาอายุของตะกอนที่สูง และในบริเวณบางจุดมีปริมาณออกซิเจนในระบบที่ต่ำเพื่อบำบัดปริมาณสารอาหารในน้ำเสีย ดังนั้นตะกอนส่วนเกินดังกล่าวนี้สามารถย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้ต่ำ และลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียเป็นสารอินทรีย์ที่มีโมเลกุลขนาดใหญ่ จึงเกิดการย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก ซึ่งต้องอาศัยกระบวนการไฮโดรไลซิสเพื่อเปลี่ยนรูปตะกอนส่วนเกินจากอนุภาคซีโอดี (particulate COD) เป็นซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) ได้ อีกทั้งยังมีค่าแอมโมเนียไนโตรเจนประมาณ 485 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อเปรียบเทียบกับค่า COD: N พบว่ามีค่าเท่ากับ 1:0.048 ซึ่งค่าดังกล่าวเป็นค่าที่น้อยมากหากนำตะกอนส่วนเกินดังกล่าวมาผ่านกระบวนการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ เนื่องจากความต้องการของจุลินทรีย์ที่ต้องการธาตุอาหารในการย่อยสลาย แต่มีค่าดังกล่าวสามารถย่อยสลายด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ เนื่องจากความต้องการธาตุอาหารของระบบย่อยสลายแบบใช้อากาศมีค่ามากกว่าแบบไม่ใช้อากาศ ดังนั้นระบบบำบัดตะกอนด้วยกระบวนการทางชีวภาพจึงมีความเหมาะสมในการใช้งานเพื่อบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน

## 4.2 การเพิ่มประสิทธิภาพของระบบทางชีวภาพด้วยภาวะต่าง

กระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างเป็นกระบวนการหนึ่งที่จะช่วยปรับคุณลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในกระบวนการไฮโดรไลซิส เพื่อลดผลกระทบของการย่อยในขั้นตอนการย่อยแอนแอโรบิก ซึ่งจะช่วยให้เปลี่ยนรูปของตะกอนให้อยู่ในรูปที่ละลายน้ำ (solubilization) และให้จุลินทรีย์ในระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกใช้ในการย่อยสลายเพื่อสร้างผลิตภัณฑ์ในรูปของก๊าซชีวภาพ โดยผลการศึกษาเป็น การศึกษาเพื่อที่ใช้เลือกสภาวะในการเดินระบบการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างก่อนเข้าสู่ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ซึ่งจะเลือกจากค่าพีเอชที่เหมาะสมที่สุดโดยเลือกจากพารามิเตอร์ คือ สัดส่วนระหว่างค่า

บีโอดีต่อซีโอดี สัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำ (% SCOD Solubilization) และปริมาณของการใช้สารเคมีในการปรับสภาพ ในกระบวนการบำบัดก่อนจะมีการปรับสภาพในภาวะด่าง (Alkaline) โดยใช้สารเคมี NaOH ปรับพีเอชในระหว่างช่วง 8-14 ระยะเวลาสัมผัสในช่วงระหว่าง 1-48 ชั่วโมง จากนั้นจะทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ดังนี้ ค่าซีโอดีทั้งหมด ค่าซีโอดีละลาย เพื่อนำมาวิเคราะห์จากสูตรการคำนวณสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำ ซึ่งมีคุณลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่นำมาศึกษาในขั้นตอนดังกล่าวแสดงดังตารางที่ 2

ตารางที่ 4.2 คุณลักษณะของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนที่นำมาศึกษาในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง

พารามิเตอร์	หน่วย	ค่า (ความแปรปรวน)
พีเอช	-	7.8 (0.2)
ซีโอดีทั้งหมด (TCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	3,503 (121)
ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	66.6 (24)
บีโอดีทั้งหมด (TBOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	770.6 (64)
ของแข็งทั้งหมด (TS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	5,587 (273)
VS/TS	-	0.46

ตารางที่ 4.3 ปริมาณ NaOH ที่ใช้ในการปรับค่าพีเอชในการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง

สภาวะ	กรัมของ NaOH/ลบ.ม. ของตะกอนเปียก
Untreated	0
8.0	8
9.0	88
10.0	232
11.0	472
12.0	1,576
13.0	11,000
14.0	31,000

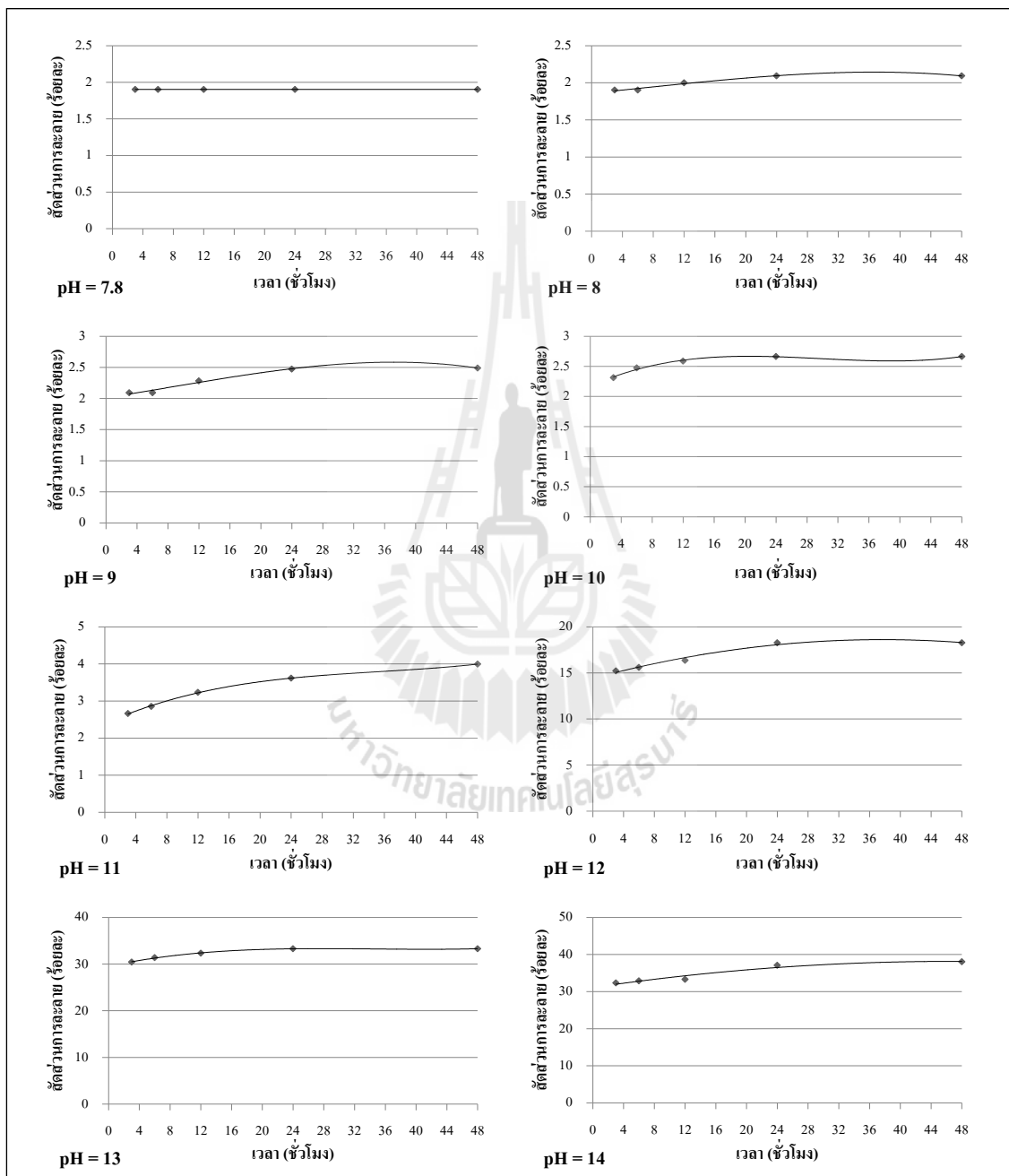


#### 4.2.1 การเพิ่มความสามารถในการละลายของค่าซีโอดีละลายน้ำ

จากผลการศึกษาค่าของสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำซึ่งจะสามารถคำนวณได้จากสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำกับซีโอดี พบว่าระยะเวลาในการสัมผัสมีผลต่อการเพิ่มขึ้นของค่าสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำ ซึ่งค่าดังกล่าวจะเพิ่มอย่างรวดเร็วในช่วงก่อน 24 ชั่วโมงแรก และหลังจากนั้นการเพิ่มขึ้นของค่าสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำจะเริ่มมีความคงที่ ดังแสดงดังรูปที่ 4.1 เช่น ที่ค่าพีเอชเท่ากับ 12 สามารถเพิ่มค่าสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำ เท่ากับร้อยละ 15.22, 15.60, 16.36, 18.26 และ 18.26 สำหรับที่ระยะเวลาสัมผัส 3, 6, 12, 24 และ 48 ชั่วโมง ตามลำดับ ซึ่งจากค่าดังกล่าวแสดงให้เห็นว่าที่ระยะเวลาสัมผัสในช่วงที่ 3, 6 และ 12 ชั่วโมง มีค่าเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย แต่เมื่อระยะเวลาผ่านไปจนกระทั่ง 24 ชั่วโมง ค่าสัดส่วนดังกล่าวเพิ่มขึ้นอย่างมากและคงที่เมื่อมีระยะเวลาสัมผัสที่มากกว่า 24 ชั่วโมง ดังรูปที่ 4.1 จากผลการศึกษาดังกล่าว สอดคล้องกับผลการศึกษาของ Franchi, 2005 ได้ศึกษาผลของตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งมาบำบัดโดยมีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างโดยใช้ NaOH 5 N มีค่าพีเอชเท่ากับ 12.5 สามารถเพิ่มค่าสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำได้ร้อยละ 23.42 ที่ระยะเวลาสัมผัส 1 วัน และที่ระยะเวลาสัมผัสในช่วงระหว่าง 2-8 วัน จะมีค่าสัดส่วนดังกล่าวคงที่ แต่หากเปรียบเทียบร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำที่มีค่าพีเอชระหว่าง 8-14 ที่ระยะเวลาสัมผัส 24 ชั่วโมง พบว่ามีค่าร้อยละของค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำได้เท่ากับร้อยละ 2.1, 2.5, 2.7, 3.6, 18.3, 33.3, และ 37.1 ที่มีการปรับค่าพีเอชระหว่าง 8-14 ตามลำดับ จากค่าร้อยละของค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำเริ่มต้นมีค่า เท่ากับร้อยละ 1.9 ซึ่งเป็นตะกอนเริ่มต้นที่ไม่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง ซึ่งค่าดังกล่าวเป็นค่าที่มีสัดส่วนเปอร์เซ็นต์แนวโน้มของค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อมีค่าพีเอชเพิ่มสูงขึ้น

แต่อย่างไรก็ตามสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำจะมากหรือน้อยขึ้นอยู่กับปัจจัยต่าง ๆ เช่น ระยะเวลาในการสัมผัส ความเข้มข้นของตะกอนส่วนเกิน เป็นต้น ดังตารางที่ 3 ได้แสดงผลการศึกษาของผู้วิจัยการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่าง เช่น การศึกษาของ Chang et al., 2002 ได้ศึกษาผลของความเข้มข้นของของแข็งที่ค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมดร้อยละ 0.5, 1.0, 1.5 และ 2.0 ของค่าของแข็งทั้งหมด โดยใช้ปริมาณ NaOH 40 มิลลิกรัมต่อลิตรที่เท่ากัน พบว่าที่ความเข้มข้นของค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมดร้อยละ 2.0 สามารถเพิ่มค่าซีโอดีละลายน้ำได้มากถึง 6,600 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ระยะเวลาสัมผัส 24 ชั่วโมง และที่ความเข้มข้นของค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมดร้อยละ 0.5 สามารถเพิ่มค่าซีโอดีละลายน้ำได้เพียง 2,900 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ระยะเวลาสัมผัสเดียวกัน หากเปรียบเทียบผลการศึกษาและผลการศึกษาของ Kim et al., 2003 พบว่าที่ความเข้มข้นของค่าของแข็งทั้งหมดในตะกอนส่วนเกินมีค่าต่างกันมาก ซึ่งส่งผลต่อความสามารถในการเพิ่มสัดส่วนของค่าซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดี โดยในกรณีที่ตะกอนส่วนเกินมีค่าของแข็งทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 3.8 ของค่า

ของแข็งทั้งหมด สามารถเพิ่มค่าสัดส่วนดังกล่าวได้มากถึงร้อยละ 38.9 แต่กรณีที่ตะกอนส่วนเกินมีค่าของแข็งทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 0.5 ของค่าของแข็งทั้งหมด สามารถเพิ่มค่าสัดส่วนดังกล่าวได้เพียงร้อยละ 18.3 ดังแสดงในตารางที่ 4.3



รูปที่ 4.1 ร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำที่ค่าพีเอชต่าง ๆ กับระยะเวลาสัมผัส

ตารางที่ 4.4 เปรียบเทียบความเข้มข้นของค่าของแข็งที่มีผลต่อการเพิ่มขึ้นของสัดส่วนร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดี

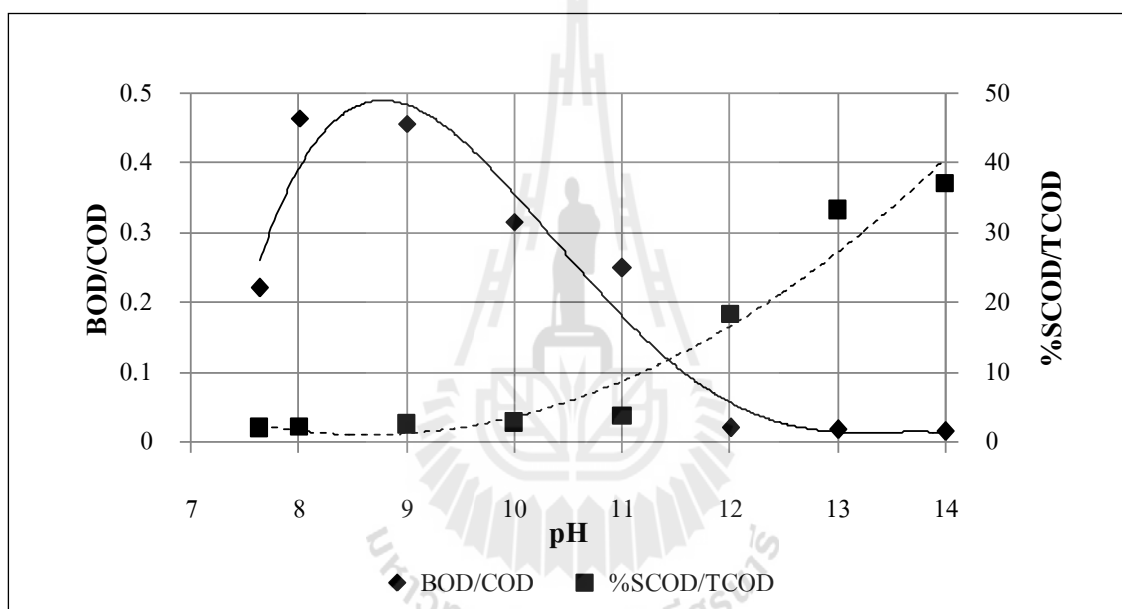
อ้างอิง	ตะกอนคิบ	สภาวะการบำบัดก่อนด้วยต่าง	SCOD/TCOD (%)
C.N. Chang et al., 2002	0.5%TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	23.0
	1.0%TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	28.0
	1.5%TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	31.0
	2.0%TSS WAS	NaOH 40 mg/L (10 hr)	40.0
Kim et al., 2003	3.8% TS WAS	NaOH adjusted pH values 12 (24 hr)	39.8
		KOH adjusted pH values 12 (24 hr)	36.6
		Mg(OH) <sub>2</sub> adjusted pH values 12 (24 hr)	10.8
		Ca(OH) <sub>2</sub> adjusted pH values 12 (24 hr)	15.3
การศึกษานี้	0.5% TS WAS	NaOH adjusted pH values 12 (24 hr)	18.3

#### 4.2.2 ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ

สัดส่วนความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพซึ่งพิจารณาจากค่าสัดส่วนระหว่างบีโอดีต่อซีโอดี ( $BOD_{20}/COD$ ) โดยตะกอนส่วนเกินจากระบบน้ำเสียชุมชนมีค่าสัดส่วนดังกล่าวเพียงร้อยละ 0.22 หลังจากมีการปรับปรุงขั้นตอนในกระบวนการไฮโดรไลซิสโดยใช้กระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างพบว่ามีส่วนบีโอดีต่อซีโอดีเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 0.46 และ 0.45 ที่ค่าพีเอชเท่ากับ 8 และ 9 ตามลำดับ จากนั้นเริ่มลดลงเมื่อมีค่าพีเอชเท่ากับ 10 และ 11 และจะส่งผลกระทบต่อความสามารถในการย่อยสลายที่ค่าพีเอชมากกว่า 12 ดังรูปที่ 4.2 เนื่องจากในสภาวะการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างที่พีเอชสูง ๆ จะเกิดปฏิกิริยาให้มีความซับซ้อนเพิ่มมากขึ้น ซึ่งส่งผลให้ความสามารถในการย่อยสลายลดลง อีกทั้งจะเกิดปริมาณก๊าซชีวภาพน้อยลงอีกด้วย สอดคล้องกับการศึกษาของ Penaud et al. (1999) พบว่าความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพลดลงเมื่อมีการเติมปริมาณสารเคมีในปริมาณที่มากเกินไป

อย่างไรก็ตามในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีการใช้สารเคมี NaOH ในการปรับสภาวะที่พีเอชต่าง ๆ ดังตารางที่ 4.3 จึงมีการส่งผลกระทบต่อค่าความสามารถในการย่อยสลาย ที่ความเข้มข้นของไอออนของ  $Na^+$  ที่ต่ำจะช่วยเพิ่มค่าความสามารถในการย่อยสลาย และจะลดลงเมื่อความเข้มข้นของไอออนของ  $Na^+$  ที่สูง (Chen et al., 2008) เนื่องจากไอออนดังกล่าวมีผลต่อการดูดซึมผ่านระหว่างสารอาหารและผนังเซลล์ของแบคทีเรีย (Cheng et al., 2011) ความเข้มข้นของไอออน  $Na^+$  ที่เหมาะสมต่อการช่วยให้ปรับปรุงความสามารถในการย่อยสลายให้ดีขึ้นอยู่ในช่วง 100-200 มิลลิกรัม

ต่อลิตร ของ  $\text{Na}^+$  และเริ่มส่งผลกระทบต่อความเป็นพิษในช่วง 3,500 - 5,500 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $\text{Na}^+$  เมื่อความเข้มข้นของไอออนของ  $\text{Na}^+$  มีค่ามากกว่า 8,800 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $\text{Na}^+$  จะไปยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ที่สร้างมีเทน (Appels et al., 2008) ซึ่งสอดคล้องกับผลการศึกษาของ Lei and Deokjin (2010) ได้กล่าวเกี่ยวกับค่า  $\text{IC}_{50}$  หรือค่าความเข้มข้นที่ยับยั้งความสามารถในการย่อยสลายของแบคทีเรียลดลง 50% พบว่าค่าดังกล่าวมีค่าเท่ากับ 4.6 กรัมต่อลิตร ของ  $\text{Na}^+$  และในกรณีที่มีการเติม  $\text{NaOH}$  ในปริมาณที่มีค่ามากกว่า 5.0 กรัมต่อลิตร ของ  $\text{Na}^+$  จะทำให้เกิดความเป็นพิษอย่างรุนแรง



รูปที่ 4.2 ผลของค่าพีเอช และสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดี

แต่หากพิจารณาในส่วนของการใช้จ่ายในการเดินระบบแบบชีวภาพ ในการปรับค่าพีเอชให้เป็นกลางเพื่อให้เกิดสภาวะที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ การใช้ปริมาณสารเคมี  $\text{NaOH}$  ที่น้อยจะมีแนวโน้มในการใช้ปริมาณกรดที่น้อยตามไปด้วย ดังนั้นที่พีเอชเท่ากับ 8 เป็นสภาวะที่เหมาะสมในกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างร่วมกับระบบบำบัดแบบชีวภาพ เนื่องจากสามารถเพิ่มค่าร้อยละของค่าซีโอดีละลายน้ำ และความสามารถในการย่อยสลายแล้ว อีกทั้งยังมีแนวโน้มในการใช้ปริมาณกรดที่น้อยในการปรับค่าพีเอชให้เป็นกลางเพื่อที่เหมาะสมกับจุลินทรีย์

### 4.3 การศึกษาประสิทธิภาพการย่อยตะกอนส่วนเกินแบบไม่ใช้อากาศ

การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ด้วยกระบวนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ (Anaerobic digestion) โดยการวิจัยนี้มีชุดการทดลองเป็นดังปฏิกิริยาที่มีปริมาตรใช้งานเท่ากับ 20 ลิตร สามารถแบ่งชุดถึงปฏิกิริยาในการทดลองได้ 4 ชุด คือ 1) สภาวะที่มีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (Alkaline Pretreatment Thermophilic Anaerobic digestion, PTAN) 2) สภาวะที่มีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิบรรยากาศ (Alkaline Pretreatment Anaerobic digestion, PAN) 3) ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก (Thermophilic Anaerobic digestion, TAN) 4) ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ที่อุณหภูมิบรรยากาศ (Anaerobic digestion, AN) เป็นชุดการทดลองควบคุมเปรียบเทียบกับชุดการทดลองควบคุมที่มีขั้นตอนกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง และในแต่ละชุดการทดลองจะมีการศึกษาผลของอุณหภูมิ โดยแต่ละชุดการทดลองจะมีการศึกษาผลของระยะเวลาเก็บกักที่ 3 ช่วง คือ ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน จากนั้นนำตัวอย่างตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศมาวิเคราะห์หาประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบ เพื่อประเมินศักยภาพของระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ในแต่ละสภาวะ โดยระยะเวลาในการทดลองเดินระบบย่อยดังกล่าวมีระยะเวลาตั้งแต่ กรกฎาคม 2555 – กรกฎาคม 2556 โดยแบ่งช่วงการศึกษาออกเป็น 4 ช่วง คือ ช่วงเลี้ยงเชื้อและปรับสภาพตะกอนเป็นระยะเวลา 60 วัน ช่วงเริ่มต้นการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน จำนวน 102 วัน การทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน จำนวน 108 วัน และการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน จำนวน 104 วัน ทำการเก็บตัวอย่างใน 2 จุด คือ ตัวอย่างตะกอนดิบที่เข้าระบบ น้ำตะกอนที่ออกจากถังปฏิกิริยา โดยแบ่งออกเป็นพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์เพื่อควบคุมและดูแลสภาพทั่วไปของระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ และพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ในการศึกษาสามารถแยกออกได้เป็น 2 ส่วนคือ ตะกอนส่วนเกินที่นำมาจากระบบบำบัดน้ำมาตกตะกอนเพื่อให้ได้ความเข้มข้นตามที่กำหนดไว้ (Raw Sludge, RS) และตะกอนอีกส่วนคือ นำตะกอนที่ได้จากการตกตะกอนนำมาผ่าน กระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างที่ได้จากการทดลองในการหาสภาวะที่เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง (Alkaline Pretreatment, P-RS) ซึ่งในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะมีการปรับค่าพีเอชเท่ากับ 8 และมีการกวนเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง เนื่องจากสภาวะดังกล่าวสามารถเพิ่มสัดส่วนร้อยละของค่าซีไอดีละลายน้ำ และความสามารถในการย่อยสลายแล้ว ปริมาณตะกอนดิบมีปริมาณของของแข็งทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 10,041 มิลลิกรัมต่อลิตร สัดส่วนปริมาณของแข็งระเหยง่ายต่อปริมาณของแข็งทั้งหมด มีค่าเท่ากับ 0.547 และมีค่าซีไอดีเฉลี่ยเท่ากับ 6,310 มิลลิกรัมต่อลิตร โดย

สัดส่วนของค่าซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดี มีค่าเท่ากับ 0.021 ส่วนตะกอนคิบที่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีปริมาณของของแข็งทั้งหมดเฉลี่ยเท่ากับ 9,959 มิลลิกรัมต่อลิตร ปริมาณของแข็งระเหยง่ายต่อปริมาณของแข็งทั้งหมด มีค่าเท่ากับ 0.499 และมีค่าซีโอดีเฉลี่ยเท่ากับ 6,299 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยสัดส่วนของค่าซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดี มีค่าเท่ากับ 0.034 ซึ่งจากการเปรียบเทียบตะกอนคิบของ 2 ชนิด พบว่าตะกอนที่ผ่านการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างที่สัดส่วนของสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคที่น้อยกว่าตะกอนคิบ เนื่องจากในขั้นตอนการบำบัดก่อนดังกล่าวจะมีการเปลี่ยนอนุภาคของตะกอนให้อยู่ในรูปของละลายน้ำซึ่งจะช่วยให้ง่ายต่อการย่อยสลายด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

ตารางที่ 4.5 ลักษณะตะกอนคิบที่เข้าระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

พารามิเตอร์	หน่วย	RS	P-RS
พีเอช	-	7.31±0.43	7.47±0.35
ซีโอดีทั้งหมด (TCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	6,310±444	6,299±410
ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD)	มิลลิกรัมต่อลิตร	134±11	214±22
ของแข็งทั้งหมด (TS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	10,041±866	9,959±894
ของแข็งระเหยง่าย (VS)	มิลลิกรัมต่อลิตร	5,489±460	4,962±462
VS/TS	-	0.547	0.499
SCOD/COD	-	0.021	0.034
ค่าการบรรทุทุกสารอินทรีย์			
- ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน	กก. VS/ลบ.ม./วัน	0.261±0.025	0.236±0.023
- ที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน	กก. VS/ลบ.ม./วัน	0.394±0.022	0.354±0.023
- ที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน	กก. VS/ลบ.ม./วัน	0.782±0.018	0.710±0.018

#### 4.3.1 สภาพทั่วไปในระบบแอนแอโรบิก

สภาวะที่เหมาะสมในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ เป็นปัจจัยที่สำคัญอย่างหนึ่งซึ่งจะส่งผลต่อประสิทธิภาพของระบบ โดยทั่วไปพารามิเตอร์ที่ใช้ในการพิจารณาได้แก่ ค่าพีเอช สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity) ปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่าย (Volatile fatty acid, VFA) สัดส่วนปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายต่อความเป็นด่าง (VFA/Alkalinity) ศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชัน (Oxidation-Reduction Potential, ORP) และอุณหภูมิ (Temperature) เป็นต้น โดยพารามิเตอร์ที่กล่าวมา มีความสัมพันธ์กัน เนื่องจากสารอินทรีย์จะถูกย่อยสลายด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ผลิตภัณฑ์ที่ได้จากปฏิกิริยาดังกล่าว คือ สารอินทรีย์จำพวก กรดอะซิติก (Acetic acid) กรดไพรูโวนิก

(Propionic acid) กรดบิวไทริก (Butyric acid) เป็นต้น เมื่อสารอินทรีย์ดังกล่าวเกิดขึ้นจะส่งผลให้ค่าพีเอชในระบบย่อยจะมีค่าลดลง แต่หากปริมาณสภาพความเป็นด่างมีมากเกินไปพอ สภาพความเป็นด่างจะเป็นบัฟเฟอร์คอยต้านทานปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยง่ายที่เกิดขึ้นส่งผลให้ค่าพีเอชในระบบย่อยมีการเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อย โดยปริมาณของสภาพความเป็นด่างที่เหมาะสมต่อการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจนในช่วง 1,500-3,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $\text{CaCO}_3$  และควรมีการควบคุมค่าพีเอชให้อยู่ช่วงประมาณ 7-8

สำหรับค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันในระบบย่อยแอนแอโรบิกซึ่งมีสภาพไร้อากาศ โดยปรกติระบบย่อยจะมีค่าดังกล่าวอยู่ในช่วง -150 ถึง -420 มิลลิโวลต์ ซึ่งค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันเป็นค่าความต่างศักย์ที่ใช้ในการเคลื่อนย้ายอิเล็กตรอนจากสารออกซิเดชันไปยังสารรีดักชัน ซึ่งเป็นตัวบ่งชี้ว่ามีความต้องการออกซิเจนมากน้อยเพียงใด สำหรับในการศึกษานี้พบค่าศักย์ออกซิเดชัน-รีดักชันมีค่าอยู่ในช่วง -162 ถึง -175 มิลลิโวลต์ โดยค่าในช่วงดังกล่าวเป็นค่าที่อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาในระบบย่อยแอนแอโรบิก

จากผลการศึกษาสภาพทั่วไปของระบบย่อยแอนแอโรบิกมีการควบคุมค่าสภาพความเป็นด่าง และค่าพีเอชในระบบย่อยดังกล่าว ซึ่งในช่วงแรกของการศึกษามีการควบคุมระยะเวลาเก็บกักที่ 21 วัน พบว่า ค่าพีเอชของระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.18 6.83 7.12 และ 7.00 สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ เมื่อพิจารณาจากค่าดังกล่าวจะเห็นว่าที่สภาวะที่มีการนำตะกอนปรับปรุงขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมีค่าพีเอชที่สูงกว่า สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน มีค่าพีเอชของระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.25 7.24 7.11 และ 7.23 สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ แต่อย่างไรก็ตามที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน พบว่ามีค่าพีเอชของระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนลดลง โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6.72 6.76 6.52 และ 6.64 สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ ดังแสดงดังรูปที่ 4.3 เมื่อพิจารณาถึงถึงปฏิกิริยาเดียวกันที่ระยะเวลาเก็บกักทั้ง 3 ระยะเวลาเก็บกักที่ทำการศึกษา พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 21 และ 14 วัน มีการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชที่ไม่แตกต่างกันมากนัก แต่เมื่อมีการลดระยะเวลาเก็บกักเหลือ 7 วัน พบว่ามีค่าเฉลี่ยของระบบที่ลดลงอย่างเห็นได้ชัด สำหรับถึงปฏิกิริยาที่มีการควบคุมอุณหภูมิของระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่ใช้ในการศึกษามีด้วยด้วยกัน 2 สภาวะคือ อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และบรธอากาศ พบว่าในทุกสภาวะไม่พบว่าแตกต่างกันมากในการเปลี่ยนแปลงของค่าพีเอช

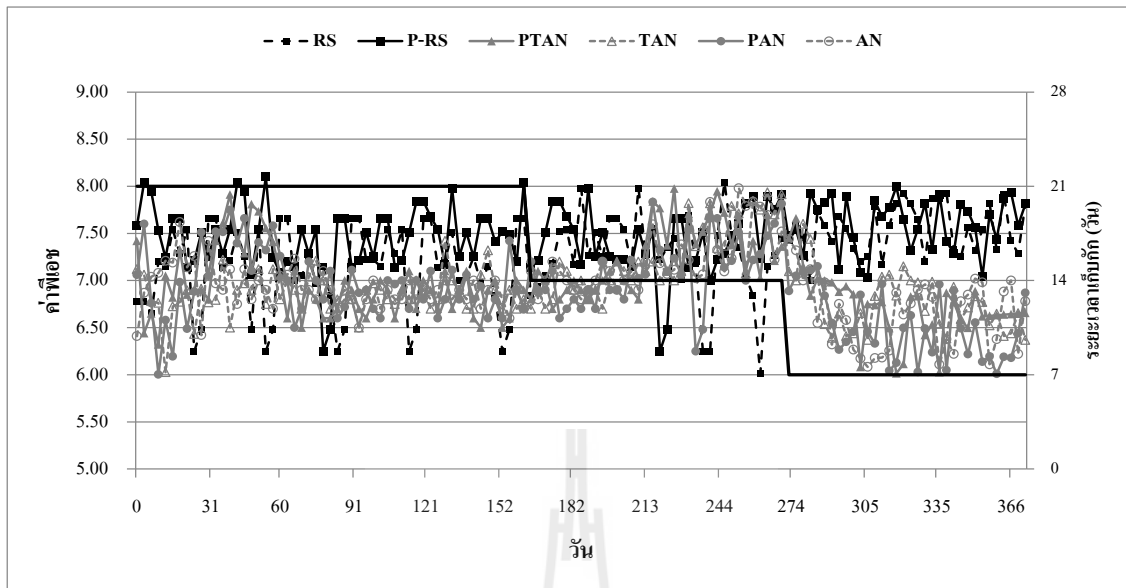
ค่าสภาพความเป็นด่างในระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 21 วัน มีค่าเฉลี่ยของค่าดังกล่าวเท่ากับ 2,002 1,996 1,995 และ 1,961 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $\text{CaCO}_3$  สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ ที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 14 วัน พบว่ามีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2,028 1,979 2,027 และ 2,001 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $\text{CaCO}_3$  สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN

และ AN ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบที่ 2 ระยะเวลาเก็บกักดังกล่าว จะเห็นว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน มีค่าสภาพความเป็นด่างที่สูงกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน ส่วนที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วันมีค่าเฉลี่ยของค่าดังกล่าวเท่ากับ 1,794 1,725 1,773 และ 1,773 มิลลิกรัมต่อลิตร ของ  $\text{CaCO}_3$  สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ ดังแสดงดังรูปที่ 4.4 ซึ่งที่ระยะเวลาเก็บกักดังกล่าวที่ค่าลดลงอย่างมาก เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบมีปริมาณสูงขึ้น สังเกตได้จากค่าการบรรเทาสารอินทรีย์ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน ที่ค่าเฉลี่ยดังกล่าวเท่ากับ  $0.394 \pm 0.022$  กิโลกรัมของของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน สำหรับตะกอนที่ไม่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อน และที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน ที่ค่าเฉลี่ยดังกล่าวเท่ากับ  $0.782 \pm 0.018$  กิโลกรัมของของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน สำหรับตะกอนที่ไม่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อน ซึ่งจะส่งผลให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายในระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีปริมาณมากขึ้น ทำให้เกิดสารอินทรีย์จำพวกกรดเพิ่มสูงขึ้น ทำให้ปริมาณสภาพความเป็นด่างมีค่าลดลงเพื่อต้านทานสถานะในระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน ซึ่งสอดคล้องกับผลของค่าพีเอชในระบบย่อยดังกล่าวที่มีค่าลดลงที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน

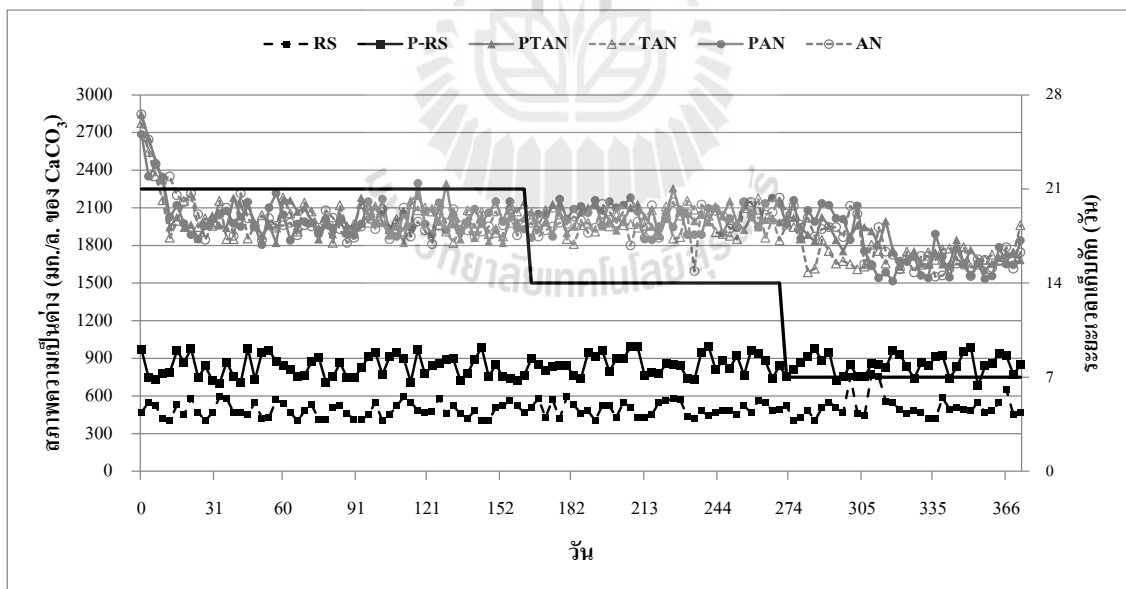
#### 4.3.2 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

ตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียส่วนใหญ่เป็นสารอินทรีย์ พารามิเตอร์ที่ใช้พิจารณาปริมาณสารดังกล่าวมักจะใช้ค่าซีโอดีในการพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดในระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน อย่างไรก็ตามตะกอนส่วนเกินดังกล่าวประกอบด้วยสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ และไม่ละลายน้ำหรือที่เป็นอนุภาค ซึ่งส่วนใหญ่อยู่ในลักษณะของสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาค โดยสามารถวัดได้ในรูปของซีโอดีและซีโอดีละลายน้ำ ซึ่งหากสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดี (SCOD/TCOD) ที่ต่ำ แสดงให้เห็นว่า องค์ประกอบสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ในตะกอนอยู่ในลักษณะของของแข็ง เช่นเดียวกับในตะกอนหลายชนิดจากงานวิจัยที่ผ่านมา เช่น สัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (Waste activated sludge) ซึ่งมีค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีใกล้เคียงกับการศึกษานี้ โดยมีค่าอยู่ในช่วง 0.0043 – 0.05 (Wang, Qiu, Lu, and Ying, 2010; Xu et al., 2010) และตะกอนที่ผ่านการรีดน้ำออกแล้ว (Dewater sewage sludge) จึงทำให้ค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีลดลง โดยมีค่าสัดส่วนดังกล่าวเท่ากับ 0.023 (Nges, and Liu, 2009) และในตัวอย่างตะกอนผสมระหว่างตะกอนขั้นต้น (Primary sludge) กับตะกอนขั้นสอง (Secondary sludge) มีค่าสัดส่วนซีโอดีละลายน้ำต่อซีโอดีมีค่าอยู่ในช่วง 0.0068 – 0.095 (Chang et al., 2011) ซึ่งจากค่าที่กล่าวจะส่งผลให้การย่อยสลายตะกอนด้วยการย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนต้องใช้ระยะเวลาในการเก็บกักนาน เนื่องจากขั้นตอนการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ถูกจำกัด ดังนั้นการศึกษานี้จึงนำกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะด่างมาช่วยปรับปรุงในขั้นตอนการไฮโดรไลซิส เพื่อลดระยะเวลาในการบำบัดสารอินทรีย์ในระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจน





รูปที่ 4.3 ค่าพีเอชในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ



รูปที่ 4.4 สภาพความเป็นต่างในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

สำหรับในงานวิจัยครั้งนี้ตะกอนดินมีค่าสัดส่วนของค่าซีไอที่ละลายน้ำต่อซีไอ มีค่าเท่ากับ 0.021 มีปริมาณซีไอที่อยู่ระหว่างช่วง 5,866 และ 6,754 มิลลิกรัมต่อลิตร ส่วนตะกอนดินที่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างสำหรับสภาวะที่เหมาะสมที่ค่าพีเอชเท่ากับ 8 ระยะเวลาในการสัมผัสเท่ากับ 24 ชั่วโมง มีค่าสัดส่วนของค่าซีไอที่ละลายน้ำต่อซีไอเท่ากับ 0.034 ปริมาณซีไอที่อยู่ระหว่างช่วง 5,889 และ 6,709 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งจากการเปรียบเทียบตะกอนดินของ 2 ชนิดพบว่าตะกอนที่ผ่านการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างที่สัดส่วนของสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคที่น้อยกว่าตะกอนดิน สำหรับปริมาณซีไอในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่สภาวะต่าง ๆ มีค่าดังกล่าวอยู่ในช่วง  $3,154 \pm 198$   $3,675 \pm 275$   $3,878 \pm 241$  และ  $4,154 \pm 356$  มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับถังปฏิกริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ ซึ่งปริมาณซีไอภายในถังปฏิกริยา PTAN มีค่าน้อยที่สุดลดลงมาค่าคือถังปฏิกริยา TAN PAN และ AN ตามลำดับ โดยจะเรียงลำดับของปริมาณซีไออย่างนี้ในระยะเวลาเก็บกักที่ 21 14 และ 7 วัน เมื่อเปรียบเทียบปริมาณซีไอที่ระยะเวลาเก็บกักที่ต่างกันในถังปฏิกริยาเดียวพบว่า ที่ถังปฏิกริยา PTAN มีค่าดังกล่าวมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ  $3,154 \pm 198$   $2,534 \pm 237$  และ  $3,054 \pm 282$  มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ซึ่งจากค่าดังกล่าวที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน มีปริมาณซีไอที่น้อยที่สุดลดลงมาคือ ที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 และ 21 วัน ตามลำดับ และจะมีการเรียงลำดับของปริมาณซีไออย่างนี้ในการกำจัดตะกอนของทุกถังปฏิกริยา

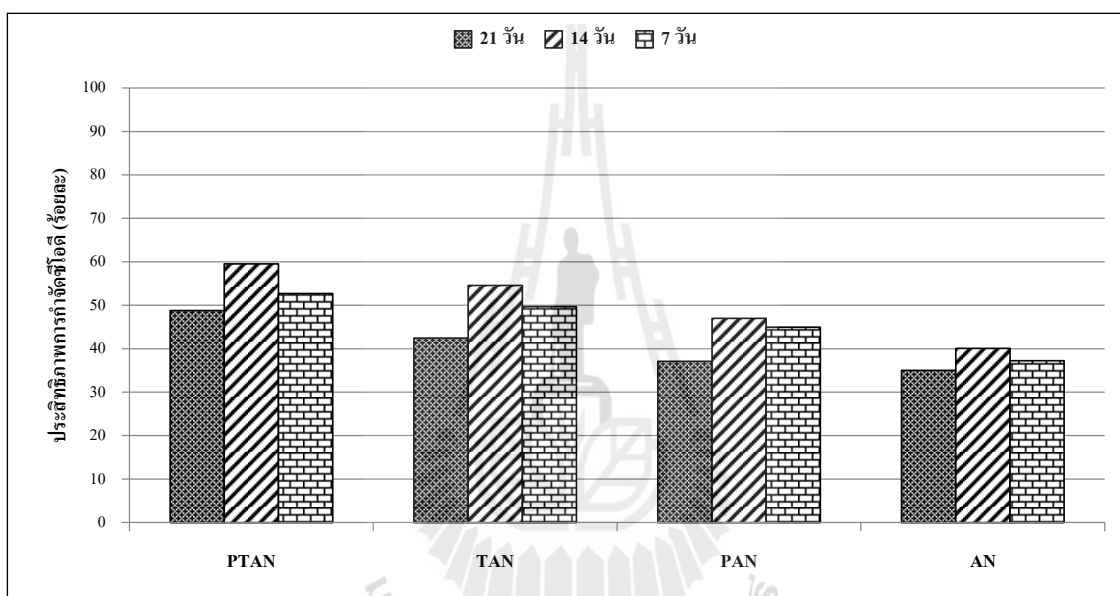
ประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก เมื่อเปรียบเทียบสภาวะที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง และไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย เมื่อพิจารณาจากค่าซีไอที่มีประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับร้อยละ 48.82 และ 42.49 สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน ในถังปฏิกริยา PTAN และ TAN ตามลำดับ จากค่าดังกล่าวระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบที่ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง สำหรับระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิบรรยากาศ พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซีไอมีค่าแนวโน้มนั้นเช่นเดียวกับที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก คือ มีประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับร้อยละ 37.11 และ 35.07 สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน ในถังปฏิกริยา PAN และ AN ตามลำดับ ซึ่งระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบที่ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง เนื่องจากในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะช่วยปรับปรุงในกระบวนการไฮโดรไลซิสส่งผลให้มีความสามารถในการย่อยสลายได้เพิ่มขึ้น ซึ่งจะช่วยให้ประสิทธิภาพในการบำบัดมีค่าสูงขึ้นด้วย ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่มีการควบคุมอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพสูงกว่าระบบที่อุณหภูมิบรรยากาศ เนื่องจากแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีอัตราการเจริญเติบโตได้เร็วกว่าและสามารถผลิตเอนไซม์ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิก ส่งผลให้แบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ได้ดีกว่า

แบบที่เรียกเมโซฟิลิก อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีจากระยะเวลาเก็บกักพบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน สามารถกำจัดสารอินทรีย์ในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศได้มากที่สุด เช่นในถังปฏิกรณ์ PTAN มีประสิทธิภาพการกำจัดเท่ากับร้อยละ 48.82 และ 59.55 และ 52.75 สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ และมีแนวโน้มของค่าดังกล่าวเช่นเดียวกันในทุกถังปฏิกรณ์ ดังรูปที่ 4.5

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศกับงานวิจัยที่ผ่านมาของ Dumas et al. (2010) มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีทั้งหมดด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกมีค่าเท่ากับร้อยละ 47 และ 34 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 และ 42 วัน ตามลำดับ สำหรับการศึกษานี้ของ Lin et al. (1997) ได้ศึกษาการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินด้วยกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างต่อด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ โดยมีการควบคุมระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 20 วัน ที่อุณหภูมิ 35 °C มีค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR) 595 มิลลิกรัมซีโอดีต่อวัน สามารถลดค่าซีโอดีได้เพียงร้อยละ 39 แต่เมื่อมีกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างร่วมกับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศในการควบคุมค่า OLR เดียวกัน โดยในกระบวนการบำบัดก่อนโดยมีการใช้ NaOH 40 มิลลิกรัมสมมูลต่อลิตร พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดค่าซีโอดีเพิ่มสูงขึ้นโดยค่าดังกล่าวมีค่าเท่ากับร้อยละ 47 แต่เมื่อเพิ่ม OLR เป็น 2,403 มิลลิกรัมซีโอดีต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน พบว่าสามารถกำจัดค่าซีโอดีได้เพียงร้อยละ 37 ซึ่งมีประสิทธิภาพในการกำจัดที่ลดลงสอดคล้องกับการศึกษานี้โดยที่ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์มีค่าเพิ่มขึ้นประสิทธิภาพในการกำจัดจะลดลงเมื่อเปรียบเทียบที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 และ 7 วัน และเมื่อเปรียบเทียบถึงปฏิกรณ์ที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีประสิทธิภาพสูงกว่าถังปฏิกรณ์ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง

ในขณะที่การย่อยสลายทางชีวภาพแบบไม่ใช้อากาศจะเป็นมีการเปลี่ยนรูปจากซีโอดีในส่วนที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นส่วนที่สามารถละลายน้ำ ซึ่งส่วนใหญ่จะอยู่ในรูปของกรดอินทรีย์ระเหยง่าย ส่งผลให้ปริมาณซีโอดีละลายน้ำมีค่าเพิ่มสูงขึ้น โดยการเพิ่มขึ้นของปริมาณซีโอดีละลายน้ำ แสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพของการย่อยสลายที่มีค่าเพิ่มขึ้น (Nges and Liu, 2009) ซึ่งรายละเอียดความเข้มข้นของซีโอดีละลายน้ำที่เข้าและออกจากถังปฏิกรณ์แต่ละสภาวะที่อุณหภูมิบรรยากาศและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกแสดงได้ดังรูปที่ 4.6 และตารางที่ 4.8 โดยจะเห็นว่าปริมาณซีโอดีละลายน้ำที่ออกจากถังปฏิกรณ์ของทุกถังปฏิกรณ์มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับปริมาณซีโอดีละลายน้ำในตัวอย่างตะกอนดิบเข้าถังปฏิกรณ์ เนื่องจากแบบที่เรียกเมโซฟิลิกจะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำสุทธิ (Tomei et al., 2011a; 2011b) เช่นค่าซีโอดีละลายน้ำที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 784 729 969 และ 893 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับถังปฏิกรณ์ PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ เมื่อคิดร้อยละของค่าการละลายมีค่าเท่ากับ

ร้อยละ 3.68 5.44 4.55 และ 6.67 สำหรับถึงปฏิกิริยา PTAN TAN PAN และ AN ตามลำดับ ซึ่งจากค่าดังกล่าวจะเห็นว่าที่ถึงปฏิกิริยาที่ไม่มีขั้นตอนของกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะมีค่าซีไอดีละลายน้ำที่สูงกว่าถึงปฏิกิริยาที่มีขั้นตอนของกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง เนื่องจากปฏิกิริยาในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศจะทำการเปลี่ยนปริมาณสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นสารอินทรีย์ที่ละลายน้ำ จากนั้นทำการย่อยสลายสารอินทรีย์เหล่านั้นให้กลายเป็นคาร์บอนได้ออกไซด์ น้ำ และก๊าซชีวภาพ เมื่อมีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะช่วยเสริมให้ค่าซีไอดีละลายน้ำมีค่าเพิ่มสูงขึ้นอยู่แล้วในขั้นตอนการปรับปรุงกระบวนการไฮโดรไลซิส

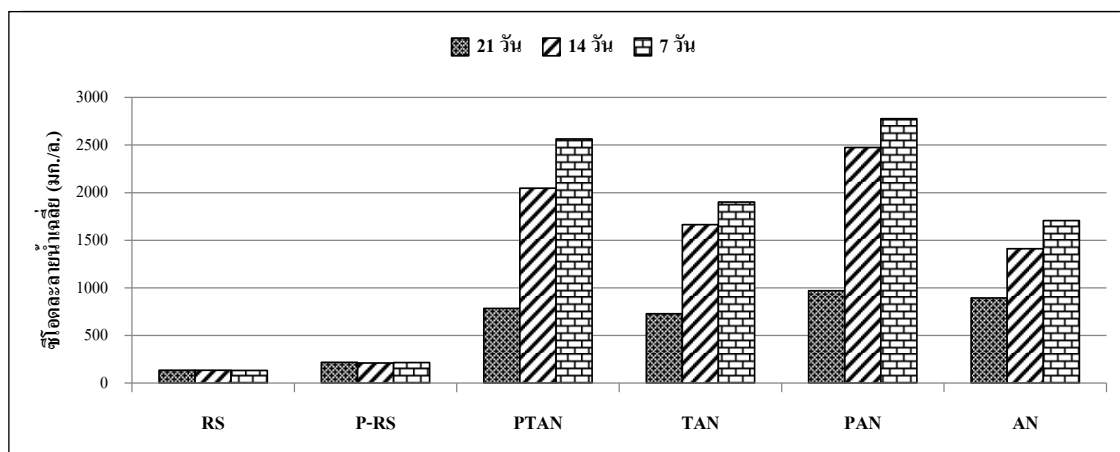


รูปที่ 4.5 ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

เมื่อพิจารณาจากอุณหภูมิจะเห็นว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าซีไอดีละลายที่สูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ เนื่องจากแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีอัตราการผลิตเอนไซม์ที่ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิก ส่งผลให้แบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ได้ดีกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิก (Liu, Zhu, Li, and Yuan, 2011; Liu, Zhu, and Li, 2011) โดยที่ภายใต้สภาวะการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิ 50°C สามารถก่อให้เกิดการละลายของซีไอดีได้ร้อยละ 22.5 ในขณะที่อุณหภูมิ 25°C สามารถก่อให้เกิดการละลายของซีไอดีได้ร้อยละ 11.6 ซึ่งมีค่าเพิ่มมากขึ้นจากตัวอย่างตะกอนที่มีค่าการละลายของซีไอดีเพียงร้อยละ 2 (Nges and Liu, 2009) ดังนั้นสามารถสรุปได้ว่าอุณหภูมิมีผลต่อค่าการละลายของซีไอดี ส่งผลให้อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิในการย่อยสูงขึ้น เมื่อพิจารณาจากระยะเวลาเก็บกักของ

ระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีการควบคุมเท่ากับ 21 14 และ 7 วัน พบว่ามีค่าเพิ่มสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักมีค่าลดลง เช่น ในถังปฏิกริยา PTAN มีค่าซีไอดีละลายน้ำเฉลี่ยเท่ากับ 784 2,048 และ 2,564 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ เมื่อคิดร้อยละของค่าการละลายมีค่าเท่ากับร้อยละ 3.68 9.83 และ 12.09 สำหรับระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน เนื่องจากการเพิ่มขึ้นของปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกาศ ซึ่งสังเกตได้จากค่าการระบรทุกสารอินทรีย์ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน ที่ค่าเฉลี่ยดังกล่าวเท่ากับ  $0.354 \pm 0.023$  กิโลกรัมของของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน และที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน ที่ค่าเฉลี่ยดังกล่าวเท่ากับ  $0.710 \pm 0.018$  กิโลกรัมของของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน สำหรับตะกอนที่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อน ซึ่งจะส่งผลให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายในระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกาศมีปริมาณมากขึ้น ทำให้เกิดสารอินทรีย์จำพวกกรดอินทรีย์ระเหยง่ายเพิ่มสูงขึ้น โดยมีค่าสภาพความเป็นด่างเป็นพารามิเตอร์ที่ยืนยันได้ว่าเกิดกรดอินทรีย์ระเหยง่ายเนื่องจากค่าค่าสภาพความเป็นด่างมีค่าลดลงเมื่อระยะเวลาเก็บกักลดลงจาก 14 วัน เป็น 7 วัน

ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนที่ออกจากระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกาศสำหรับถังปฏิกริยา PTAN TAN PAN และ AN ที่ระยะเวลาเก็บกักที่ 21 วัน พบว่า ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกาศมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 560 652 624 และ 528 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ตามลำดับ สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน มีค่าดังกล่าวเฉลี่ยเท่ากับ 823 736 734 และ 657 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ตามลำดับ และที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน พบว่ามีค่าดังกล่าวเฉลี่ยเท่ากับ 865 792 824 และ 703 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ตามลำดับ โดยจะเห็นว่าค่าแอมโมเนียไนโตรเจนมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิและระยะเวลาเก็บกักมีค่าเพิ่มขึ้น โดยเฉพาะที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกที่มีค่าแอมโมเนียไนโตรเจนเพิ่มขึ้นปริมาณมาก เช่นเดียวกับการศึกษาของ Ekama et al. (2007) ที่มีค่าแอมโมเนียในระบบเท่ากับ 43 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรและมีค่าแอมโมเนียที่ออกจากระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกาศประมาณ 276 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร อย่างไรก็ตามค่าแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นส่วนหนึ่งของธาตุอาหารที่มีในระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศ ซึ่งหากมีปริมาณมากเกินไปอาจส่งผลต่อการเกิดก๊าซมีเทน และยังเป็นก๊าซแอมโมเนียจะส่งผลให้มีความเป็นพิษต่อกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกาศ ปริมาณแอมโมเนียที่เหมาะสมต่อประสิทธิภาพการกำจัดและเป็นประโยชน์ต่อจุลชีพอยู่ในช่วง 50-200 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร หากมีค่าอยู่ในช่วง 200-1,000 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร จะยังไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด แต่หากมีค่าอยู่ในช่วง 1,500-3,000 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร จะส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด และถ้ามีค่ามากกว่า 3,000 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร จะทำให้เป็นพิษต่อระบบย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศโดยเฉพาะที่ระบบมีค่าพีเอชสูงและมีระดับก๊าซแอมโมเนียสูงจะทำให้ระบบบำบัดล้มเหลว และแก๊สชีวภาพที่เกิดขึ้นจะลดลงมากกว่า 50% (Chen et al., 2008) จึงอาจต้องมีการเติมกรดเพื่อปรับพีเอชให้ลดลง



รูปที่ 4.6 ค่าเฉลี่ยซีโอดีละลายน้ำของตะกอนที่เข้าและออกจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

ตารางที่ 4.8 ค่าเฉลี่ยซีโอดีละลายน้ำและค่าการละลายของตะกอนจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

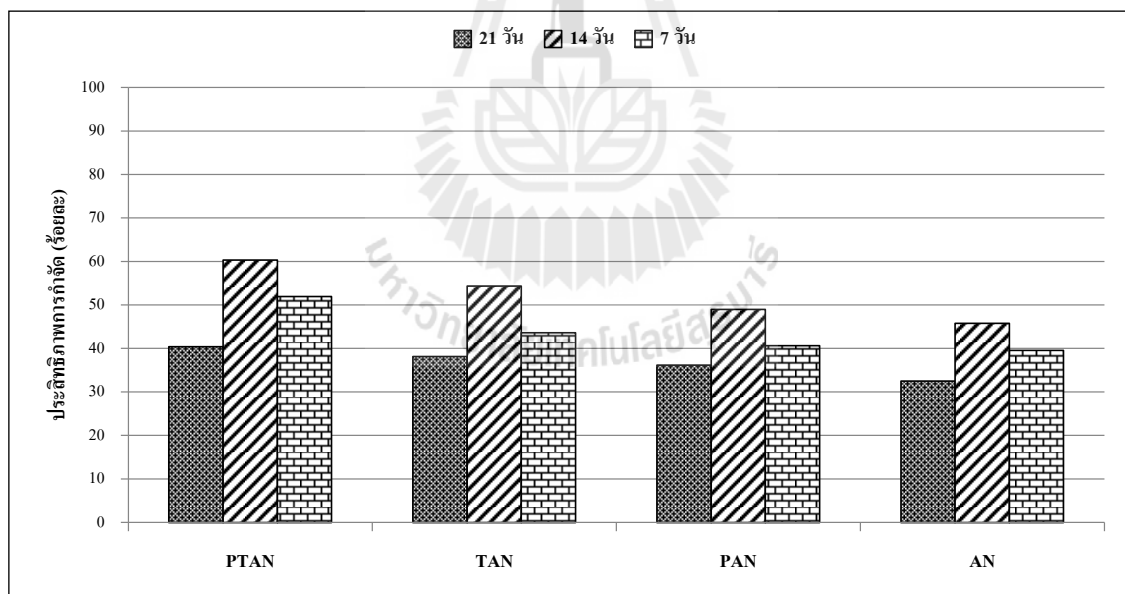
ถึงปฏิบัติการ	ระยะเวลาเก็บกัก	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ล.)	การละลาย (ร้อยละ)
RS	-	134±11	-
P-RS	-	214±22	-
PTAN	21 วัน	784±30	3.68
	14 วัน	2048±53	9.83
	7 วัน	2564±29	12.01
TAN	21 วัน	729±13	5.44
	14 วัน	1665±73	12.5
	7 วัน	1902±68	14.44
PAN	21 วัน	969±30	4.55
	14 วัน	2477±64	11.88
	7 วัน	2779±79	13.02
AN	21 วัน	893±13	6.67
	14 วัน	1412±36	10.61
	7 วัน	1707±80	12.96

### 4.3.3 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่าย

เนื่องจากประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายเป็นพารามิเตอร์หนึ่งที่มีความสำคัญต่อการกำจัดตะกอนด้วยวิธีทางชีวภาพ ซึ่งแสดงให้เห็นถึงปริมาณสารอินทรีย์ที่ลดลง ศักยภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ และความสามารถในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่อยู่ในตะกอนที่ทำการศึกษา โดยประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์จะขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ ชนิดของตะกอน การกวนผสม ระยะเวลาเก็บกัก เป็นต้น โดยในงานวิจัยในครั้งนี้มีค่าดังกล่าวในช่วง 0.23-0.78 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งมีค่าน้อยมาก เนื่องจากสัดส่วนของปริมาณของแข็งระเหยง่ายต่อของแข็งทั้งหมดในตะกอนส่วนเกินที่นำมาศึกษามีค่าสัดส่วนที่ต่ำเพียง 0.49-0.54 เท่านั้น จึงส่งผลให้ค่าการบรรทุทุกของแข็งระเหยง่ายที่ต่ำกว่า ลักษณะตะกอนดินที่เข้าสู่ถังย่อยแบบไม่ใช้อากาศทั้ง 2 ชนิด มีสัดส่วนของแข็งระเหยง่ายที่ลดลงเมื่อผ่านกระบวนการบำบัดก่อนภาวะต่าง สัดส่วนที่ลดลงดังกล่าวได้เปลี่ยนรูปไปเป็นของแข็งละลายน้ำ เพื่อช่วยต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบแบบไม่ใช้อากาศ ปริมาณของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายที่ออกจากถังย่อยแบบไม่ใช้อากาศ พบว่าปริมาณของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายของระบบย่อย PTAN ที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน มีค่าน้อยที่สุด โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 3,909 และ 2,530 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เมื่อปริมาณดังกล่าวมีค่าน้อยส่งผลให้ประสิทธิภาพที่สภาวะดังกล่าวมีค่าสูงที่สุดด้วย มีค่าเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ  $60.37 \pm 5.30$  และ  $62.14 \pm 3.52$  เนื่องจากที่สภาวะดังกล่าวมีการควบคุมอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และมีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจึงส่งผลให้ระบบย่อยแอนแอโรบิกมีประสิทธิภาพที่สูงกว่า

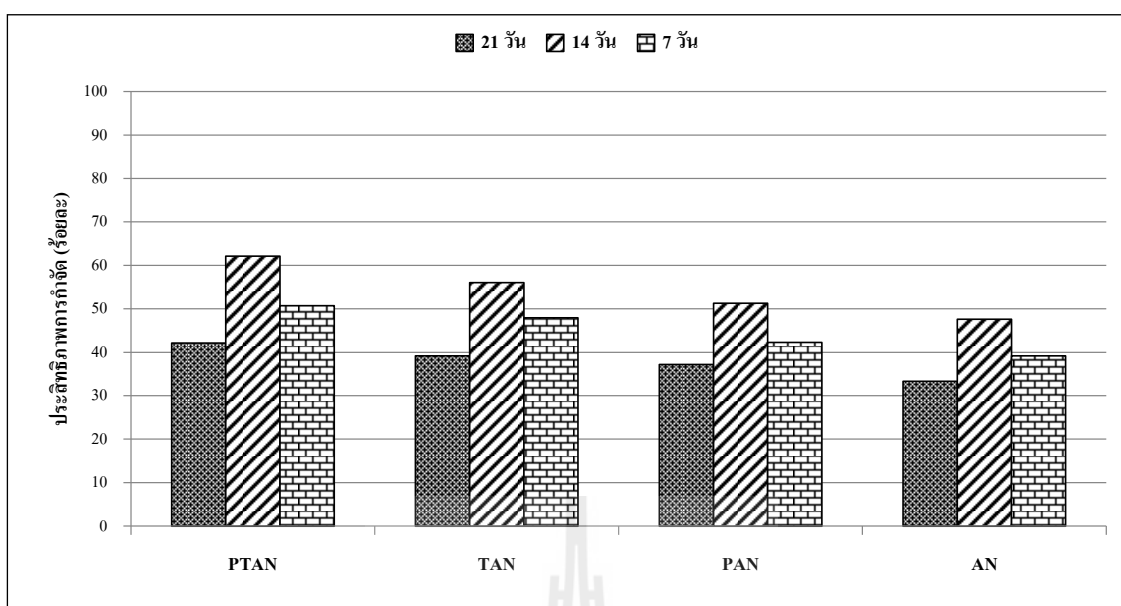
เมื่อเปรียบเทียบสภาวะที่มีและไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ผ่านขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีประสิทธิภาพสูงกว่า เช่น ระบบย่อย PAN และ AN ที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดเท่ากับร้อยละ  $40.69 \pm 2.30$  และ  $39.57 \pm 3.00$  ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายเท่ากับร้อยละ  $46.332 \pm 3.62$  และ  $21.39 \pm 5.19$  ตามลำดับ ดังรูปที่ 4.8 และ 4.9 จากค่าดังกล่าวประสิทธิภาพการกำจัดตะกอนส่วนเกินในถังย่อยแอนแอโรบิก PAN มีค่ามากกว่าถังย่อย AN ซึ่งแสดงให้เห็นว่าผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีผลต่อการกำจัดตะกอนส่วนเกินด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิก เนื่องจากในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะช่วยปรับปรุงในขั้นตอนของกระบวนการไฮโดรไลซิสนในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ จึงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งมีค่าสูงกว่า และที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 และ 14 วัน มีแนวโน้มเช่นเดียวกับผลการศึกษานี้ ซึ่งประสิทธิภาพดังกล่าวสอดคล้องกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เช่นกัน ดังรูปที่ 4.7 และ 4.8 เมื่อพิจารณาผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการย่อยสลายตะกอนพบว่า ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน มีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่าย

มากที่สุด เมื่อเทียบกับระยะเวลาเก็บกัก 21 และ 7 วัน โดยแนวโน้มของประสิทธิภาพดังกล่าวมีแนวโน้มที่คล้ายกัน เช่น ถังย่อย PAN มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดเท่ากับร้อยละ  $36.19 \pm 2.52$   $49.01 \pm 4.86$  และ  $40.65 \pm 2.30$  ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายร้อยละ  $37.22 \pm 2.81$   $51.34 \pm 3.12$  และ  $42.30 \pm 3.62$  ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ เป็นต้น ดังรูปที่ 4.8 และ 4.9 สำหรับการพิจารณาผลของอุณหภูมิต่อการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกาศ พบว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยง่ายที่สูงกว่าอุณหภูมิมิครรยากาศ เนื่องจากอัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่า อีกทั้งยังสามารถผลิตเอนไซม์ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่า ส่งผลให้ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดที่สูงกว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดมีค่าเฉลี่ยร้อยละ  $40.42 \pm 3.41$  และ  $36.19 \pm 2.52$  สำหรับถัง PTAN และ PAN ตามลำดับ และประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายมีค่าเฉลี่ยร้อยละ  $42.14 \pm 2.16$  และ  $37.22 \pm 2.81$  สำหรับถัง PTAN และ PAN ตามลำดับ ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน



รูปที่ 4.7 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดในระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกาศ





รูปที่ 4.8 ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

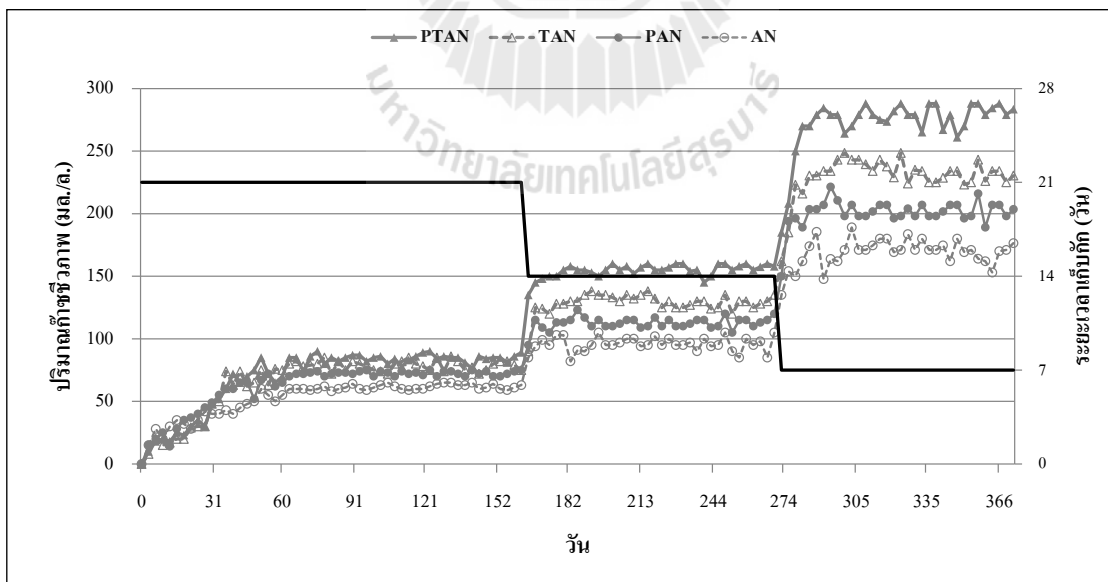
จากผลการศึกษาดังกล่าวสอดคล้องกับการศึกษาของ Kim et al., 2003 ซึ่งได้นำตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสีย ไปผ่านกระบวนการด้วยภาวะต่างที่ค่าพีเอชเท่ากับ 12 เป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง จากนั้นนำตะกอนไปย่อยด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน พบว่าสามารถลดปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดได้ร้อยละ 29.8 และการศึกษาของ Lin et al., 1997 ได้ใช้กระบวนการภาวะต่างในการย่อยสลายตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียต่อด้วยระบบย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก โดยชุดควบคุมมีระยะเวลาเก็บกัก 20 วัน ที่อุณหภูมิ 35 °C ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR) 0.382 kg VS/m<sup>3</sup>-day สามารถลดค่าของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดได้ร้อยละ 35 เมื่อมีภาวะต่างเป็นกระบวนการบำบัดก่อน พบว่าสามารถลดค่าของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดได้ร้อยละ 42 ตามลำดับ นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยที่ผ่านมาสำหรับการย่อยตะกอนด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิกเพียงอย่างเดียวในการหมักตะกอนผสมระหว่างตะกอนจากการทำขึ้นกับตะกอนขึ้นต้นในอัตราส่วน 1:1 ทำให้สามารถลดปริมาณของแข็งระเหยง่ายได้มากขึ้น โดยมีค่าประมาณร้อยละ 50 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 15 วัน และอุณหภูมิ 37°C (Cheunbarn and Pagilla, 2000) และสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 18 – 27 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 8 – 12 วัน และสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้อยู่ในช่วงร้อยละ 13-27 ในตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบแอกทีเวเต็ดสลัดจ์ (WAS) เมื่อทำการย่อยด้วยระบบย่อยแอนแอโรบิก ที่อุณหภูมิช่วงเมโซฟิลิก (35 – 37 °C) ที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 – 40 วัน ซึ่งมีภาระบรรทุกสารอินทรีย์ประมาณ 1 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อปริมาตรถังปฏิกรณ์ต่อวัน แต่เมื่อเพิ่มระยะเวลาเก็บกักเป็น 45 วัน พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งระเหยง่ายเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อยซึ่งมีค่าอยู่ในช่วงร้อยละ 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 จากการศึกษาของ Kumar et al. (2006) พบว่าการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้สภาวะการย่อยที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอายุตะกอน 20 วันมีค่าเท่ากับประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้สภาวะการย่อยที่อุณหภูมิเมโซฟิลิกและอายุตะกอน 15 วัน โดยสามารถกำจัดของแข็งระเหยง่ายได้เท่ากับร้อยละ 52 แต่ประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้สภาวะการย่อยที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกและอายุตะกอน 15 วันกลับมีค่าน้อยกว่าประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายภายใต้อุณหภูมิเมโซฟิลิกที่มีอายุตะกอน 10 และ 15 วัน ซึ่งแสดงให้เห็นว่าของแข็งระเหยง่ายบางชนิดสามารถย่อยสลายได้ด้วยกระบวนการย่อยสลายแบบใดแบบหนึ่ง (แบบใช้อากาศหรือแบบไม่ใช้อากาศ) แต่ของแข็งระเหยง่ายบางชนิดอาจจะสามารถย่อยสลายได้ด้วยกระบวนการย่อยเพียงกระบวนการเดียวเท่านั้น

#### 4.3.4 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

จากประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของถังย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่มีค่าแตกต่างกัน โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดที่ถังย่อยที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างสูงกว่าถังย่อยที่ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง และผลของอุณหภูมิถังที่มีอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสูงกว่าที่อุณหภูมิมรรยาอากาศ ซึ่งในกระบวนการย่อยสลายของระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศจะเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ดังกล่าว เปลี่ยนเป็นคาร์บอนไดออกไซด์ น้ำ และก๊าซชีวภาพ โดยในการศึกษานี้มีการวัดปริมาณของก๊าซด้วยหลักการแทนที่น้ำ จากผลการศึกษาพบว่าปริมาณก๊าซชีวภาพมีปริมาณมากที่สุดในถังย่อย PTAN มีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ  $0.085 \pm 0.0033$   $0.156 \pm 0.0037$  และ  $0.273 \pm 0.0215$  ลิตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ จะเห็นว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพสูงที่สุด ดังรูปที่ 4.8 เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าถังย่อยมีมากถึง  $0.710 \pm 0.018$  กิโลกรัมของของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ส่งผลให้ปริมาณซีโอไซด์ละลายน้ำมีในปริมาณที่มากทำให้จุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศย่อยสลายได้ง่าย จึงส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีปริมาณสูงกว่าที่ถังย่อยอื่น และเมื่อเปรียบเทียบกับถังย่อย TAN PAN และ AN พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 7 วัน สามารถผลิตก๊าซชีวภาพได้สูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับที่ระยะเวลาเก็บกัก

21 และ 14 วัน เมื่อพิจารณาผลของอุณหภูมิพบว่าถึงที่มีอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีปริมาณก๊าซชีวภาพสูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ สอดคล้องกับประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ในถังย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ อีกทั้งค่าการละลายของซีโอดีของถังย่อยที่อุณหภูมิบรรยากาศมีค่าเพิ่มขึ้นเพียงเล็กน้อย เมื่อเปรียบเทียบกับค่าการละลายของซีโอดีที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก จึงแสดงให้เห็นว่าการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิห้องมีค่าน้อยมาก เช่น ปริมาณก๊าซชีวภาพในถังย่อยแอนแอโรบิก TAN และ AN มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ  $0.105 \pm 0.0259$  และ  $0.096 \pm 0.0057$  ลิตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน ตามลำดับ สำหรับผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจากปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีค่าสูงกว่าถังย่อยที่ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อน เช่น ที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพเฉลี่ยเท่ากับ  $0.273 \pm 0.0037$  และ  $0.229 \pm 0.0160$  ลิตรต่อวัน สำหรับถังย่อย PTAN และ TAN ตามลำดับ เนื่องจากปริมาณซีโอดีละลายน้ำมีในปริมาณที่มากกว่าสาเหตุจากขั้นตอนการปรับปรุงขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิสด้วยภาวะต่าง และในถังย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่มีขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เร็วขึ้น เมื่อคำนวณเปรียบเทียบเป็นสัดส่วนร้อยละที่เพิ่มขึ้นระหว่างระบบย่อยที่มีและไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง พบว่า สามารถเพิ่มปริมาณก๊าซชีวภาพได้ร้อยละ 47.63 และ 17.75 สำหรับอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และอุณหภูมิบรรยากาศ ตามลำดับ ที่ระยะเวลาเวลาเก็บกัก 14 วัน



รูปที่ 4.9 ปริมาณก๊าซชีวภาพจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

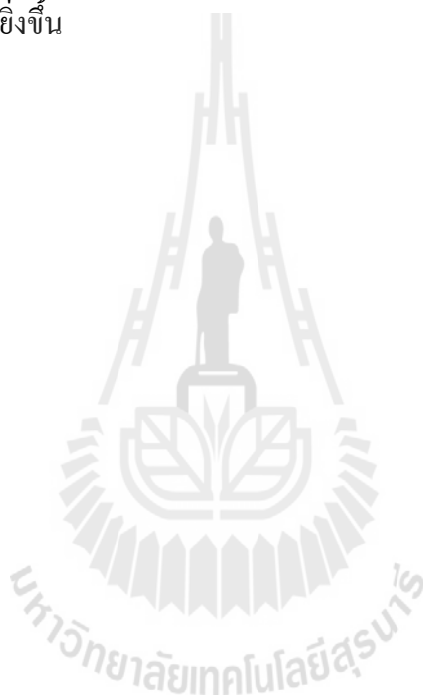
เมื่อพิจารณาปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายและซีโอดีที่ถูกกำจัดและปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายและซีโอดีที่ป้อนเข้าของถังย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ดังตารางที่ 4.9 พบว่า เมื่อมีปริมาณสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าสู่ถังย่อยดังกล่าวเพิ่มสูงขึ้น อัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายที่ป้อนเข้าของถังย่อยเพิ่มสูงขึ้นด้วย เช่น ที่ถังย่อย PTAN มีอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายเฉลี่ยเท่ากับ 0.018 และ 0.354 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแฉ่งระเหยง่ายที่ป้อนเข้า ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 และ 14 วัน ตามลำดับ เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบเพิ่มขึ้นจาก 0.236 กิโลกรัมของของแฉ่งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน เป็น 0.354 กิโลกรัมของของแฉ่งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน จากค่าดังกล่าวส่งผลให้ปริมาณซีโอดีละลายมีค่าเพิ่มขึ้นด้วย โดยมีสัดส่วนของการละลายเพิ่มขึ้นจากร้อยละ 3.68 เป็น ร้อยละ 9.83 ส่งผลให้จุลินทรีย์ย่อยสารอินทรีย์และเปลี่ยนรูปไปเป็นก๊าซชีวภาพได้เพิ่มสูงขึ้น เป็นต้น และอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณซีโอดีที่ป้อนเข้ามีค่าสอดคล้องกับอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายที่ป้อนเข้าด้วย เนื่องด้วยสาเหตุเช่นเดียวกัน แต่เมื่อพิจารณาอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายที่ถูกกำจัด พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักที่ลดลงค่าดังกล่าวมีค่าลดลงตามไปด้วย เนื่องจากอัตราส่วนในการกำจัดสารอินทรีย์ของถังย่อยแอนแอโรบิกมีค่าเพิ่มสูงขึ้น เมื่อเปรียบเทียบระยะเวลาเก็บกักที่ 21 และ 14 วัน ส่งผลให้ค่าอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายที่ถูกกำจัดมีค่าลดลง เช่น ถังย่อย PAN ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 และ 14 วัน มีค่าอัตราก๊าซชีวภาพที่เกิดต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายที่ถูกกำจัดเฉลี่ยเท่ากับ 0.104 และ 0.047 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแฉ่งระเหยง่ายที่ถูกกำจัด ตามลำดับ จากผลการศึกษาของ วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์ (2550) พบว่า มีอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณของแฉ่งระเหยง่ายที่ป้อนเข้า 0.065 และ 0.060 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแฉ่งระเหยง่าย และอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณซีโอดีที่ป้อนเข้า 0.027 และ 0.025 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมซีโอดีทั้งหมด เมื่อทำการศึกษาระยะย่อยตะกอนด้วยถังหมักแบบไม่ใช้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 และ 30 วัน ตามลำดับ และจากการศึกษาของ Zupancic et al. (2008) ซึ่งทำการย่อยตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนด้วยระบบแบบไม่ใช้อากาศที่อุณหภูมิเมโซฟิลิก ซึ่งมีอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์เฉลี่ย 0.8 กิโลกรัมของแฉ่งแขวนลอยระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 วัน พบว่าสามารถมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพอยู่ในช่วง 0.39 – 0.60 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแฉ่งแขวนลอยระเหยง่าย และมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพสูงสุดที่ 0.89 ลูกบาศก์เมตรต่อกิโลกรัมของแฉ่งแขวนลอยระเหยง่าย นอกจากนี้ จากการศึกษาของ Derbal et al. (2009) ซึ่งได้ใช้โมเดล IWA ADM1 ในการศึกษาการย่อยของเสียผสมระหว่างตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียกับของเสียชุมชน ทำการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก 26.9 วัน และอัตราการบรรทุกสารอินทรีย์เฉลี่ย 1.01 กิโลกรัมของแฉ่งระเหยง่ายทั้งหมดต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ที่อุณหภูมิ 37 °C มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ 0.296 ลูกบาศก์เมตรต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน

ตารางที่ 4.9 อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายและซีไอดีที่ถูกกำจัดและอัตราการเกิดก๊าซมีเทนต่อปริมาณของแข็งระเหยง่ายและซีไอดีที่  
ป้อนเข้าของถังปฏิกริยา

ถังปฏิกริยา	ระยะ เวลาเก็บกัก	ปริมาตรก๊าซ ชีวภาพ (ลิตรต่อวัน)	อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ			
			ลูกบาศก์เมตรต่อกิโกรัม ของแข็งระเหยง่ายที่ถูกกำจัด	ลูกบาศก์เมตรต่อกิโกรัมซี ไอดีทั้งหมดที่ถูกกำจัด	ลูกบาศก์เมตรต่อกิโกรัม ของแข็งระเหยง่ายที่ป้อนเข้า	ลูกบาศก์เมตรต่อกิโกรัมซี ไอดีทั้งหมดที่ป้อนเข้า
PTAN	21 วัน	0.085±0.0033	0.084±0.0033	0.029±0.0011	0.018±0.0007	0.014±0.0005
	14 วัน	0.156±0.0037	0.045±0.0011	0.029±0.0007	0.022±0.0005	0.026±0.0006
	7 วัน	0.273±0.0215	0.038±0.0030	0.028±0.0022	0.019±0.0015	0.044±0.0034
TAN	21 วัน	0.079±0.0032	0.104±0.0025	0.033±0.0013	0.015±0.0006	0.013±0.0005
	14 วัน	0.105±0.0259	0.047±0.0016	0.021±0.0053	0.013±0.0032	0.018±0.0043
	7 วัน	0.229±0.0160	0.034±0.0019	0.024±0.0017	0.015±0.0011	0.038±0.0027
PAN	21 วัน	0.073±0.0017	0.104±0.0025	0.033±0.0008	0.015±0.0004	0.012±0.0003
	14 วัน	0.113±0.0040	0.047±0.0016	0.027±0.0009	0.016±0.0006	0.019±0.0007
	7 วัน	0.201±0.0110	0.034±0.0019	0.024±0.0013	0.014±0.0008	0.033±0.0018
AN	21 วัน	0.062±0.0021	0.067±0.0022	0.032±0.0011	0.012±0.0004	0.010±0.0003
	14 วัน	0.096±0.0057	0.035±0.0020	0.027±0.0016	0.012±0.0007	0.016±0.0009
	7 วัน	0.169±0.0113	0.028±0.0018	0.023±0.0015	0.011±0.0007	0.028±0.0019

จากผลการศึกษาค่าการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศโดยภาพรวม พบว่า ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศสามารถย่อยสลายตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งสถานะที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้มากที่สุดคือ ระบบย่อยที่มีสถานะการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี ของแฉังทั้งหมด และของแฉังระเหยง่ายได้ร้อยละ  $59.55 \pm 3.11$   $60.37 \pm 5.30$  และ  $62.14 \pm 3.52$  ตามลำดับ แต่ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 20 วัน กลับมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ต่ำที่สุด เช่น ระบบย่อย TAN มีประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ  $42.49 \pm 2.34$   $38.19 \pm 2.10$  และ  $39.21 \pm 2.15$  สำหรับประสิทธิภาพการกำจัดชีโอดี ของแฉังทั้งหมด และของแฉังระเหยง่าย ตามลำดับ อาจเนื่องมาจากค่าภาระบรรทุกของแฉังระเหยง่ายที่มีเท่ากับ  $0.261 \pm 0.025$  กิโลกรัมของแฉังระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน และเพิ่มขึ้นเป็น  $0.394 \pm 0.022$  กิโลกรัมของแฉังระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน แสดงดังตารางที่ 4.10 โดยทั่วไปค่าภาระบรรทุกของแฉังระเหยง่ายที่เหมาะสมสำหรับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศควรมีค่าอยู่ในช่วง 2.40 – 6.41 กิโลกรัมของแฉังระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน (Qasim, 1999) ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบจะเห็นว่ามียาค่าดังกล่าวที่ต่ำกว่ามาก เนื่องมาจากตะกอนที่ได้มาทำการศึกษาเป็นตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบ oxidation ditch มีการรักษาอายุของตะกอนที่สูง และในบริเวณบางจุดมีปริมาณออกซิเจนในระบบที่ต่ำเพื่อบำบัดปริมาณสารอาหารในน้ำเสีย ทำให้สัดส่วนของแฉังระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแฉังทั้งหมดมีค่าที่ต่ำ ส่งผลโดยตรงกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ซึ่งเมื่อมีการเพิ่มค่าภาระบรรทุกของแฉังระเหยง่ายจึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์มีค่าเพิ่มขึ้น เช่นเดียวกับการศึกษาของ Uma, Kaliappan, Adish, Ick, Rajesh,. (2012) ได้ทำการศึกษาผลของตะกอนต่อการบำบัดก่อนร่วมระหว่างความร้อนและภาวะต่าง จากนั้นทำการย่อยสลายตะกอนด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ แปรเปลี่ยนระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 20 15 และ 12 วัน พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 15 วัน มีค่ามากที่สุด โดยมีประสิทธิภาพการกำจัดของแฉังระเหยง่ายร้อยละ 17.0 เมื่อเทียบกับที่ระยะเวลาเก็บกัก 20 และ 12 มีเพียงร้อยละ 14.0 และ 14.9 ตามลำดับ เนื่องจากที่ระยะเวลาเก็บ 15 วัน มีค่าภาระบรรทุกของแฉังระเหยง่ายเพิ่มสูงขึ้น เช่นเดียวกับการศึกษาของ Joo-Hyun และ Johng-Hwa (2013) ได้ทำการศึกษาผลของตะกอนต่อการบำบัดก่อนร่วมระหว่างไมโครเวฟและภาวะต่าง ซึ่งพบว่าในขั้นตอนการบำบัดก่อนสามารถเพิ่มค่าสัดส่วนชีโอดีละลายน้ำต่อชีโอดีได้ และเมื่อย่อยสลายด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกัก 15 10 และ 7 วัน พบว่าระยะเวลาที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้มากที่สุดคือ ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 10 วัน โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแฉังระเหยง่ายร้อยละ 43.8 50.4 และ 47.8 ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 15 10 และ 7 วัน ตามลำดับ สำหรับระบบย่อยตะกอนที่ผ่านการบำบัดก่อน และมีประสิทธิภาพในการกำจัดของแฉังระเหยง่ายร้อยละ 18.8 23.6 และ 17.5 ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 15 10 และ 7 วัน ตามลำดับ สำหรับ

ระบบย่อยตะกอนที่ไม่ผ่านการบำบัดก่อนซึ่งจะเห็นว่าสอดคล้องกับผลการศึกษาในครั้งนี้ จากผลที่กล่าวมาข้างต้นอาจจะสรุปได้ว่า เมื่ออุณหภูมิในการทดลองเดินระบบย่อยเพิ่มสูงขึ้น จะส่งผลให้อัตราการย่อยสลายเพิ่มมากขึ้น เป็นผลทำให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มมากขึ้นตามไปด้วย (Cooney and Wise, 1975) นอกจากนี้เมื่ออัตราการบรรทุกสารอินทรีย์เข้าระบบสูงก็จะส่งผลให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพเพิ่มมากขึ้นเช่นเดียวกัน จากผลการศึกษาที่ระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมจะพิจารณาจากประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของตะกอน โดยที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วันเหมาะสมที่สุด เนื่องจากระยะเวลาเก็บกักเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญอย่างหนึ่งซึ่งใช้ในการออกแบบ หากมีระยะเวลาเก็บกักที่สูงมากไป ขนาดของระบบบำบัดก็จะมีขนาดใหญ่ และมีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและค่าก่อสร้างที่มากยิ่งขึ้น



ตารางที่ 4.10 ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

ถังปฏิบัติการ	ประสิทธิภาพการกำจัด (ร้อยละ)								
	ซีโอดี			ของแข็งทั้งหมด			ของแข็งระเหยง่าย		
	21 วัน	14 วัน	7 วัน	21 วัน	14 วัน	7 วัน	21 วัน	14 วัน	7 วัน
PTAN	48.82±2.57	59.55±3.11	52.75±3.86	40.42±3.41	60.37±5.30	51.95±4.82	42.14±2.16	62.14±3.52	50.73±6.95
TAN	42.49±2.34	54.57±3.03	49.70±3.93	38.19±2.10	54.35±5.14	43.63±3.16	39.21±2.15	56.07±3.75	47.96±5.46
PAN	37.11±1.75	47.00±2.94	44.99±3.72	36.19±2.52	49.01±4.86	40.65±2.30	37.22±2.81	51.34±3.12	42.30±3.62
AN	35.07±1.84	40.13±2.13	37.29±3.78	32.50±3.74	45.78±5.25	39.57±3.00	33.36±3.83	47.65±2.95	39.21±5.19

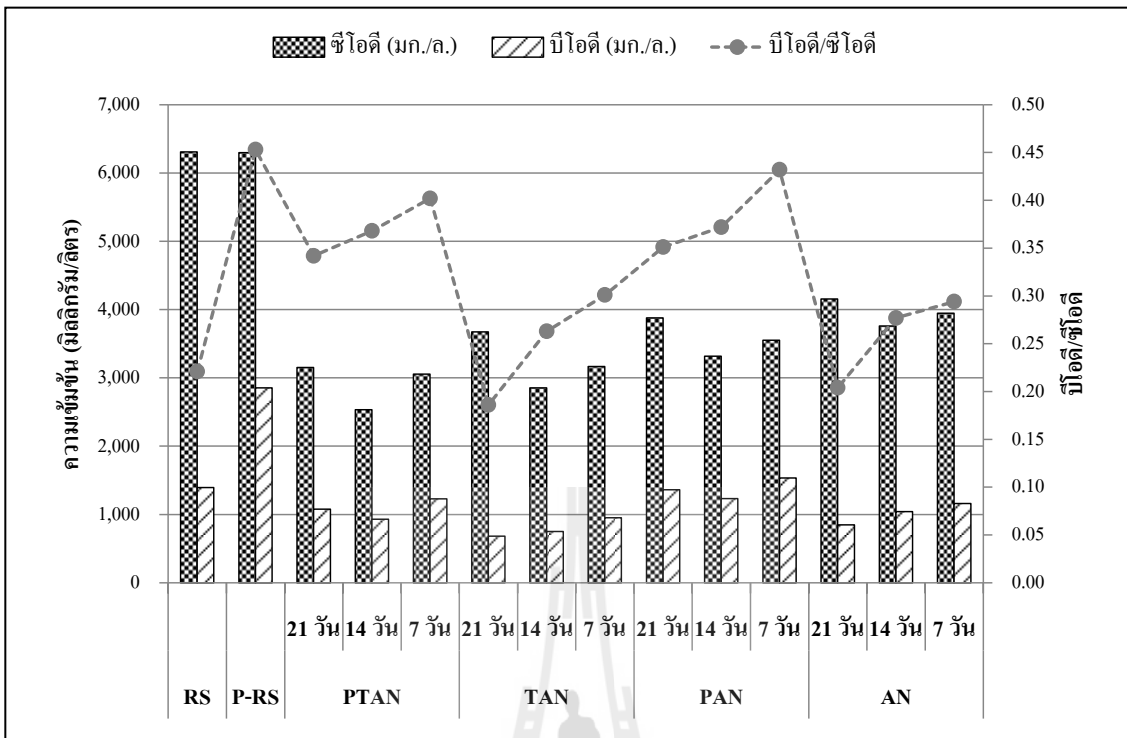




## 4.4 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ

### 4.4.1 ความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ

การแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์ด้วยวิธีทางกายภาพเคมี (Gatti et al., 2010) เป็นการแบ่งแยกสัดส่วนสารอินทรีย์โดยการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ ได้แก่ ซีโอดีทั้งหมด (TCOD) ซีโอดีละลายน้ำ (SCOD) บีโอดีทั้งหมด (TBOD) และบีโอดีละลายน้ำ (SBOD) ได้ค่าดังรูปที่ 4.9 แสดงค่าซีโอดี ซีโอดีละลายน้ำ บีโอดี และบีโอดีละลายน้ำ ของตะกอนที่ป้อนเข้าและออกจากถังย่อยแบบไม่ใช้อากาศ โดยพบว่าตะกอนดิบที่ผ่านกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีค่าบีโอดีเพิ่มสูงขึ้นจากเดิม ตะกอนดิบมาค่าบีโอดีเท่ากับ 1,935 มิลลิกรัมต่อลิตร เพิ่มสูงขึ้นเท่ากับ 2,853 มิลลิกรัมต่อลิตรในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง ส่งผลให้สัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีเพิ่มสูงขึ้นตามไปด้วย โดยจากเดิมมีค่าเท่ากับ 0.221 เป็น 0.483 จากค่าที่กล่าวมาจะเห็นว่าในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างสามารถช่วยเพิ่มค่าความสามารถในการย่อยสลายได้ สำหรับตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 วัน มีค่าสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดีต่ำกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 และ 7 วัน เช่น ที่ถังย่อย TAN มีสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.186 0.263 และ 0.301 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน เนื่องจากที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน มีระยะเวลาในการกำจัดสารอินทรีย์ได้มากกว่า ส่งผลให้สัดส่วนดังกล่าวที่ค่าที่ต่ำกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 และ 7 วัน และที่ระยะเก็บกักที่ลดลงปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศจะมีค่าเพิ่มสูงขึ้น ทำให้เกิดการสะสมปริมาณสารอินทรีย์ในระบบที่สูงขึ้น หากพิจารณาผลของอุณหภูมิต่อการย่อยตะกอนพบว่าที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีต่ำกว่าที่อุณหภูมิมезรยากาศ เช่นที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน มีค่าสัดส่วนดังกล่าวเท่ากับ 0.368 และ 0.372 จากถัวย่อย PTAN และ PAN เป็นต้น เมื่อพิจารณาระบบย่อยที่มีขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างจะเห็นว่าระบบย่อยที่มีขั้นตอนบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีค่าสูงกว่าระบบย่อยที่ไม่ขั้นตอนการบำบัดก่อน เช่น ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 วัน มีค่าสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.351 และ 0.204 สำหรับถังย่อย PAN และ AN เป็นต้น จากค่าดังกล่าวแสดงให้เห็นความสามารถในการย่อยสลายของตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่ขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายทางชีวภาพเหลืออยู่มากกว่าระบบย่อยตะกอนที่ไม่มีขั้นตอนการบำบัดก่อน



รูปที่ 4.10 ความเข้มข้นของค่าซีโอดี บีโอดี และสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดี

การวัดความคงตัวโดยใช้หลักการของการวัดการหายใจสามารถประเมินได้จากค่าดัชนีการหายใจในหน่วยของมิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง ( $\text{mmol O}_2/\text{kg VS/h}$ ) จากการทบทวนวรรณกรรมพบว่าที่ค่าดังกล่าวมีค่ามากกว่า 30 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง สารอินทรีย์จะไม่มี ความคงตัวมาก หากค่าดัชนีการหายใจอยู่ในช่วงระหว่าง 15-30 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง สารอินทรีย์นั้นไม่มีความคงตัว แต่ถ้าหากค่าดัชนีการหายใจอยู่ในช่วงระหว่าง 5-15 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง สารอินทรีย์นั้นเริ่มมีความคงตัวแล้ว และยิ่งค่าดัชนีการหายใจมีค่าน้อยกว่า 5 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง พบว่าสารอินทรีย์นั้นมีความคงตัวมาก ดังแสดงในตารางที่ 4.11 พบว่าตะกอนที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกยังมีสถานะของตะกอนที่ไม่มีความคงตัว แต่อย่างไรก็ตามตะกอนดิบดิบที่ผ่านขั้นตอนการบำบัดก่อนภาวะค้างมีค่าเพิ่มสูงขึ้นจาก 27.289 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง เป็น 81.227 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง ซึ่งแสดงให้เห็นว่าในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะค้างสามารถปรับปรุงความสามารถในการย่อยสลายทางชีวภาพ และเมื่อพิจารณาตะกอนที่ออกจากระบบย่อยมีค่าดังกล่าวลดลง นั้นหมายความว่าปริมาณสารอินทรีย์ในระบบย่อยแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีค่าลดลงส่งผลให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพมีค่าลดลงด้วย เช่น ถังย่อย PTAN ที่ระยะเวลาเก็บ

กัก 21 วัน มีค่าดัชนีการหายใจของตะกอนที่ป้อนเข้าเท่ากับ 81.227 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง หลังจากการบำบัดด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศมีค่าดังกล่าวเท่ากับ 41.156 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยต่อชั่วโมง ซึ่งสอดคล้องกับผลของบีโอดีต่อซีโอดี ที่ตะกอนที่ป้อนเข้ามีค่าบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.453 และเมื่อผ่านถังย่อยแอนแอโรบิกมีค่าดังกล่าวลดลงเหลือ 0.342 เป็นต้น

ตารางที่ 4.11 ค่าดัชนีการหายใจจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

ถังปฏิบัติการ	ระยะเวลาเก็บกัก	อัตราการหายใจ (mmol O <sub>2</sub> /kg VS /h)	สถานะ
RS	-	27.289	ไม่มีความคงตัว
P-RS	-	81.227	ไม่มีความคงตัวมาก
PTAN	21 วัน	41.156	ไม่มีความคงตัวมาก
	14 วัน	41.096	ไม่มีความคงตัวมาก
	7 วัน	63.804	ไม่มีความคงตัวมาก
TAN	21 วัน	20.398	ไม่มีความคงตัว
	14 วัน	34.480	ไม่มีความคงตัวมาก
	7 วัน	45.960	ไม่มีความคงตัวมาก
PAN	21 วัน	43.992	ไม่มีความคงตัวมาก
	14 วัน	52.782	ไม่มีความคงตัวมาก
	7 วัน	74.648	ไม่มีความคงตัวมาก
AN	21 วัน	23.110	ไม่มีความคงตัว
	14 วัน	46.442	ไม่มีความคงตัวมาก
	7 วัน	47.176	ไม่มีความคงตัวมาก

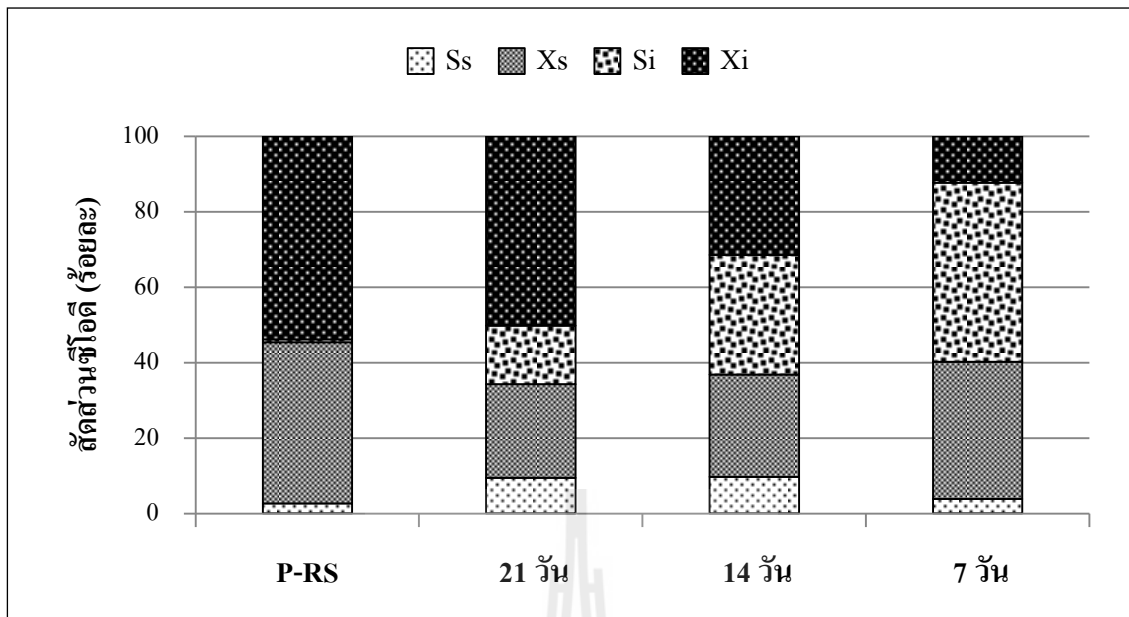
#### 4.4.2 สัดส่วนสารอินทรีย์

เมื่อแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ออกเป็นชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Readily biodegradable organic substrate ( $S_r$ )) ชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate ( $X_s$ )) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter ( $S_p$ )) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter ( $X_p$ )) สามารถอธิบายหลักการของกระบวนการย่อยสลายของสารอินทรีย์ได้ คือ การย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้ให้กลายเป็นชั้นสเตรตที่สามารถย่อยได้ง่าย ซึ่งชั้นสเตรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้เร็วกว่าจะถูกนำไปใช้ในการบำรุงรักษาเซลล์ ทำให้อัตราการตายของจุลินทรีย์ลดลง ส่วนชั้นสเตรตที่ได้จากการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สามารถไฮโดรไลซิสได้ช้ากว่าจะถูกนำไปใช้ในการเจริญเติบโต (Vollertsen and Hvitved-Jacobsen, 2002; Gavalakis, Mamais, Marinos, and Andreadakis, 2006) จากรูป 4.10 4.11 4.12 และ 4.13 จะเห็นว่าตะกอนที่ป้อนเข้าระบบย่อยแอนแอโรบิกมีสัดส่วนสารอินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ โดยมีค่าความเข้มข้นเท่ากับ 4,838 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 76.668 รองลงมาคือชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้ามีค่าความเข้มข้นเท่ากับ 1,338 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 21.208 ต่อมาจะเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้มีค่าความเข้มข้นเท่ากับ 78 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 1.232 และสุดท้ายคือชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย โดยมีค่าความเข้มข้นเท่ากับ 56 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 0.892 เมื่อผ่านขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างพบว่าปริมาณชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายมีสัดส่วนที่เพิ่มขึ้นคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 2.582 และค่าชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้าที่ค่าเพิ่มขึ้นเช่นกัน ซึ่งคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 42.718 สำหรับค่าสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้มีค่าลดลง โดยคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 0.815 และ 53.885 ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่ากระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างสามารถปรับปรุงในขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิสในระบบย่อยแอนแอโรบิกเนื่องในขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิสจะเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย ซึ่งในการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างก็สามารถเปลี่ยนรูปจากสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยากเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่ายได้เช่นกัน ส่งผลให้ลดระยะเวลาในการบำบัดสารอินทรีย์ในระบบย่อยแอนแอโรบิกได้

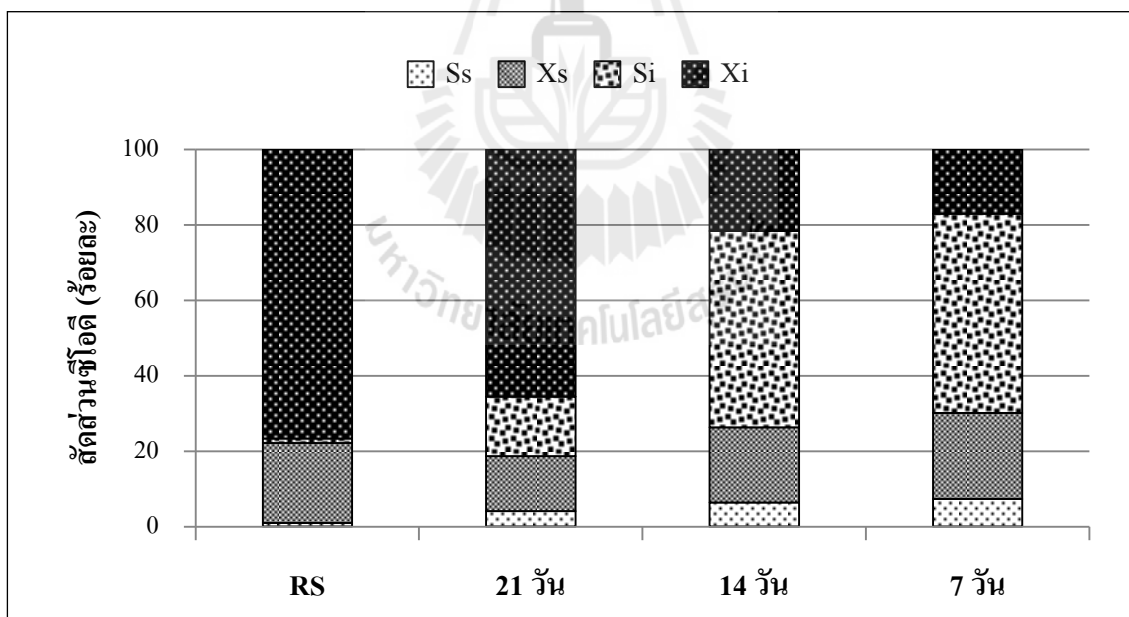
จากการทบทวนงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า สัดส่วน  $S_r$  ในของเสียอุตสาหกรรมมีค่าอยู่ประมาณร้อยละ 4-6 ของซีโอดีทั้งหมด (Lagarde, Tusseau-Vuillemin, Lessard, Heduit, Dutrop and Mouchel, 2005) และมีค่าประมาณร้อยละ 7 ของซีโอดีทั้งหมดในน้ำเสียจากโรงฟอกย้อม (Karahan, Dogruel, Dulekgurgen and Orhon, 2008) ในขณะที่น้ำเสียจากฟาร์มเลี้ยงหมูมีค่าสัดส่วน  $S_r$  อยู่

ในช่วงร้อยละ 0.4-10 ของค่าซีไอดีทั้งหมด และมีสัดส่วน  $X_1$  อยู่ในช่วงร้อยละ 7-72 ของค่าซีไอดีทั้งหมด และมีค่าสัดส่วน  $X_5$  อยู่ในช่วงร้อยละ 16-53 และมีค่าสัดส่วน  $S_1$  อยู่ในช่วงร้อยละ 6-14 ของค่าซีไอดีทั้งหมดในน้ำเสียจากฟาร์มเลี้ยงหมู (Boursier et al., 2005) จากการพิจารณาตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี พบว่า ผลรวมของสัดส่วน  $X_5 + S_5$  มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักเพิ่มสูงขึ้น เช่น ถังย่อย PTAN มีค่าดังกล่าวคิดเป็นร้อยละ 18.60 26.30 และ 30.10 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าเมื่อระยะเวลาเก็บกักเพิ่มสูงขึ้น ปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพมีค่าเพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากมีค่าการบรรทุกของแข็งระเหยที่เพิ่มสูงขึ้น สอดคล้องกับก๊าซชีวภาพที่เพิ่มสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักมีค่าสูงขึ้น เพราะมีค่าการบรรทุกของแข็งระเหยที่เพิ่มสูงขึ้นเช่นเดียวกัน เมื่อพิจารณาผลของอุณหภูมิพบว่าเมื่ออุณหภูมิการย่อยเพิ่มขึ้นจากอุณหภูมิบรรยากาศเป็นอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก สัดส่วนซบสเทรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้เข้าสู่อนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้มีค่าลดลง และสัดส่วนซบสเทรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่ายต่อสารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ลดลง แสดงว่า อนุภาคสารอินทรีย์สามารถย่อยสลายที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมากกว่าอุณหภูมิบรรยากาศ ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดบีโอดีที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ และทำให้ปริมาณของแข็งและซีไอดีทั้งหมดที่ออกจากถังย่อยแอนแอโรบิกที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกน้อยกว่าอุณหภูมิบรรยากาศด้วย

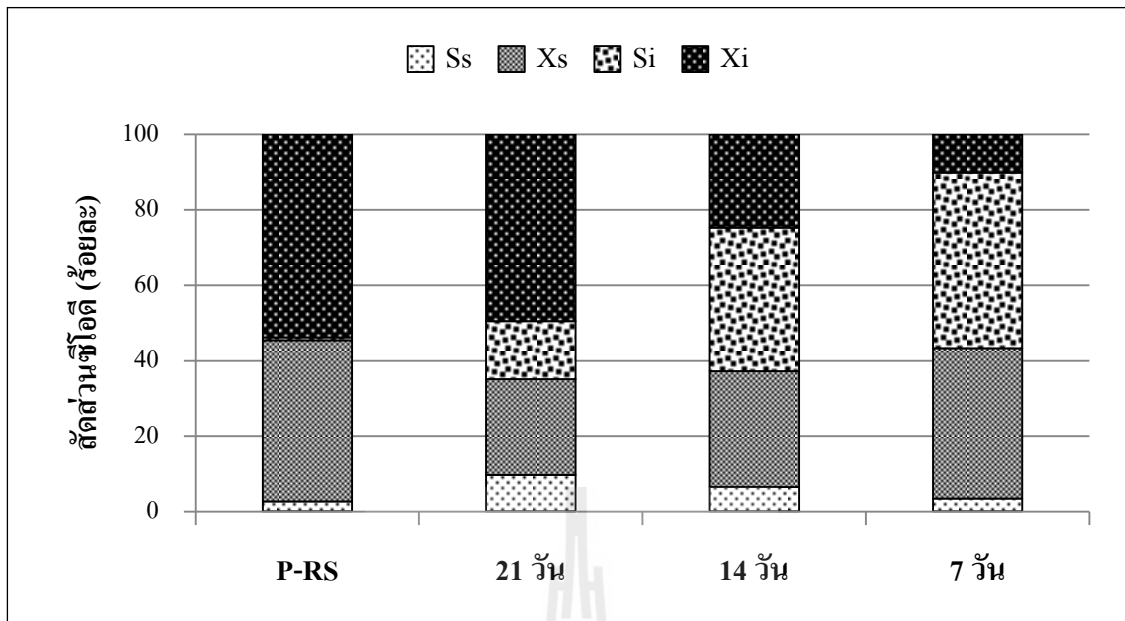
นอกจากนี้จะเห็นว่าสัดส่วนสารอินทรีย์ละลายน้ำทั้งหมด ( $S_5+S_1$ ) ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่ามากกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ แสดงให้เห็นถึงกระบวนการ Solubilization ที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมากกว่าอุณหภูมิจึง ทำให้มีสารอินทรีย์ละลายน้ำซึ่งสามารถวัดได้ในรูปของซีไอดีละลายน้ำ ที่มีองค์ประกอบส่วนใหญ่เป็นกรดอินทรีย์ระเหยง่าย ซึ่งเป็นสารตั้งต้นในการผลิตก๊าซชีวภาพเพิ่มขึ้น ส่งผลให้อัตรากาเกิดก๊าซชีวภาพที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมากกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ และจากผลการศึกษาของ Ekama et al. (2007) พบว่าสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ที่อุณหภูมิ 25 °C ระยะเวลาเก็บกัก 5.63 วัน มีค่าเท่ากับร้อยละ 84.7 ของค่าซีไอดีทั้งหมด ซึ่งมีค่ามากกว่าสัดส่วนสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้จากการศึกษานี้ที่มีค่าเท่ากับร้อยละ 73.4 ของค่าซีไอดีทั้งหมด ในขณะที่มีสัดส่วนสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายได้มีค่าเท่ากับร้อยละ 26.6 ของค่าซีไอดีทั้งหมด แต่ลักษณะโดยทั่วไปของตะกอนจะสามารถย่อยสลายได้ร้อยละ 30-50 ของค่าซีไอดีทั้งหมด (Dumas et al., 2010)



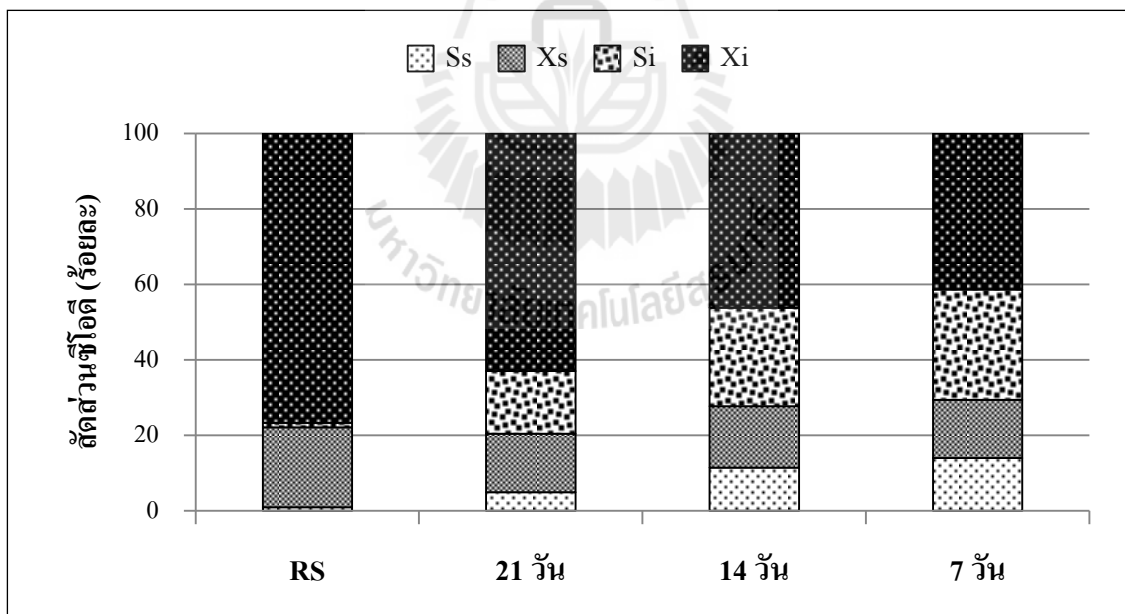
รูปที่ 4.11 สัดส่วนซีโอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย PTAN



รูปที่ 4.12 สัดส่วนซีโอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย TAN



รูปที่ 4.13 สัดส่วนซีไอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย PAN



รูปที่ 4.14 สัดส่วนซีไอดีที่ป้อนเข้าและออกของถังย่อย AN

## บทที่ 5

### สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ

#### 5.1 สรุปผลการศึกษา

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ โดยทำการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง ผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินในการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ ผลของอุณหภูมิต่อการย่อยสลายตะกอนที่อุณหภูมิบรรยากาศและอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก ( $55 \pm 2$  °C) ผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 14 และ 7 วัน โดยตะกอนส่วนเกินที่นำมาใช้ในการศึกษานี้ นำมาจากโรงบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์น่านมัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมา ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) มีปริมาณของแข็งทั้งหมด (Total solids, TS) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 10,041 มิลลิกรัมต่อลิตร สัดส่วนปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมด (Total volatile solids, TVS) ต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าเท่ากับ 0.54 ค่าซีโอดี (Chemical oxygen demand, COD) ซึ่งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 6,310 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าซีโอดีละลาย (Soluble chemical oxygen demand, SCOD) มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 134 มิลลิกรัมต่อลิตร ค่าบีโอดีทั้งหมด (Biochemical oxygen demand, BOD) มีค่าเท่ากับ 2,209 มิลลิกรัมต่อลิตร มีสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.22 ซึ่งตะกอนในการศึกษาครั้งนี้มีลักษณะที่คล้ายกันคือมีสัดส่วนของค่าปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ต่ำ เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลศูนย์น่านมัยที่ 5 จังหวัดนครราชสีมา เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบ oxidation ditch มีการรักษาอายุของตะกอนที่สูง และในบริเวณบางจุดมีปริมาณออกซิเจนในระบบที่ต่ำเพื่อบำบัดปริมาณสารอาหารในน้ำเสีย ดังนั้นตะกอนส่วนเกินดังกล่าวนี้สามารถย่อยสลายด้วยวิธีทางชีวภาพได้ต่ำ

##### 5.1.1 ผลของการการบำบัดก่อนของตะกอนส่วนเกินด้วยภาวะต่าง

ผลของความเป็นกรด-ด่าง (pH) ที่ค่าต่าง ๆ ในกระบวนการการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างต่อตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ โดยในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมีการใช้ NaOH ในการปรับค่าพีเอชในช่วงระหว่าง 8-14 จากนั้นทำการเขย่าด้วยความเร็วรอบ 250 รอบต่อนาที ระยะเวลาสัมผัส 24 ชั่วโมงที่สภาวะอุณหภูมิห้อง โดยพารามิเตอร์ที่ใช้ในการพิจารณาการปรับปรุงในขั้นตอนไฮโดรไลซิสและความสามารถในการย่อยสลาย คือ สัดส่วนของค่าการละลาย หรือสัดส่วนซีโอดีละลายต่อซีโอดี และสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดี จากผลการศึกษาพบว่าในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง โดยใช้สารเคมี NaOH สามารถเพิ่มค่าสัดส่วนของการละลายได้ร้อยละ 1.90 2.09 2.47 2.66 3.61 18.26 33.28 และ 37.09 โดยมีค่าพีเอชระหว่าง



8-14 ตามลำดับ จากค่าดังกล่าวเป็นค่าที่มีสัดส่วนเปอร์เซ็นต์แนวโน้มของค่าซีไอดีละลายน้ำต่อซีไอดีมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อพีเอชมีค่าสูงขึ้น ความสามารถในการย่อยสลายพบว่ามีสัดส่วนบีไอดีต่อซีไอดีเพิ่มขึ้นเป็น 0.46 และ 0.45 ที่ค่าพีเอช 8 และ 9 ตามลำดับ จากนั้นค่าดังกล่าวจะลดลงเมื่อมีค่าพีเอชระหว่าง 10-11 และจะถูกยับยั้งที่ค่าพีเอชมากกว่า 12 เนื่องจากความสามารถในการย่อยสลายที่ความเข้มข้นของไอออน  $\text{Na}^+$  ที่ต่ำจะช่วยเพิ่มค่าความสามารถในการย่อยสลาย และจะลดลงเมื่อความเข้มข้นของไอออน  $\text{Na}^+$  ที่สูง ดังนั้นการหาสภาวะที่เหมาะสมต่อกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง คือ การปรับค่าพีเอชเท่ากับ 8 และมีการกวนเป็นระยะเวลา 24 ชั่วโมง เนื่องจากสภาวะดังกล่าวมีความสามารถในการย่อยสลายได้มากที่สุด

### 5.1.2 ผลของการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างต่อการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินในการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

จากผลการศึกษาการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศโดยภาพรวม พบว่าระบบย่อยสามารถย่อยสลายตะกอนส่วนเกินจากระบบบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งสภาวะที่สามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้มากที่สุดคือ ระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่มีสภาวะการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน ซึ่งมีประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ  $59.55 \pm 3.11$   $60.37 \pm 5.30$  และ  $62.14 \pm 3.52$  ตามลำดับ แต่ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 20 วัน กลับมีประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ที่ต่ำที่สุด เช่น ระบบย่อย TAN มีประสิทธิภาพการกำจัดร้อยละ  $42.49 \pm 2.34$   $38.19 \pm 2.10$  และ  $39.21 \pm 2.15$  สำหรับประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่าย ตามลำดับ อาจเนื่องมาจากค่าภาระบรรทุกของแข็งระเหยง่ายที่มีเท่ากับ  $0.261 \pm 0.025$  กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน และเพิ่มขึ้นเป็น  $0.394 \pm 0.022$  กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน โดยทั่วไปค่าภาระบรรทุกของแข็งระเหยง่ายที่เหมาะสมสำหรับระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศควรมีค่าอยู่ในช่วง 2.40 – 6.41 กิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน (Qasim, 1999) ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบจะเห็นว่ามีค่าดังกล่าวที่ต่ำกว่ามาก เนื่องจากตะกอนที่ได้มาทำการศึกษาเป็นตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบ oxidation ditch มีการรักษาอายุของตะกอนที่สูง และในบริเวณบางจุดมีปริมาณออกซิเจนในระบบที่ต่ำเพื่อบำบัดปริมาณสารอาหารในน้ำเสีย ทำให้สัดส่วนของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดมีค่าที่ต่ำ ส่งผลโดยตรงกับประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ ซึ่งเมื่อมีการเพิ่มค่าภาระบรรทุกของแข็งระเหยง่ายจึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์มีค่าเพิ่มขึ้น อีกทั้งสภาวะของระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่มีสภาวะการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน สามารถเกิดก๊าซชีวภาพได้สูงกว่าโดยมีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ  $0.156 \pm 0.0037$  ลิตรต่อวัน

### 5.1.3 ผลของอุณหภูมิต่อการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

จากผลที่ได้แสดงให้เห็นว่า ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่าย มีแนวโน้มเพิ่มมากขึ้นเมื่อทำการย่อยด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่มีการควบคุมอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพสูงกว่า ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน ถึงย่อย PTAN สามารถกำจัดซีไอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 59.55±3.11 60.37±5.30 และ 62.14±3.52 ตามลำดับ แต่สำหรับถึงย่อย TAN สามารถกำจัดซีไอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่ายได้ร้อยละ 54.57±3.03 54.35±5.14 และ 56.07±3.75 ตามลำดับ จากค่าดังกล่าว จะเห็นว่าที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ที่สูงกว่าอุณหภูมิบรรยากาศ และแนวโน้มของผลการกำจัดสารอินทรีย์เหมือนกันในทุกระยะเวลาเก็บกัก เนื่องจากแบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีอัตราการเจริญเติบโตได้เร็วกว่าและสามารถผลิตเอนไซม์ออกมาย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิก ส่งผลให้แบคทีเรียเทอร์มอฟิลิกมีประสิทธิภาพในการไฮโดรไลซิสสารอินทรีย์ได้ดีกว่าแบคทีเรียเมโซฟิลิก ซึ่งสามารถอธิบายได้จากความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีไอดีทั้งหมดและค่าซีไอดีละลายน้ำ เนื่องจากปริมาณซีไอดีทั้งหมดประกอบด้วยส่วนที่เป็นอนุภาคหรือของแข็งและส่วนที่เป็นสารละลาย โดยในขั้นตอนการย่อยสลายแบบไม่ใช้อากาศ จุลินทรีย์จะทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เป็นอนุภาคให้กลายเป็นสารอินทรีย์ละลายน้ำได้สุทธิ จึงทำให้ปริมาณซีไอดีละลายน้ำในน้ำออกมีค่าเพิ่มขึ้น เป็นผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีทั้งหมดมีค่าต่ำกว่า และที่สภาวะอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกสามารถเกิดก๊าซชีวภาพได้สูงกว่าที่อุณหภูมิบรรยากาศ โดยมีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ 0.156±0.0037 ลิตรต่อวัน เมื่อเทียบกับที่สภาวะเดียวกันที่ อุณหภูมิบรรยากาศมีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพเพียง 0.105±0.0258 ลิตรต่อวัน ซึ่งสอดคล้องกับความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีไอดีทั้งหมดและค่าซีไอดีละลายน้ำที่อุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีค่าสูงกว่าที่ อุณหภูมิบรรยากาศ ส่งผลให้อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพมีค่าสูงตามไปด้วย

### 5.1.4 ผลของระยะเวลาเก็บกักต่อการย่อยแบบไม่ใช้อากาศ

ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ในรูปซีไอดี ของแข็งทั้งหมด และของแข็งระเหยง่าย มีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นเมื่อทำการย่อยด้วยระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 และ 7 วัน เมื่อเทียบกับที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 วัน ซึ่งสำหรับถึงย่อย PTAN มีประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีเท่ากับร้อยละ 48.82 และ 59.55 และ 52.75 สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ มีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 40.42±3.41 60.37±5.14 และ 57.95±4.82 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ และมีประสิทธิภาพการกำจัดของแข็งระเหยง่ายร้อยละ 42.14±2.16 62.14±3.52 และ 50.73±6.95 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ และมีแนวโน้มของค่าประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์เช่นเดียวกันในทุกถึงปฏิบัติการ และมีปริมาณก๊าซชีวภาพมีปริมาณมากที่สุดจนถึงย่อย PTAN มีค่าเฉลี่ยการเกิดก๊าซชีวภาพเท่ากับ

0.085±0.0033 0.156±0.0037 และ 0.273±0.0215 ลิตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ จะเห็นว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 และ 7 วัน มีปริมาณก๊าซชีวภาพสูงที่สุด เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าถังย่อยมีมากถึง 0.710±0.018 กิโลกรัมของของแข็งระเหยง่ายต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ส่งผลให้ปริมาณซีโอดีละลายน้ำมีในปริมาณที่มากทำให้จุลินทรีย์แบบไม่ใช้อากาศย่อยสลายได้ง่าย จึงส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นมีปริมาณสูงกว่าที่ถังย่อยอื่น ๆ สำหรับการเลือกระยะเวลาเก็บกักที่เหมาะสมจะพิจารณาจากประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ของตะกอน โดยที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน เหมาะสมที่สุด เนื่องจากระยะเวลาเก็บกักเป็นพารามิเตอร์ที่สำคัญอย่างหนึ่งซึ่งใช้ในการออกแบบ หากมีระยะเวลาเก็บกักที่สูงเกินไป ขนาดของระบบบำบัดก็จะมีขนาดใหญ่ และมีค่าใช้จ่ายในการเดินระบบและค่าก่อสร้างที่มากยิ่งขึ้น

### 5.1.5 สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ

สำหรับตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศ พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 21 วัน มีค่าสัดส่วนของค่าบีโอดีต่อซีโอดีต่ำกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 และ 7 วัน ยกตัวอย่างเช่นที่ถังย่อยแอนแอโรบิก TAN มีสัดส่วนบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.186 0.263 และ 0.301 ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 14 และ 7 วัน เนื่องจากที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน มีระยะเวลาในการกำจัดสารอินทรีย์ได้มากกว่า ส่งผลให้สัดส่วนดังกล่าวที่ค่าที่ต่ำกว่าที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 และ 7 วัน และที่ระยะเก็บกักที่ลดลงปริมาณสารอินทรีย์ที่เข้าระบบย่อยจะมีค่าเพิ่มสูงขึ้น ทำให้เกิดการสะสมปริมาณสารอินทรีย์ในระบบที่สูงขึ้น สำหรับค่าดัชนีการหายใจในหน่วยของมิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง ( $\text{mmol O}_2 / \text{kg VS/h}$ ) พบว่าตะกอนที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยยังมีสภาวะของตะกอนที่ไม่มีความคงตัว แต่อย่างไรก็ตามตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศมีค่าดังกล่าวลดลงเมื่อเทียบกับค่าดัชนีการหายใจของตะกอนที่ป้อนเข้าระบบย่อย อาทิเช่น ถังย่อย PTAN ที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน มีค่าดัชนีการหายใจของตะกอนที่ป้อนเข้าเท่ากับ 81.227 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง หลังการบำบัดด้วยกระบวนการย่อยแบบไม่ใช้อากาศมีค่าดังกล่าวลดลงเท่ากับ 41.156 มิลลิโมลออกซิเจนต่อกิโลกรัมของแข็งระเหยง่ายต่อชั่วโมง ซึ่งสอดคล้องกับผลของบีโอดีต่อซีโอดี ที่ตะกอนที่ป้อนเข้ามีค่าบีโอดีต่อซีโอดีเท่ากับ 0.453 และเมื่อผ่านถังย่อยแบบไม่ใช้อากาศมีค่าดังกล่าวลดลงเหลือ 0.342 เป็นต้น เมื่อแบ่งสัดส่วนสารอินทรีย์ออกเป็นชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ง่าย (Readily biodegradable organic substrate ( $S_s$ )) ชั้นสเตรตที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ช้า (Slowly biodegradable organic substrate ( $X_s$ )) สารอินทรีย์ละลายน้ำที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert soluble organic matter ( $S_i$ )) และอนุภาคสารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายได้ (Inert particle organic matter ( $X_i$ )) พบว่าตะกอนที่ออกจากระบบย่อยสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีมีผลรวมของสัดส่วน  $X_s + S_s$  ซึ่งมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักเพิ่มสูงขึ้น เช่น ถังย่อย PTAN มีค่าดังกล่าวคิดเป็นร้อยละ 18.60 26.30 และ 30.10 ที่ระยะเวลา

เก็บกัก 21 14 และ 7 วัน ตามลำดับ ซึ่งแสดงให้เห็นว่าเมื่อระยะเวลาเก็บกักเพิ่มสูงขึ้น ปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพมีค่าเพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากมีค่าการระบรทุกของแข็งระเหยที่เพิ่มสูงขึ้น สอดคล้องกับก๊าซชีวภาพที่เพิ่มสูงขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักมีค่าสูงขึ้น เพราะมีค่าการระบรทุกของแข็งระเหยที่เพิ่มสูงขึ้น

## 5.2 ข้อเสนอแนะ

การศึกษากการลดปริมาณตะกอนส่วนเกินที่มีลักษณะเป็นสารอินทรีย์ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้น้อย เนื่องจากมีค่าสัดส่วนบีโอดีเท่ากับ 0.22 และมีสัดส่วนปริมาณของแข็งระเหยง่ายทั้งหมดต่อปริมาณของแข็งทั้งหมดเพียง 0.54 จึงได้นำกระบวนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างมาช่วยปรับปรุงในขั้นตอนกระบวนการไฮโดรไลซิส พบว่าระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศที่มีสภาวะการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง ที่ควบคุมอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิก และระยะเวลาเก็บกักเท่ากับ 14 วัน เป็นสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดตะกอนประเภทดังกล่าว แต่อย่างไรก็ตามการใช้ระบบย่อยแอนแอโรบิกที่มีสภาวะการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างที่ควบคุมอุณหภูมิเทอร์มอฟิลิกมีข้อจำกัดด้านความต้องการพลังงานสูง ส่งผลให้ค่าใช้จ่ายในการบำบัดเพิ่มขึ้น อีกทั้งในขั้นตอนการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่างต้องมีการใช้สารเคมีในการปรับพีเอชอีกด้วย ดังนั้นระบบนี้จึงอาจจะเหมาะกับระบบบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณตะกอนน้อย เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียนขนาดกลาง หรือขนาดเล็ก แต่สามารถนำก๊าซชีวภาพที่ได้จากระบบย่อยมาเป็นแหล่งพลังงานหมุนเวียนสำหรับพลังงานในให้ความร้อนแก่ระบบย่อยได้ ซึ่งทำให้ค่าใช้จ่ายในการบำบัดลดลง

นอกจากนี้จากผลการศึกษาพบว่าน้ำตะกอนที่ออกจากระบบย่อยแบบไม่ใช้อากาศยังมีปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย ซึ่งสามารถนำกลับเข้าสู่ระบบย่อยเพื่อย่อยสลายกลายเป็นก๊าซชีวภาพ ดังนั้นจึงควรมีการศึกษาเพิ่มเติม โดยการนำน้ำตะกอนที่ออกจากระบบย่อยไปผ่านกระบวนการทำขึ้นเพื่อแยกน้ำออกจากน้ำตะกอน แล้วนำกลับเข้าสู่ระบบย่อยอีกครั้งหนึ่ง หรือนำของเสียที่เป็นสารอินทรีย์ เช่น เศษอาหาร วัชพืช ของเสียทางด้านการเกษตร เป็นต้น มาบำบัดร่วมกับตะกอนส่วนเกินที่มีค่าสัดส่วนสารอินทรีย์ต่ำ ซึ่งอาจจะส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพมีปริมาณเพิ่มมากขึ้น อีกทั้งยังจะช่วยให้ลดค่าใช้จ่ายในการเดินระบบจากการควบคุมอุณหภูมิของถังย่อยแบบไม่ใช้อากาศอีกด้วย

## รายการอ้างอิง

- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. (2547). วิศวกรรมการกำจัดน้ำเสีย. เล่มที่ 4. พิมพ์ครั้งที่ 1. นนทบุรี: เอส. อาร์. พรินติ้ง แมสโปรดักส์.
- มันสิน ตัณฑุลเวศม์. (2542). เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่มที่ 2. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- วีระวุฒิ ทองบริบูรณ์. (2550). การบำบัดตะกอนจากระบบตะกอนเร่งและตะกอนสเปนท์เกรนจากโรงงานผลิตเบียร์ โดยดึงหมักไร้อากาศและการใช้ตะกอนย่อยเพื่อเป็นวัสดุปรับปรุงดิน, วิทยานิพนธ์ปริญญาโท. มหาวิทยาลัยเกษตรศาสตร์. กรุงเทพมหานคร.
- A.G. Vlyssides., P.K. Karlis. (2004). Thermal-alkaline solubilization of waste activated sludge as a pre-treatment stage for anaerobic digestion. **Bioresource Technology** 91: 201-206.
- 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.
- Alexandre V., Helene C., Jean P. D. (2004). Thermal, chemical and thermo-chemical pre-treatment of waste activated sludge for anaerobic digestion. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology** 79: 1197-1203.
- APHA, AWWA, and WEF. (2005). **Standard methods for the examination of the water and wastewater**. Washington D.C.: American Public Health Association.
- Bernard, S. and Gray, N.F. (2000). Aerobic digestion of pharmaceutical and domestic wastewater sludges at ambient temperature. **Water Research** 34(3): 725-734.
- 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.
- 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 Carr`ere, 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.
- 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.
- Chang, C.-N., Ma, Y.-S. and Lo, C.-W. (2002). Application of oxidation-reduction potential as a controlling parameter in waste activated sludge hydrolysis. **Chemical Engineering Journal** 90: 273-281.
- 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.
- Chen, Y., Cheng, J.J. and Creamer, K.S. (2008). Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology** 99: 4044–4064.
- 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.
- Chu, Y. -C., Chang C.-N., Lin, J.-G. and Huang, S.-J. (1997). Alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before anaerobic digestion. **Water science and technology** 36: 155-162
- 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.

- Dumas, C., Perez, S., Paul, E. and Lefebvre, X. (2010). Combined thermophilic aerobic process and conventional anaerobic digestion: Effect on sludge biodegradation and methane production. **Bioresource 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.
- Erwin, B., Katharina, B., Peter, L. (2012). Large scale study on measurement of respiration activity (AT4) by Sapromat and OxiTop . **Waste Management** 32: 1752–1759.
- 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**.
- 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.
- Girault, R., Bridoux, G., Nauleau, F., Poullain, C., Buffet, J., Peu, P., Sadowski, A.G., Bline, F. (2012). Anaerobic co-digestion of waste activated sludge and greasy sludge from flotation process: Batch versus CSTR experiments to investigate optimal design. **Bioresource Technology** 105: 1–8.
- Grady, C.P.L., Daigger, G.T., and Lim, H.C. (1999). Biological wastewater treatment. Second edition, Marcel Dekker. New York.
- Hasegawa, S., Shiota, N., Katsura, K. and Akashi, A. (2000). Solubilization of organic sludge by thermophilic aerobic bacteria as a pretreatment for anaerobic digestion. **Water science and technology**. 41 (3): 163-169.

- Henzs, M., Harremoës, P., la Cour Jansen, J., and Arvin, E. (2002). *Wastewater Treatment Biological and Chemical Process*. New York.
- Huan, L., Chenchen, L., Wenjie, L., Shuxin Z. (2012). Optimized alkaline pretreatment of sludge before anaerobic digestion. **Bioresource Technology** 123: 189–194.
- Hui Y., Yun H., Yang Z. (2013). Effect of combined pretreatment of waste activated sludge for anaerobic digestion process **Procedia Environmental Sciences** 18: 716 – 721.
- I, Giovanni B. De Franchi. (2005). Effect of Acid and Base Treatment on the Anaerobic Digestion of Excess Municipal Sludge. Master of Science, UNIVERSITY OF CINCINNATI.
- Inoue, S., Sawayama, S., Ogi, T., and Yokoyama, S-Y. (1996). Organic Composition of Liquidized sewage sludge. **Biomass and Bioenergy** 10(1): 37-40.
- Joo-Hyun, J., Johng-Hwa, A. (2013). Effect of microwave pretreatment in presence of NaOH on mesophilic anaerobic digestion of thickened waste activated sludge. **Bioresource Technology** 131: 437–442.
- 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, 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.
- Kim, J., Park, C., Kim, T.-H., Lee, M., Kim, S., Kim, S.-W. and Leej, J. (2003). Effects of Various Pretreatments for Enhanced Anaerobic Digestion with Waste Activated Sludge. **Journal of Bioscience and Bioengineering** 95: 271-275.
- 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.



- Lei, Z., and Deokjin, J. 2010. Enhanced anaerobic digestion of piggery wastewater by ammonia stripping: Effects of alkali types. **Journal of Hazardous Materials** 182: 536–543.
- Liming S., Xiaoyi W., Huacheng X., Pinjing H. (2012). Enhanced anaerobic digestion and sludge dewaterability by alkaline pretreatment and its mechanism. **Journal of Environmental Sciences** 24(10): 1731–1738.
- Lin, J.-G., Chang, C.-N. and Chang, S.-C. (1997). Enhancement of anaerobic digestion of waste activated sludge by alkaline solubilization. **Bioresource Technology** 62: 85-90.
- 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.
- Metcalf and Eddy, Inc. (2004). **Wastewater Engineering Treatment and Reuse**. International Edition, ISBN 007-124140-X, McGraw-Hill, Singapore.
- Nges, I.A., and Liu, J. (2009). Effects of anaerobic pre-treatment on the degradation of dewatered-sewage sludge. **Renewable Energy** 34: 1795–1800.
- Orhon, D., Ates, E., Sozen, S., and Cokgor, E.U. (1997). Characterization and COD fractionation of domestic wastewaters. **Environmental Pollution** 95(2): 191-204.
- 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.
- 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.
- Sergio, P., Teresa, G. Llorenc, A. Javier, C., Antoni, S. (2008). Comparison of aerobic and anaerobic stability indices through a MSW biological treatment process. **Waste Management** 28: 2735–2742.
- 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. **Bioresource Technology** 100: 1653-1662.
- 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.
- Ugwuanyi, J.O., Hervey, L.M., and McNeil, B. (2005). 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.
- Uma, R., Adish, K., Kaliappan, S., Ick, T. Y., Rajesh, B. (2012). Low temperature thermo-chemical pretreatment of dairy waste activated sludge for anaerobic digestion process. **Bioresource Technology** 103: 415–424.
- 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.

- 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.
- Yinying, J., Huan, L., Bux, M. P., Zhiyu, W. and Youngfeng, N. (2009). Combined alkaline and ultrasonic pretreatment of sludge before aerobic digestion. **Journal of Environmental Science** 21: 279-284.
- Yuanyuan, Y., Hanlong, C., Wenying, X., Qunbiao, H., Qi, Z. (2013). Enhancement of biochemical methane potential from excess sludge with low organic content by mild thermal pretreatment. **Biochemical Engineering Journal** 70: 127– 134.
- Zheng, M., Li, X., Li, L., Yang, X. and He, Y. (2009). Enhancing anaerobic biogasification of corn stover through wet state NaOH pretreatment. **Bioresource Technology** 100: 5140-5145.
- 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., Uranjek-Zevartb, N., and Ros, M. (2008a). Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge. **Biomass and Bioenergy** 32: 162-167.
- Zupancic, G.D., and Ros, M. (2008b). Aerobic and two-stage anaerobic-aerobic sludge digestion with pure oxygen and air aeration. **Bioresource Technology** 99: 100-109.



ภาคผนวก ก

ข้อมูลการบำบัดก่อนด้วยภาวะต่าง

ตารางที่ ก.1 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 8

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,328	3,503	3,328	2,977	3,328
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	66.64	66.64	70.04	73.304	73.304
%SCOD/TCOD	1.902	1.902	1.999	2.092	2.092
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	5,590	6,100	5,990	5,460	4,920
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,660	2,870	3,010	2,950	2,690
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,620	1,760	1,880	2,000	2,060
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,040	300	380	1,620	1,060
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,970	4,340	4,110	3,460	2,860
VSS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,620	2,570	2,630	1,330	1,630

ตารางที่ ก.2 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 9

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,503	3,328	3,328	3,152	3,503
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	73.30	73.30	79.97	86.63	87.20
%SCOD/TCOD	2.092	2.092	2.282	2.473	2.489
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	5,410	6,490	5,730	5,620	5,610
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,410	2,940	2,760	2,940	2,640
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,500	1,680	1,880	2,120	2,060
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,910	4,810	3,850	3,500	3,550
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	930	2,280	1,380	1,060	1,800

ตารางที่ ก.3 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 10

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,328	3,152	3,503	3,152	3,328
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	80.96	86.63	90.65	93.29	93.30
%SCOD/TCOD	2.311	2.472	2,587	2.663	2.663
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	5,320	6,260	6,450	5,380	5,530
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,210	2,840	3,070	2,850	2,240
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,320	1,440	1,560	1,700	2,020
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	4,000	4,820	4,890	3,680	3,510
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,630	2,200	2,970	1,530	1,840

ตารางที่ ก.4 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 11

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,328	3,328	3,328	2,977	2,802
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	93.29	99.96	113.28	126.61	139.94
%SCOD/TCOD	2.663	2.853	3.233	3.614	3.994
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	5,740	6,180	6,900	6,420	5,740
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,660	3,090	3,120	3,060	2,480
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,280	1,740	1,860	1,980	2,120
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	4,460	4,440	5,040	4,440	3,620
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,720	2,590	2,540	1,680	1,760

ตารางที่ ก.5 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 12

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,328	3,152	2,977	2,802	3,328
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	533.12	546.44	573.10	639.74	639.74
%SCOD/TCOD	15.218	15.598	16.359	18.261	18.261
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	7,690	6,480	7,530	6,780	6,750
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,110	2,830	3,040	3,270	2,620
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	2,950	3,080	3,280	3,522	3,800
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	4,740	3,400	4,250	3,258	2,950
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	990	1,850	1,880	710	1,020

ตารางที่ ก.6 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 13

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,152	2,977	3,328	3,503	3,328
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,066	1,099	1,132	1,166	1,166
%SCOD/TCOD	30.436	31.387	32.338	33.289	33.289
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	61,930	78,180	74,270	73,830	78,490
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	4,520	5,590	8,300	8,690	7,760
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	55,880	57,020	59,860	65,680	66,700
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	6,050	21,160	14,410	8,150	11,790
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	20	2,790	5,920	5,370	620

ตารางที่ ก.7 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในตะกอนที่พีเอชเท่ากับ 14

พารามิเตอร์	ระยะเวลาสัมผัส (ชั่วโมง)				
	3	6	12	24	48
TCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	3,152	3,152	3,328	3,152	3,328
SCOD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	1,132	1,152	1,166	1,299	1,332
%SCOD/TCOD	32.338	32.907	33.289	37.094	38.045
TS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	103,760	114,510	106,300	104,050	127,290
TVS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	9,130	13,250	13,960	19,340	12,020
TDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	91,520	97,980	98,360	98,600	109,320
VDS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	12,240	16,530	7,940	5,450	17,970
SS (มิลลิกรัมต่อลิตร)	650	5,570	9,840	16,440	550





ภาคผนวก ข  
ข้อมูลประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์



ตารางที่ ข.1 ความเข้มข้นของซีโอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน

วันที่	ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
0	5,699	5,728	5,807	6,045	5,751	5,590				
6	6,479	5,706	4,796	5,693	5,538	6,082	15.95	12.13	2.95	6.13
12	6,980	5,800	4,842	5,979	5,596	6,397	16.52	14.35	3.52	8.35
18	6,764	5,702	4,294	5,355	5,035	5,761	24.69	20.82	11.69	14.82
24	6,061	5,858	3,870	4,455	4,632	4,818	33.93	26.50	20.93	20.50
30	6,254	6,502	4,186	4,565	5,031	4,940	35.62	27.01	22.62	21.01
36	6,109	6,417	4,144	4,482	4,979	4,849	35.42	26.63	22.42	20.63
42	5,897	6,992	4,176	4,111	5,085	4,465	40.27	30.28	27.27	24.28
48	5,586	5,724	3,555	3,934	4,299	4,269	37.90	29.57	24.90	23.57
54	5,753	6,551	3,710	3,779	4,562	4,124	43.37	34.31	30.37	28.31
60	5,572	5,599	2,944	3,376	3,671	3,710	47.43	39.41	34.43	33.41
66	6,503	6,654	3,952	3,907	4,324	4,429	40.61	39.92	35.02	31.89
72	5,880	5,778	3,532	3,652	3,782	4,062	38.87	37.89	34.54	30.92
78	6,348	6,123	3,255	3,718	3,896	4,220	46.84	41.42	36.37	33.52

ตารางที่ ข.1 ความเข้มข้นของซีโอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิบัติการที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน (ต่อ)

วันที่	ซีโอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
84	6,896	6,683	3,375	3,945	4,243	4,444	49.50	42.79	36.50	35.55
90	6,799	6,032	3,325	3,975	3,840	4,383	44.88	41.53	36.34	35.53
96	6,983	6,116	3,124	3,845	3,892	4,599	48.92	44.94	36.36	34.14
102	6,761	5,894	3,025	3,954	3,425	4,359	48.68	41.52	41.89	35.52
108	6,847	6,136	3,157	3,547	3,954	4,464	48.56	48.20	35.56	34.81
114	6,884	5,927	3,054	3,520	3,755	4,487	48.47	48.87	36.65	34.82
120	5,871	5,818	3,200	3,496	3,645	3,849	45.00	40.45	37.35	34.45
126	6,051	6,039	3,125	3,577	3,794	3,862	48.25	40.89	37.17	36.17
132	5,552	5,650	2,819	3,215	3,553	3,550	50.12	42.10	37.12	36.06
138	5,870	6,440	3,206	3,396	4,125	3,748	50.22	42.15	35.95	36.15
144	5,774	6,216	3,056	3,301	3,864	3,648	50.84	42.83	37.84	36.83
150	5,745	6,483	3,187	3,285	4,029	3,629	50.85	42.83	37.85	36.83
156	5,886	6,077	2,988	3,365	3,545	3,718	50.84	42.83	41.67	36.83
162	6,678	5,798	2,851	3,816	3,520	4,217	50.83	42.85	39.29	36.85

ตารางที่ ข.2 ความเข้มข้นของซีไอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน

วันที่	ซีไอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
168	6,241	6,644	3,241	3,396	4,038	3,952	51.22	45.59	39.22	36.68
174	6,127	5,707	2,876	3,346	3,561	3,945	49.61	45.39	37.61	35.61
180	5,734	6,824	2,911	2,773	3,730	3,633	57.34	51.64	45.34	36.64
186	6,477	6,816	2,908	3,100	3,726	4,071	57.33	52.14	45.33	37.14
192	5,889	6,243	2,685	2,841	3,434	3,652	57.00	51.75	45.00	37.99
198	5,591	6,228	2,679	2,710	3,426	3,255	56.99	51.53	44.99	41.78
204	6,788	5,541	2,261	3,087	2,926	4,105	59.20	54.53	47.20	39.53
210	6,514	5,581	2,277	2,966	2,946	3,943	59.21	54.46	47.21	39.46
216	5,925	6,700	2,713	2,707	3,517	3,596	59.51	54.31	47.51	39.31
222	6,030	5,853	2,183	2,553	3,015	3,458	62.71	57.66	48.49	42.66
228	6,627	6,850	2,572	2,816	3,394	3,810	62.46	57.51	50.46	42.51
234	6,564	6,091	2,275	2,788	3,205	3,773	62.64	57.52	47.38	42.52
240	6,896	6,612	2,579	3,034	3,372	4,069	61.00	56.00	49.00	41.00

ตารางที่ ข.2 ความเข้มข้นของซีไอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิบัติการที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน (ต่อ)

วันที่	ซีไอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
246	6,594	6,437	2,520	2,911	3,293	3,900	60.84	55.85	48.84	40.85
252	6,113	6,247	2,416	2,670	3,166	3,587	61.32	56.33	49.32	41.33
258	6,880	6,649	2,573	3,007	3,371	4,039	61.30	56.29	49.30	41.29
264	5,926	6,591	2,580	2,617	3,371	3,506	60.85	55.83	48.85	40.83
270	6,979	5,998	2,349	3,081	3,245	4,128	60.83	55.86	45.90	40.86



ตารางที่ ข.3 ความเข้มข้นของซีไอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิบัติการที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน

วันที่	ซีไอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
276	6,868	6,846	3,731	3,947	4,210	4,223	45.51	42.54	38.51	38.51
282	6,002	5,888	3,300	3,531	3,712	4,311	43.96	41.17	36.96	28.17
288	5,531	6,687	3,259	2,905	3,727	3,624	51.26	47.48	44.26	34.48
294	6,060	6,709	3,269	3,159	3,845	3,947	51.27	47.87	42.69	34.87
300	6,375	6,997	3,399	3,310	3,741	4,139	51.43	48.08	46.53	35.08
306	6,636	5,815	2,867	3,435	3,274	4,025	50.70	48.23	43.70	39.35
312	6,061	6,920	3,214	3,009	3,698	3,797	53.55	50.35	46.55	37.35
318	6,138	6,606	3,073	3,046	3,535	3,844	53.49	50.37	46.49	37.37
324	6,889	6,577	3,060	3,407	3,520	4,302	53.48	50.55	46.48	37.55
330	6,834	6,911	3,010	3,180	3,494	4,069	56.45	53.46	49.45	40.46
336	6,255	6,972	3,037	2,902	3,525	3,716	56.43	53.60	49.43	40.60
342	6,902	6,175	2,679	3,213	3,244	4,110	56.62	53.45	47.47	40.45
348	6,609	5,851	2,633	3,172	3,253	4,031	55.00	52.00	44.40	39.00

ตารางที่ ข.3 ความเข้มข้นของซีไอดีในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิบัติการที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน (ต่อ)

วันที่	ซีไอดี (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
354	5,646	6,760	3,052	2,720	3,525	3,454	54.85	51.82	47.85	38.82
360	5,578	5,752	2,568	2,657	3,025	3,383	55.35	52.36	47.41	39.36
366	6,882	6,318	2,823	3,283	3,265	4,215	55.32	52.29	48.32	38.75
372	5,960	6,024	2,721	2,871	3,142	3,646	54.83	51.83	47.83	38.83



ตารางที่ ข.4 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
0	9,229	8,637	8,455	8,540	9,021	8,625	2.11	7.47	-4.45	6.54
6	9,935	10,904	8,178	8,723	7,451	7,948	25.00	12.20	31.66	20.00
12	9,313	10,735	8,051	8,588	6,985	7,450	25.00	7.78	34.93	20.00
18	10,936	9,577	7,183	7,662	8,202	8,749	25.00	29.94	14.36	20.00
24	11,460	8,688	6,516	6,950	8,595	9,168	25.00	39.35	1.07	20.00
30	9,036	9,078	6,809	7,262	6,777	7,229	25.00	19.63	25.35	20.00
36	9,569	8,593	6,445	6,874	7,177	7,655	25.00	28.16	16.48	20.00
42	9,400	10,079	7,559	8,063	7,050	7,520	25.00	14.22	30.05	20.00
48	10,276	11,282	8,462	9,026	7,707	8,221	25.00	12.17	31.69	20.00
54	11,084	9,058	6,794	7,246	8,313	8,867	25.00	34.62	8.22	20.00
60	9,445	9,266	6,950	7,413	7,084	7,556	25.00	21.52	23.55	20.00
66	10,020	10,624	7,145	6,370	6,802	6,792	32.75	36.42	35.98	32.21
72	11,303	10,492	6,369	7,360	6,718	7,644	39.30	34.88	35.97	32.37
78	9,444	10,533	6,292	6,016	6,744	6,370	40.26	36.30	35.97	32.55



ตารางที่ ข.4 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิบัติการที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
84	10,799	8,913	5,455	6,550	5,722	7,269	38.79	39.35	35.80	32.68
90	11,458	9,501	5,695	7,056	6,093	7,607	40.05	38.42	35.87	33.61
96	9,019	10,375	6,011	5,554	6,645	6,988	42.06	38.42	35.96	22.52
102	11,196	8,883	5,198	6,594	5,603	7,233	41.48	41.10	36.92	35.40
108	9,062	11,052	6,302	5,680	6,912	6,416	42.97	37.32	37.46	29.20
114	9,620	8,872	5,032	5,624	5,796	6,787	43.29	41.54	34.67	29.45
120	11,058	11,497	6,691	6,110	7,052	7,241	41.80	44.75	38.66	34.51
126	10,399	10,117	5,852	6,304	6,382	6,604	42.16	39.38	36.92	36.49
132	9,071	11,185	6,479	5,596	7,155	6,922	42.07	38.31	36.03	23.69
138	11,373	8,571	4,967	7,093	5,457	7,851	42.04	37.63	36.34	30.97
144	11,460	9,486	5,497	7,057	5,894	7,908	42.05	38.42	37.87	30.99
150	8,835	11,062	6,300	5,401	6,078	5,966	43.05	38.87	45.06	32.48
156	11,218	10,900	6,505	6,938	6,896	7,458	40.33	38.15	36.74	33.52
162	10,554	8,565	4,954	6,449	5,903	7,057	42.16	38.89	31.08	33.14

ตารางที่ ข.5 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
168	9,181	8,694	4,919	5,037	5,673	6,182	43.43	45.14	34.75	32.66
174	10,269	11,391	4,355	5,891	6,168	6,237	61.77	42.63	45.85	39.26
180	10,366	10,095	4,705	4,632	5,346	6,287	53.39	55.32	47.05	39.35
186	11,480	9,069	3,949	5,397	5,253	6,655	56.46	52.98	42.08	42.03
192	9,018	8,680	3,514	4,769	4,466	5,099	59.52	47.12	48.54	43.46
198	10,488	10,735	3,797	4,583	5,453	5,449	64.63	56.30	49.21	48.05
204	9,333	10,308	3,789	4,650	5,248	4,860	63.24	50.17	49.09	47.93
210	9,532	11,237	4,011	4,083	5,594	4,911	64.30	57.16	50.22	48.48
216	10,536	9,212	3,708	4,303	4,622	5,423	59.74	59.16	49.83	48.53
222	9,976	10,076	3,478	4,579	4,936	5,098	65.48	54.10	51.01	48.90
228	10,718	9,710	3,551	4,989	4,761	5,266	63.43	53.45	50.97	50.87
234	11,373	10,145	3,502	4,703	4,970	5,600	65.48	58.65	51.01	50.76
240	9,191	10,015	4,477	3,791	4,907	4,487	55.29	58.75	51.00	51.18

ตารางที่ ข.5 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกรณ์ที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
246	8,821	8,686	3,926	3,636	4,089	4,549	54.80	58.78	52.92	48.43
252	9,090	10,210	3,695	3,749	4,721	4,886	63.81	58.76	53.76	46.25
258	9,505	8,723	3,179	3,972	4,137	4,898	63.56	58.21	52.57	48.47
264	9,888	11,410	4,212	4,255	5,427	5,453	63.09	56.97	52.44	44.85
270	11,090	10,650	3,748	4,625	5,192	5,696	64.81	58.30	51.25	48.64



ตารางที่ ข.6 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิบัติการที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
276	11,442	10,377	5,407	5,418	6,419	6,180	47.89	52.65	38.15	45.99
282	10,015	10,293	6,070	5,658	5,940	5,909	41.03	43.50	42.29	41.00
288	9,636	9,487	5,212	5,546	5,502	5,678	45.06	42.44	42.00	41.08
294	9,887	9,779	5,342	5,717	6,172	5,531	45.37	42.18	36.89	44.06
300	10,637	10,806	5,798	6,237	6,767	5,989	46.35	41.37	37.37	43.70
306	9,119	8,996	4,494	5,157	5,718	5,763	50.04	43.45	36.44	36.81
312	9,294	9,871	4,283	5,210	5,925	5,969	56.61	43.95	39.97	35.77
318	8,945	9,602	4,563	5,214	5,769	5,656	52.48	41.71	39.92	36.76
324	11,035	9,746	4,227	6,285	5,853	6,681	56.63	43.05	39.95	39.45
330	9,694	10,395	4,715	5,234	6,129	5,963	54.64	46.01	41.04	38.48
336	10,636	11,479	5,197	5,966	6,758	6,438	54.73	43.91	41.13	39.47
342	9,767	8,843	3,976	5,980	5,229	5,968	55.03	38.78	40.87	38.90
348	11,401	9,196	4,133	6,395	5,384	6,965	55.06	43.91	41.46	38.91

ตารางที่ ข.6 ความเข้มข้นของของแข็งทั้งหมดในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิกิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งทั้งหมด (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
354	9,524	11,108	4,942	5,243	6,493	5,820	55.51	44.94	41.55	38.90
360	9,507	10,440	4,645	5,329	6,075	5,909	55.50	43.95	41.81	37.84
366	11,293	8,809	4,216	6,229	5,129	6,884	52.14	44.84	41.77	39.04
372	8,562	11,224	4,988	4,800	6,460	5,618	55.56	43.94	42.45	34.39



ตารางที่ ข.7 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
66	5,511	5,312	4,659	4,232	4,525	4,519	35.52	37.89	37.36	33.68
72	6,217	5,246	4,231	4,905	4,468	5,098	40.70	36.18	37.37	33.67
78	5,194	5,267	4,179	3,991	4,486	4,232	41.66	37.86	37.37	34.11
84	5,939	4,457	3,610	4,354	3,691	4,843	40.44	40.71	39.10	34.05
90	6,302	4,751	3,823	4,748	4,093	5,123	40.83	39.06	36.64	34.25
96	4,960	5,188	4,037	3,727	4,468	4,702	42.77	39.24	36.66	23.34
102	6,158	4,442	3,435	4,384	3,710	4,818	43.14	42.41	38.58	36.71
108	4,984	5,526	4,186	3,763	4,600	4,263	44.30	38.94	38.79	30.82
114	5,291	4,436	3,321	3,724	3,842	4,515	44.94	43.07	36.32	30.98
120	6,082	5,749	4,500	4,104	4,746	4,874	42.44	45.42	39.30	35.18
126	5,719	5,059	3,929	4,237	4,290	4,441	42.89	40.09	37.65	37.20
132	4,989	5,593	4,356	3,755	4,816	4,657	42.73	39.12	36.68	24.50
138	6,255	4,286	3,398	4,844	3,730	5,358	41.70	37.37	35.99	30.71

ตารางที่ ข.7 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 21 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
144	6,303	4,743	3,538	4,599	3,808	5,178	45.16	40.99	40.97	33.56
150	4,859	5,531	4,264	3,652	4,113	4,037	43.31	39.21	45.32	32.81
156	6,170	5,450	4,403	4,698	4,669	5,051	40.59	38.41	37.01	33.78
162	5,805	4,283	3,349	4,365	3,994	4,779	42.50	39.17	31.43	33.41



ตารางที่ ข.8 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
168	5,050	4,347	3,335	3,415	3,848	4,194	43.59	45.30	34.92	32.82
174	5,648	5,696	2,811	3,856	3,944	4,091	63.70	44.78	49.08	41.41
180	5,701	5,048	3,049	3,100	3,485	4,125	55.58	56.03	49.23	41.48
186	6,314	4,535	2,535	3,520	3,422	4,375	58.89	54.91	44.51	43.95
192	4,960	4,340	2,239	2,993	2,887	3,317	62.06	51.20	51.09	45.90
198	5,768	5,368	2,532	3,066	3,658	3,655	65.31	57.00	49.89	48.75
204	5,133	5,154	2,526	3,112	3,519	3,255	63.96	50.96	49.80	48.72
210	5,243	5,619	2,678	2,727	3,654	3,290	64.96	57.93	52.18	49.25
216	5,795	4,606	2,472	2,876	3,093	3,638	60.54	59.86	50.63	49.22
222	5,487	5,038	2,375	3,024	3,367	3,476	65.33	55.43	50.86	48.75
228	5,695	4,855	2,425	3,403	3,147	3,591	63.27	53.31	52.33	50.73
234	6,255	5,073	2,392	3,208	3,289	3,818	65.33	58.52	52.32	50.63
240	5,055	5,008	3,035	2,568	3,227	3,041	55.44	58.91	52.62	51.34



ตารางที่ ข.8 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 14 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
246	4,852	4,343	2,660	2,463	2,771	3,083	54.97	58.94	53.09	48.60
252	5,000	5,105	2,503	2,539	3,220	3,312	63.95	58.92	53.62	46.41
258	5,228	4,362	2,151	2,691	2,803	3,320	63.73	58.36	52.74	48.63
264	5,438	6,505	2,854	2,883	3,080	3,698	63.22	57.12	60.30	45.00
270	6,100	5,325	2,548	3,145	3,531	3,873	64.81	58.30	51.25	48.64



ตารางที่ ข.9 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
276	5,294	5,189	3,127	2,984	3,465	3,652	39.73	52.58	33.22	41.97
282	5,508	5,147	2,978	2,548	2,539	2,868	42.14	53.75	50.66	47.93
288	5,300	4,744	2,994	3,071	2,842	3,311	36.88	42.05	40.09	37.53
294	5,438	4,890	2,482	2,587	2,697	2,711	49.23	52.42	44.84	50.14
300	5,850	5,403	2,793	2,741	3,102	2,922	48.31	53.15	42.59	50.05
306	5,015	4,498	1,906	2,207	2,388	2,769	57.62	56.01	46.91	44.80
312	5,112	4,936	2,312	2,793	3,079	3,459	53.15	45.37	37.61	32.33
318	4,920	4,801	2,403	2,696	2,873	3,146	49.95	45.21	40.16	36.05
324	6,069	4,873	2,175	3,424	2,930	3,843	55.38	43.59	39.88	36.68
330	5,022	4,998	2,506	2,709	3,118	3,355	51.78	49.19	40.01	37.07
336	5,850	4,955	2,684	3,057	3,395	3,528	53.24	47.74	40.84	39.69
342	5,372	4,422	1,854	3,066	2,356	3,208	58.07	42.92	46.72	40.28
348	6,271	4,598	1,960	3,048	2,461	4,086	57.36	51.39	46.48	34.84

ตารางที่ ข.9 ความเข้มข้นของของแข็งระเหยง่ายในตะกอนเข้าและออกจากถังปฏิริยาที่ระยะเวลาเก็บกัก 7 วัน (ต่อ)

วันที่	ของแข็งระเหยง่าย (มิลลิกรัมต่อลิตร)						ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)			
	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN	PTAN	TAN	PAN	AN
354	5,238	5,554	2,511	2,566	3,215	3,107	54.80	51.02	42.11	40.68
360	5,229	4,875	2,309	2,424	2,931	3,168	55.77	53.65	43.85	39.41
366	6,211	4,405	2,217	3,436	2,488	4,031	49.66	44.68	43.52	35.10
372	4,709	5,612	2,742	2,464	3,393	3,170	51.14	47.68	39.54	32.68



ภาคผนวก ค

สัดส่วนสารอินทรีย์กับความสามารถการย่อยสลายทางชีวภาพ



ตารางที่ ค.1 ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก

ถัง ปฏิบัติริยา	ระยะเวลา เก็บกัก	ซีโอดี (มก./ล.)	ซีโอดีละลายน้ำ (มก./ล.)	บีโอดี (มก./ล.)	บีโอดีละลายน้ำ (มก./ล.)	บีโอดี/ซี โอดี
RS		6,310	134	1,395	56.28	0.221
P-RS		6,299	214	2,853	162.64	0.453
PTAN	21 วัน	3,154	784	1,079	294.94	0.342
	14 วัน	2,534	1,048	933	245.25	0.368
	7 วัน	3,054	1,564	1,228	115.63	0.402
TAN	21 วัน	3,675	729	683	149.15	0.186
	14 วัน	2,853	1,665	750	181.68	0.263
	7 วัน	3,169	1,902	954	229.43	0.301
PAN	21 วัน	3,878	969	1,361	374.13	0.351
	14 วัน	3,319	1,477	1,235	213.59	0.372
	7 วัน	3,554	1,779	1,535	120.58	0.432
AN	21 วัน	4,154	893	848	202.34	0.204
	14 วัน	3,761	1,412	1,042	430.24	0.277
	7 วัน	3,949	1,707	1,161	552.04	0.294

ตารางที่ ค.2 ความเข้มข้นของสัคส่วนสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดีที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อย  
แอนแอโรบิก

ถังปฏิกริยา	ระยะเวลาเก็บกัก	$S_s$ (mg/l)	$X_s$ (mg/l)	$S_i$ (mg/l)	$X_i$ (mg/l)
RS		56	1,338	78	4,838
P-RS		163	2,691	51	3,394
PTAN	21 วัน	295	784	489	1,586
	14 วัน	245	687	803	799
	7 วัน	116	1,112	1,448	378
TAN	21 วัน	149	534	580	2,411
	14 วัน	182	569	1,483	619
	7 วัน	229	724	1,673	542
PAN	21 วัน	374	987	595	1,922
	14 วัน	214	1,021	1,263	821
	7 วัน	121	1,415	1,658	360
AN	21 วัน	202	645	691	2,616
	14 วัน	430	612	982	1,737
	7 วัน	552	609	1,155	1,633

ตารางที่ ค.3 ร้อยละของสัดส่วนสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดีที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิก

ถังปฏิกริยา	ระยะเวลาเก็บกัก	$S_s$ (ร้อยละ)	$X_s$ (ร้อยละ)	$S_i$ (ร้อยละ)	$X_i$ (ร้อยละ)
RS	-	0.892	21.208	1.232	76.668
P-RS	-	2.582	42.718	0.815	53.885
PTAN	21 วัน	9.352	24.848	15.508	50.292
	14 วัน	9.677	27.123	31.674	31.526
	7 วัน	3.786	36.414	47.423	12.377
TAN	21 วัน	4.059	14.541	15.780	65.620
	14 วัน	6.368	19.932	51.993	21.707
	7 วัน	7.241	22.859	52.784	17.116
PAN	21 วัน	9.647	25.453	15.339	49.561
	14 วัน	6.435	30.765	38.066	24.734
	7 วัน	3.393	39.807	46.667	10.133
AN	21 วัน	4.870	15.530	16.624	62.976
	14 วัน	11.439	16.261	26.103	46.197
	7 วัน	13.980	15.420	29.248	41.352

ตารางที่ ค.4 ความเข้มข้นบีโอดีที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลา 21 วัน  
ด้วยเครื่อง oxitop ในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตร

วัน	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN
0	0	0	0	0	0	0
1	240	42	79	302	93	375
2	339	210	158	343	186	426
3	438	419	270	386	248	479
4	537	713	412	422	370	524
5	607	1,091	477	459	434	569
6	650	1,260	571	478	651	594
7	706	1,510	619	511	712	635
8	749	1,638	682	548	835	680
9	805	1,804	746	558	899	692
10	833	1,973	794	568	960	705
11	876	2,098	842	577	1,052	717
12	904	2,226	842	591	1,083	733
13	946	2,309	873	601	1,113	746
14	974	2,392	905	624	1,146	774
15	1,017	2,517	952	637	1,177	791
16	1,073	2,562	969	640	1,208	795
17	1,144	2,603	985	650	1,238	807
18	1,229	2,687	1,016	657	1,300	815
19	1,313	2,728	1,032	676	1,330	840
20	1,395	2853	1,079	683	1,361	848



ตารางที่ ค.5 ความเข้มข้นบีโอดีที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลา 14 วัน  
ด้วยเครื่อง oxitop ในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตร

วัน	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN
0	0	0	0	0	0	0
1	240	42	126	163	268	121
2	339	210	215	228	376	227
3	438	419	269	293	483	348
4	537	713	341	343	564	454
5	607	1,091	395	391	644	528
6	650	1,260	431	456	751	604
7	706	1,510	467	489	806	680
8	749	1,638	521	522	859	710
9	805	1,804	575	554	912	740
10	833	1,973	628	570	939	785
11	876	2,098	665	603	994	816
12	904	2,226	700	620	1,020	861
13	946	2,309	736	636	1,047	876
14	974	2,392	772	652	1,074	906
15	1,017	2,517	844	652	1,074	937
16	1,073	2,562	862	668	1,100	967
17	1,144	2,603	880	684	1,127	982
18	1,229	2,687	897	700	1,153	1,012
19	1,313	2,728	915	734	1,208	1,027
20	1,395	2853	933	750	1,235	1,042

ตารางที่ ค.6 ความเข้มข้นบีโอดีที่ป้อนเข้าและออกจากระบบย่อยแอนแอโรบิกที่ระยะเวลา 7 วัน  
ด้วยเครื่อง oxitop ในหน่วยมิลลิกรัมต่อลิตร

วัน	RS	P-RS	PTAN	TAN	PAN	AN
0	0	0	0	0	0	0
1	240	42	208	142	360	79
2	339	210	313	223	542	158
3	438	419	395	325	663	211
4	537	713	458	385	782	316
5	607	1,091	541	467	904	370
6	650	1,260	646	547	993	555
7	706	1,510	728	568	1,053	608
8	749	1,638	771	629	1,115	712
9	805	1,804	833	690	1,175	767
10	833	1,973	874	730	1,205	819
11	876	2,098	938	772	1,264	897
12	904	2,226	979	812	1,294	924
13	946	2,309	1,000	832	1,294	950
14	974	2,392	1,041	832	1,324	978
15	1,017	2,517	1,082	872	1,356	1,004
16	1,073	2,562	1,104	872	1,386	1,030
17	1,144	2,603	1,166	892	1,416	1,056
18	1,229	2,687	1,166	914	1,445	1,109
19	1,313	2,728	1,207	934	1,505	1,135
20	1,395	2853	1,228	954	1,535	1,161