

การกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น



วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2561

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

COD and nitrogen removal by upflow partially aerated biofilm reactor



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

Department of Environmental Engineering

Faculty of Engineering

Chulalongkorn University

Academic Year 2018

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น
โดย	น.ส.ณัฐธิดา เตียะเพชร
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้หัวข้อวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

.....	คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์
(ศาสตราจารย์ ดร.สุพจน์ เตชวรสินสกุล)	
คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์	ประธานกรรมการ
.....	(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.มนัสกร ราชากรกิจ)
.....	อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน)	กรรมการ
.....	(รองศาสตราจารย์ ดร.ตะวัน ลิ้มปียากร) วิทยาลัย
.....	กรรมการ
(ศาสตราจารย์ ดร.พิสุทธิ์ เพ็ชรมนกุล)	กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
.....	(ดร.กิตติคุณ ตรุยานนท์)

ณัฐธินิชา เตียะเพชร : การกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น (COD and nitrogen removal by upflow partially aerated biofilm reactor) อ.ที่ปรึกษาหลัก : ผศ. ดร.ศรัณย์ เตชะเสน

งานวิจัยนี้ศึกษาการกระจายตัวของน้ำในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นที่มีด้านล่างเป็นส่วนไร้อากาศมีการเติมอากาศเฉพาะด้านบน คิดอัตราส่วนของส่วนไร้อากาศต่อส่วนเติมอากาศเป็น 1:2 ในขณะที่ถังปฏิกริยาไม่มีตัวกลาง มีตัวกลางและเมื่อสิ้นสุดการทดลองที่ตัวกลางมีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ที่อัตราการเวียนน้ำ 100% พบว่าการกระจายตัวของน้ำในขณะที่ถังปฏิกริยาไม่มีตัวกลางและมีตัวกลางมีลักษณะคล้ายกันทั้งที่จุดตรวจวัดก่อนเติมอากาศและจุดน้ำออกมีลักษณะคล้ายกับการไหลแบบไหลตามกันในช่วงแรก ก่อนจุดเติมอากาศผสมกับแบบกวนสมบูรณ์ในช่วงเติมอากาศ เนื่องจากผลของการเติมอากาศและการเวียนน้ำ ในขณะที่รูปแบบการไหลของถังเมื่อสิ้นสุดการเดินระบบที่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ปรากฏลักษณะของการไหลแบบไหลตามกันชัดเจนกว่า ระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ได้จากการทดลองมีค่าน้อยกว่าที่คำนวณไว้ โดยความคลาดเคลื่อนสูงขึ้นตามระยะเวลาเก็บกักน้ำที่มากขึ้น เนื่องจากผลของตัวกลางที่ไต่ลงไปทำให้ปริมาตรจำเพาะ (Effective Volume) ของถังปฏิกริยาลดลง คิดระยะเวลาเก็บกักน้ำจริงของถังปฏิกริยาในการทดลองนี้ได้เป็น 84.1% ในขณะที่ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ซีโอดีและแอมโมเนียเริ่มต้น 400 มก./ล. และ 40 มก.-ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำทั้ง 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพเป็น 91.9% 91.6% 92.1% และ 98.7% ตามลำดับ คิดอัตราการบำบัดซีโอดีสูงสุดได้เป็น 171 มก./ล./ชม. ผลการบำบัดไนโตรเจนของระบบพบว่าสามารถเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันได้ดีที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 และ 8 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนเป็น 99% มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเป็น 37.3% และ 52.5% ตามลำดับ ส่วนที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 และ 2 ชั่วโมง การเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันต่ำ น้ำขาออกมีแอมโมเนียเหลืออยู่ 30.2 ± 3.99 และ 34.4 ± 0.910 มก.-ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ และไม่มีไนไตรต์และไนเตรตเกิดขึ้น คิดอัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะเฉลี่ยได้เป็น 0.0659 ± 0.0107 ก.-ไนโตรเจน/ตร.ม./วัน ดังนั้น สรุปได้ว่าถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นมีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียสูงที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 และ 12 ชั่วโมง ความเข้มข้นของซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจนที่น้ำออกมีค่าต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้ง เมื่อลดระยะเวลาเก็บกักน้ำลดลงต่ำกว่า 4 ชั่วโมงระบบสามารถกำจัดซีโอดีได้ต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้ง แต่ประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนลดลง ความเข้มข้นของแอมโมเนียที่น้ำออกสูงกว่ามาตรฐานน้ำทิ้ง รวมถึงมีอัตราการเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันต่ำ

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ลายมือชื่อนิสิต

ปีการศึกษา 2561

ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาหลัก

6070176021 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORD: Partially aerated biological filter, Up-flow, Nitrogen removal, Domestic wastewater, Biofilm

Nattanicha Tiaphet : COD and nitrogen removal by upflow partially aerated biofilm reactor. Advisor: Asst. Prof. SARUN TEJASEN, Ph.D.

This research studied residence time distribution (RTD) of the upflow partially aerated biofilm reactor. The RTD were observed with and without plastic media under various hydraulic retention time (HRT) with a 100% recirculation rate. Tracer curves of two collecting points, anaerobic zone, and effluent, were analyzed using the mathematic model. The curve of all conditions shows that the flow patterns were plug flow in anaerobic zone and completely mix in aerobic zone because of aeration and recirculation. Reductions of HRT were increased with 84.1% of expected HRT.

An upflow partially aerated biofilm reactor was developed to study the removal of COD and nitrogen from synthetic wastewater (COD 400 mg/l. and NH_3 -N 40 mg-N/l). The studied HRT were of 2, 4, 8, and 12 h, achieving COD removal efficiencies of 91.9%, 91.6%, 92.1%, and 98.7%, respectively. The highest COD removal rate was 171 mg/l/h. When HRT were 12 and 8 h, the reactor attained a good performance of denitrification and nitrification processes and the NH_3 -N removal efficiency reached 99% while total nitrogen (TN) reached 37.3% and 52.5%, respectively. The average nitrification rate was $0.0659 \pm 0.0107 \text{ gN/m}^2/\text{d}$. For 2 and 4 h HRT, NH_3 -N in effluent were 30.2 ± 3.99 and 34.4 ± 0.910 mg/l, respectively with little nitrite or nitrate production. The results demonstrated that the upflow partially aerated biofilm reactor can be operated at HRT of 2, 4, 8, and 12 h with more than 90% COD removal efficiency and at HRT of 12 h and 8 h for more than 99% of NH_3 -N removal and 40% for TN removal.

Field of Study: Environmental Engineering

Student's Signature

Academic Year: 2018

Advisor's Signature

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ต้องขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ที่ได้กรุณาสละเวลาแนะนำ ให้คำปรึกษา และถ่ายทอดวิชาความรู้ที่เป็นประโยชน์ในการทำวิทยานิพนธ์ตลอดจนสนับสนุนในการทำวิทยานิพนธ์ครั้งนี้

ขอกราบขอบพระคุณประธานการสอบวิทยานิพนธ์ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.มนัสกร ราชากร กิจ และคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รองศาสตราจารย์ ดร.ตะวัน ลิ้มปิยากร ศาสตราจารย์ ดร.พิสุทธิ์ เพ็ชรมนกุล และ ดร.กิตติคุณ ตรุยานนท์ ที่ได้ให้เกียรติสละเวลาเพื่อการสอบวิทยานิพนธ์นี้ และได้ให้คำแนะนำอันเป็นประโยชน์ซึ่งช่วยให้วิทยานิพนธ์นี้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณคณาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ทุกท่าน ที่ได้อบรมสั่งสอนและให้ความรู้

ขอขอบพระคุณภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่อนุเคราะห์สถานที่และเครื่องมือเพื่อใช้ในการวิจัย

ขอขอบพระคุณอาจารย์จรรยา ไพลิน เจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการและเจ้าหน้าที่ธุรการภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ได้ให้คำปรึกษาและความช่วยเหลือแก่ข้าพเจ้าเป็นอย่างดี

ขอขอบคุณทุนอุดหนุนจากบัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย และ โครงการสนับสนุนเพื่อขับเคลื่อนการวิจัย(STAR) กลุ่มวิจัยเทคโนโลยีชีวภาพสำหรับวิศวกรรมน้ำเสีย กองทุนรัชดาภิเษกสมโภช จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ได้สนับสนุนค่าใช้จ่ายตลอดการทำการวิจัย

สุดท้ายนี้ขอขอบคุณครอบครัว ที่สนับสนุนส่งเสริมทางการศึกษาให้แก่ข้าพเจ้าทำให้การศึกษาสำเร็จลุล่วงไปด้วยดี และขอขอบคุณเพื่อนๆ พี่ๆ น้องๆ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้ความช่วยเหลือในทุกๆด้านตลอดมาจนทำให้การทดลองสำเร็จไปได้

ณัฐฐนิชา เตียะเพชร

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ค
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	ง
กิตติกรรมประกาศ.....	จ
สารบัญ.....	ฉ
สารบัญตาราง.....	ฎ
สารบัญรูปภาพ.....	ฏ
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย.....	2
1.3 ขอบเขตของงานวิจัย.....	2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	3
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	4
2.1 การตรวจสอบการไหลของของไหลในถังปฏิกรณ์.....	4
2.1.1 วิธีการตรวจวัดหาฟังก์ชันการกระจายเรซิดเดนซ์ใหม่ (RTD).....	4
2.2 น้ำเสียชุมชน.....	10
2.3 สารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย.....	12
2.4 การบำบัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย.....	12
2.5 การบำบัดสารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียด้วยวิธีการทางชีวภาพ.....	13
2.5.1 การบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยจุลินทรีย์ชนิดใช้ออกซิเจน.....	13
2.5.1.1 ปริมาณสารสัมพันธ์ (Stoichiometry).....	14
2.5.1.2 ธาตุอาหารที่ต้องการ.....	15

2.5.2 การบำบัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย	15
2.5.2.1 แอมโมเนียฟิเคชัน (Ammonification) หรือไนโตรเจนมิเนอรัลไลเซชัน (Nitrogen mineralization).....	17
2.5.2.2 ไนตริฟิเคชัน (Nitrification).....	19
2.5.2.3 ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification).....	19
2.5.2.4 ปริมาณสารสัมพันธ์ของไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน	20
2.6 ปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสีย	21
2.6.1 อุณหภูมิ (Temperature).....	21
2.6.2 ความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (Dissolved oxygen, DO).....	21
2.6.3 ค่าความเป็นกรดต่าง (pH).....	22
2.6.4 สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity).....	22
2.6.5 อัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N ratio).....	22
2.7 ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบพรีดีไนตริฟิเคชัน (Pre-denitrification).....	23
2.8 ระบบบำบัดแบบฟิล์มชีวภาพ.....	24
2.8.1 การทำงานฟิล์มชีวภาพบนตัวกลาง	24
2.8.2 ประเภทของระบบบำบัดแบบฟิล์มชีวภาพ	25
2.9 ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ (Biological aerated filter).....	27
2.10 รูปแบบของจลนพลศาสตร์	31
2.11 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	34
2.11.1 การใช้สารติดตามในการหารูปแบบการไหลของถังปฏิกรณ์	34
2.11.2 ถังกรองชีวภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนในน้ำเสีย	34
2.11.3 ผลของระยะเวลาเก็บกักน้ำต่อประสิทธิภาพของถังกรองชีวภาพ.....	36
2.11.4 ผลของชนิดตัวกลางต่างๆต่อประสิทธิภาพการบำบัดของถังกรองชีวภาพ.....	37
2.11.5 ผลของอัตราการเวียนน้ำต่อประสิทธิภาพการบำบัดของถังกรองชีวภาพ.....	38

บทที่ 3 แผนการทดลองและการดำเนินงานวิจัย	42
3.1 แผนการทดลอง	42
3.2 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย	45
3.2.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการตรวจสอบการไหลของถังปฏิกริยา	45
3.2.2 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์น้ำเสีย	45
3.2.2.1 พีเอช.....	45
3.2.2.2 ของแข็งแขวนลอย.....	45
3.2.2.3 ออกซิเจนละลาย.....	45
3.2.2.4 ซีไอดี.....	45
3.2.2.5 แอมโมเนีย.....	46
3.2.2.6 ไนโตรต์.....	46
3.2.2.7 ไนเตรต	47
3.2.3 น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง	47
3.2.4 หัวเชื้อจุลินทรีย์.....	47
3.2.5 ตัวกลางที่ใช้ในการทดลอง	47
3.2.6 ถังปฏิกริยา.....	49
3.3.1 การทดลองที่ 1 การตรวจสอบการไหลของถังปฏิกริยา.....	51
3.3.2 การทดลองที่ 2 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีไอดีและไนโตรเจนที่ระยะเวลา เก็บกักน้ำต่างกัน	52
3.3.3 การทดลองตอนที่ 3 การหาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยก ชั้นชนิดไหลขึ้น.....	57
3.4 ระยะเวลาในการดำเนินงานวิจัย	59
บทที่ 4 ผลการทดลองและวิจารณ์	60
4.1 การตรวจสอบการไหลของถังปฏิกริยา.....	62

4.2 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ	72
4.2.1 ซีโอดี	72
4.2.2 ไนโตรเจน	76
4.2.3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของซีโอดีและไนโตรเจนที่ระดับความสูงต่างๆ	84
4.2.4 พีเอช	88
4.2.5 ค่าออกซิเจนละลาย	90
4.2.6 ค่าของแข็งแขวนลอย	91
4.3 ค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น	94
4.3.1 อัตราการบำบัดซีโอดี	94
4.3.2 อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน	98
บทที่ 5 ผลการทดลองและวิจารณ์	104
5.1 สรุปผลการทดลอง	104
5.1.1 การตรวจสอบการไหลของถังปฏิกรณ์	104
5.1.2 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ	104
5.1.3 ค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น	105
5.2 ข้อเสนอแนะ	105
ภาคผนวก	107
ภาคผนวก ก วิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำ	108
ภาคผนวก ข กราฟมาตรฐาน	111
ภาคผนวก ค ข้อมูลผลการทดลอง	113
บรรณานุกรม	145
ประวัติผู้เขียน	151

สารบัญตาราง

ตารางที่ 2.1 ลักษณะของน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆของประเทศไทย	11
ตารางที่ 2.2 ปริมาณความต้องการใช้ออกซิเจนของสารอินทรีย์บางประเภท	14
ตารางที่ 2.3 ตัวให้อิเล็กตรอน, ตัวรับอิเล็กตรอนและสารผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นของปฏิกิริยาการบำบัดทางชีวภาพ.....	16
ตารางที่ 2.4 ค่ายลด์ของจุลินทรีย์ชนิดต่างๆของปฏิกิริยาการบำบัดทางชีวภาพ.....	17
ตารางที่ 2.5 อัตราส่วน C/N ที่เหมาะสมสำหรับสารอินทรีย์ต่างๆในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	23
ตารางที่ 2.6 ตัวอย่างการออกแบบถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ.....	30
ตารางที่ 2.7 สรุปข้อมูลจากงานวิจัยที่เกี่ยวข้องของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ	40
ตารางที่ 4.1 เปรียบเทียบค่าระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ได้จากการคำนวณกับการทดลองของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น.....	70
ตารางที่ 4.2 ค่าสมมูลไนโตรเจนในระบบ.....	82
ตารางที่ 4.3 ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เกิดในน้ำเข้าและน้ำออกที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง	91
ตารางที่ 4.4 ค่าอัตราการบำบัดในงานวิจัยนี้เปรียบเทียบกับงานวิจัยก่อนหน้า	96
ตารางที่ 4.5 อัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะในงานวิจัยนี้เปรียบเทียบกับงานวิจัยก่อนหน้า.....	100
ตารางที่ 4.6 พารามิเตอร์และสมการที่ใช้ในการสร้างแบบจำลอง.....	102

สารบัญรูปภาพ

รูปที่ 2.1 การฉีตสารติดตามเข้าที่ทางเข้าและการตรวจวัดความเข้มข้นของสารติดตามที่ทางออกของเครื่องปฏิกรณ์แบบพลัส (ก) และแบบสเตป (ข)..... 5

รูปที่ 2.2 ความสัมพันธ์ระหว่าง CT (t) กับ t 6

รูปที่ 2.3 ความสัมพันธ์ระหว่าง vCT (t) กับ t 6

รูปที่ 2.4 ความสัมพันธ์ระหว่าง E(t) กับ t หรือกราฟ RTD..... 7

รูปที่ 2.5 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบไหลตามกัน..... 8

รูปที่ 2.6 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบกวนสมบูรณ์ 8

รูปที่ 2.7 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบไหลตามกันที่มีการเวียนกลับน้ำ 9

รูปที่ 2.8 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบกวนสมบูรณ์ผสมกับการไหลแบบไหลตามกัน 9

รูปที่ 2.9 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบกวนสมบูรณ์หลายถังต่อกัน 10

รูปที่ 2.10 ขั้นตอนต่างๆในการบำบัดไนโตรเจนทางชีวภาพ 18

รูปที่ 4.1 แผนผังแสดงผลการทดลอง..... 60

รูปที่ 4.2 การกระจายตัวของน้ำในขณะที่ถังปฏิริยาไม่มีตัวกลาง (ก) บริเวณจุดก่อนเติมอากาศที่ระดับความสูง 500 มม. และ (ข) บริเวณทางน้ำออกของถังปฏิริยา..... 63

รูปที่ 4.3 รูปกราฟ RTD ของถังปฏิริยาที่ไม่มีตัวกลาง..... 64

รูปที่ 4.4 การกระจายตัวของน้ำในขณะที่ถังปฏิริยามีตัวกลางที่ไม่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ (ก) บริเวณจุดก่อนเติมอากาศที่ระดับความสูง 500 มม. และ (ข) บริเวณทางน้ำออกของถังปฏิริยา 65

รูปที่ 4.5 รูปกราฟ RTD ของถังปฏิริยามีตัวกลางที่ไม่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่..... 66

รูปที่ 4.6 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบกวนสมบูรณ์ผสมกับการไหลแบบไหลตามกัน 67

รูปที่ 4.7 (ก) การกระจายตัวของน้ำ และ (ข) รูปแบบกราฟ RTD ของถังปฏิริยามีตัวกลางที่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่เมื่อสิ้นสุดการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง..... 68

รูปที่ 4.8 ความพันธ์ของระยะเวลาเก็บกักที่ได้จากการทดลองและระยะเวลาเก็บกักที่ได้จากการ คำนวณของ (ก) บริเวณจุดก่อนเติมอากาศที่ระดับความสูง 500 มม. และ (ข) บริเวณทางน้ำออกของ ถังปฏิกริยา.....	71
รูปที่ 4.9 ความเข้มข้นของซีโอดีตลอดการทดลองที่ (ก)ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง (ข)ระยะเวลา เก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง (ค)ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง และ (ง)ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง.....	75
รูปที่ 4.10 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นซีโอดีที่น้ำออกและประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีที่ ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ.....	76
รูปที่ 4.11 ความเข้มข้นของแอมโมเนียตลอดการทดลองที่ (ก) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง (ข) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง (ค) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง และ (ง) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง.....	79
รูปที่ 4.12 ความเข้มข้นของไนเตรดตลอดการทดลองที่ (ก) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง (ข) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง (ค) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง และ (ง) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง.....	80
รูปที่ 4.13 ความเข้มข้นของไนไตรต์ตลอดการทดลองที่ (ก) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง (ข) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง (ค) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง และ (ง) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง.....	81
รูปที่ 4.14 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นซีโอดีที่น้ำออกและประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีที่ ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ.....	84
รูปที่ 4.15 การเปลี่ยนแปลง (ก) ซีโอดี (ข) แอมโมเนีย (ค) ไนเตรดและไนไตรต์ และ (ง)ไนโตรเจน ทั้งหมด ที่ระดับความสูงต่างๆ	85
รูปที่ 4.16 ค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ (ก) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง (ข) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง (ค) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง และ (ง) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง.....	89
รูปที่ 4.17 ค่าออกซิเจนละลายที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆที่ระดับความสูง 100 500 และ 1300 มม.	90
รูปที่ 4.18 น้ำหนักของฟิล์มชีวภาพบนตัวกลางที่ระดับความสูงต่างๆ.....	92
รูปที่ 4.19 ตัวกลางที่มีฟิล์มชีวภาพมาเกาะ.....	93

รูปที่ 4.20 ความสัมพันธ์ระหว่าง (ก) อัตราการบำบัดกับระยะเวลาเก็บกักน้ำ และ (ข) ซีโอดีน้ำเข้า และออกกับระยะเวลาเก็บกัก.....	95
รูปที่ 4.21 เปรียบเทียบผลน้ำเสียระหว่างจากแบบจำลอง และจากการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง	97
รูปที่ 4.22 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันกับไนเตรตในน้ำขาออกที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 8 4 และ 2 ชั่วโมง	99
รูปที่ 4.23 ความสัมพันธ์ของ (ก) อัตราไนตริฟิเคชัน และ (ข) อัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะ เทียบกับ ความเข้มข้นไนเตรตในน้ำออกในช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8-12 ชั่วโมง	99
รูปที่ 4.24 เปรียบเทียบผลน้ำเสียระหว่างจากแบบจำลองและจากการทดลอง (ก) ไนเตรต และ (ข) แอมโมเนีย ของระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง	103



บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ไนโตรเจนเป็นมลพิษในน้ำอีกชนิดหนึ่งที่ควรบำบัดก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ เนื่องจากส่งผลกระทบต่อธรรมชาติและมนุษย์ ส่งผลให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) มีสาหร่ายเจริญเติบโตจำนวนมาก ทำให้แหล่งน้ำขาดออกซิเจนในตอนกลางคืน และส่งผลกระทบต่อทำให้ปลาตาย นอกจากนี้ไนโตรเจนในรูปไนเตรตในแหล่งน้ำบริเวณนี้จะก่อให้เกิดโรคในเด็กที่เรียกว่า โรคเด็กตัวเขียว (Blue Baby syndrome) (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ด้วยเหตุนี้ในช่วงหลายปีที่ผ่านมาจึงมีการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียที่สามารถบำบัดทั้งสารอินทรีย์และไนโตรเจนได้ เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบโพสต์แอนอกซิก (Post anoxic, Post-Denitrification), ระบบบำบัดน้ำเสียแบบกระบวนการเอ็มแอลอี (แอนอกซิก/ออกซิก) เป็นต้น (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) แต่ระบบเหล่านี้ยังมีจุดอ่อนอยู่ที่ต้องใช้ขนาดถังบำบัดที่ใหญ่มาก (Pramanik และคณะ, 2012)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังกรองชีวภาพ (Biofilter) เป็นระบบที่ถูกนำมาใช้กันอย่างแพร่หลายทั้งในการบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรม เนื่องจากเป็นระบบราคาถูก ขนาดเล็กกว่า มีประสิทธิภาพการบำบัดทั้งสารอินทรีย์และไนโตรเจนสูงกว่าเมื่อเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนแขวนลอยทั่วไป (Pramanik และคณะ, 2012) อีกทั้งยังมีการวิจัยและพัฒนาอย่างต่อเนื่องเพื่อให้เกิดการนำไปใช้งานได้หลากหลายและเพิ่มประสิทธิภาพของระบบให้ดียิ่งขึ้น เช่น ระบบบำบัดถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลลง (Partially aerated biological filter) (Albuquerque, Makinia และ Pagilla, 2012) ซึ่งพบว่าถังบำบัดมีขนาดเล็กลงได้มากและประหยัดพลังงานมากขึ้นด้วย แต่ข้อเสียของการที่น้ำไหลลงคือเกิดความปั่นป่วนของน้ำได้ง่าย (Iida และ Teranishi, 1984) ทำให้อากาศแพร่เข้าไปในส่วนที่ไร้อากาศได้ ประสิทธิภาพของการเกิดดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) จึงต่ำ งานวิจัยต่อมาจึงเน้นไปที่การศึกษากระบวนการเติมอากาศแยกชั้นที่การไหลของน้ำมีการไหลขึ้น (Up-flow partially aerated biological filter, U-PABF) (Tao และคณะ, 2016) ซึ่งพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนดีขึ้นกว่าระบบที่การไหลของน้ำเป็นแบบไหลลงมากและยังสามารถบำบัดไนโตรเจนที่ความเข้มข้นของไนโตรเจนสูงๆได้ (Tao และคณะ, 2016)

การศึกษานี้จึงมุ่งเน้นไปที่การศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของระบบบำบัดถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น โดยด้านล่างของถังปฏิกริยาจะเป็นส่วนไร้อากาศ มีการเติมอากาศเฉพาะด้านบน ทำให้ออกซิเจนไม่ไปรบกวนส่วนไร้อากาศ ใช้ตัวกลางพลาสติกที่มีพื้นที่ผิวมากเพื่อเพิ่มปริมาณฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) ในระบบ ทำให้สามารถลดพื้นที่ขนาดถังบำบัดลงโดยไปเพิ่มความสูงในแนวตั้งแทนซึ่งน่าจะเหมาะสำหรับการนำมาใช้งานในการบำบัดน้ำเสียของอาคารสูง นอกจากนี้ยังไม่จำเป็นต้องมีการเวียนตะกอนในระบบลง ทำให้ลดขั้นตอนที่ยุ่งยากในการเดินระบบลงไปได้ โดยงานวิจัยนี้จะทดลองเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบเพื่อหาระยะเวลาเก็บกักน้ำที่เหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำเสียชุมชนของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น โดยจะสามารถหาค่าจลนพลศาสตร์เพื่อนำไปปรับใช้กับการบำบัดน้ำเสียจริง

1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

เพื่อศึกษาประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นสำหรับการบำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชน โดยมีการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลเพื่อหาเวลาเก็บกักน้ำที่เหมาะสมที่สุดและวิเคราะห์หาค่าจลนพลศาสตร์ของระบบนี้

1.3 ขอบเขตของงานวิจัย

1.3.1 งานวิจัยนี้เป็นงานวิจัยระดับทดลองในห้องปฏิบัติการภาควิชาสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ทำการทดลองที่อุณหภูมิตั้งที่ 25 องศาเซลเซียส ในห้องปฏิบัติการ

1.3.2 น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีกลูโคส ($C_6H_{12}O_6$) เป็นแหล่งคาร์บอนและแอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl) เป็นแหล่งไนโตรเจน โดยให้ปรับมีความเข้มข้นของซีไอดี 400 มก./ล. และมีค่าแอมโมเนียไนโตรเจน 40 มก./ล. (ค่าอ้างอิงจากลักษณะน้ำเสียจากส้วมของอาคารสำนักงานในประเทศไทย, กรมควบคุมมลพิษ 2530)

1.3.3 หัวเชื้อจุลินทรีย์ที่ใช้มาจากโรงบำบัดน้ำเสียดินแดง

1.3.4 ถังปฏิกรณ์มีขนาด 9 ลิตร มีสัดส่วนของส่วนไร้อากาศต่อส่วนเติมอากาศเป็น 1:2 ด้านล่างเป็นส่วนไร้อากาศ 3 ลิตร ด้านบนเป็นส่วนเติมอากาศ 6 ลิตร

1.3.5 ตัวกลางที่ใช้เป็นตัวกลางพลาสติกกรุ่น BCN - 012 KILL ของบริษัท ENEXIO พื้นที่ผิวจำเพาะ 859 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร เต็มปริมาตรของถัง

1.3.6 เติมอากาศโดยใช้หัวกระจายอากาศ ความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (DO) ในส่วนเติมอากาศมากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร

1.3.7 ทำการเดินระบบด้วยอัตราการไหลแบบต่อเนื่อง (Continuous flow)

1.3.8 เวียนน้ำกลับด้วยอัตรา 1:1 เท่าของน้ำเสียที่เข้าระบบทางด้านล่างของถัง

1.3.9 ทำการทดลองโดยปรับอัตราการไหลให้มีเวลาเก็บกักน้ำต่างกันที่ 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง

1.3.10 พารามิเตอร์ที่ตรวจสอบ ดังนี้ พีเอช (pH) ของแข็งแขวนลอย (MLSS) ออกซิเจนละลาย (DO) ซีโอดี (COD) แอมโมเนีย (NH_3) ไนไตรท์ (NO_2^-) ไนเตรท (NO_3^-) และไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen)

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 ได้ข้อมูลเบื้องต้นของระยะเวลาเก็บกักน้ำและประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชน สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียถึงกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

1.4.2 ได้ค่าอัตราการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนของระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ

1.4.3 ได้ค่าค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

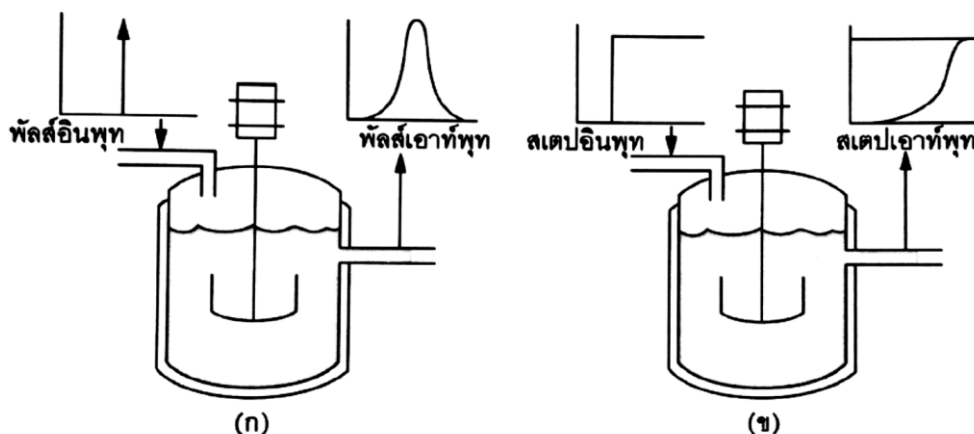
2.1 การตรวจสอบการไหลของของไหลในถังปฏิกรณ์

ลักษณะการไหลของของไหลในถังปฏิกรณ์แบบต่อเนื่องในอุดมคติ (Continuous ideal flow) จะแบ่งเป็น 2 แบบ กล่าวคือแบบกวนสมบูรณ์ (Completely mixed) ที่สารผสมในถังปฏิกรณ์มีการผสมการอย่างดี ทุกๆจุดในถังปฏิกรณ์มีความเข้มข้นเท่ากันหมด และแบบไหลตามกัน (Plug flow) ความเข้มข้นของสารจะเปลี่ยนแปลงไปตามระยะทางการไหล แต่ในความเป็นจริงแล้วลักษณะการไหลที่เกิดขึ้นจะเป็นการไหลแบบไม่อุดมคติ (Non-ideal flow) ซึ่งมีปัจจัยสำคัญที่เกี่ยวข้องอยู่ 3 ปัจจัยคือ การกระจายตัวของน้ำ (Flow distribution) สภาพการผสม (State of aggregation) และการผสมก่อนหลัง (Earliness and lateness of mixing) (วิโรจน์ บุญอำนวยวิทยา, 2544)

การกระจายเรซิเดนซ์ไทม์ (Residence time distribution, RTD) การไหลในถังปฏิกรณ์ที่การไหลเป็นแบบไม่อุดมคติ ของไหลจะใช้เวลาที่ไหลผ่านถังปฏิกรณ์ไม่เท่ากันไม่ว่าเป็นขนาดใกล้เคียงกันหรือประเภทเดียวกันก็ตาม ขึ้นกับลักษณะจำเพาะของถังปฏิกรณ์นั้น (วิโรจน์ บุญอำนวยวิทยา, 2544) ซึ่งการตรวจวัดว่าของไหลในถังเป็นการไหลแบบใด จะใช้เทคนิคการฉีดสารติดตาม (Tracer) แล้วตรวจวัดความเข้มข้นของสารติดตามที่ทางออก จากนั้นแปลงเป็น RTD ว่ามีลักษณะการกระจายตัวในรูปแบบใดและมีการไหลใกล้เคียงกับการไหลในแบบถังกวนสมบูรณ์หรือแบบไหลตามกัน

2.1.1 วิธีการตรวจวัดหาฟังก์ชันการกระจายเรซิเดนซ์ไทม์ (RTD)

ฟังก์ชัน $E(t)$ หรือ RTD function เป็นค่าที่ใช้มาคำนวณหาเวลาเฉลี่ยที่สารติดตามอยู่ในถังปฏิกรณ์ (Mean residence time, \bar{t}) หาได้โดยการทดลองฉีดสารติดตามที่ทางเข้า การฉีดสารติดตามที่ทางเข้าทำได้ 2 แบบคือ แบบพัลส์ (Pulse) และแบบสเตป (Step) ตามรูปที่ 2.1 และวัดความเข้มข้นของสารติดตามที่ทางออก ค่าความแตกต่างของความเข้มข้นของสารติดตามที่ทางเข้าและทางออก สามารถนำไปคำนวณฟังก์ชัน RTD ได้



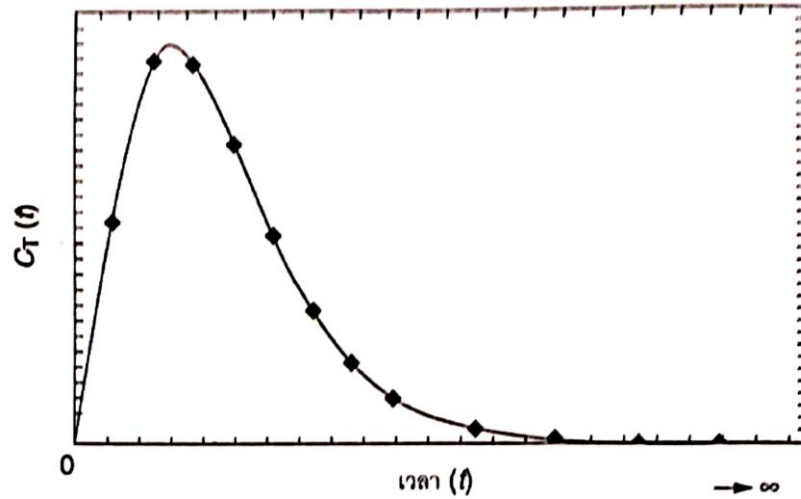
รูปที่ 2.1 การฉีดสารติดตามเข้าที่ทางเข้าและการตรวจวัดความเข้มข้นของสารติดตามที่ทางออกของเครื่องปฏิกรณ์แบบพัลส์ (ก) และแบบสเตป (ข) (ที่มา : วิโรจน์ บุญอำนวยวิทยา, 2544)

สมมติให้มีการฉีดสารติดตามแบบพัลส์ที่มีปริมาณ N_T (โมล หรือ กิโลกรัม) ที่ทางเข้าถึงปฏิกรณ์ที่มีสารทำปฏิกิริยาไหลเข้าด้วยอัตราการไหล v (ลิตร/วินาที) วัดความเข้มข้นของสารติดตามที่ทางออกซึ่งไม่ทำปฏิกิริยากับสารใดได้ $C_T(t)$ แล้วพล็อตความเข้มข้น $C_T(t)$ กับ t จะได้กราฟดังรูปที่ 2.2

จากกราฟในรูปที่ 2.2 จะพบว่าที่เวลาเริ่มต้น $t=0$ ความเข้มข้นของของสารติดตาม $C_T(t)$ ยังต่ำอยู่และเพิ่มขึ้นตามเวลาที่มากขึ้น แสดงว่าความเข้มข้นของสารติดตามเริ่มออกจากถังปฏิกรณ์ และที่เวลา $t=\infty$, $C_T(t)$ เข้าใกล้ศูนย์อีกครั้ง หมายความว่าสารติดตามได้ออกจากถังไปเกือบหมดแล้ว

ถ้าต้องการทราบว่าสารติดตามอยู่ในถังปฏิกรณ์เท่าใด สามารถหาได้จากการหาพื้นที่ใต้กราฟ โดยการนำค่าอัตราการไหล v ลิตร/วินาที ไปคูณกับ $C_T(t)$ และพล็อตกราฟใหม่ระหว่าง $vC_T(t)$ กับ t จะได้กราฟดังรูปที่ 2.3 ซึ่งพื้นที่ใต้กราฟตั้งแต่เวลา $t=0$ ถึง $t=t_1$ เขียนเป็นสมการทางคณิตศาสตร์ได้เป็น

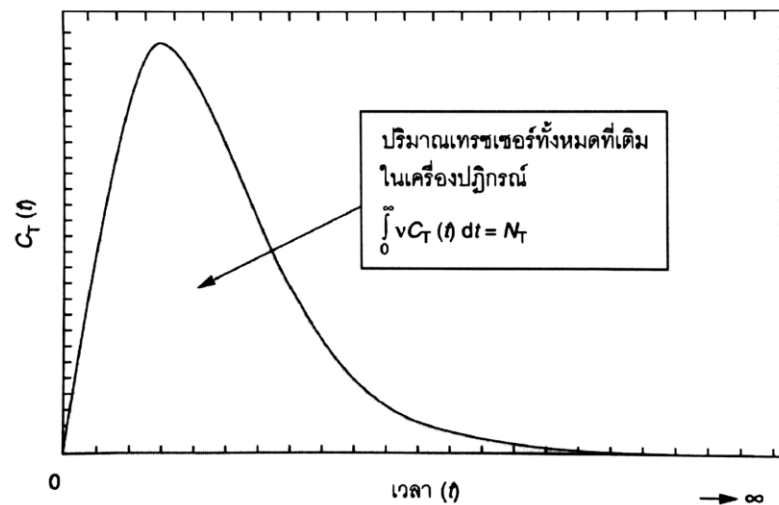
$$\int_0^{t_1} vC_T(t)dt = n_T \quad (2.1)$$



รูปที่ 2.2 ความสัมพันธ์ระหว่าง $CT(t)$ กับ t (ที่มา : วิโรจน์ บุญอำนวยวิทยา, 2544)

ดังนั้นระยะเวลาทั้งหมดที่สารติดตามอยู่ในถังจะเท่ากับ N_T โดยเขียนเป็นสมการทางคณิตศาสตร์ได้ ดังนี้

$$\int_0^{\infty} vC_T(t)dt = N_T \quad (2.2)$$

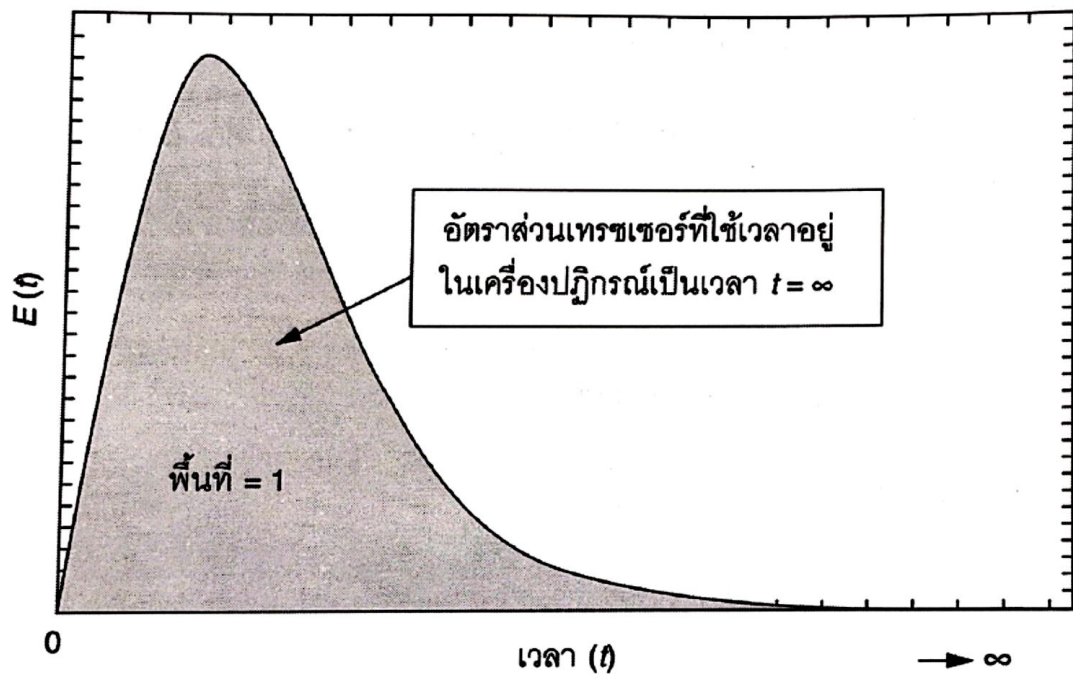


รูปที่ 2.3 ความสัมพันธ์ระหว่าง $vCT(t)$ กับ t (ที่มา : วิโรจน์ บุญอำนวยวิทยา, 2544)

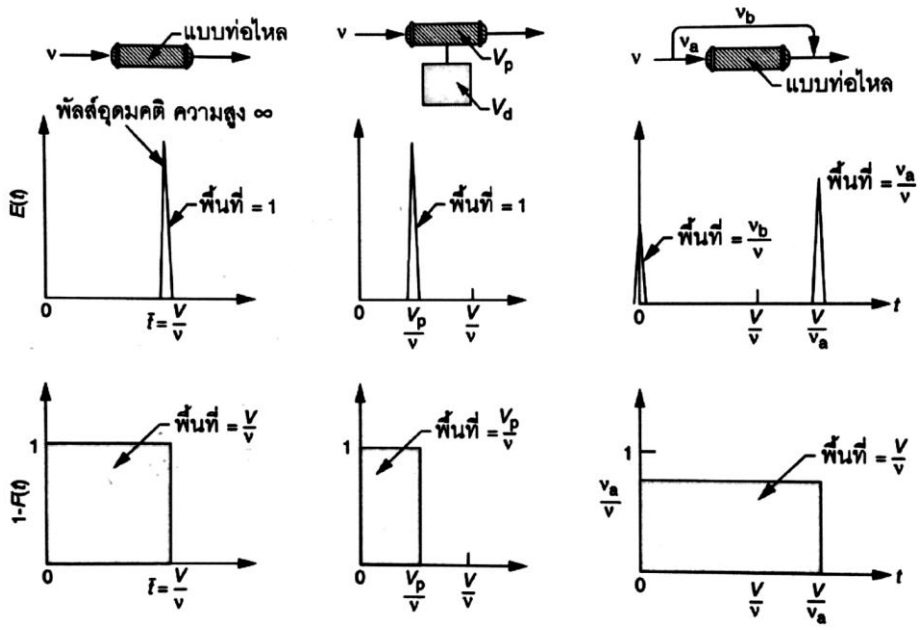
สามารถหาอัตราส่วนของสารติดตามที่อยู่ในถังที่เวลาใดๆต่อสารติดตามที่ฉีดเข้าไปทั้งหมด โดยการนำสมการที่ 2.1 หาค่าด้วยสมการที่ 2.2 เนื่องจาก v และ N_T เป็นค่าคงที่ไม่ขึ้นกับเวลาและ กำหนดให้ $\frac{C_T(t)}{N_T/v} = E(t)$ จัดรูปสมการใหม่ จะได้อัตราส่วนของสารติดตามที่อยู่ในถังที่เวลาใดๆ จะเป็นตามสมการที่ 2.3

$$\int_0^{t_1} E(t) dt = \frac{n_T}{N_T} \quad (2.3)$$

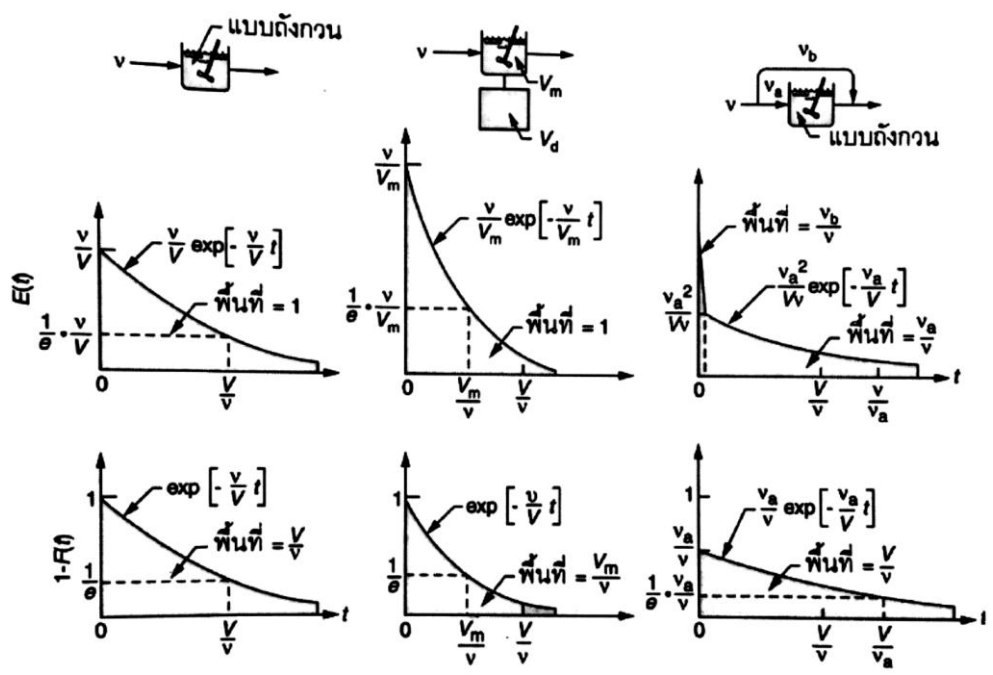
เมื่อพล็อตกราฟระหว่างฟังก์ชัน $E(t)$ กับ t จะได้กราฟดังรูปที่ 2.4 โดยเส้นกราฟระหว่างฟังก์ชัน $E(t)$ กับ t เรียกว่า กราฟ RTD รูปแบบมาตรฐานของกราฟ RTD ของการไหลในถังปฏิกรณ์แบบต่างๆแสดงในรูปที่ 2.5, 2.6 และ 2.7



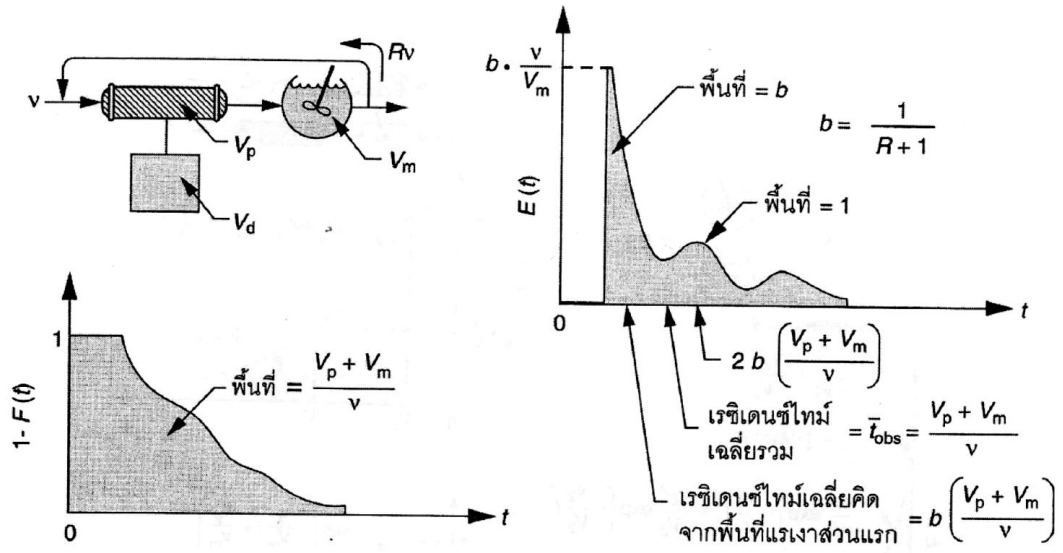
รูปที่ 2.4 ความสัมพันธ์ระหว่าง $E(t)$ กับ t หรือกราฟ RTD (ที่มา : วิโรจน์ บุญอำนวยวิทยา, 2544)



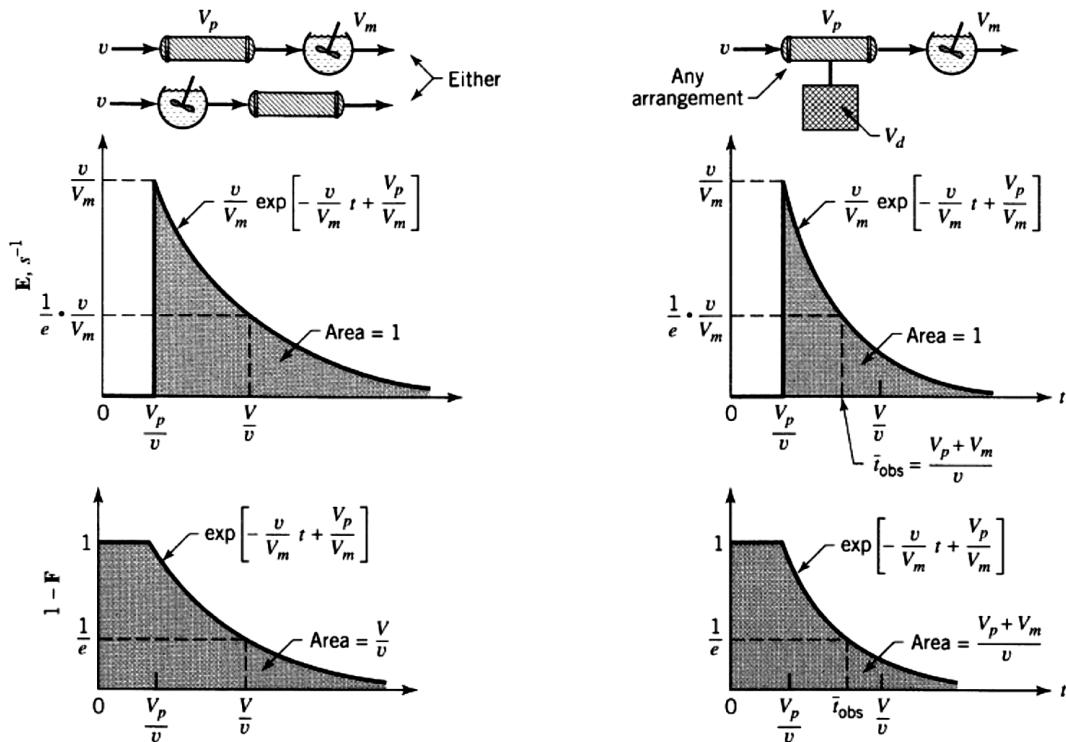
รูปที่ 2.5 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบไหลตามกัน (ที่มา : Levenspiel, 1999)



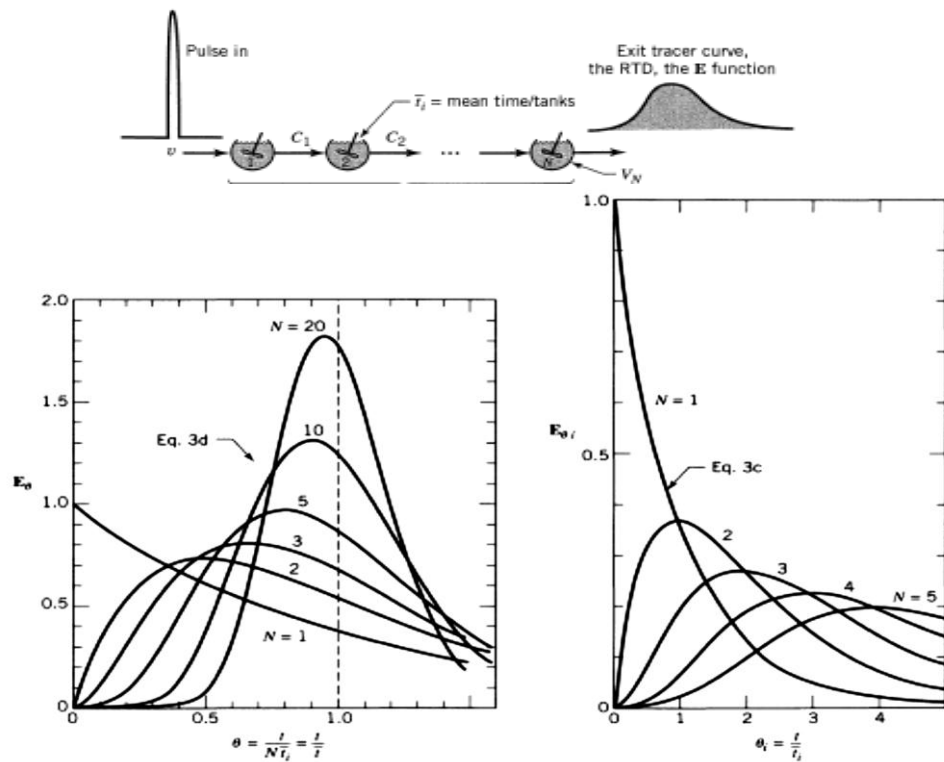
รูปที่ 2.6 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบกวนสมบูรณ์ (ที่มา : Levenspiel, 1999)



รูปที่ 2.7 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบไหลตามกันที่มีการเวียนกลับน้ำ (ที่มา : วิโรจน์ บุญอำนวยวิทยา, 2544)



รูปที่ 2.8 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบกวนสมบูรณ์ผสมกับการไหลแบบไหลตามกัน (ที่มา : Levenspiel, 1999)



รูปที่ 2.9 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบกวนสมบูรณ์หลายถังต่อกัน (ที่มา : Levenspiel, 1999)

กราฟ RTD ช่วยทำให้การวิเคราะห์ข้อมูลต่างๆเป็นไปได้ง่ายกว่ากราฟระหว่าง $C_T(t)$ กับ t (วิโรจน์ บุญอำนาจวิทยา, 2544) สามารถนำมาคำนวณค่าเวลาเฉลี่ยที่สารติดตามอยู่ในถังปฏิกรณ์ และค่าความแปรปรวน (Variance, σ_t^2) ของการกระจายตัวของกราฟ $E(t)$ ได้ดังนี้

$$\bar{t} = \int_0^{\infty} tE(t)dt \cong \sum_i t_i E_i(t) \Delta t_i \quad (2.4)$$

$$\sigma_t^2 = \int_0^{\infty} t^2 E(t) - \bar{t}^2 \cong \sum_i t_i^2 E_i(t) \Delta t_i - \bar{t}^2 \quad (2.5)$$

2.2 น้ำเสียชุมชน

น้ำเสียชุมชนคือน้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมประจำวันของประชาชนที่อาศัยอยู่ในชุมชน และกิจกรรมที่เป็นอาชีพ เช่น น้ำเสียที่เกิดจากการชำระล้างสิ่งสกปรกทั้งหลายภายในครัวเรือน และอาคารประเภทต่างๆ เป็นต้น (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) องค์ประกอบหลักโดยทั่วไปของน้ำเสียชุมชนจากอาคารประเภทต่างๆในประเทศไทยจะประกอบไปด้วยบีโอดี (BOD) ซีโอดี (COD) ทีเคเอ็น (TKN) และไขมัน (Oil and Grease) เป็นหลัก ดังตารางที่ 2.1 จะพบว่าน้ำเสียชุมชนจากอาคารสำนักงานจะมีค่าซีโอดีประมาณ 400 มิลลิกรัมต่อลิตรและมีค่าทีเคเอ็นประมาณ 40 มิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ 2.1 ลักษณะของน้ำเสียจากอาคารประเภทต่างๆของประเทศไทย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์ และคณะ และสำนักงานคณะกรรมการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติ, 2530)

อาคาร	pH	BOD (mg/L)	COD (mg/L)	TKN (mg/L)	PO4 (mg/L)	SS (mg/L)	FOG (mg/L)
หอพัก							
-จากส้วม	8.55	723	1290	329	6.8	666	377
-จากน้ำเสียอื่นๆ	7.78	75	135	19.2	3.9	29	411
ภัตตาคาร							
-จากส้วมที่บำบัดแล้ว+ครัวและอื่นๆ	6.54	919	1785	55.1	3.2	401	1136
-จากครัวและอื่นๆ	6.74	1759	3164	63.2	2.6	913	1570
โรงพยาบาล	6.84	238	350	15.2	3.29	87.06	631
ตลาดสด	6.67	1172	2528	76.5	5.1	662	897
อาคารสำนักงาน							
-จากส้วม	8.10	181	392	44.1	2.0	158	455
-จากครัวอื่นๆ	7.4	41	96	9.7	0.4	26	527
สถานบริการอาบน้ำ	6.6	55	117	14.1	14.7	17.1	452.86
อบ นวด*							
ห้างสรรพสินค้า	7.51	81	253	66.8	10.1	61	577
โรงภาพยนตร์	7.53	60	110	72.7	2.7	45	219
โรงแรม	7.05	190	311	23	1.8	84	563
อาคารชุด	7.20	151	221	33.7	2.0	63	473
(คอนโดมิเนียม)							

หมายเหตุ : * คือบำบัดมาแล้วบางส่วน

2.3 สารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย

สารประกอบไนโตรเจนหลักๆที่อยู่ในน้ำเสียจะอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจน เช่น โปรตีน ยูเรีย กรดยูริก และสารอนินทรีย์ไนโตรเจน เช่น แอมโมเนีย ไนไตรต์ และไนเตรต ในการวิเคราะห์หาปริมาณสารประกอบไนโตรเจนในน้ำจะใช้วิธีเจลดดาห์ล (Kjeldahl) ซึ่งจะเป็นผลรวมระหว่างค่าแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) กับสารอินทรีย์ไนโตรเจนซึ่งจะเรียกรวมกันว่า ทีเคเอ็น (TKN, Total Kjeldahl nitrogen) และค่าหาไนไตรต์ไนโตรเจน ($\text{NO}_2\text{-N}$) และไนเตรตไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) ซึ่งผลรวมของค่าทั้งสามค่านี้จะแสดงถึงค่าไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen) ในน้ำเสีย

การบำบัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียก่อนปล่อยทิ้งสู่แหล่งน้ำสาธารณะเป็นสิ่งจำเป็นเนื่องจากสารประกอบไนโตรเจนในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียมีความต้องการใช้ออกซิเจน ทำให้ค่าออกซิเจนละลาย (DO, Dissolved oxygen) ในน้ำมีค่าต่ำและส่งผลกระทบต่อ การดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ (Metcalf และ Eddy, 2014) นอกจากนี้ยังสามารถป้องกันการเกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) ในแหล่งน้ำด้วย อีกทั้งสารประกอบไนโตรเจนในรูปของไนไตรต์และไนเตรตหากมีในแหล่งน้ำและมีการนำน้ำนั้นไปใช้ในการบริโภคจะก่อให้เกิดโรคในเด็กที่เรียกว่าโรคเด็กตัวเขียว (Blue baby syndrome) อีกด้วย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.4 การบำบัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย

กระบวนการที่ใช้ในการบำบัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียประกอบไปด้วย 4 วิธี ได้แก่

2.4.1 กระบวนการทางกายภาพ (Physical process) เป็นการบำบัดสารไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแอมโมเนียด้วยวิธีการเปลี่ยนแอมโมเนียมาไอออนในน้ำเสียให้ไปอยู่ในรูปของแอมโมเนียด้วยการปรับพีเอช (pH) และอุณหภูมิของน้ำให้สูงขึ้น จากนั้นจึงใช้วิธีการเติมอากาศ (Air stripping process) เพื่อไล่ก๊าซแอมโมเนียออกไป (Idelovitch และ Michail, 1981) การกำจัดแอมโมเนียด้วยวิธีการนี้จะมีข้อดีคือการควบคุมระบบไม่ยุ่งยาก ใช้พลังงานต่ำ และเนื่องจากเป็นกระบวนการทางกายภาพดังนั้นประสิทธิภาพของระบบจะค่อนข้างคงที่ เพราะไม่มีผลกระทบจากสารประกอบอื่นในน้ำเสียเหมือนกับระบบบำบัดทางชีวภาพอื่นๆ (EPA, 2000)

2.4.2 กระบวนการทางเคมี (Chemical process) เช่น การใช้สารที่มีความสามารถในการออกซิไดซ์สูงในการออกซิไดซ์แอมโมเนียให้อยู่ในรูปของไนไตรต์ ไนเตรต จนสุดท้ายกลายเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) (Huang, MacInnes และ Cliffe, 2001) หลังจากนั้นจึงกำจัดก๊าซไนโตรเจนออกไป หรือ การเติมคลอรีนเพื่อไปทำปฏิกิริยากับสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียในน้ำ เกิดเป็นสารคลอรามินซึ่งเป็นสารฆ่าเชื้อโรคในน้ำตัวหนึ่ง

2.4.3 กระบวนการทางชีวภาพ (Biological process) เป็นการใช้จุลินทรีย์ในการเปลี่ยนรูปสารประกอบไนโตรเจนในน้ำ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) โดยอาศัยจุลินทรีย์ 2 กลุ่มหลักๆคือ ไนตริฟายเออร์ (Nitrifier) ที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สามารถเปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนไตรต์และไนเตรต และ ดีไนตริฟายเออร์ (Denitrifier) ที่ทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่จะเปลี่ยนไนไตรต์และไนเตรตให้เป็นก๊าซไนโตรเจนต่อไป

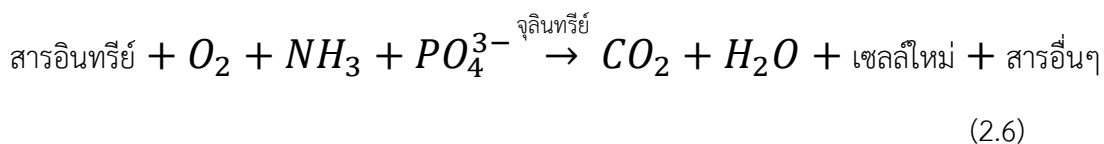
2.4.4 กระบวนการทางกายภาพ-เคมี (Physical-chemical process) เช่น การใช้เรซิน (Resin) แลกเปลี่ยนไอออนในการกำจัดไนเตรตในน้ำเสีย (Boyer, 2013) การใช้ซีโอไลท์ (Zeolite) เป็นตัวแลกเปลี่ยนไอออนในการกำจัดแอมโมเนีย โดยการแลกเปลี่ยนประจุบวกกับแอมโมเนียมในน้ำเสีย (Koon และ Kaufman, 1975) เป็นต้น

2.5 การบำบัดสารอินทรีย์และสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียด้วยวิธีการทางชีวภาพ

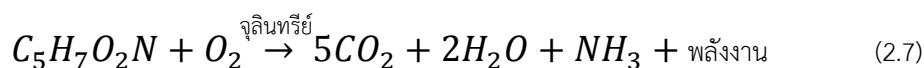
การบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยวิธีการทางชีวภาพแบบหนึ่ง คือการใช้จุลินทรีย์ ชนิดเฮเทอโรทรอปภายใต้สภาวะใช้ออกซิเจน (Aerobic bacteria) ในการออกซิไดส์สารอินทรีย์ที่อยู่รูปของซีโอดี (Carbon oxidation) ให้ไปอยู่ในรูปของคาร์บอนไดออกไซด์ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ส่วนการบำบัดไนโตรเจนนั้นจะทำได้โดยการใช้จุลินทรีย์สองกลุ่มทั้งแบบใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic bacteria) ในการออกซิไดส์แอมโมเนียและทีเคเอ็นให้กลายเป็นไนไตรต์, ไนเตรตและไนโตรเจน

2.5.1 การบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียด้วยจุลินทรีย์ชนิดใช้ออกซิเจน

สารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ผ่านเข้าระบบบำบัดแบบแอโรบิกจะถูกย่อยด้วยจุลินทรีย์ชนิดใช้ออกซิเจนให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์หรือสารอื่นที่มีสถานะทางออกซิเดชันสูงและเกิดการสร้างเซลล์ใหม่ขึ้นมา (New cell) (Metcalf และ Eddy, 2014) ดังสมการที่ 2.6



จากสมการที่ 2.6 พจน์ CHONS จะแทนสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งในปฏิกิริยาจะทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอน (Electron donor) ที่มีออกซิเจน (O_2) เป็นตัวรับอิเล็กตรอน (Electron acceptor) โดยจุลินทรีย์ใช้ผ่านกระบวนการหายใจภายในเซลล์ (Endogenous respiration) จะได้ผลิตภัณฑ์ตามสมการที่ 2.7 (Metcalf และ Eddy, 2014)



จากสมการจะเห็นได้ว่าสารอินทรีย์ในน้ำเสียมีความต้องการในการใช้ออกซิเจนที่แตกต่างกันซึ่งก็ขึ้นอยู่กับองค์ประกอบของน้ำเสียนั้นว่ามีส่วนประกอบของสารอินทรีย์ประเภทใดในปริมาณเท่าใดบ้าง ตามตารางที่ 2.2 จะแสดงตัวอย่างของปริมาณความต้องการออกซิเจนของสารอินทรีย์บางชนิด

ตารางที่ 2.2 ปริมาณความต้องการใช้ออกซิเจนของสารอินทรีย์บางประเภท (Henze, Harremoës และคณะ, 1997)

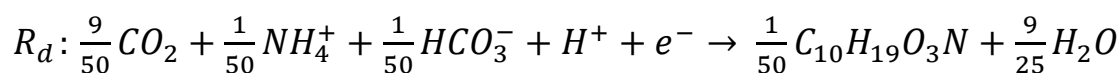
สาร	สูตรเคมี	ซีไอดี (กรัม O ₂ ต่อกรัม สาร)	คาร์บอน (%)	ไนโตรเจน (%)
คาร์โบไฮเดรต	C ₁₀ H ₁₈ O ₉	1.13	43	0
ไขมันและน้ำมัน	C ₈ H ₆ O ₂	2.03	72	0
โปรตีน	C ₁₄ H ₁₂ O ₇ N ₂	1.20	53	8.8
สารอินทรีย์โดยเฉลี่ย	C ₁₈ H ₁₉ O ₉ N	1.42	55	3.6

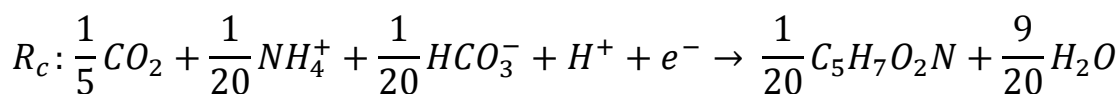
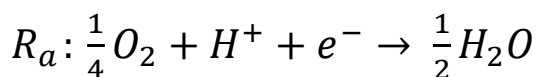
2.5.1.1 ปริมาณสารสัมพันธ์ (Stoichiometry)

ในสมการสร้างปริมาณสารสัมพันธ์ประกอบไปด้วยตัวให้อิเล็กตรอน ตัวรับอิเล็กตรอนและเซลล์ใหม่หรือผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้น สำหรับการหายใจแบบใช้ออกซิเจนจะมีตัวให้อิเล็กตรอนซึ่งก็คือน้ำเสีย ตัวรับอิเล็กตรอนคือออกซิเจนและมีเซลล์เกิดขึ้น ตามตารางที่ 2.3 จะแสดงให้เห็นถึงตัวอย่างของการสร้างเซลล์ของปฏิกิริยาที่เกิดจากจุลินทรีย์ประเภทต่างๆ

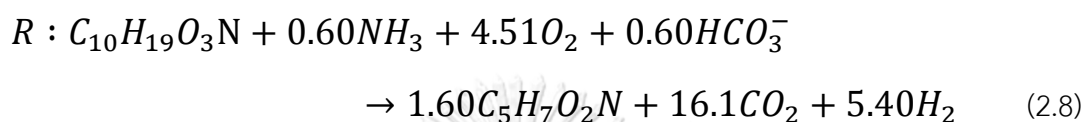
เมื่อทราบค่าyield (Y) ของจุลินทรีย์จากตารางที่ 2.4 สมมติว่าเซลล์มีสูตรทางเคมีเป็น C₅H₇O₂N (Hoover และ Porges, 1952) โดยให้น้ำเสียมีสูตรเคมีเป็น C₁₀H₁₉O₃N (Metcalf และ Eddy, 2014) ซึ่งสมการครึ่งเซลล์ทั้งหมดอ้างอิงจาก Metcalf and Eddy (2014) จะเขียนเป็นสมการได้ ดังนี้

$$R = f_e R_a + f_s R_c - R_d$$





จากตารางที่ 2.4 ค่ายิลด์เท่ากับ 0.45 g-VSS/g-COD นำมาหาค่า f_s ได้เท่ากับ 0.639 และได้ค่า f_e เท่ากับ 0.361 เมื่อรวมสมการจะได้สมการรวมของการบำบัดสารอินทรีย์ด้วยจุลินทรีย์ชนิดใช้ออกซิเจน ดังสมการที่ 2.8



2.5.1.2 ธาตุอาหารที่ต้องการ

อาหารหลักที่จำเป็นในการสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์จะประกอบไปด้วยสารอินทรีย์ที่ทำหน้าที่เป็นแหล่งคาร์บอนหรือแหล่งพลังงานและธาตุอาหารที่เป็นสารอนินทรีย์ได้แก่ N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na และ Cl (Metcalf และ Eddy, 2014) มีธาตุอาหารเสริมบางชนิด เช่น Zn, Mn, Se, Co, Cu และ Ni (Madigan, Martinko และ Parker, 2017) โดยทั่วไปในน้ำเสียชุมชนจะมีปริมาณธาตุอาหารหลักคือไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเพียงพอสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์เฮเทอโรทรอปชนิดใช้ออกซิเจนอยู่แล้ว (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) แต่สำหรับน้ำเสียจากอุตสาหกรรมอาจจะต้องมีการเติมสารบางชนิดลงไปเพื่อให้มีสารอาหารครบสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

2.5.2 การบำบัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย

การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพจะอาศัยจุลินทรีย์อยู่ 2 กลุ่มทำหน้าที่ในการออกซิไดส์สารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปไนเตรต และเปลี่ยนไนเตรตไนโตรเจนให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนเพื่อออกจากระบบต่อไป รูปที่ 2.8 จะแสดงขั้นตอนของกระบวนการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสียด้วยจุลินทรีย์ทั้ง 2 กลุ่มนี้

จากรูปที่ 2.8 จะเริ่มต้นกระบวนการด้วยปฏิกิริยาแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) ซึ่งเป็นการเปลี่ยนสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนให้ไปอยู่ในรูปของสารประกอบอินทรีย์ และลดรูปสารอนินทรีย์ไนโตรเจน จากนั้นแอมโมเนียจะเปลี่ยนเป็นไนไตรต์และไนเตรตโดยปฏิกิริยานิตริฟิเคชัน สุดท้ายคือปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่ไนเตรตก็จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน

ตารางที่ 2.3 ตัวให้อิเล็กตรอน, ตัวรับอิเล็กตรอนและสารผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นของปฏิกิริยาการบำบัดทางชีวภาพ (Metcalf และ Eddy, 2014)

ชนิดของจุลินทรีย์	ปฏิกิริยา	แหล่งคาร์บอน	ตัวให้อิเล็กตรอน	ตัวรับอิเล็กตรอน	ผลิตภัณฑ์
เฮเทอโรทรอปชนิดใช้ออกซิเจน (Aerobic heterotrophic)	Carbon Oxidation	สารอินทรีย์	สารอินทรีย์	O ₂	CO ₂ , H ₂ O
ออโตทรอปชนิดใช้ออกซิเจน (Aerobic autotrophic)	Nitrification	CO ₂	NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻	O ₂	NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻
	Iron oxidation	CO ₂	Fe (II)	O ₂	Ferric iron, Fe (III)
	Sulfur oxidation	CO ₂	H ₂ S , So , S ₂ O ₃ ²⁻	O ₂	SO ₄ ²⁻
ฟาคัลเททีฟ เฮเทอโรทรอป (Facultative Heterotrophic)	Denitrification	สารอินทรีย์	สารอินทรีย์	NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻	N ₂ , CO ₂ , H ₂ O
เฮเทอโรทรอปชนิดไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic heterotrophic)	การหมัก (Acid fermentation)	สารอินทรีย์	สารอินทรีย์	สารอินทรีย์	กรดไขมันระเหย (volatile fatty acid, VFAs) เช่น อะซิเตด (Acetate)
	Iron reduction	สารอินทรีย์	สารอินทรีย์	Fe (III)	Fe (III), CO ₂ , H ₂ O
	Sulfate reduction	สารอินทรีย์	สารอินทรีย์	SO ₄	H ₂ S , CO ₂ , H ₂ O
	การสร้างมีเทน (Methanogenesis)	สารอินทรีย์	VFAs	CO ₂	มีเทน (CH ₄)
ออโตทรอปชนิดไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic autotrophic)	แอนาโมก (Anammox)	CO ₂	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	N ₂ , NO ₃ ⁻

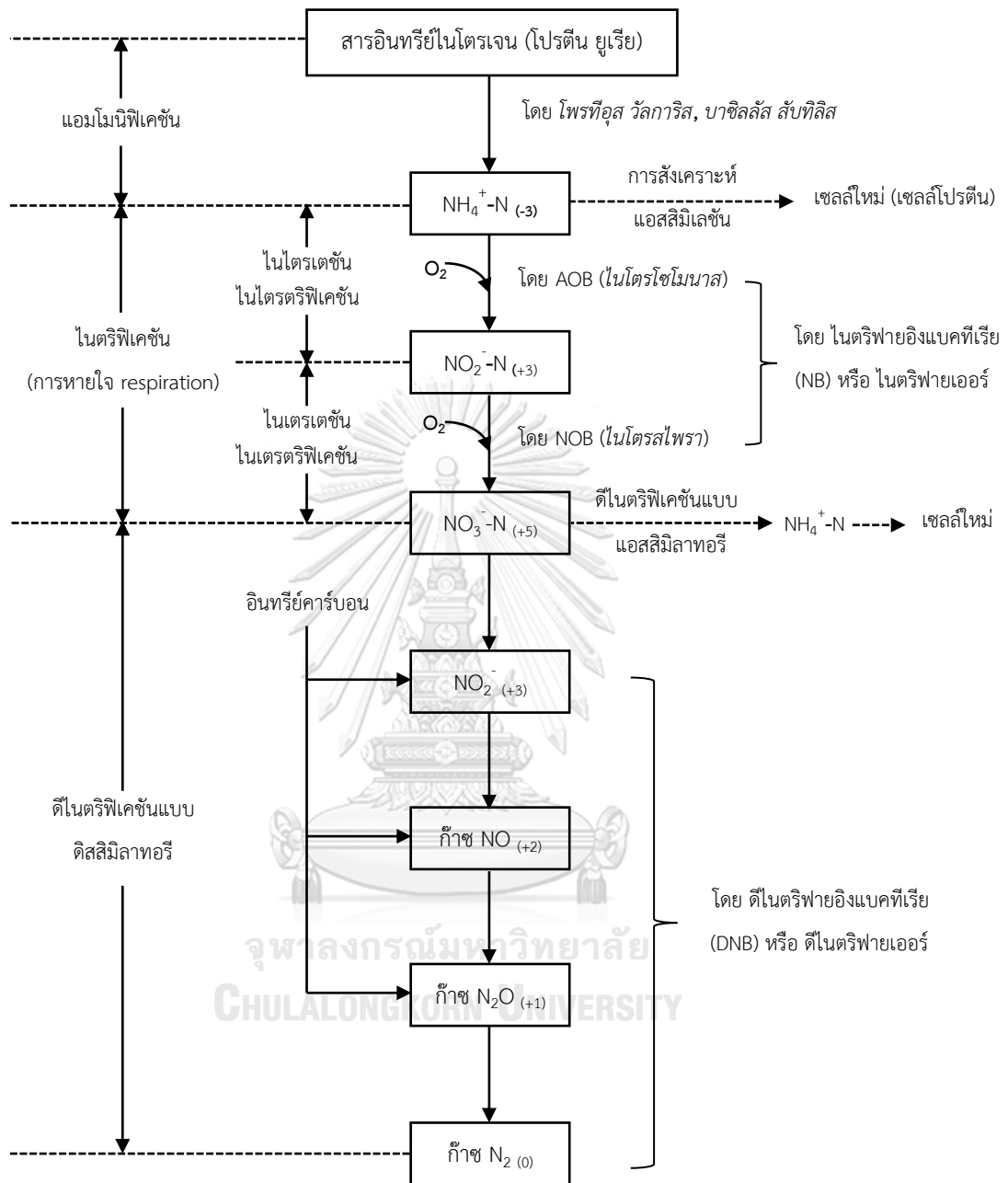
ตารางที่ 2.4 ค่ายึดของจุลินทรีย์ชนิดต่างๆของปฏิกิริยาการบำบัดทางชีวภาพ (Metcalf และ Eddy, 2014)

สภาวะ	ตัวให้อิเล็กตรอน	ตัวรับอิเล็กตรอน	ค่ายึด
แอโรบิก (Aerobic)	สารอินทรีย์	ออกซิเจน	0.45 g-VSS/g-COD
แอโรบิก (Aerobic)	แอมโมเนีย	ออกซิเจน	0.12 g-VSS/g-NH ₄ -N
แอนอกซิก (Anoxic)	สารอินทรีย์	ไนเตรต	0.30 g-VSS/g-COD
แอนแอโรบิก (Anaerobic)	สารอินทรีย์	สารอินทรีย์	0.06 g-VSS/g-COD
แอนแอโรบิก (Anaerobic)	อะซิเตต (Acetate)	คาร์บอนไดออกไซด์	0.05 g-VSS/g-COD

2.5.2.1 แอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification) หรือไนโตรเจนมินอรัลไลเซชัน (Nitrogen mineralization)

กระบวนการเปลี่ยนสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน เช่น โปรตีนและยูเรียให้เป็นแอมโมเนีย โดยโปรตีนจะถูกย่อยให้เป็นกรดอะมิโน แล้วจึงถูกลดอะมีน (Deamination) เป็นแอมโมเนีย (Bitton, 1994) ส่วนยูเรียจะถูกย่อยด้วยเอนไซม์ยูรีเอสเป็นแอมโมเนีย ดังสมการที่ 2.9 นอกจากนี้แอมโมเนียยังเกิดขึ้นได้จากการย่อยสลายของซากพืช ซากสัตว์ และอุจจาระ และการหายใจแบบแอนโดจีนัสของเซลล์สิ่งมีชีวิตและจากซากเซลล์รวมทั้งเซลล์ที่แตก (Lysed) แล้ว (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) โดยจุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องในกระบวนการนี้มีหลายชนิด เช่น แบคทีเรีย แอคทีโนมัยซีตีส ฟังไจ เป็นต้น





รูปที่ 2.10 ขั้นตอนต่างๆในการบำบัดไนโตรเจนทางชีวภาพ (ที่มา : ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.5.2.2 ไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

สารประกอบอินทรีย์ในโตรเจนถูกเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียแล้ว สิ่งที่เกิดต่อไปคือการเปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนไตรต์และไนเตรต เมื่อระบบอยู่ในสภาวะแอโรบิกและมีสารอินทรีย์คาร์บอนเหลืออยู่น้อย จะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) ซึ่งสามารถอธิบายด้วยการทำงานของจุลินทรีย์ 2 กลุ่มที่เกี่ยวข้องคือ 1) จุลินทรีย์ชนิดออกซิโดทรอปที่เรียกว่ากลุ่มเอโอบี หรือ AOB (Ammonia-oxidizing bacteria) ที่ทำหน้าที่ในการออกซิไดส์แอมโมเนียให้กลายเป็นไนไตรต์ ได้แก่ แบคทีเรียกลุ่มไนโตรโซโมนาส (Nitrosomonas) และไนโตรสไปรา (Nitrospira) 2) จุลินทรีย์ชนิดออกซิโดทรอป กลุ่มเอ็นโอบี หรือ NOB (Nitrite-oxidizing bacteria) ทำหน้าที่ในการออกซิไดส์ไนไตรต์ให้เป็นไนเตรต ซึ่งจุลินทรีย์ประเภทนี้ได้แก่ แบคทีเรียกลุ่มไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) ไนโตรคอคคัส (Nitrococcus) ไนโตรสไปนา (Nitrospina) และไนโตรสไปรา (Nitrospira) (Metcalf และ Eddy, 2014)

จากรูปที่ 2.8 จะเห็นว่าแอมโมเนียบางส่วนที่เป็นแอมโมเนียมไอออนถูกนำไปใช้ในกระบวนการสร้างเซลล์ (โปรตีน) ด้วยกระบวนการแอมโมเนียมแอสซิมิเลชัน (Ammonium assimilation) ซึ่งเกิดขึ้นโดยแบคทีเรียกลุ่มเฮเทโรทรอปและออโตทรอปที่สามารถเปลี่ยนแปลงแอมโมเนียม หรือไนเตรตไปเป็นโปรตีนเพื่อการเจริญเติบโตหรือสร้างเซลล์ของแบคทีเรีย เนื่องจากไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบหลักอย่างหนึ่งของเซลล์แบคทีเรีย โดยทั่วไปปฏิกิริยาการใช้คาร์บอนในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียหรือสิ่งมีชีวิตต้องใช้ไนโตรเจนในอัตราส่วนที่เหมาะสม คือ C:N ประมาณ 10:1 (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.5.2.3 ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification)

การกำจัดหรือลดรูปไนโตรเจนที่เป็นไนเตรตไนโตรเจนด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน สามารถทำได้ 2 วิธี ได้แก่

วิธีที่ 1 แอสซิมิเลชัน (Assimilatory denitrification) หรือการสร้างเซลล์ โดยทั่วไปแล้วจุลินทรีย์จะใช้แอมโมเนียในการสร้างเซลล์ แต่ถ้าในระบบไม่มีแอมโมเนียหรือมีแอมโมเนียไม่พอ จุลินทรีย์สามารถเปลี่ยนไนเตรตให้เป็นแอมโมเนียเพื่อใช้ได้ แต่การลดรูปไนเตรตด้วยวิธีแอสซิมิเลชัน ดีไนตริฟิเคชันนี้จะเป็นส่วนที่น้อยเมื่อเทียบกับวิธีที่ 2

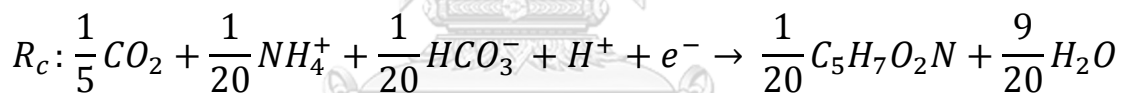
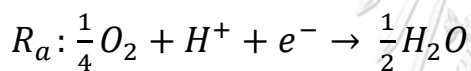
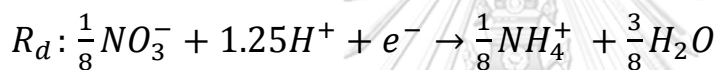
วิธีที่ 2 ดิสซิมิเลชัน (Dissimilatory denitrification) เป็นกระบวนการหลักที่เกิดขึ้นในระบบ ที่สภาวะแอนอกซิก (Anoxic) ซึ่งในระบบไม่มีออกซิเจนแต่มีไนเตรต ดีไนตริฟิเคชันแบคทีเรียชนิดเฮเทโรทรอปจะใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งคาร์บอนและไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ในการลดรูปไนเตรตให้เป็นไนไตรต์ก๊าซไนตริกออกไซด์ ก๊าซไนตรัสออกไซด์ และสุดท้าย

เป็นก๊าซไนโตรเจน ดังที่แสดงในรูปที่ 2.8 ดังนั้นในขั้นตอนนี้ต้องมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเข้าไปในระบบด้วย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) อย่างไรก็ตามถึงแม้ก๊าซไนโตรเจนจะสามารถกำจัดออกจากน้ำได้ง่ายแต่ถ้าไปสะสมอยู่ในถังทำใส (Clarifier) ก็อาจจะส่งผลต่อการจมตัวของตะกอนและทำให้น้ำทิ้งที่ออกไปไม่ใสได้ (Dean และ Lund, 1981)

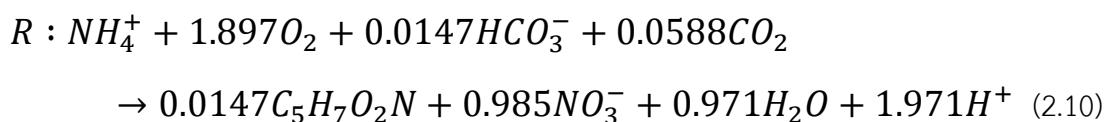
จุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการไนตริฟิเคชันนี้มีทั้งกลุ่มออโตโทรฟและเฮเทโรโทรฟ เช่น *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Moraxella*, *Rhizobium* เป็นต้น (Metcalf และ Eddy, 2014) ส่วนใหญ่จุลินทรีย์เหล่านี้จัดอยู่ในกลุ่มฟาซิลเททิฟจุลินทรีย์ด้วย

2.5.2.4 ปริมาณสารสัมพันธ์ของไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

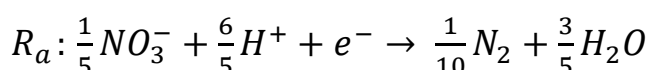
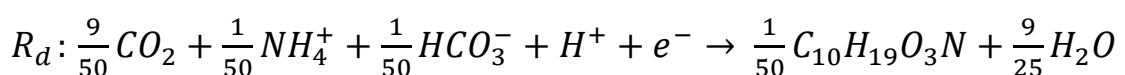
สำหรับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน จะมีตัวให้อิเล็กตรอนคือแอมโมเนีย ตัวรับอิเล็กตรอนคือออกซิเจน และมีการสร้างเซลล์เกิดขึ้น ซึ่งสมการครึ่งเซลล์ทั้งหมดอ้างอิงจาก Metcalf and Eddy (2014) จะเขียนเป็นสมการได้ ดังนี้

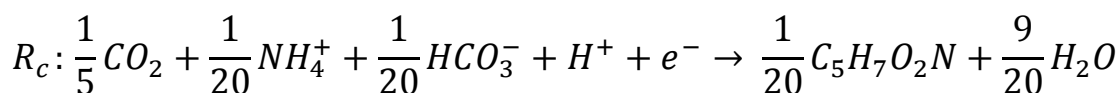


จากตารางที่ 2.4 ค่ายีสต์เท่ากับ 0.12 g-VSS/g-NH₄⁺ นำมาหาค่า f_s ได้เท่ากับ 0.0373 และได้ค่า f_e เท่ากับ 0.963 เมื่อรวมสมการจะได้สมการรวมของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ดังสมการที่ 2.10

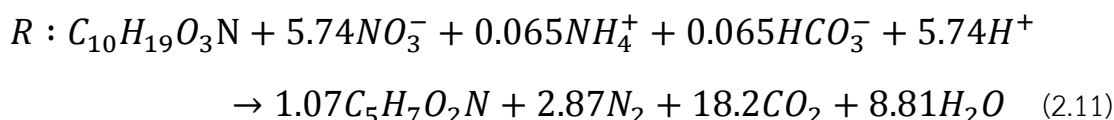


สำหรับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน มีสารให้อิเล็กตรอนคือ สารอินทรีย์คาร์บอน ตัวให้อิเล็กตรอนคือ ไนเตรตและมีเซลล์เกิดขึ้น สมการครึ่งเซลล์ทั้งหมดอ้างอิงจาก Metcalf and Eddy (2014) และเขียนสมการได้ ดังนี้





จากตารางที่ 2.4 ค่าyield เท่ากับ 0.3 g-VSS/g-COD นำมาหาค่า f_s ได้เท่ากับ 0.426 และได้ค่า f_e เท่ากับ 0.574 เมื่อรวมสมการจะได้สมการรวมของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ดังสมการที่ 2.11



2.6 ปัจจัยที่มีผลต่อการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสีย

การกำจัดไนโตรเจนด้วยวิธีการทางชีวภาพโดยการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันขึ้นอยู่กับการทำงานของจุลินทรีย์สองกลุ่ม กระบวนการทั้งสองนี้จึงขึ้นกับสภาพแวดล้อมทางกายภาพโดยรอบด้วย ดังนั้นจึงต้องให้ความสำคัญกับการรักษาภาวะสิ่งแวดล้อมในระบบให้คงตัว เพื่อให้การทำงานของจุลินทรีย์เป็นไปได้อย่างคงที่ โดยปัจจัยทางกายภาพที่สำคัญที่ต้องพิจารณามีดังนี้

2.6.1 อุณหภูมิ (Temperature)

ในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน อุณหภูมิจะมีผลต่อไนโตรแบคทีเรียมากกว่าไนโตรโซโมนาส โดยอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 30-36 องศาเซลเซียส แต่สิ่งสำคัญคือการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิอย่างกะทันหันมากกว่าที่อาจจะทำให้จุลินทรีย์ช็อกและหยุดทำงาน จนทำให้ระบบไม่สามารถดำเนินงานต่อไปได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

สำหรับการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ดีไนตริฟายเออร์เจริญเติบโตได้ดีในช่วงอุณหภูมิ 5-25 องศาเซลเซียส แต่จะทำงานได้ดีกว่าเมื่ออุณหภูมิเท่ากับหรือสูงกว่า 20 องศาเซลเซียส ปัญหาเรื่องอุณหภูมิจึงส่งผลกระทบต่อกระบวนการบำบัดน้ำเสียในประเทศไทยที่จะมีอุณหภูมิเฉลี่ยสูงกว่า 20 องศาเซลเซียสเกือบตลอดทั้งปี (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.6.2 ความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย (Dissolved oxygen, DO)

ความเข้มข้นของออกซิเจนละลายต่ำจะมีผลต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิง โดยทั่วไปในกระบวนการไนตริฟิเคชันจะมีการควบคุมให้มีค่า DO มากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร (Pramanik และคณะ, 2012) โดยเฉพาะในจุลินทรีย์ในระบบฟิล์มชีวภาพจำเป็นต้องมีการควบคุมค่า DO ให้สูงกว่าในระบบแบบจุลินทรีย์แขวนลอยทั่วไป เนื่องจากต้องมีการแพร่ของออกซิเจนผ่านชั้น

ฟิล์มชีวภาพด้วย (Zhu และ Chen, 2002) แต่อย่างไรก็ตามไม่ควรเติมอากาศมากเกินไปเพราะจะทำให้สิ้นเปลืองพลังงานและมีค่าดำเนินการของระบบบำบัดตามมมา

ในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะเกิดในสภาวะแอนอกซิก มีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจน ในระบบจะต้องมีออกซิเจนต่ำ โดยทั่วไปจะควบคุมความเข้มข้นของออกซิเจนละลายในระบบให้ต่ำกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตรหรือในระบบอุดมคติต่ำกว่า 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร (Pramanik และคณะ, 2012)

2.6.3 ค่าความเป็นกรดต่าง (pH)

จุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงจะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงของพีเอชมาก น้ำเสียจึงควรควบคุมพีเอชให้อยู่ในช่วง 6-9 เพื่อให้จุลินทรีย์ในระบบอาศัยอยู่ได้ (Akpor, Momba และ Okonkwo, 2008) อย่างไรก็ตามได้มีการศึกษาผลของพีเอชต่อการเกิดไนตริฟิเคชัน พบว่าที่ช่วงพีเอช 6.45-8.95 ไม่มีผลต่อการเกิดไนตริฟิเคชันแต่ในช่วงที่พีเอชต่ำกว่า 6.45 และสูงกว่า 8.95 จะส่งผลยับยั้งการเกิดไนตริฟิเคชัน (Jianlong และ Ning, 2004)

พีเอชมีผลต่อดีไนตริฟายเออร์น้อยกว่าไนตริฟายเออร์ โดยช่วงพีเอชที่เหมาะสมสำหรับดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียคือ 6.5-8.5 ดังนั้นเมื่อนำค่าพีเอชนี้ไปรวมกับการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันแล้ว พีเอชของระบบบำบัดที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง 7.5-8.0 (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.6.4 สภาพความเป็นด่าง (Alkalinity)

ในกระบวนการไนตริฟิเคชันจะมีการใช้สภาพต่างไปด้วย อาจจะทำให้พีเอชของระบบลดลง ในกรณีที่มีน้ำเสียที่มีสภาพต่างต่ำ ในกรณีเช่นนี้จะต้องมีการเติมสารเคมีบางชนิดเช่น โซดาไฟ เพื่อรักษาสภาพต่างของน้ำเสีย และทำให้ระบบทำงานได้อย่างปกติ ส่วนกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะมีการผลิตสภาพต่างขึ้นมาได้ จึงไม่จำเป็นต้องมีการควบคุมพีเอชมากนัก ถ้าพีเอชค่อนข้างต่ำ ไนตรัสออกไซด์จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ดี (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.6.5 อัตราส่วนของคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N ratio)

ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจุลินทรีย์จะใช้คาร์บอนเป็นแหล่งพลังงาน อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนจึงสำคัญในกระบวนการนี้ โดยทั่วไปอัตราส่วนนี้ควรต้องมีค่ามากกว่า 5 ไม่เช่นนั้นอาจจะต้องเติมแหล่งคาร์บอนจากภายนอก เช่น เมธานอลหรือกรดอะซิติกแทน ตารางที่ 3.5 แสดงค่าอัตราส่วน C/N ที่เหมาะสมในการนำมาใช้งานสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Pramanik และคณะ, 2012; ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

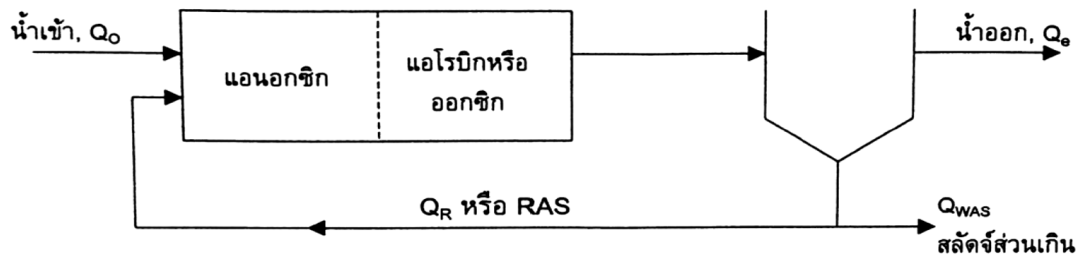
ตารางที่ 2.5 อัตราส่วน C/N ที่เหมาะสมสำหรับสารอินทรีย์ต่างๆในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

สารอินทรีย์	C/N ที่เหมาะสม	หน่วย
น้ำเสียชุมชนยุโรป	4-5	กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน
สลัดจ์	2.9-3.2	กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน
เมธานอล	3.5-4.1	กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน
กรดอะซิติก	3.1-3.7	กรัมซีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน

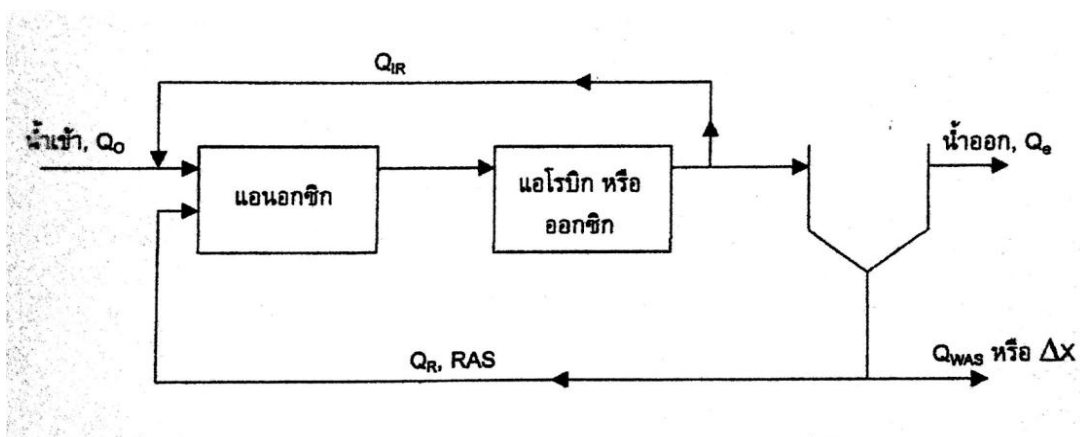
2.7 ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบพรีดีไนตริฟิเคชัน (Pre-denitrification)

กระบวนการแอลอี (L.E. Process) ย่อมาจากชื่อของ Ludzack และ Ettinger (1962) ซึ่งเป็นผู้พัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) ให้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้มากขึ้น ถึงปฏิกิริยาของกระบวนการแอลอีจะมีลักษณะเป็นถังยาวแบบไหลตามกัน ตามรูปที่ 2.9 ส่วนหน้าของถังจะเป็นส่วนแอนอกซิกสำหรับการเกิดดีไนตริฟิเคชันและส่วนหลังเป็นส่วนออกซิกซึ่งมีการเติมอากาศให้ม้ออกซิเจนอย่างเพียงพอสำหรับปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน จากรูปที่ 2.9 จะเห็นว่าถังปฏิกิริยาไม่มีการกั้นทั้งส่วนแอนอกซิกและออกซิกออกจากกันอย่างชัดเจน ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนจึงยังไม่สูงมากและมีความแปรผันอย่างชัดเจน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ต่อมาได้มีการพัฒนาระบบการแอลอี โดยเพิ่มการกั้นถังปฏิกิริยาเพื่อให้แยกส่วนออกจากกันอย่างชัดเจน รวมถึงยังได้เพิ่มการเวียนเอ็มแอลหรือ ML (Mixed Liquor) ตามรูปที่ 2.10 จากส่วนที่ออกจากถังออกซิกซึ่งก็คือก่อนเข้าส่วนตกตะกอนที่เป็นส่วนที่มีไนเตรตสูง กลับไปยังถังส่วนแอนอกซิกเพื่อเพิ่มอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันให้ดียิ่งขึ้น (Randall, Barnard และ Stensel, 1998) กระบวนการนี้เรียกว่ากระบวนการแอลอีดัดแปร (Modified L.E. process) ข้อดี คือประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนสูงขึ้น แต่ทั้งนี้การบำบัดไนโตรเจนจะขึ้นกับอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันซึ่งขึ้นกับปริมาณการเวียนกลับไนเตรตของระบบ ถ้าอัตราการเวียนกลับสูงและระบบมีสารอินทรีย์คาร์บอนเพียงพอจะสามารถกำจัดไนโตรเจนได้มากขึ้น ในทางปฏิบัติโดยทั่วไปอัตราการบำบัดไนเตรตจะอยู่ในช่วงไม่เกิน 4:1 เพื่อไม่ให้เกิดการสิ้นเปลืองพลังงานมากเกินไป แต่ทั้งนี้อัตราการเวียนกลับที่ 2:1 ก็เพียงพอสำหรับการบำบัดน้ำเสียชุมชนทั่วไป (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)



รูปที่ 2.1 กระบวนการแอลอี (L.E. process) (ที่มา : ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)



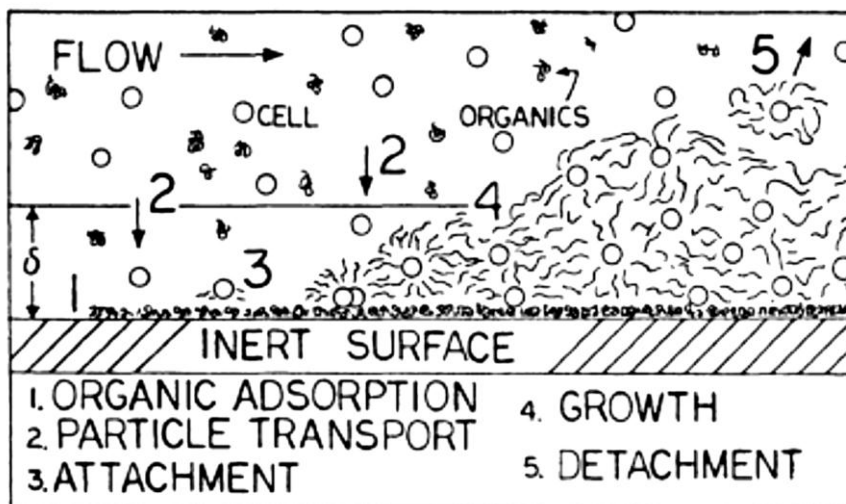
รูปที่ 2.2 กระบวนการแอลอีดัดแปร (Modified L.E. process) (ที่มา : ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.8 ระบบบำบัดแบบฟิล์มชีวภาพ

คุณสมบัติของระบบบำบัดแบบฟิล์มชีวภาพคือ 1) มีการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์บนตัวกลาง 2) มีการกำจัดสลัดจ์ส่วนเกินโดยการตกตะกอนเมื่อมีตะกอนหลุดจากตัวกลางหรือการล้างย้อนตัวกลาง 3) ต้องการออกซิเจน 4) มีการกระจายและสัมผัสน้ำเสียทั่วตัวกลาง และ 5) ต้องมีระบบรวบรวมน้ำทิ้งที่ผ่านระบบบำบัดแล้ว (ชวลิต รัตนธรรมสกุล, 2560)

2.8.1 การทำงานฟิล์มชีวภาพบนตัวกลาง

จุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบนี้ส่วนใหญ่จะเกาะอยู่บนตัวกลางและเจริญเติบโตเป็นเมือกคล้ายฟิล์มบางๆ ซึ่งจะเรียกว่าฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) ดังแสดงในรูปที่ 3.11 การเจริญเติบโตของฟิล์มชีวภาพจะขึ้นอยู่กับทั้งลักษณะและอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบ รวมถึงขนาดและรูปร่างของตัวกลางด้วย (สุภัททิ ต นิมรัตน์, 2548)



รูปที่ 2.3 การเจริญเติบโตของฟิล์มชีวภาพบนตัวกลาง (ที่มา : Trulear and Characklis, 1982)

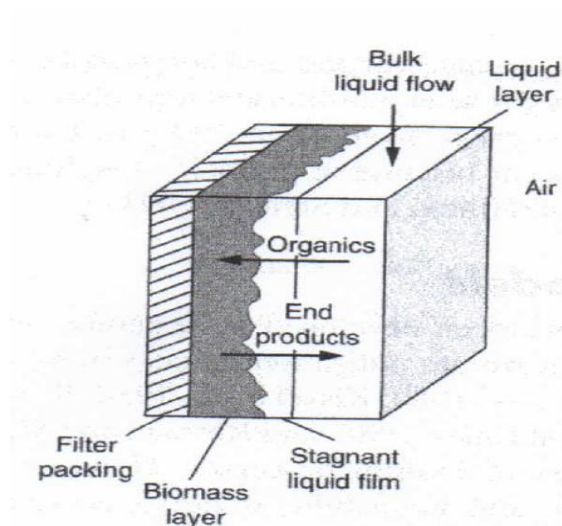
สารอินทรีย์ แร่ธาตุและออกซิเจนจะแพร่ผ่านชั้นฟิล์มบางๆที่เกาะอยู่บนตัวกลางซึ่งเป็นชั้นของจุลินทรีย์นั่นเอง หลังจากนั้นจุลินทรีย์จะใช้สารอินทรีย์เหล่านี้ในการสร้างเซลล์ด้วยการหายใจแบบใช้ออกซิเจนภายในเซลล์ และผลิตภัณฑ์ที่ได้จากปฏิกิริยาเช่น น้ำและคาร์บอนไดออกไซด์ ก็จะถูกแพร่ออกมาผ่านชั้นฟิล์ม (Metcalf และ Eddy, 2014) ดังแสดงในรูปที่ 2.13

2.8.2 ประเภทของระบบบำบัดแบบฟิล์มชีวภาพ

กระบวนการบำบัดด้วยตัวกลางแบบยึดเกาะสามารถแบ่งออกได้เป็น 5 ประเภทต่างๆไป ดังนี้ (ชวลิต รัตนธรรมสกุล, 2560)

2.8.2.1 กระบวนการเติบโตชีวภาพแบบเกาะติดที่ไม่จมตัว (Nonsubmerged attached growth aerobic process)

ได้แก่ ระบบบำบัดทางชีวภาพแบบโปรยกรอง (trickling filter) ที่ใช้หินชั้นตัวกลาง มีการเริ่มใช้งานตั้งแต่ช่วงปี 1800 หลักการคือเมื่อน้ำเสียถูกเติมจากด้านบนผ่านลงมาสัมผัสกับชั้นตัวกลาง น้ำเสียจะถูกบำบัดด้วยฟิล์มชีวภาพที่เกาะอยู่กับตัวกลาง ข้อดีคือเป็นระบบที่ดำเนินงานง่ายและใช้พลังงานต่ำ แต่มีข้อจำกัดคือปัญหาการอุดตันที่เกิดขึ้นบ่อยครั้งทำให้ในช่วงหลังมีการพัฒนาตัวกลางพลาสติกขึ้นมาใช้ ทำให้มีพื้นที่ว่างและความสามารถในการระบายอากาศได้ดีขึ้น รวมถึงเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดที่สูงขึ้นด้วย



รูปที่ 2.4 การทำงานของฟิล์มชีวภาพ (ที่มา : Metcalf และ Eddy, 2014)

2.8.2.2 กระบวนการเติบโตชีวภาพใช้อากาศแบบยึดเกาะที่จมตัวบางส่วน (Partially submerged attached growth aerobic process) ได้แก่ ระบบบำบัดทางชีวภาพแบบจานหมุน (Rotating biological contactor, RBC) ถูกพัฒนาขึ้นช่วงปี 1960 ในโรงบำบัดน้ำเสียที่ Milwaukee มีการวิจัยการบำบัดน้ำเสียด้วยแผ่นดิสก์โลหะหมุนได้ หลังจากนั้นก็มีการพัฒนามาใช้แผ่นจานหมุนที่ทำจาก Polystyrene และ Polyethylene ระบบ RBC นิยมใช้มากในสหรัฐอเมริกาในช่วงทศวรรษที่ 1970 แต่เนื่องด้วยปัญหาเรื่องประสิทธิภาพการทำงานที่ต่ำ ปัญหาเรื่องการดูแลรักษา การเสื่อมสภาพของเพลลา ทำให้ในปัจจุบันระบบ RBC ไม่ค่อยเป็นที่นิยมในการใช้งานมากนัก

2.8.2.3 กระบวนการแยกตีเวเต้ตสลัดจ์-เติบโตชีวภาพเกาะติดแบบไม่จมตัว (Sequential nonsubmerged attached growth-activated sludge process) ถูกพัฒนาขึ้นเพื่อใช้ประโยชน์จากข้อดีของทั้งสองระบบ ทั้งในแง่ของการประหยัดพลังงานและประสิทธิภาพในการบำบัด เช่น ระบบ trickling filter/activated sludge และ trickling filter/solid contact process

2.8.2.4 กระบวนการชีวภาพเกาะติดแบบจมตัวเต็มอากาศ (Submerged attached growth process) ได้แก่ ถังกรองชีวภาพแบบต่างๆ ทั้ง downflow upflow และ fluidized bed ที่มีตัวกลางเคลื่อนที่หรือเคลื่อนไหวได้ ข้อดีที่สำคัญของตัวกลางยึดเกาะแบบจมตัวคือ ขนาดของระบบมีขนาดเล็กกว่าระบบแบบตะกอนเร่ง 1/3 หรือ 1/5 เท่าเมื่อเทียบที่การบำบัดน้ำเสียในปริมาณเท่ากัน นอกจากนี้ยังไม่มีปัญหาเรื่องการตกตะกอนและช่วยเพิ่มการเกิดปฏิกิริยาไนตริ

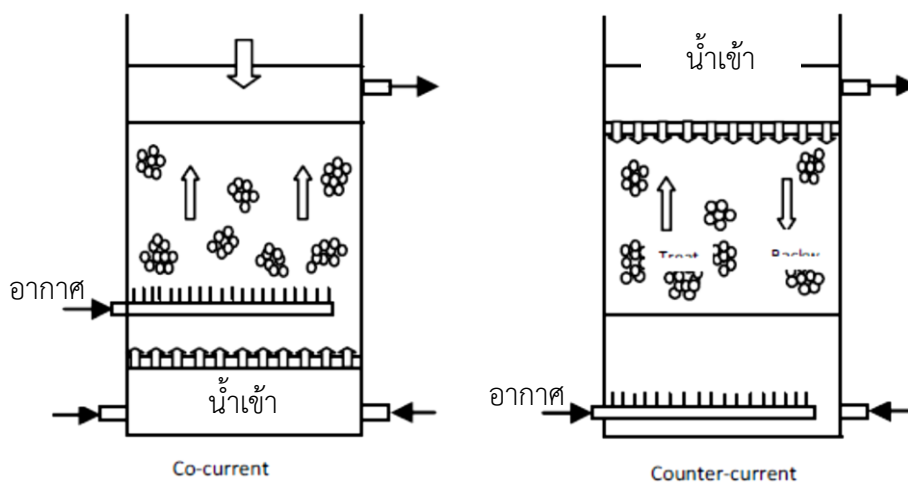
พีเคชั้นละดีไนโตรฟิเตเคชั้นได้ดี แต่ระบบนี้จะมีต้นทุนในการก่อสร้างสูงเมื่อเทียบกับระบบแบบตะกอน เร่งถึงแม้ว่าจะมีขนาดเล็กกว่า

2.8.2.5 ระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ที่มีตัวกลางยึดเกาะฟิล์มชีวภาพ เป็นการใส่ตัวกลาง สำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์แบบยึดเกาะลงไปในระบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ ตัวกลางสังเคราะห์ ที่ใส่ลงไปจะถูกยึดกับส่วนหนึ่งของถังเติมอากาศ กระบวนการนี้เรียกว่า Intergrated fixed film activated sludge (IFAS) หรือตัวกลางที่ใส่ลงไปมีการเคลื่อนที่อย่างอิสระในถังเติมอากาศ กระบวนการนี้เรียกว่า Moving bed biofilm reactor (MBBR) ข้อดีของกระบวนการนี้คือ ประสิทธิภาพในการบำบัดสูงขึ้น ลดปริมาณตะกอน และลดภาระการรับโหลดของแข็งของถัง ตกตะกอน ในขณะที่ราคาในการเดินระบบและค่าบำรุงรักษาเท่าเดิม

2.9 ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ (Biological aerated filter)

ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ มีลักษณะเป็นถังที่ข้างในบรรจุด้วยตัวกลาง เช่น เซรามิก หิน ที่มีรูพรุนหรือพลาสติก จุลินทรีย์จะไปเจริญเติบโตเกาะเป็นชั้นฟิล์มบนตัวกลาง ทำหน้าที่ในการกำจัด สารอินทรีย์และไนโตรเจนในน้ำเสีย นอกจากนี้ยังช่วยดักของแข็งแขวนลอยและตะกอนไม่ให้ออกไป กับน้ำทิ้งได้ (Pramanik และคณะ, 2012)

ถังกรองชีวภาพถูกใช้มากกว่า 30 ปี ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียจากอุตสาหกรรม เริ่มแรกถูกใช้ในยุโรปแต่ต่อมาถูกนำมาใช้กันอย่างกว้างขวาง ในปัจจุบันถังกรองชีวภาพมีบทบาทอย่างมากในการพัฒนาประสิทธิภาพการกำจัดธาตุอาหาร เช่น ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย โดยประเภทของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศต่างๆไปสามารถแบ่งตามการไหลเข้าของน้ำได้เป็น ถังกรองชีวภาพแบบไหลขึ้น (Upflow) และแบบไหลลง (Downflow) ดังแสดงในรูปที่ 2.15



รูปที่ 2.5 ตัวอย่างถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบ Upflow และ Downflow (ที่มา : Pramanik และคณะ, 2012)

ระบบแบบ Downflow นิยมใช้มากกว่าในช่วงแรก เนื่องจากเป็นการไหลแบบสวนทาง (Counter-current) ของน้ำเสียและอากาศ ในขณะที่น้ำเสียไหลลงจากด้านบนของถัง มีการเติมอากาศที่ด้านล่าง ออกซิเจนจะลอยขึ้นไปสวนทางกับน้ำเสียที่ไหลลงมา ทำให้ออกซิเจนสัมผัสกับน้ำเสียได้อย่างทั่วถึง เกิดการละลายน้ำและแพร่เข้าไปในชั้นฟิล์มได้ดี ดังนั้นระบบแบบ Downflow เหมาะสำหรับการบำบัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียไนโตรเจนด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันโดยที่ไม่มีข้อจำกัดของความเข้มข้นของออกซิเจนละลาย

ส่วนระบบแบบ Upflow จะเป็นการไหลแบบทางเดียวกัน (Co-current) น้ำเสียจะไหลเข้าด้านล่างของถังขึ้นไปด้านบนเช่นเดียวกับอากาศที่ไหลขึ้นด้านบนด้วย ข้อดีของระบบนี้คือสามารถรับอัตราไหลของน้ำเสียได้สูงกว่าระบบ Downflow เกิดการอุดตันน้อยกว่า ระบบจึงมีช่วงทำงานได้นานกว่าโดยที่ไม่ต้องมีการล้างย้อนและยังช่วยลดปัญหาเรื่องกลิ่นเหม็น นอกจากนี้ระบบแบบ Upflow ยังสามารถควบคุมการเติมอากาศให้เกิดเป็นส่วนแอนอกซิกสำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันในการกำจัดไนโตรเจนและไนเตรตและส่วนออกซิกสำหรับกระบวนการคาร์บอนออกซิเดชันและไนตริฟิเคชันสำหรับการบำบัดซีไอดีและแอมโมเนียได้อีกด้วย (Pramanik และคณะ, 2012)

ปัจจัยในการออกแบบและการเลือกใช้ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ จะขึ้นอยู่กับ ลักษณะตัวกลาง ภาวะบรรทุสารอินทรีย์ การเติมอากาศ และการเกิดตะกอน (Metcalf และ Eddy, 2014)

ลักษณะของตัวกลางที่เหมาะสมควรมีพื้นที่ผิวจำเพาะสูง ความหนาแน่นเหมาะสม ไม่เกิดปฏิกิริยาทางเคมีกับน้ำเสีย ไม่เกิดการขัด และไม่ทำให้ระบบเกิดการอุดตัน (Pramanik และคณะ, 2012) ตัวกลางที่มีขนาดเล็กและพื้นที่ผิวจำเพาะสูงจะทำให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตเกาะได้เยอะ พื้นที่

ผิวจำเพาะควรมีค่าอยู่ในช่วง 140-1500 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร (Hodkinson, Williams และ Butler, 1999) นอกจากนี้ Moore, Quarmby และ Stephenson (2001) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดซีโอดีของถังกรองชีวภาพโดยใช้ตัวกลางที่มีขนาด 3.5 มิลลิเมตร ความสูงของชั้นตัวกลาง 1.7 เมตรและตัวกลางที่มีขนาด 4.5 มิลลิเมตร มีความสูงของชั้นตัวกลาง 2.1 เมตร ผลการทดลองพบว่าตัวกลางที่มีขนาดเล็กกว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีสูงกว่า (83% และ 77% ตามลำดับ)

Metcalf และ Eddy (2014) ได้แนะนำช่วงอัตราภาระบรรทุกบีโอดี ของการบำบัดบีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจน ให้อยู่ในช่วง 1.8-2.5 กิโลกรัมบีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน เพื่อให้ได้ประสิทธิภาพในการบำบัดของระบบมากกว่า 85% แต่อย่างไรยังมีปัจจัยอื่นๆตามที่กล่าวข้างต้นที่ต้องพิจารณาร่วมกันในการออกแบบ ตารางที่ 2.6 แสดงตัวอย่างของการออกแบบและการลักษณะการใช้งานถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ



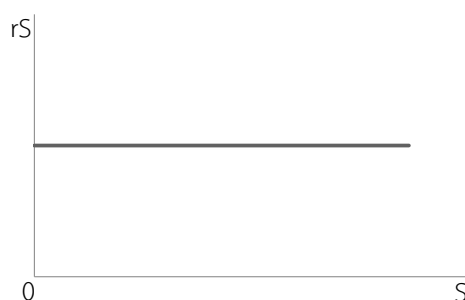
ตารางที่ 2.6 ตัวอย่างการออกแบบถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ (Hasan, Abdullah และคณะ, 2009)

Diameter (m)	Height (m)	Media type	Reactor Configuration	Organic/ ammonia load (kg/m ³ /d)	HRT (h)	Removal (%)	Wastewater
0.15	2.5	Zeolite	Upflow	-	0.95-1.43	COD: 84-93 NH ₃ -N: 85-96	Municipal wastewater
0.1	2.12	Polystyrene	Upflow	-	-	COD: 72-92 NH ₃ -N: 46.7-95 TN: 35-88.3 PO ₄ -P: 23	Synthetic wastewater
0.43	5.3	Crystal quartz sand	Upflow	0.1 kgCOD/m ³ d 0.01-0.07 kgNH ₄ -N/ m ³ d	-	COD:>80 NH ₄ -N:>97	Leachate
0.104	3.165	Sand (anoxic 10 mm, oxic 5 mm)	Upflow	NH ₄ -N: 0.15-0.19 (100-200% recirculation)	sCOD: 3 Nitrification: 3 Total N ₂ : 4-6	sCOD: 96 Nitrification: 96 (200-300% recirculation) Total N ₂ : 80 (300% recirculation)	Synthetic wastewater

2.10 รูปแบบของจลนพลศาสตร์

รูปแบบของจลนพลศาสตร์ของอัตราการบำบัดสารใดๆจะแบ่งออกได้เป็น 5 แบบดังนี้

2.10.1 จลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ (Zero order kinetics) คือ อัตราการบำบัดจำเพาะคงที่ไม่ขึ้นกับความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น เขียนสมการทั่วไปได้ดังสมการ (2.12) และกราฟอัตราการบำบัดจะคงที่เป็นเส้นตรงเทียบกับสารตั้งต้น ซึ่งจะได้กราฟดังแสดงในรูปที่ 2.15



รูปที่ 2.6 กราฟจลนพลศาสตร์อันดับที่ศูนย์ (Zero order kinetics)

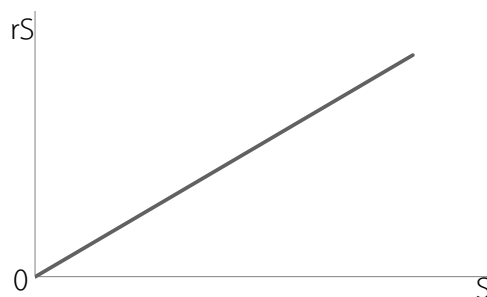
$$r_s = k_0 S_0 \quad (2.12)$$

โดยที่ r_s = อัตราการบำบัดจำเพาะ (อัตราการบำบัดต่อพื้นที่ผิวหรือปริมาตรของตัวกลาง)

k = ค่าคงที่ของอัตราการบำบัดจำเพาะ

S = ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น

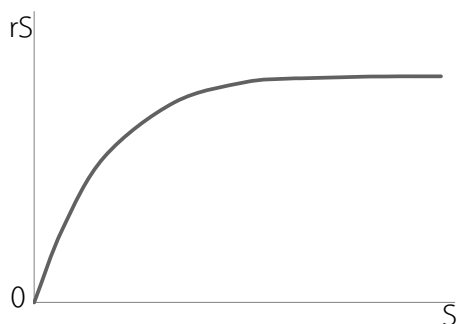
2.10.2 จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง (First order kinetics) คือ อัตราการบำบัดจำเพาะขึ้นกับความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น เขียนสมการทั่วไปได้ตามสมการ (2.13) และมีกราฟอัตราการบำบัดจำเพาะเพิ่มขึ้นเป็นเส้นตรงเทียบกับสารตั้งต้น ดังแสดงในรูปที่ 2.16



รูปที่ 2.7 กราฟจลนพลศาสตร์อันดับที่หนึ่ง (Zero order kinetics)

$$r_s = k_1 S_1 \quad (2.13)$$

2.10.3 จลนพลศาสตร์แบบโมนอด (Monod kinetics) เป็นสมการที่นิยมใช้ในการทำนาย จลนพลศาสตร์ของปฏิกิริยาทางชีวภาพทั่วไป โดยจะมีลักษณะคล้ายจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่งที่ความ เข้มข้นต่ำ และคล้ายจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ที่ความเข้มข้นสูง เขียนสมการทั่วไปได้ดังสมการ (2.14) และมีกราฟอัตราการบำบัดดังแสดงในรูปที่ 2.17



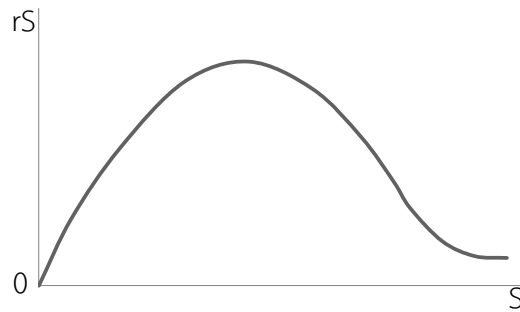
รูปที่ 2.8 กราฟจลนพลศาสตร์แบบโมนอด (Monod kinetics)

$$r_s = k_m \frac{S}{K_s + S} \quad (2.14)$$

โดยที่ k_m = อัตราการบำบัดจำเพาะสูงสุด

K_s = ความเข้มข้นของ S ที่อัตราการบำบัดจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการ บำบัดจำเพาะสูงสุด

2.10.4 จลนพลศาสตร์แบบถูกยับยั้งการทำงานโดยสารตั้งต้น (Substrate inhibition kinetics) เกิดขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารตั้งต้นสูงเกินไปจนไปยับยั้งการทำงานของปฏิกิริยา ซึ่ง กราฟของอัตราการบำบัดจะมีรูปแบบดังแสดงในรูปที่ 2.18 และสามารถเขียนสมการทั่วไปได้ดัง สมการ (2.15)

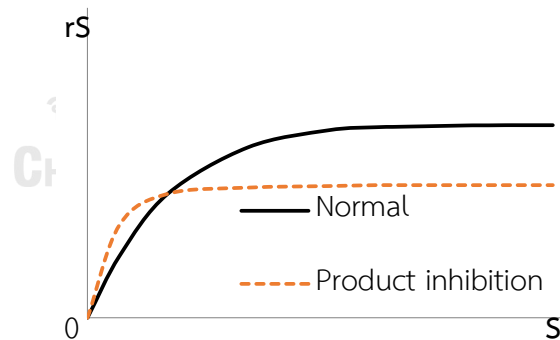


รูปที่ 2.9 กราฟจลนพลศาสตร์แบบถูกยับยั้งการทำงานโดยสารตั้งต้น (Substrate inhibition kinetics)

$$r_s = k_m \frac{S}{K_s + S + \frac{S^2}{K_i}} \quad (2.15)$$

โดยที่ K_i = ค่าคงที่การยับยั้งการทำงาน

2.10.5 จลนพลศาสตร์แบบถูกยับยั้งการทำงานโดยผลิตภัณฑ์ (Product inhibition kinetics) เกิดขึ้นเมื่อความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์สูงเกินไปจนไปยับยั้งการทำงานของปฏิกิริยา ซึ่งจะได้กราฟอัตราการบำบัดมีรูปแบบดังแสดงในรูปที่ 2.19 และมีสมการทั่วไปดังสมการ (2.16)



รูปที่ 2.10 กราฟจลนพลศาสตร์แบบถูกยับยั้งการทำงานโดยผลิตภัณฑ์ (Product inhibition kinetics)

$$r_s = k_m \frac{S}{K_s + \frac{K_s P}{K_i} + S} \quad (2.16)$$

โดยที่ P = ความเข้มข้นของผลิตภัณฑ์

2.11 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.11.1 การใช้สารติดตามในการหารูปแบบการไหลของถ้ำปฏิกรณ์

Li และคณะ (2008) ได้ทำการทดสอบรูปแบบการไหลของระบบเอสปีอาร์ โดยใช้ NaCl เป็นสารติดตาม ทำการฉีดสารติดตามแบบพัลส์เข้าที่ทางเข้าของถ้ำปฏิกรณ์และวัดค่าความนำไฟฟ้าที่ทางออก จากนั้นนำผลที่ได้มาหาวิเคราะห์ตามวิธีของ Levenspiel (1999) จากการทดสอบพบว่าความเข้มข้นของ NaCl ที่เหมาะสมคือ 1000 มก./ล. และควรวัดค่าความนำไฟฟ้าทุกๆ 15 นาที

Cobos-Becerra และคณะ (2014) ทำทดสอบรูปแบบการไหลของถ้ำกรองที่มีขนาด 22.5 ลิตรมีหินอัคนีเป็นชั้นตัวกลางสูง 1 เมตร ใช้สารติดตามเป็นสี Blue diazo dyz ทำการทดลองโดยที่ตัวกลางไม่มีฟิล์มชีวภาพ ใช้ตัวกลางขนาดแตกต่างกันที่ 4.7 และ 9.5 มิลลิเมตร ในสภาวะที่ไม่มีการเติมอากาศและหลังจากที่มีการเติมอากาศ ทำการฉีดสารแบบพัลส์ที่ทางเข้าของถ้ำ หลังจากนั้นรอให้ความเข้มข้นในถังคงที่เพื่อให้แน่ใจว่าตัวกลางไม่ได้ดูดซับสีเข้าไป หลังจากนั้นใช้วัดความเข้มข้นของสารติดตามที่ทางออกโดยใช้สเปกโตรโฟโตมิเตอร์ และวิเคราะห์กราฟเทอร์เซอร์โดยใช้โมเดลทางคณิตศาสตร์ ซึ่งจากการทดสอบพบว่ามึบริเวณอับนิ่ง (Dead zone) 22% สำหรับสภาวะที่ไม่มีการเติมอากาศและ 83% ในสภาวะที่มีการเติมอากาศ ซึ่งเป็นผลจากการเติมอากาศที่ทำให้ฟองอากาศไปแทนที่น้ำและทำให้เกิดการไหลแบบปั่นป่วนส่งผลให้เกิดช่องว่างระหว่างตัวกลางมากขึ้น

สรุปได้ว่า การใช้วิธีการฉีดสารติดตามแบบพัลส์เพื่อหาระยะเวลาเฉลี่ยของสารที่อยู่ในถ้ำตามวิธีของ Levenspiel (1999) เป็นวิธีที่เหมาะสมสำหรับการวิเคราะห์รูปแบบการไหลของถ้ำกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น โดยใช้สารติดตามเป็น NaCl และทำการทดสอบในขณะที่มีการเติมอากาศและไม่มีการเติมอากาศด้วย

2.11.2 ถ้ำกรองชีวภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนในน้ำเสีย

Hansen, Thøgersen และ Rogalla (2007) ได้ทำการศึกษาเปรียบเทียบประสิทธิภาพการทำงานและราคาในการดำเนินงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งและแบบถ้ำกรองชีวภาพ ในโรงบำบัดน้ำเสียแห่งหนึ่งที่มีอัตราการไหล 16500 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ใช้ระบบบำบัดสองแบบขนานกันที่มีหนึ่งระบบเป็นแบบตะกอนเร่งแบบพรีดีไนตริฟิเคชันและอีกระบบเป็นแบบถ้ำกรองชีวภาพที่ด้านบนของถ้ำมีเกิดไนตริฟิเคชัน ส่วนด้านล่างเกิดการดีไนตริฟิเคชัน โดยความจุของถ้ำส่วนที่เกิดไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันเป็น 2300 และ 1240 ลูกบาศก์เมตรตามลำดับ นอกจากนี้ยังมีถ้ำกรองชีวภาพอีกหนึ่งถ้ำแยกออกมาสำหรับการเกิดดีไนตริฟิเคชัน สำหรับการเดินระบบกว่า 10 ปี ผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีของทั้งสองระบบสูง แต่ประสิทธิภาพของการกำจัด

แอมโมเนียในถังกรองชีวภาพจะสูงกว่าระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง นอกจากนี้ในถังกรองชีวภาพยังสามารถควบคุมเกิดไนตริฟิเคชันได้ดีกว่าถึงแม้จะอยู่สถานะที่อุณหภูมิต่ำ

Pramanik และคณะ (2011) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียด้วยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันของถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบไหลขึ้นที่ใช้ตัวกลางชนิดพลาสติก และไม่มีการล้างย้อน ทำการทดลองที่อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C:N) เป็น 1:1 1:4 และ 1:10 ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 6 ชั่วโมง ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนสูงที่อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนต่ำ เมื่ออัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนสูงขึ้นประสิทธิภาพในการบำบัดลดลง โดยมีค่าเป็น 91.1% 89.2% และ 87.0% ตามลำดับที่ค่า C:N เป็น 1:1 1:4 และ 1:10 และไม่มีปัญหาการอุดตันของฟิล์มชีวภาพบนตัวกลาง

Albuquerque และคณะ (2012) ทำการศึกษาผลของการเติมอากาศในการใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศแยกส่วนชนิดที่การไหลของน้ำเป็นแบบไหลลง โดยถังมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 7 เซนติเมตร มีความสูงของชั้นตัวกลาง 40.5 เซนติเมตร เติมอากาศที่ความสูง 37.5 เซนติเมตรจากด้านล่างของชั้นตัวกลาง น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้มีความเข้มข้นของซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจนเป็น 100 และ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลการทดลองพบว่า สามารถบำบัดทั้งซีโอดีและไนโตรเจนได้ ประสิทธิภาพในการบำบัดเป็น 80% และ 75% สำหรับซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจนตามลำดับ โดยพบว่า 50%-70% ของการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนเกิดขึ้นที่บริเวณเหนือจุดที่เติมอากาศซึ่งเป็นจุดที่มีฟิล์มชีวภาพเจริญเติบโตมากที่สุดและมีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายมากกว่า 2.1 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตร สำหรับบริเวณส่วนล่างตั้งแต่ความสูง 17.5 เซนติเมตรลงมา เป็นส่วนที่พบการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน มีความเข้มข้นออกซิเจนละลาย 0.4 และ 0.8 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตร

Wang และคณะ (2012) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสียจากหลุมฝังกลบขยะที่มีความเข้มข้นของซีโอดี 1200-1800 มิลลิกรัมต่อลิตร ความเข้มข้นของไนโตรเจนทั้งหมดเป็น 150 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยใช้ระบบเฟนตัน (Fenton process) ร่วมกับถังกรองชีวภาพแบบไร้อากาศต่อกับถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศที่มีการไหลของน้ำเป็นแบบไหลขึ้น ผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเป็น 96.1% และประสิทธิภาพในกำจัดไนโตรเจนเป็น 95.5%

Abou-Elela, Fawzy และ El-Gendy (2015) ได้ทำการศึกษาการนำถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นที่มีตัวกลางเป็น Non-woven polyester fabric มาใช้ในการเพิ่มประสิทธิภาพของการบำบัดสารอินทรีย์จากน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ Packed bed upflow anaerobic sludge blanket (P-UASB) ผลการทดลองพบว่า การใช้ถังกรองชีวภาพเป็นระบบบำบัด

น้ำเสียขั้นที่สองช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีขึ้นเป็น 89% จาก 58.5% ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 3.2 ชั่วโมง และเพิ่มการรับภาระสารอินทรีย์ได้สูงขึ้นจาก 1.54 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน เป็น 2.07 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน โดยประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของระบบยังคงเดิม

สรุปได้ว่า การใช้ถังกรองชีวภาพมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียได้ดีกว่าระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง ทั้งนี้จะต้องมีการเติมอากาศให้เพียงพอ โดยมีความเข้มข้นของออกซิเจนละลายมากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตรและระบบที่มีการไหลของน้ำเป็นแบบไหลขึ้นให้ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนสูงกว่าระบบที่มีการไหลของน้ำแบบไหลลง

2.11.3 ผลของระยะเวลาเก็บกักน้ำต่อประสิทธิภาพของถังกรองชีวภาพ

Han และคณะ (2009) ได้ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียของถังกรองชีวภาพแบบ A/O ที่ใช้ตัวกลางเป็นเซรามิกที่มีส่วนผสมของตะกอนจากระบบบำบัดน้ำเสียและซีโอดีแล้วมา ทำการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 0.5 1 1.5 2 และ 2.5 ชั่วโมง ใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจนอยู่ในช่วง 229-273 มิลลิกรัมต่อลิตรและ 25-29 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ มีอัตรากรเวียนกลับน้ำเป็น 1:1 ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีจะสูงขึ้นตามระยะเวลาเก็บกักน้ำที่เพิ่มขึ้น โดยมีค่าเป็น 65.3% 78.6% 83.3% 87.5% และ 92.9% ตามลำดับ ในขณะที่ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนเป็น 67.3% ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 0.5 ชั่วโมง แต่ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำอื่นๆจะมากกว่า 95%

Tao และคณะ (2016) ได้ทดลองศึกษาความเป็นไปได้ของการใช้ถังกรองชีวภาพแบบเดิมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นของซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจนเริ่มต้นอยู่ในช่วง 398.4-471.7 และ 40.0-58.62 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ ถังกรองชีวภาพมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 8 เซนติเมตร สูง 120 เซนติเมตร ใช้ตัวกลางเป็นเซรามิกใส่ตัวกลางเต็มความจุของปริมาตรถัง มีการเติมอากาศที่ความสูง 40 เซนติเมตรจากด้านล่างของถัง ส่งผลให้เกิดเป็นส่วนไร้อากาศที่ด้านล่างของถังและส่วนมีอากาศที่ด้านบนของถังและมีการเวียนกลับน้ำด้วยอัตรา 1:1 จากการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2.6 3.5 และ 5.2 ชั่วโมง พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีสูงกว่า 90% ทุกช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำ แต่ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนจะเพิ่มขึ้นตามระยะเวลาเก็บกักน้ำที่นานขึ้นและมีประสิทธิภาพสูงสุดเป็น 99.1% ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 5.2 ชั่วโมง

สรุปได้ว่า ประสิทธิภาพของการบำบัดซีโอดีจะมีที่ช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำมากกว่า 2 ชั่วโมง มีค่าสูงกว่า 90% แต่สำหรับประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนจะมีค่าสูงขึ้นตามระยะกัก

เก็บน้ำที่นานขึ้น ดังนั้น ในการทดลองนี้จึงเลือกทำการศึกษาที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเป็น 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง

2.11.4 ผลของชนิดตัวกลางต่างๆต่อประสิทธิภาพการบำบัดของถังกรองชีวภาพ

Farabegoli และคณะ (2004) ทำการศึกษาการใช้ถังกรองชีวภาพแบบไหลลงที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 15 เซนติเมตร สูง 1.8 เมตร ความสูงของชั้นตัวกลาง 0.8 เมตร ในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์จากลูโคสที่มีค่าซีโอดีเริ่มต้น 200-350 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำการทดลองโดยใช้ตัวกลาง 2 ชนิดคือ พลาสติกที่มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 523 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร และ ตัวกลางที่เป็นเม็ดดินเผา (Arlita) มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 14.30×10^6 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร ผลการทดลองพบว่า สำหรับตัวกลางชนิดพลาสติก ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีอยู่ในช่วง 30%-70% และมีค่าลดลงเมื่อไหลดภาระสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น มีความหนาของชั้นฟิล์มชีวภาพเมื่อวัดด้วย Numerical model เป็น 425 ไมโครเมตร ส่วนตัวกลาง Arlita มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีอยู่ในช่วง 55%-75% ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงเมื่อไหลดภาระสารอินทรีย์เพิ่มขึ้นและชั้นฟิล์มชีวภาพมีความหนา 400 ไมโครเมตร ดังนั้น สรุปได้ว่า ตัวกลางทั้งสองชนิดเหมาะสมที่จะนำมาใช้ในถังกรองชีวภาพเพื่อการบำบัดซีโอดีและของแข็งแขวนลอยในน้ำเสีย

Ha, Ong และ Surampalli (2010) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสียโดยใช้ถังกรองชีวภาพที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 7.5 เซนติเมตร ชั้นตัวกลางสูง 1.7 เมตร ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 1 ชั่วโมง ไม่มีการเวียนน้ำและมีการล้างย้อนในทุกๆ 4 วัน น้ำเสียมีความเข้มข้นของซีโอดีและแอมโมเนียเริ่มต้น 50 และ 25 มิลลิกรัมต่อลิตร ใช้ตัวกลางที่แตกต่างกัน 3 ชนิด ได้แก่ กรวด หินที่มีรูพรุน และพลาสติก พื้นผิวเป็น 9300 181000 และ 367 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีสูงกว่า 85% ในทั้งสามชนิดตัวกลาง แต่สำหรับประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียเป็น 83% 65% และ 59% ตามลำดับ

Tao และคณะ (2016) ได้ทำการศึกษถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นโดยใช้ตัวกลางสองชนิดที่แตกต่างกันคือซีโอไลท์และเซรามิกที่มีขนาด 3-5 มิลลิเมตร ในการบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีความเข้มข้นของซีโอดีเฉลี่ย 435.7 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนียไนโตรเจนมีความเข้มข้นเฉลี่ย 46.7 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 5.2 ชั่วโมง อัตราการเวียนกลับน้ำเป็น 1:1 ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีในตัวกลางเซรามิกสูงกว่าในตัวกลางซีโอไลท์ โดยความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำออกเป็น 46.78 ± 0.78 และ 224.74 ± 5.63 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ สำหรับการบำบัดไนโตรเจนพบว่า ความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำออกเป็น 0.42 ± 0.02 และ 1.87 ± 0.05 มิลลิกรัมต่อลิตรในตัวกลางเซรามิกและซีโอไลท์ตามลำดับ ในขณะที่ความเข้มข้น

ของไนไตรต์และไนเตรตในน้ำขาออกของตัวกลางเซรามิกมีค่าเป็น 2.43 ± 0.02 และ 10.23 ± 0.39 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่ในตัวกลางซีโอไลท์มีค่าน้อยมากๆ จะเห็นว่าการบำบัดแอมโมเนียในตัวกลางซีโอไลท์ไม่ได้เกิดจากกระบวนการทางชีวภาพเป็นหลักแต่เป็นกระบวนการทางกายภาพเคมีซึ่งคือการดูดซับแทน เพราะในน้ำขาออกมีความเข้มข้นของทั้งแอมโมเนีย ไนไตรต์และไนเตรตต่ำ ในขณะที่ในตัวกลางเซรามิกเกิดจากกระบวนการทางชีวภาพคือปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน/ไนตริฟิเคชัน สังเกตได้จากในน้ำขาออกที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียต่ำ ในขณะที่เดียวกันมีไนไตรต์และไนเตรตเกิดขึ้น

สรุปได้ว่า ตัวกลางที่มีพื้นที่ผิวจำเพาะมากกว่าจะให้ประสิทธิภาพในการบำบัดที่ดีกว่า แต่สำหรับตัวกลางซีโอไลท์ไม่เหมาะสมที่จะนำมาใช้ในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ เมื่อพิจารณาจากความสะดวกในการใช้งาน การอุดตัน น้ำหนัก และราคาของตัวกลางแล้วพบว่า ตัวกลางพลาสติกเหมาะสมในการนำมาใช้ในการทดลอง เมื่อพิจารณาจากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าพื้นที่ผิวจำเพาะที่ใช้ล้วนมากกว่า 100 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร (Grady Jr และคณะ, 2011) โดยในการวิจัยนี้เลือกใช้ตัวกลางพลาสติกที่มีพื้นที่ผิว 900 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร

2.11.5 ผลของอัตราการเวียนน้ำต่อประสิทธิภาพการบำบัดของถังกรองชีวภาพ

Ha และคณะ (2010) ทำการทดลองศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดของน้ำเสียของถังกรองชีวภาพแบบไหลลงในตัวกลาง 3 ชนิดคือกรวด หินที่มีรูพรุนและพลาสติก ใช้ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 1 ชั่วโมง ทำการทดลองโดยที่ไม่มีการเวียนน้ำ มีการเวียนกลับน้ำเป็น 1 และ 2 เท่าของน้ำเสียเข้า ผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบที่มีการเวียนน้ำสูงกว่าระบบที่ไม่มีการเวียนน้ำและประสิทธิภาพสูงขึ้นเมื่ออัตราการเวียนน้ำเพิ่มขึ้น ในทำนองเดียวกันทั้งสามชนิดตัวกลาง

Leick และคณะ (2017) ได้ทำการศึกษาผลการเวียนน้ำต่อประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังกรองชีวภาพ ทำการทดลองโดยใช้น้ำเสียจริงที่เก็บจากท่อระบายน้ำของเมืองมีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 224-308 มิลลิกรัมต่อลิตร และที่เคเอ็นอยู่ในช่วง 38-61 มิลลิกรัมต่อลิตร เติระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง อัตราการเวียนน้ำที่แตกต่างกัน 1 2 และ 3 เท่าของอัตราการไหลของน้ำที่เข้าถัง ผลการทดลองพบว่า อัตราการเวียนน้ำไม่ได้ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเป็น $89\% \pm 12$ ทุกช่วงการเวียนน้ำ แต่สำหรับการบำบัดไนโตรเจนพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนเป็น 32% 55% และ 40% ที่อัตราการเวียนน้ำ 1 2 และ 3 ตามลำดับ

สรุปได้ว่า อัตราการเวียนกลับน้ำที่มากขึ้นจะให้ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนที่สูงขึ้น แต่เมื่อพิจารณาจากพลังงานที่ต้องใช้ในการเพิ่มอัตราการเวียนกลับน้ำกับประสิทธิภาพการบำบัดที่

เพิ่มขึ้นแล้ว การใช้อัตราการเวียนกลับน้ำที่อัตรา 1 เท่าของอัตราการไหลเข้าเหมาะสมที่นำมาใช้ในการทดลอง

จากข้อมูลของงานวิจัยที่เกี่ยวข้องทั้งหมดที่ได้กล่าวถึงมาแล้วในข้อหัวที่ 3.11 สามารถสรุปได้ตามตารางที่ 2.7 จะเห็นว่าระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ใช้มีช่วงตั้งแต่ 1-12 ชั่วโมง ในการทดลองจึงเลือกทำการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง สำหรับตัวกลางที่ใช้ส่วนใหญ่จะเป็นตัวกลางที่มีขนาดเล็กและมีพื้นที่ผิวมากเช่น ทรายหรือเซรามิก แต่จะมีข้อเสียคือเกิดการอุดตันจึงจำเป็นต้องมีการล้างย้อน จะเห็นว่ามีเพียงการใช้ตัวกลางชนิดพลาสติกที่ไม่มีปัญหาการอุดตัน ดังนั้นในการทดลองนี้จึงเลือกใช้ตัวกลางพลาสติกที่มีพื้นที่ผิวมากแทน เพื่อหลีกเลี่ยงปัญหาการอุดตัน และเลือกใช้อัตราการเวียนน้ำ 100% ถึงแม้ว่าการเพิ่มอัตราการเวียนน้ำจะสามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนได้ แต่จากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าถ้าเพิ่มระยะเวลาการกักน้ำให้สูง (มากกว่า 4 ชั่วโมง) อัตราการเวียนน้ำจะไม่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน เมื่อพิจารณาประกอบกับการที่ต้องใช้พลังงานเพิ่มขึ้นในการเพิ่มอัตราการเวียนน้ำ จึงเลือกใช้อัตราการเวียนน้ำกลับที่อัตรา 100% ในงานวิจัยนี้สามารถพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบ Pre-denitrification ให้เกิดรวมกันได้โดยไม่ต้องแยกถึงปฏิกิริยา นอกจากนี้ยังลดระยะเวลาเก็บกักน้ำลงที่ 8 ชั่วโมง ช่วยทำให้ขนาดของถังบำบัดเล็กลงที่ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนสูง น้ำออกผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งของประเทศไทย นอกจากนี้เมื่อมีการเผื่อความยาวของท่อน้ำเข้าให้สูงกว่าถังปฏิกิริยา 20-30 เซนติเมตร เพื่อเพิ่มความดันลดให้เพียงพอ ไม่เกิดการอุดตันตลอดการทดลองโดยที่ไม่จำเป็นต้องมีการล้างย้อน

ตารางที่ 2.7 สรุปข้อมูลจากงานวิจัยที่เกี่ยวข้องของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ (Hasan และคณะ, 2009)

Diameter (m)	Height (m)	Media type	Reactor Configuration	COD/ NH ₃ concentration (mg/l)	HRT (h)	Recirculation	Removal efficiency (%)	Wastewater
0.104	3.165	Sand (anoxic 10 mm, oxic 5 mm)	Upflow	COD 250 NH ₃ 25	sCOD:3 NH ₃ : 3 Total N ₂ : 4-6	100% 200% 300%	sCOD:96 NH ₃ : 96 Total N: 80	Synthetic wastewater
0.1	2.12	Plastic	Upflow	COD 1000 C:N 1:1	6	-	NH ₃ 91.1	Synthetic wastewater
-	-	Ceramic with flying ash	Upflow	COD 229-273 NH ₃ 25-29	2.5	100%	COD: 92.9 NH ₄ -N:>95	Synthetic wastewater
0.075	1.7	Gravel	Upflow	COD 50 NH ₃ 25	1	- (Backwash every 4 day)	COD: >85 NH ₃ : 83	Synthetic wastewater

ตารางที่ 2.7 สรุปข้อมูลจากงานวิจัยที่เกี่ยวข้องของชีวภาพแบบเติมอากาศ (ต่อ)

Diameter (m)	Height (m)	Media type	Reactor Configuration	COD/ NH ₃ concentration (mg/l)	HRT (h)	Recirculation	Removal efficiency (%)	Wastewater
0.07	0.405	puzzolane	Downflow	COD 100 NH ₃ 10	1	-	COD: 80 NH ₃ : 75	Synthetic wastewater
0.9	1.3	Non-woven polyester fabric	Upflow	COD 0.9 kgCOD/m ³ /day	3.2	-	COD: 89	Municipal wastewater (Post treatment)
0.08	1.2	Ceramic	Upflow	COD 398.4-471.7 NH ₃ 40.0-58.62	5.2	100%	COD:89.3 NH3: 99 TN: 72.8	Synthetic wastewater
0.16	0.85	polyurethane foam	Upflow	COD 224-308 NH3 38-61	12	200%	COD 89±12 N 55	Municipal wastewater

บทที่ 3

แผนการทดลองและการดำเนินงานวิจัย

3.1 แผนการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ ดำเนินการที่อุณหภูมิตั้งแต่ 10 องศาเซลเซียส ห้องปฏิบัติการของภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยแบ่งการทดลองตามรูปที่ 3.1 เป็น 3 ช่วงดังนี้

การทดลองที่ 1 การตรวจสอบรูปแบบการไหลของถังปฏิกริยา

ทำการฉีดสารติดตามซึ่งใช้โซเดียมคลอไรด์ (NaCl) แบบพัลส์ที่ทางเข้าถัง เพื่อตรวจสอบการไหลของถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ในขณะที่เป็นถังปฏิกริยาเปล่าๆยังไม่มีตัวกลาง ถังปฏิกริยามีตัวกลางที่ยังไม่มีจุลินทรีย์เกาะอยู่และถังปฏิกริยาที่ตอนสิ้นสุดการทดลองที่มีจุลินทรีย์เกาะอยู่ มีการเติมอากาศและการเวียนน้ำกลับ ทดลองทุกค่าระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง วัดค่าความเข้มข้นของสารติดตามที่ทางออกของส่วนไร้อากาศและส่วนเติมอากาศ (จุด P₃ และ P₇ ในรูปที่ 3.3) แล้วนำค่าที่ได้มาวิเคราะห์หาระยะเวลาที่สารติดตามอยู่ในถังเฉลี่ย (Mean Residual Time) และวิเคราะห์รูปแบบการไหลในระบบ เพื่อตรวจสอบการไหลของถังปฏิกริยาว่าเหมาะสมต่อการเกิดแอนอกซิกและออกซิกโซนหรือไม่

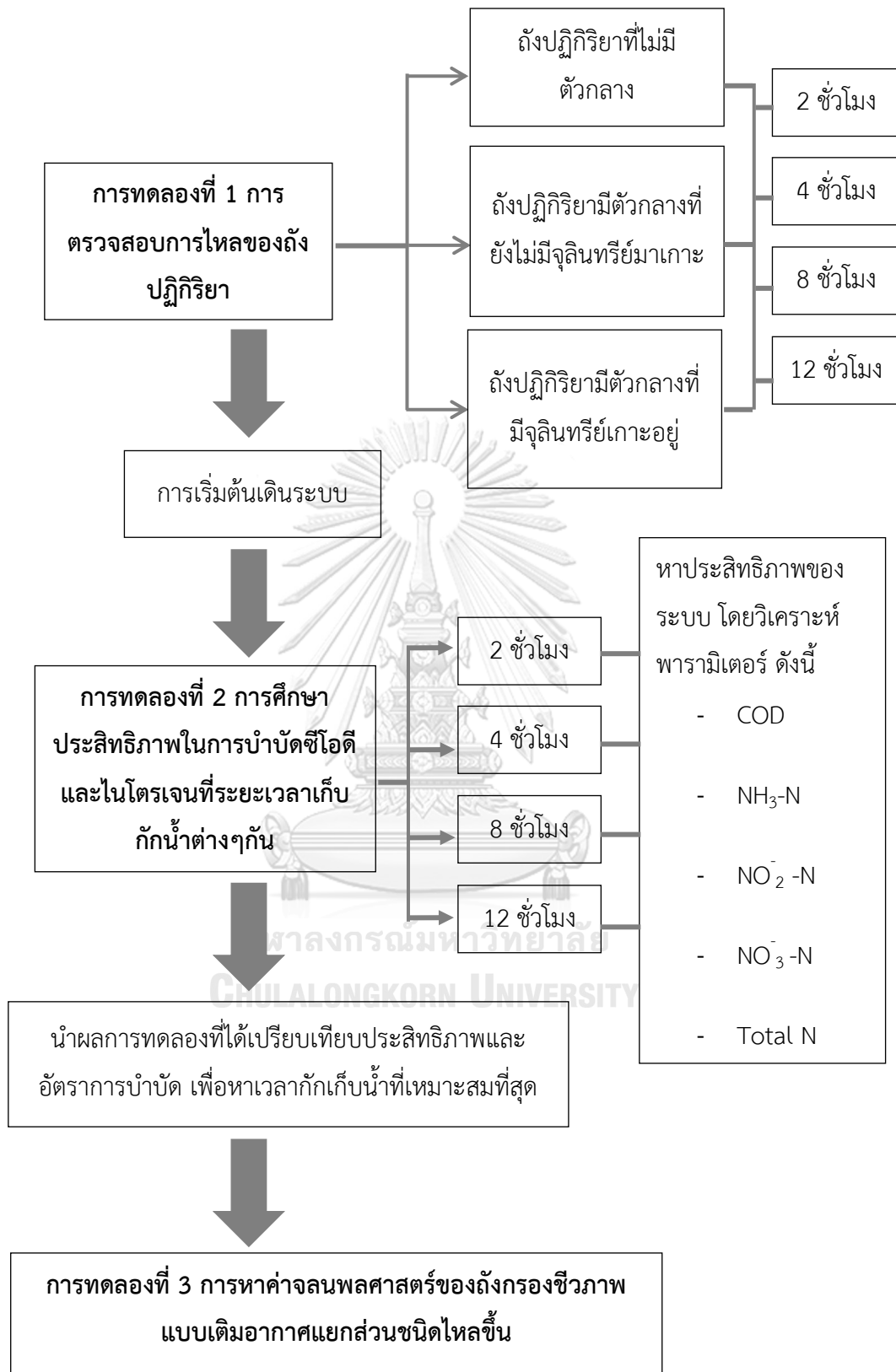
การทดลองที่ 2 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆกัน

ทำการเดินระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศแบบแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ที่มีขนาด 9 ลิตร แบ่งเป็นสัดส่วนของส่วนแอนอกซิกต่อออกซิกเป็น 1:2 คือส่วนล่างเป็นถังกรองไร้อากาศปริมาตร 3 ลิตรและส่วนบนเป็นถังกรองเติมอากาศ 6 ลิตร โดยมีการเติมอากาศในส่วนออกซิกให้มีออกซิเจนละลายอยู่ไม่ต่ำกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร น้ำเสียสังเคราะห์เข้ามีความเข้มข้นของซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจนเริ่มต้นเท่ากับ 400 มิลลิกรัมต่อลิตร และ 40 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร ตามลำดับ ทำการเดินระบบที่อัตราการไหลที่มีระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆกันที่ 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง โดยพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์คือ พีเอช (pH) ของแข็งแขวนลอย (SS) ออกซิเจนละลาย (DO) ซีโอดี (COD) แอมโมเนีย (NH₃) ไนไตรต์ (NO₂⁻) ไนเตรต (NO₃⁻) และไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen) ทำการทดลองจนกว่าระบบจะเข้าสู่สภาวะคงตัว จากนั้นนำค่าที่ได้มาหาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนรูปแบบต่างๆ เปรียบเทียบที่ค่าระยะเวลาเก็บกักน้ำและค่าภาระบรรทุกทุกสารอินทรีย์และแอมโมเนียต่างๆกัน

การทดลองที่ 3 การหาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหล
ขึ้น

นำผลการทดลองที่ได้จากการทดลองตอนที่ 2 ได้แก่ ซีไอดี แอมโมเนีย ไนไตรต์และไนเตรต มาหาค่าอัตราการบำบัด สร้างกราฟความสัมพันธ์ของอัตราการบำบัดทั้งซีไอดี แอมโมเนีย ไนไตรต์ และไนเตรตกับความเข้มข้นที่ทางออกถึงและระยะเวลาเก็บกักน้ำ เพื่อหาค่าจลนพลศาสตร์ โดยอ้างอิงการรูปแบบของจลนพลศาสตร์ตามที่กล่าวในหัวข้อที่ 2.10 จะหาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น รวมทั้งมีการตรวจสอบค่าจลนพลศาสตร์ที่หาได้โดยการสร้างแบบจำลองและนำมาตรวจสอบกับผลการทดลองที่ได้ เพื่อให้สามารถนำค่าจลนพลศาสตร์ไปใช้ในการออกแบบต่อไปได้





รูปที่ 3.1 แผนการทดลอง

3.2 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย

3.2.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการตรวจสอบการไหลของถังปฏิกรณ์

- เครื่องวัดค่าความนำไฟฟ้า (Conductivity meter) ยี่ห้อ Lutron รุ่น CD-4317SD
- สารละลายเกลือ (NaCl), UniLab AR Grade

3.2.2 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์น้ำเสีย

3.2.2.1 พีเอช

- เครื่องวัดพีเอช (pH meter) ยี่ห้อ Mettler Toledo FiveEasy, Canada

3.2.2.2 ของแข็งแขวนลอย

- กระดาษกรองใยแก้ว (GF/C รูพรุน 0.45 ไมครอน) ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 4.7 เซนติเมตร
- ชุดกรวยกรองบุชเนอร์ (Buchner funnel)
- เครื่องดูดสุญญากาศ (Suction pump)
- จานระเหย (Evaporation dish)
- คีมคีบ (Forcept)
- ตู้อบความร้อนที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ (Drying Oven)
- โถดูดความชื้น (Desiccator)
- เครื่องชั่งละเอียดทศนิยม 4 ตำแหน่ง (Balance) ยี่ห้อ Sartorius รุ่น BSA224S-CW
- น้ำกลั่น

3.2.2.3 ออกซิเจนละลาย

- เครื่องวัดออกซิเจนละลาย (DO meter) ยี่ห้อ Hanna

3.2.2.4 ซีไอดี

- สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$), Ajax AR Grade 0.1 N
- สารละลายกรดซัลฟูริกเข้มข้น (Conc. H_2SO_4), QRec AR Grade 2.5 ลิตร ผสมซิลเวอร์ซัลเฟต ($AgSO_4$), QRec AR Grade 22.2 กรัม

- สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (FAS), Ajax AR Grade 0.1 N

- สารละลายเฟอร์โรอิน อินดิเคเตอร์, Loba Chemie LR Grade

- ตูบมซีโอดี 150 องศาเซลเซียส

- เครื่องแก้วต่างๆ

3.2.2.5 แอมโมเนีย

- น้ำกลั่น

- สารละลายซาลิไซเลต (Salicylate catalyst solution) เตรียมจาก โซเดียมซาลิไซเลต ($C_7H_5NaO_3$), Ajax AR Grade 440 กรัม ผสมกับ โซเดียมไนโตรปริสไซด์ ($Na_2[Fe(CN)_5NO] \cdot 2H_2O$) QRec AR Grade 0.28 กรัม ละลายในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1 ลิตร

- สารละลายอัลคาไลน์ซิเตรต (Alkaline citrate solution) เตรียมจาก โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH), Ajax AR Grade 18.5 กรัม ผสมกับ โซเดียมซิเตรต ($C_6H_5O_7Na_3 \cdot 2H_2O$), Ajax AR Grade 100 กรัม ละลายในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1 ลิตร

- สารละลายไฮโปคลอไรต์ (Sodium hypochlorite) เข้มข้น 6%

- สารละลายผสมระหว่างอัลคาไลน์ซิเตรตกับไฮโปคลอไรต์ในอัตราส่วน 9:1 (เตรียมใหม่ตอนจะใช้ทุกครั้ง)

- เครื่องแก้วต่างๆ

3.2.2.6 ไนไตรต์

- น้ำกลั่น

- กรดฟอสฟอริก (H_3PO_4) 85%, QRec AR Grade

- ซัลฟานิลไมด์ ($C_6H_8N_2O_2S$), AppliChem Panreac Pharma Grade

- เอ็น-(1-แนพทิล) เอทิลลีนไดอะมีน ไดไฮโดรคลอไรด์ (NED), Ajax AR Grade

- โซเดียมไนไตรต์ ($NaNO_2$), Ajax AR Grade 1.232 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร

- คลอโรฟอร์ม (CHCl_3), Ajax AR Grade
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- คิวเวทควอตซ์ (Quartz cuvette) ขนาด 1 เซนติเมตร
- เครื่องแก้วต่างๆ

3.2.2.7 ในเตรต

- น้ำกลั่น
- กรดไฮโดรคลอริก (HCl), QRec AR Grade 1 N
- โพแทสเซียมไนเตรต (KNO_3), Ajax AR Grade
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- คิวเวทควอตซ์ (Quartz cuvette) ขนาด 1 เซนติเมตร
- เครื่องแก้วต่างๆ

3.2.3 น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง

น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีส่วนประกอบดังตารางที่ 3.1 โดยดัดแปลงจากสูตรของ Lim และคณะ (2012) และ Tao และคณะ (2016) มีกลูโคส ($\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$) เป็นแหล่งคาร์บอน และ แอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl) เป็นแหล่งไนโตรเจน โดยมีความเข้มข้นของซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจนเริ่มต้นเป็น 400 และ 40 มก./ล. ตามลำดับ ควบคุมให้มีพีเอช 7-8 โดยใช้โซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO_3) เป็นบัฟเฟอร์ในระบบ

3.2.4 หัวเชื้อจุลินทรีย์

หัวเชื้อจุลินทรีย์ที่ใช้นำมาจากโรงบำบัดน้ำเสียดินแดง เลี้ยงในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจนเท่ากับ 400 และ 40 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ นำมาเดินระบบในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นจนมีฟิล์มชีวภาพเจริญเติบโตบนตัวกลาง

3.2.5 ตัวกลางที่ใช้ในการทดลอง

ตัวกลางที่ใช้ในถังปฏิกรณ์ เป็นตัวกลางพลาสติกของบริษัท ENEXIO รุ่น BCN - 012 KILL ที่มีขนาด $1.5 \times 1.5 \times 1.5$ เซนติเมตร มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 859 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร ดังแสดงในรูป 3.2

ตารางที่ 3.1 ส่วนประกอบของน้ำเลี้ยงเคราะห์

สาร	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)
$C_6H_{12}O_6$	400
NH_4Cl	40*
K_2HPO_4	31
$MgSO_4$	5
$FeSO_4$	1
$MnSO_4$	5
$CaCl_2$	4
Yeast extract	20
$NaHCO_3$	43

*หน่วยเป็น มิลลิกรัมต่อลิตรของไนโตรเจน

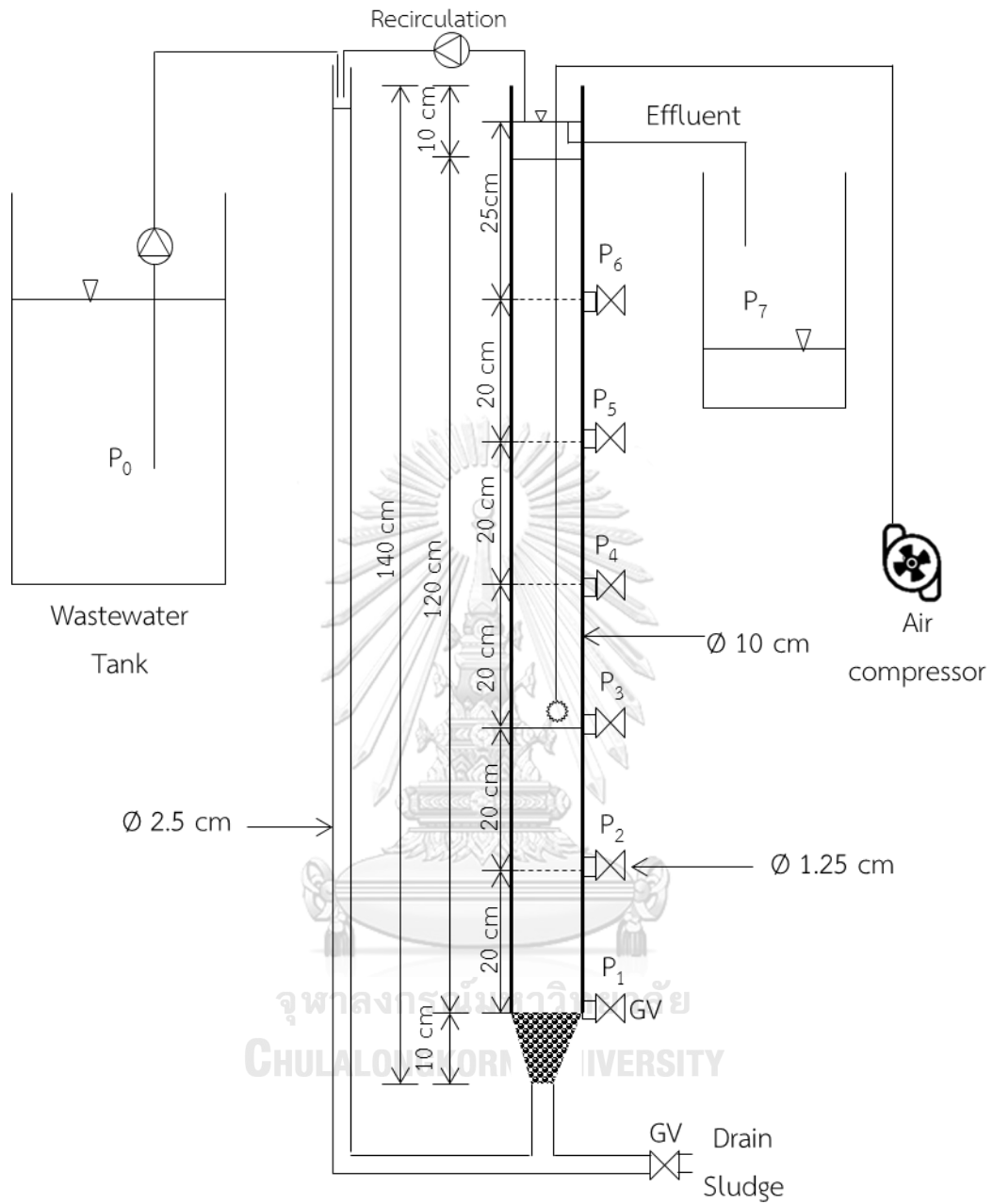


รูปที่ 3.2 ตัวกลางพลาสติกกรุ่น BCN - 012 KILL ของบริษัท ENEXIO

3.2.6 ถังปฏิกริยา

ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ทำจากอะคริลิก มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของถัง 0.1 เมตร สูงทั้งหมด 1.4 เมตร ความสูงของชั้นตัวกลาง 1.2 เมตร ชั้นล่างสุดสูง 0.1 เมตร เป็นชั้นของวัสดุกันขนาดใหญ่เพื่อไม่ให้ตัวกลางหลุดออกมา ถัดไปเป็นส่วนแอนออกซิกสูง 0.4 เมตร และส่วนออกซิกสูง 0.8 เมตร ทำการเติมอากาศที่ความสูง 0.5 เมตรจากด้านล่างถึง (ด้านบนของส่วนแอนออกซิก) มีจุดเก็บตัวอย่าง 8 จุด ได้แก่ จุดแรก (P_0) จากท่อน้ำเสียก่อนเข้าระบบ จุดที่สองถึงจุดที่แปด (P_1 - P_7) เป็นจุดในถังปฏิกริยา มีระยะห่างระหว่างแต่ละจุดเก็บตัวอย่าง 20 เซนติเมตร เริ่มต้นที่ความสูง 0.1 0.3 0.5 0.7 0.9 และ 1.3 เมตรจากด้านล่างของถัง นอกจากนี้ที่ด้านล่างสุดของถังมีการติดตั้งเพื่อระบายตะกอนที่หลุดออกจากตัวกลาง ดังรูปที่ 3.3 มีการเวียนกลับน้ำด้วยอัตราการไหลเท่ากับอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย (1:1)





รูปที่ 3.3 ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นที่ใช้ในการทดลอง

3.3 การดำเนินงานวิจัย

ในงานวิจัยนี้แบ่งการทดลองออกเป็น 2 ช่วง คือ

3.3.1 การทดลองที่ 1 การตรวจสอบการไหลของถังปฏิกริยา

การทดลองส่วนนี้เป็นการตรวจสอบรูปแบบของการไหลของถังปฏิกริยา ตัวแปรที่ทำการศึกษาแสดงในตารางที่ 3.2 โดยจะมีการตรวจสอบ 3 แบบ คือ ณะที่เป็นถังปฏิกริยาที่ไม่มีตัวกลาง ถังปฏิกริยามีตัวกลางที่ยังไม่มีจุลินทรีย์เกาะอยู่และถังปฏิกริยาที่ตอนสิ้นสุดการทดลองที่มีจุลินทรีย์เกาะอยู่ มีการเติมอากาศและมีการเวียนน้ำกลับด้วยอัตรา 1:1 เช่นเดียวกับในการทดลอง โดยทำการทดลองทุกค่าระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง สารติดตามที่ใช้คือ น้ำเกลือ (NaCl) ซึ่งจะไม่ทำปฏิกริยากับตัวกลางที่ใช้ ความเข้มข้น 150 กรัมต่อลิตร ปริมาณ 50 มิลลิลิตร ทำการปล่อยสารติดตามแบบพัลส์บริเวณทางน้ำเข้า จากนั้นวัดค่าความนำไฟฟ้า (Conductivity) บริเวณทางน้ำออกของส่วนไร้อากาศ (P_3) และทางออกของส่วนเติมอากาศ (P_7) ที่เวลาต่างกัน วัดทุกๆ 10 วินาที หลังจากนั้นนำค่าความนำไฟฟ้าที่ได้มาทำเป็นกราฟ RTD (Residual Time Distribution) ตามวิธีของ Levenspiel (1999) เพื่อวิเคราะห์รูปแบบของการไหลในระบบ

ตารางที่ 3.2 ตัวแปรที่ทำการศึกษาในการทดลองที่ 1

ตัวแปรควบคุม	ค่าที่ใช้ในการทดลอง/เครื่องมือวิเคราะห์
1. สารติดตาม 2. ความเข้มของสารติดตาม 3. อัตราการเวียนน้ำ 4. การเติมอากาศ	1. สารละลายเกลือ (NaCl) 2. 150 กรัมต่อลิตร 3. 1:1 เท่า 4. ออกซิเจนละลายในส่วนออกซิก > 2 มก./ล.
ตัวแปรอิสระ	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. ตัวกลาง 2. ระยะเวลาเก็บกักน้ำ	1.1 ไม่มีตัวกลาง 1.2 ตัวกลางที่ไม่มีจุลินทรีย์เกาะ 1.3 ตัวกลางที่มีจุลินทรีย์เกาะอยู่ 2. 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง
ตัวแปรตาม	เครื่องมือวิเคราะห์/วิธีการวิเคราะห์
1. ค่าความนำไฟฟ้า 2. กราฟ RTD	1. เครื่องวัดค่าความนำไฟฟ้า 2. วิธี Levenspiel (1999)

3.3.2 การทดลองที่ 2 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆกัน

3.3.2.1 ตัวแปรที่ทำการศึกษา ดังแสดงในตารางที่ 3.3

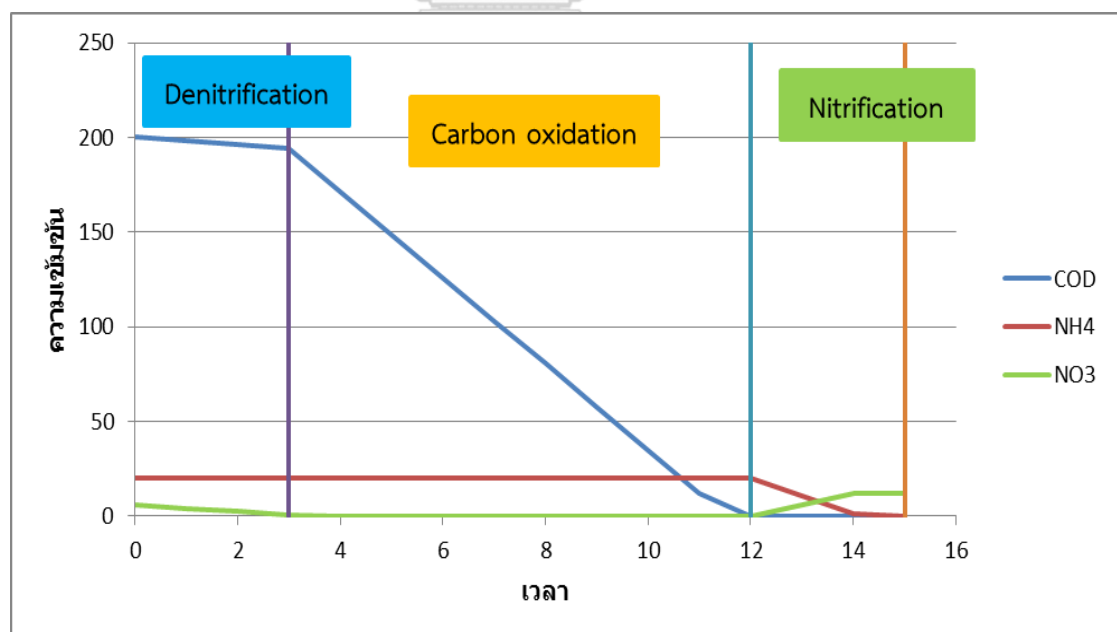
ตารางที่ 3.3 ตัวแปรที่ทำการศึกษาในการทดลองที่ 2

ตัวแปรควบคุม	ค่าที่ใช้ในการทดลอง/เครื่องมือวิเคราะห์
1. ซีโอดีน้ำเสียสังเคราะห์	400 มก./ล.
2. แอมโมเนียไนโตรเจนน้ำเสียสังเคราะห์	40 มก./ล.
3. ชนิดตัวกลาง	ตัวกลางพลาสติกกรุ่น BCN - 012 KILL
4. ปริมาณตัวกลาง	เต็มปริมาตรถัง
5. อุณหภูมิ	อุณหภูมิห้อง
6. ออกซิเจนละลายในส่วนออกซิก	>2 มก./ล.
7. อัตราการเวียนกลับ	1:1
8. พีเอช	7.0-7.5
ตัวแปรอิสระ	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
ระยะเวลาเก็บกักน้ำ	2, 4, 8 และ 12 ชั่วโมง
ตัวแปรตาม	วิธีการวิเคราะห์
1. ซีโอดี	รีฟลักซ์แบบปิด
2. แอมโมเนีย	วิธีซาลิไซเลต (Salicylate method)
3. ไนไตรต์	ทำให้เกิดสีและวัดด้วยสเปคโตรโฟโตเมตรี
4. ไนเตรต	วัดด้วยสเปคโตรโฟโตเมตรี
5. ไนโตรเจนทั้งหมด	คำนวณจากค่าแอมโมเนีย ไนไตรต์และไนเตรต
6. ของแข็งแขวนลอย	กรองด้วยกระดาษกรอง แล้วอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส

3.3.2.2 ขั้นตอนการทดลอง ดังแสดงในรูปที่ 4.5

- 1) เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการศึกษาตามข้อ 3.2.3 ให้มีความเข้มข้นของซีโอดี 400 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีค่าแอมโมเนียไนโตรเจน 40 มิลลิกรัมต่อลิตร นำมาวิเคราะห์ค่าพีเอช ของแข็งแขวนลอย แอมโมเนีย ไนไตรต์และไนเตรต ของน้ำเสียก่อนเดินระบบ
- 2) เตรียมถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ใส่ชั้นวัสดุกันตัวกลางสูง 0.1 เมตร และใส่ชั้นตัวกลางให้มีความสูง 1.2 เมตร
- 3) ใส่หัวเชื้อที่เลี้ยงไว้ด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ตามข้อ 3.2.3 ให้เต็มปริมาตรถึง
- 4) ช่วง start up ทำการเดินระบบแบบทีละเท (Batch process) คือในช่วงแรกจะยังไม่มีการเติมน้ำเสียใหม่เข้าระบบ แต่ใช้การเวียนน้ำเสียเก่าที่อยู่ในระบบแทน วัดค่าซีโอดี แอมโมเนีย ไนไตรต์และไนเตรต ทุกวัน จนค่าซีโอดีและแอมโมเนียลดลง และมีไนไตรต์ ไนเตรตเกิดขึ้น แล้วจึงเปลี่ยนน้ำเสียใหม่ลงไป ทำซ้ำจนได้อัตราการบำบัดคงที่ แล้วจึงเปลี่ยนมาเริ่มเดินระบบแบบต่อเนื่อง โดยค่อยๆเพิ่มอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังบำบัด
- 6) เริ่มทำการทดลองเดินระบบโดยการปรับอัตราการไหลให้มีระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ 12 ชั่วโมง มีการเวียนน้ำกลับด้วยอัตรา 1:1
- 7) ตรวจวัดโดยเก็บตัวอย่างน้ำทั้งจากจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 8 จุดตามที่แสดงในตารางที่ 3.3 วิเคราะห์ค่าพีเอช ของแข็งแขวนลอย วัดค่าซีโอดี แอมโมเนียที่ลดลง และค่าไนไตรต์ ไนเตรตที่เพิ่มขึ้น เทียบกับเวลาจนมีค่าค่อนข้างคงที่
- 8) เปลี่ยนระยะเวลาเก็บกักเป็นที่ 8 4 และ 2 ชั่วโมง เริ่มเดินระบบใหม่ วิเคราะห์พารามิเตอร์แบบเดิมจนระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ทำจนครบทุกการทดลอง
- 9) เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดที่ได้ในทุกระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างกัน หากค่าระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นที่เหมาะสมที่สุด
- 10) เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียเทียบกับภาระบรรทุกซีโอดี และแอมโมเนียที่เปลี่ยนในแต่ละระยะเวลาเก็บกักน้ำ เพื่อหาโหลดภาระบรรทุกที่ถึงปฏิกิริยานี้สามารถบำบัดได้

ปฏิกิริยาที่คาดว่าจะเกิดขึ้นคือ ในช่วงแรกที่เป็นส่วนแอนออกซิกจะมีการบำบัดไนเตรตเกิดขึ้น โดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้น คือ ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) ความเข้มข้นของไนเตรตไนโตรเจนจะค่อยๆลดลง ในขณะที่ค่าซีไอดีก็ลดลงด้วย เนื่องจากจุลินทรีย์ชนิดดีไนตริฟายอิง (Denitrifying bacteria) ใช้ซีไอดีเป็นตัวให้อิเล็กตรอน (Electron donor) ตามช่วงดีไนตริฟิเคชันในรูปที่ 3.4 ยังไม่เกิดการบำบัดไนโตรเจนที่อยู่ในรูปแอมโมเนีย (สารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจน) ช่วงต่อมาในส่วนออกซิกปฏิกิริยาแรกที่เกิดขึ้นจะเป็นการบำบัดซีไอดีด้วยจุลินทรีย์ชนิดเฮเทอโรโทรป (Heterotroph) ในช่วงนี้แอมโมเนียจะลดลงเพียงเล็กน้อยเพื่อนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ จนกระทั่งค่าซีไอดีถูกบำบัดจนหมดไปตามช่วงคาร์บอนออกซิเดชัน (Carbon oxidation) ในรูปที่ 3.4 ในช่วงสุดท้ายของส่วนออกซิก เกิดการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน โดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นคือ ไนตริฟิเคชัน (Nitrification) โดยจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิง (Nitrifying bacteria) มีการเปลี่ยนไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียเป็นไนเตรตไนโตรเจน จะเห็นว่าช่วงสุดท้ายแอมโมเนียไนโตรเจนจะค่อยๆลดลงจนหมด และมีไนเตรตเกิดขึ้นมาในช่วงสุดท้าย ตามรูปที่ 3.4 ดังนั้นที่น้ำออกค่าซีไอดีและแอมโมเนียจะต่ำแต่มีไนเตรตเกิดขึ้น



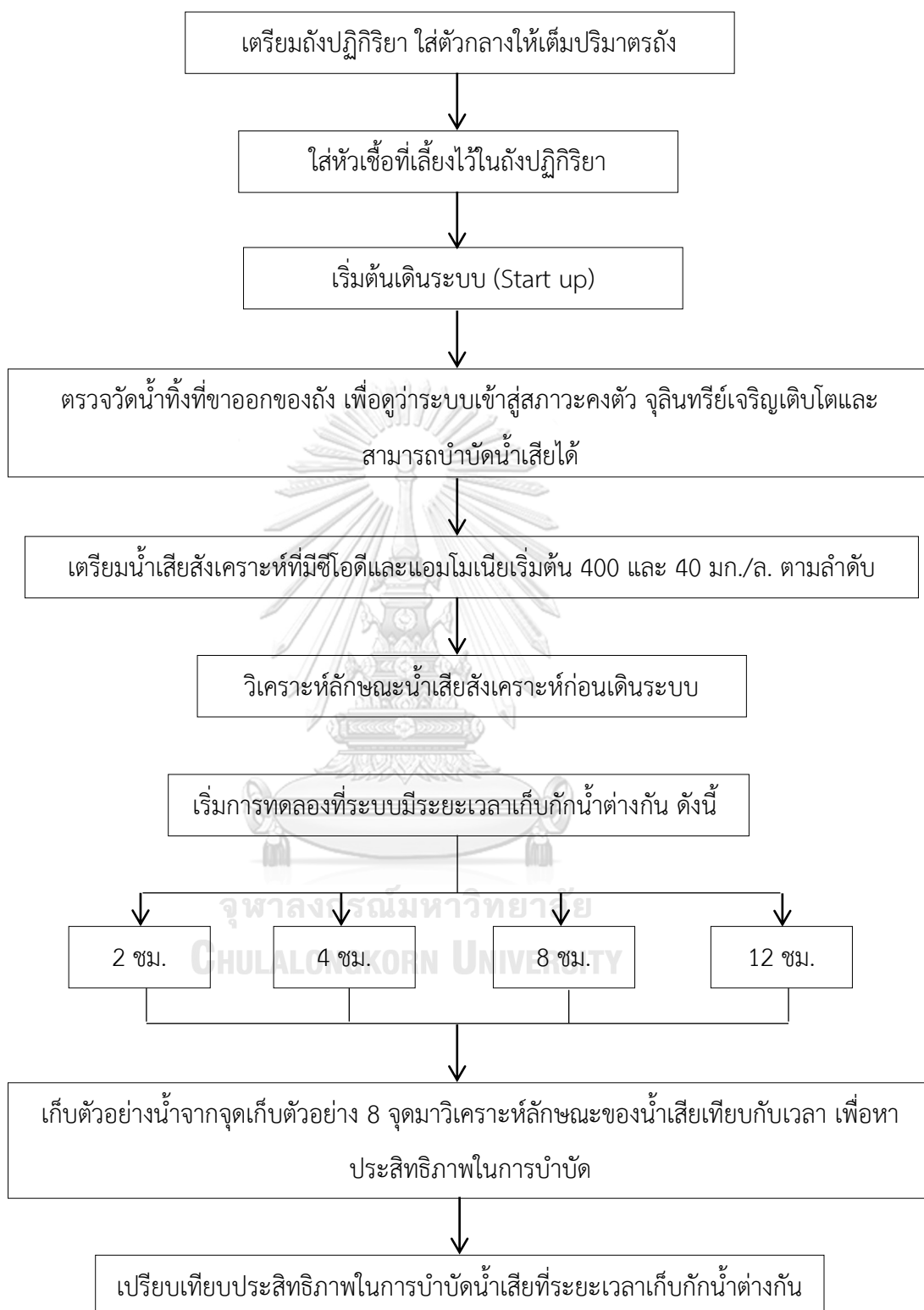
รูปที่ 3.4 กราฟแสดงอัตราการบำบัดซีไอดีและไนโตรเจน

ตารางที่ 3.4 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ จุดเก็บตัวอย่างและความถี่ในการวัด

พารามิเตอร์	จุดเก็บตัวอย่าง								ความถี่
	P0	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	
พีเอช	/	/	/	/	/	/	/	/	ทุกวัน
ออกซิเจนละลาย								/	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
ของแข็งแขวนลอย	/							/	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
ซีโอดี	/	/	/	/	/	/	/	/	ทุกๆ 2 วัน
แอมโมเนีย	/	/	/	/	/	/	/	/	ทุกๆ 2 วัน
ไนเตรต	/	/	/	/	/	/	/	/	ทุกๆ 2 วัน
ไนเตรต	/	/	/	/	/	/	/	/	ทุกๆ 2 วัน

หมายเหตุ :

- จุด P₀ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ทางน้ำเข้า
- จุด P₁ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 0.1 เมตร
- จุด P₂ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 0.3 เมตร
- จุด P₃ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 0.5 เมตร
- จุด P₄ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 0.7 เมตร
- จุด P₅ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 0.9 เมตร
- จุด P₆ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 1.1 เมตร
- จุด P₇ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 1.3 เมตร (ทางน้ำออก)



รูปที่ 3.5 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆกัน

3.3.3 การทดลองตอนที่ 3 การหาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

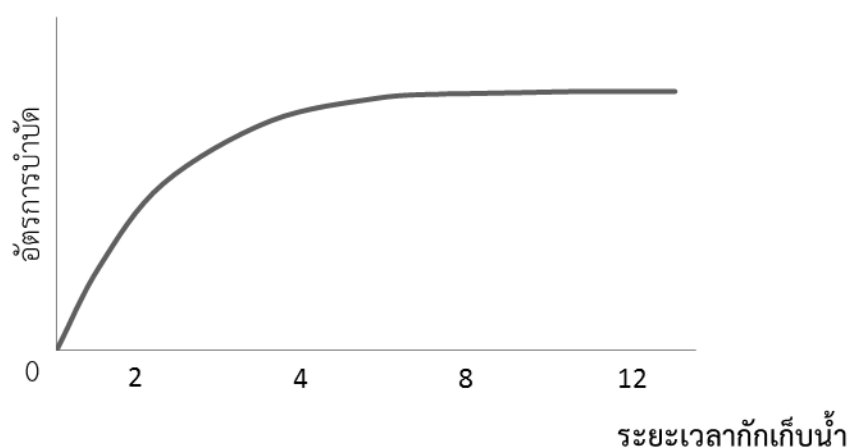
การทดลองในส่วนนี้ เป็นการหาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น โดยการนำผลการทดลองที่ได้จากการทดลองตอนที่ 2 คือเข้มข้นของซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรต์และไนเตรต มาหาค่าอัตราการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนีย อัตราการเกิดของไนโตรต์และไนเตรต ตามสมการที่ 3.1 ทำทุกๆค่าระยะเวลาเก็บกักน้ำ หลังจากนั้นสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดกับระยะเวลาเก็บกักน้ำ และ กราฟความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดกับความเข้มข้นที่น้ำขาออกของทั้งซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรต์และไนเตรต จะได้รูปแบบของกราฟจลนพลศาสตร์รูปแบบใดรูปแบบหนึ่งตามรูปที่ 3.6 และ 3.7 นำมาวิเคราะห์โดยใช้โปรแกรม Microsoft Excel จะได้ค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชั้นส่วนชนิดไหลขึ้น หลังจากนั้นทำการตรวจสอบค่าจลนพลศาสตร์ โดยการนำค่าจลนพลศาสตร์ที่หาค่าได้มาสร้างแบบจำลองตรวจสอบกับผลการทดลองจริง

$$\text{อัตราการบำบัด/อัตราการเกิด (มก./ล./ชั่วโมง)} = \frac{C_{in} - C_{out}}{\tau} \quad (3.1)$$

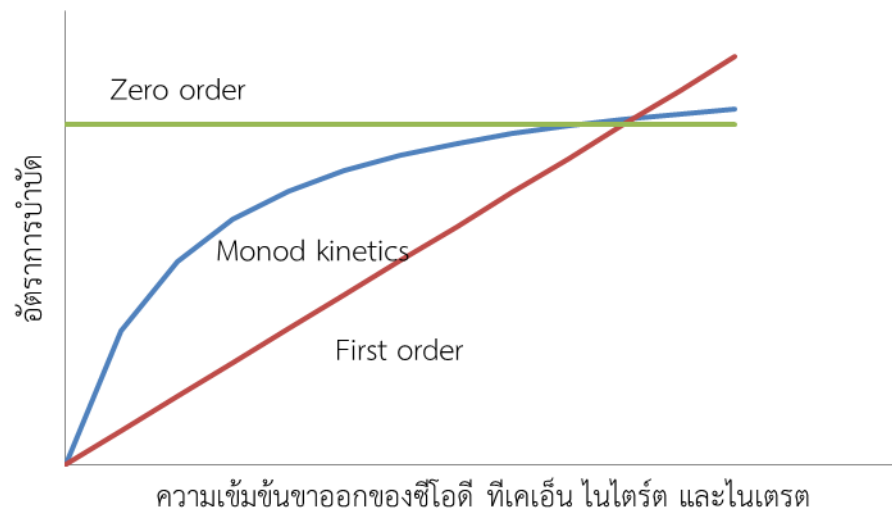
โดยที่ C_{in} = ความเข้มข้นของซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรต์และไนเตรตของน้ำเข้า (มก./ล.)

C_{out} = ความเข้มข้นของซีโอดี แอมโมเนีย ไนโตรต์และไนเตรตของน้ำออก (มก./ล.)

τ = ระยะเวลาเก็บกักน้ำ (ชั่วโมง)



รูปที่ 3.6 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดและระยะเวลาเก็บกักน้ำ

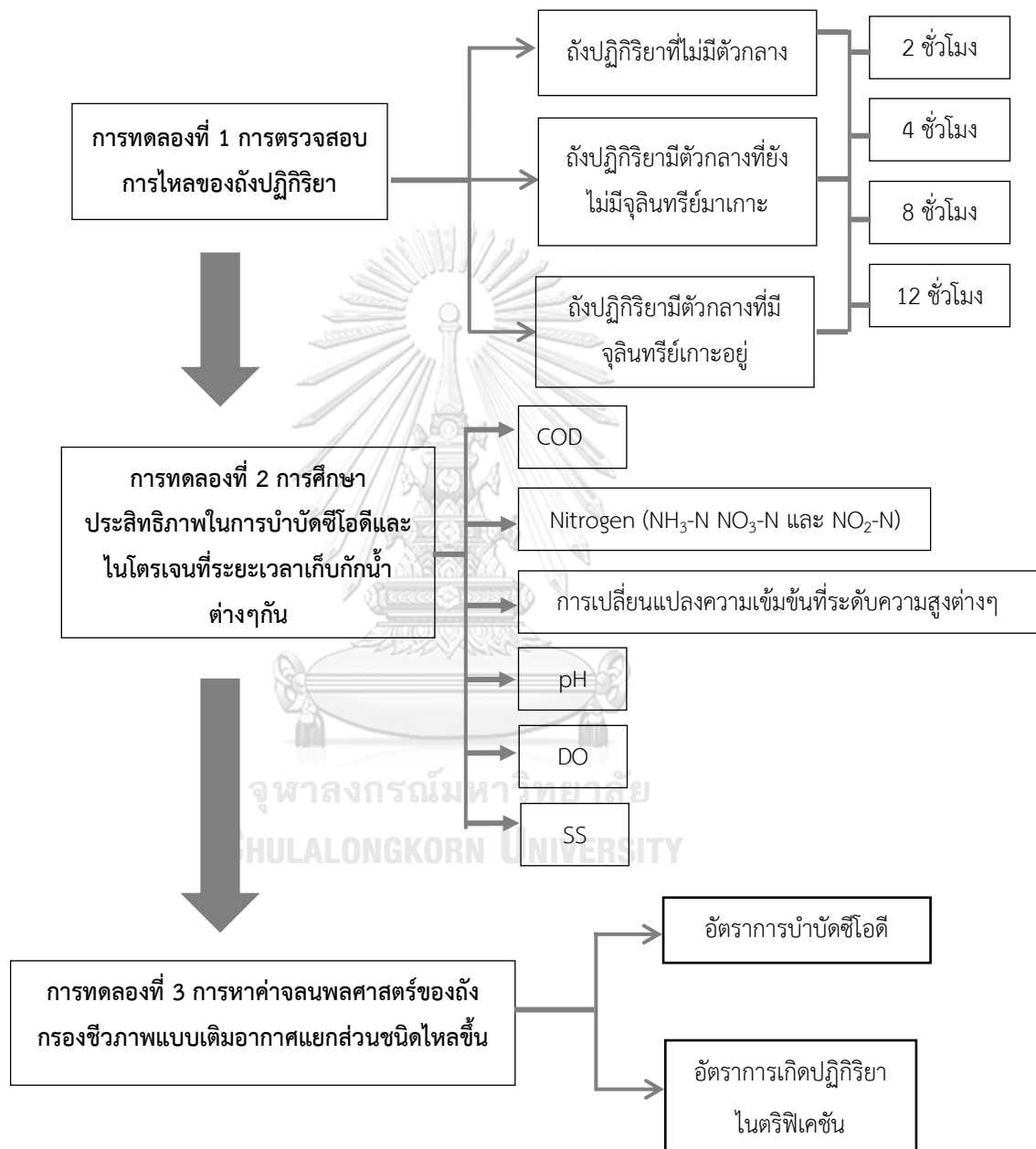


รูปที่ 3.7 รูปแบบจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น



บทที่ 4

ผลการทดลองและวิจารณ์



รูปที่ 4.1 แผนผังแสดงผลการทดลอง

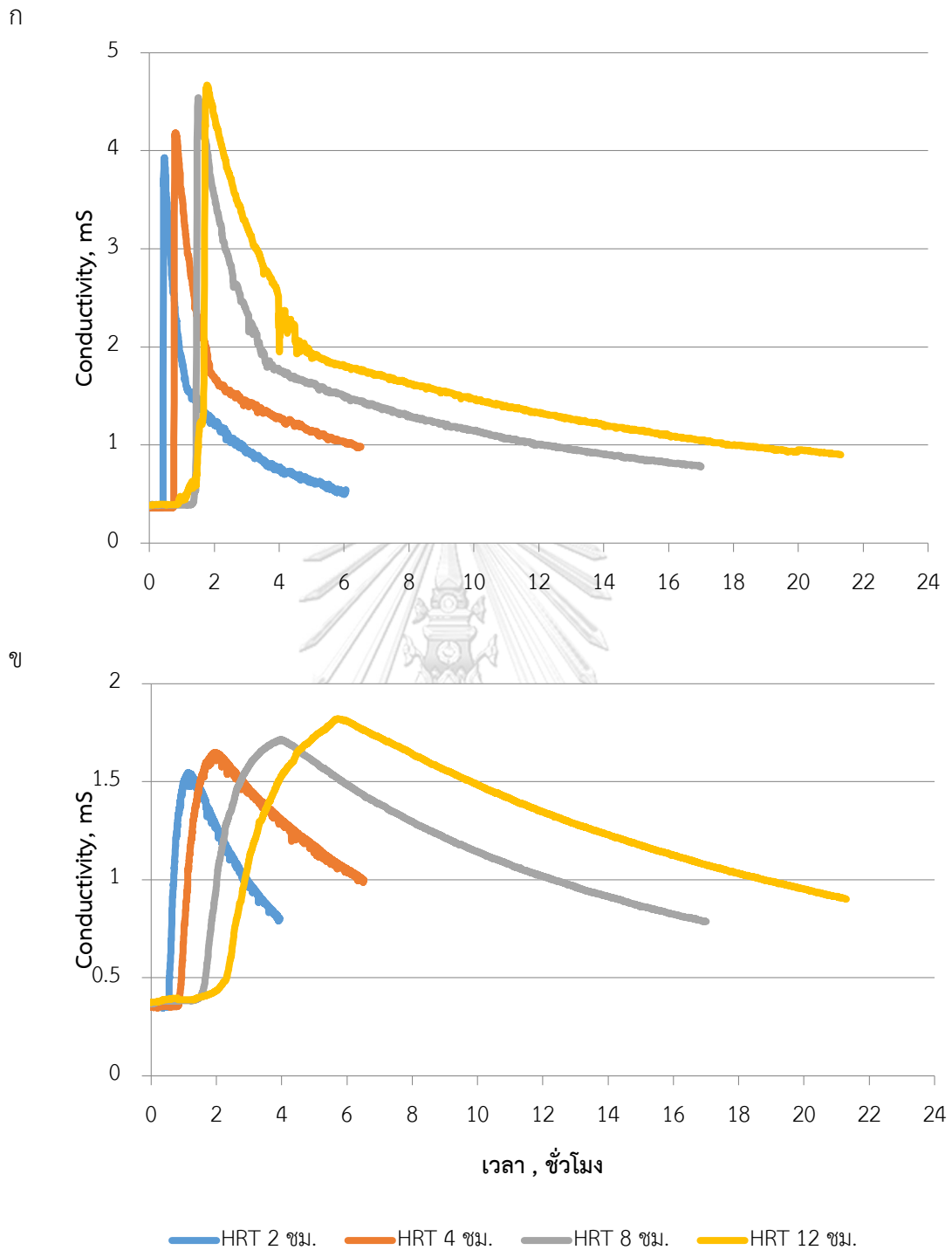
ผลการทดลอง และวิเคราะห์ผลการทดลอง

งานวิจัยนี้ใช้เวลาทั้งหมด 217 วัน โดยแบ่งช่วงระยะเวลาการดำเนินงานดังนี้ ช่วงก่อนเริ่มการทดลองได้ทำการเลี้ยงเชื้อให้เกิดฟิล์มชีวภาพขึ้นบนตัวกลางในการทดลองแบบที่ละเท ที่ใช้หัวเชื้อจากโรงบำบัดน้ำเสียดินแดง กรุงเทพฯ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีซีโอติและแอมโมเนีย 400 มิลลิกรัมต่อลิตรและ 40 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรตามลำดับ พร้อมทั้งทำการทดลองในการทดลองที่ 1 ทำการฉีดสารติดตามเพื่อศึกษารูปแบบการไหลของถังปฏิกริยาในขณะที่เป็นถังเปล่าก่อน ต่อมาใส่ตัวกลางเปล่าที่ยังไม่มีฟิล์มชีวภาพเกาะ วิเคราะห์รูปแบบการไหลที่ได้ ใช้เวลา 37 วัน หลังจากนั้นจึงนำตัวกลางที่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่มาเริ่มทดลองในถังปฏิกริยา โดยในช่วง start up เตินระบบเป็นแบบที่ละเทเหมือนกับช่วงการเลี้ยงให้เชื้อต่อ ระบบใช้เวลา 16 วันจนเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 57 เริ่มทำการเดินระบบแบบต่อเนื่องด้วยอัตราการเวียนน้ำกลับ 100% ใช้เวลาเดินระบบแบบต่อเนื่องทั้งหมด 153 วัน เริ่มต้นที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง โดยเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 89 เตินระบบต่อไปจนถึงวันที่ 99 จึงเปลี่ยนมาเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง ใช้เวลาปรับตัวจนเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 129 เตินระบบต่อไปจนถึงวันที่ 141 เปลี่ยนมาเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง พบว่าระบบใช้เวลาปรับตัวให้เข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 171 เตินระบบต่อไปจนถึงวันที่ 183 และเปลี่ยนมาเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง ซึ่งใช้เวลาปรับตัวจนเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 204 เตินระบบต่อไปจนเสร็จในวันที่ 210 พบว่าเกิดการอุดตันขึ้น จึงทำการทดลองฉีดสารติดตามเพื่อศึกษารูปแบบการไหลในถังปฏิกริยาที่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่หลังจากจบการเดินระบบ

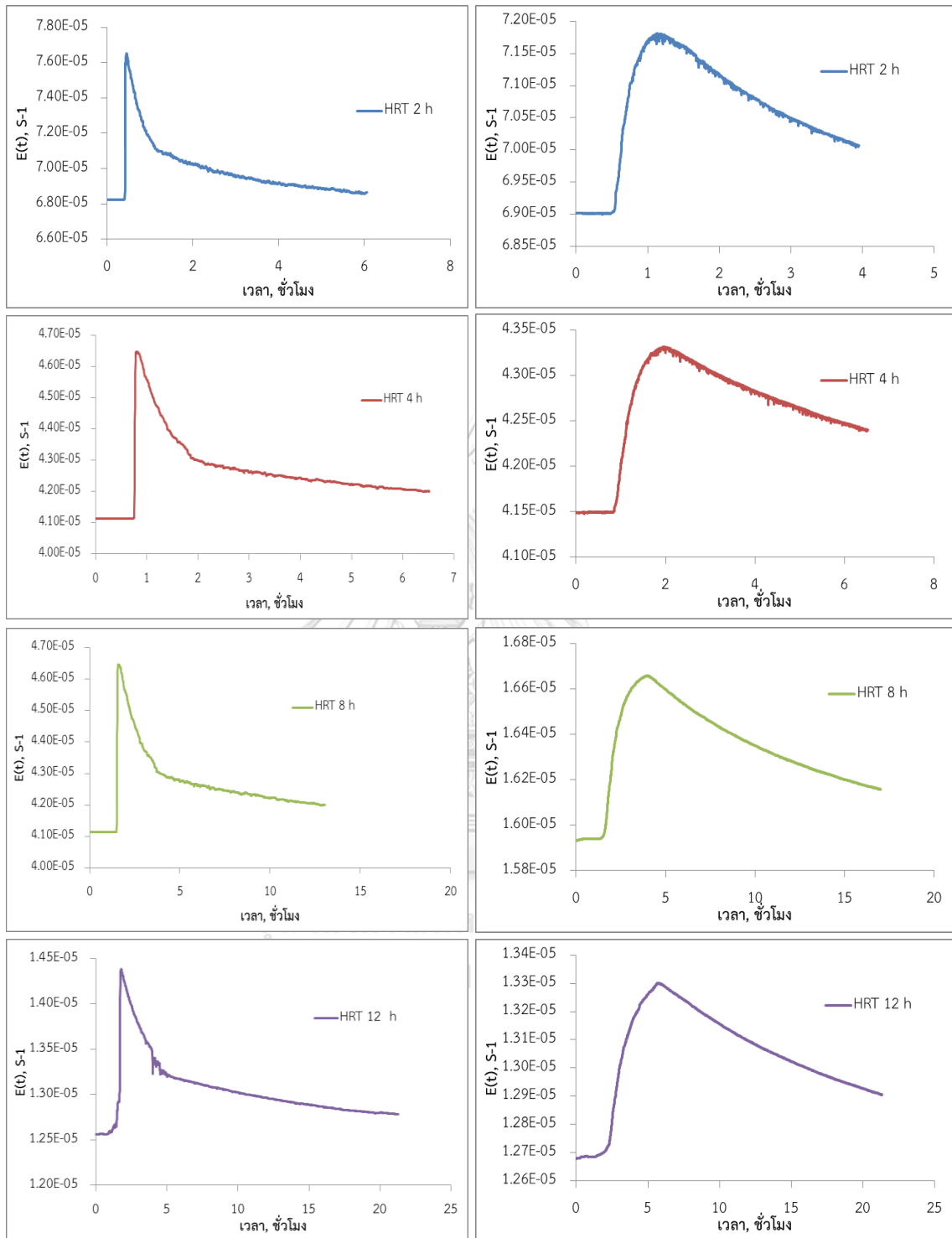
4.1 การตรวจสอบการไหลของถังปฏิกริยา

การทดลองในส่วนนี้ได้ทำการทดลองเพื่อตรวจสอบรูปแบบการไหลและหาระยะเวลาเก็บกักน้ำในถังปฏิกริยาในขณะที่ถังปฏิกริยาไม่มีตัวกลาง ถังปฏิกริยาที่มีตัวกลางที่ยังไม่มีฟิล์มชีวภาพมาเกาะที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง และในขณะที่สิ้นสุดการเดินระบบเมื่อถังปฏิกริยาที่มีตัวกลางมีฟิล์มชีวภาพเกาะแล้วที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง มีอัตราการเวียนน้ำกลับ 100% ในการทดลองนี้ใช้การปล่อยสารติดตามคือโซเดียมคลอไรด์ (NaCl) ความเข้มข้น 150 ก./ล. ปริมาตร 50 มล. ปล่อยแบบพัลส์บริเวณท่อน้ำเข้า แล้ววัดความนำไฟฟ้า (Conductivity) ที่จุดน้ำออก 2 จุด คือ จุดก่อนเติมอากาศที่ระดับความสูง 500 มม. (P₃) และ จุดทางน้ำออกที่ระดับความสูง 1300 มม. (P₇) วัดค่าความนำไฟฟ้าที่ทางออกทั้ง 2 จุด ทุกๆ 10 วินาทีที่ระยะเวลาเก็บกัก 2 และ 4 ชั่วโมง ในขณะที่ระยะเวลาเก็บกัก 8 และ 12 ชั่วโมงวัดทุกๆ 20 วินาที จากนั้นนำค่าความนำไฟฟ้าที่ได้มาแปลงเป็นความเข้มข้นของสารติดตามและคำนวณหาระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ได้ต่อไป

รูปแบบการกระจายตัวของน้ำในถังปฏิกริยาที่ไม่มีตัวกลางและถังปฏิกริยาที่มีตัวกลางที่ไม่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ทุกชุดการทดลองเป็นดังรูปที่ 4.2 ถึง 4.5 จะเห็นว่ามีรูปแบบการกระจายตัวคล้ายๆกันพิจารณาจากรูปที่ 4.6 จะเห็นว่ามีลักษณะคล้ายกับถังปฏิกริยาแบบไหลตามกันผสมกับแบบกวนสมบูรณ (Levenspiel, 1999) ในความเป็นจริงผลของการไหลในปฏิกริยาน่าจะเป็นการไหลแบบไหลตามกันเนื่องจากการออกแบบถังที่มีความสูงมากกว่า 10 เท่าของเส้นผ่านศูนย์กลาง แต่เนื่องจากผลของการเวียนน้ำและการเติมอากาศทำให้เกิดการไหลแบบกวนสมบูรณขึ้น (Levenspiel, 1999; วิโรจน์ บุญอำนวยวิทยา, 2544) เมื่อพิจารณาลักษณะการกระจายตัวของน้ำที่จุดก่อนเติมอากาศและจุดทางน้ำออกของทั้งสองการทดลอง จะเห็นว่าการกระจายตัวของน้ำที่จุดก่อนเติมอากาศมีรูปแบบคล้ายกับการไหลแบบไหลตามกันของถังปฏิกริยาแบบไม่อุดมคติ (Kanse Nitin และ Dawande, 2012) ในขณะที่จุดทางน้ำออกมีลักษณะคล้ายกับแบบกวนสมบูรณมากกว่า แสดงให้เห็นถึงผลกระทบจากการเติมอากาศและการเวียนน้ำกลับที่ทำให้การกระจายตัวของน้ำต่างกัน



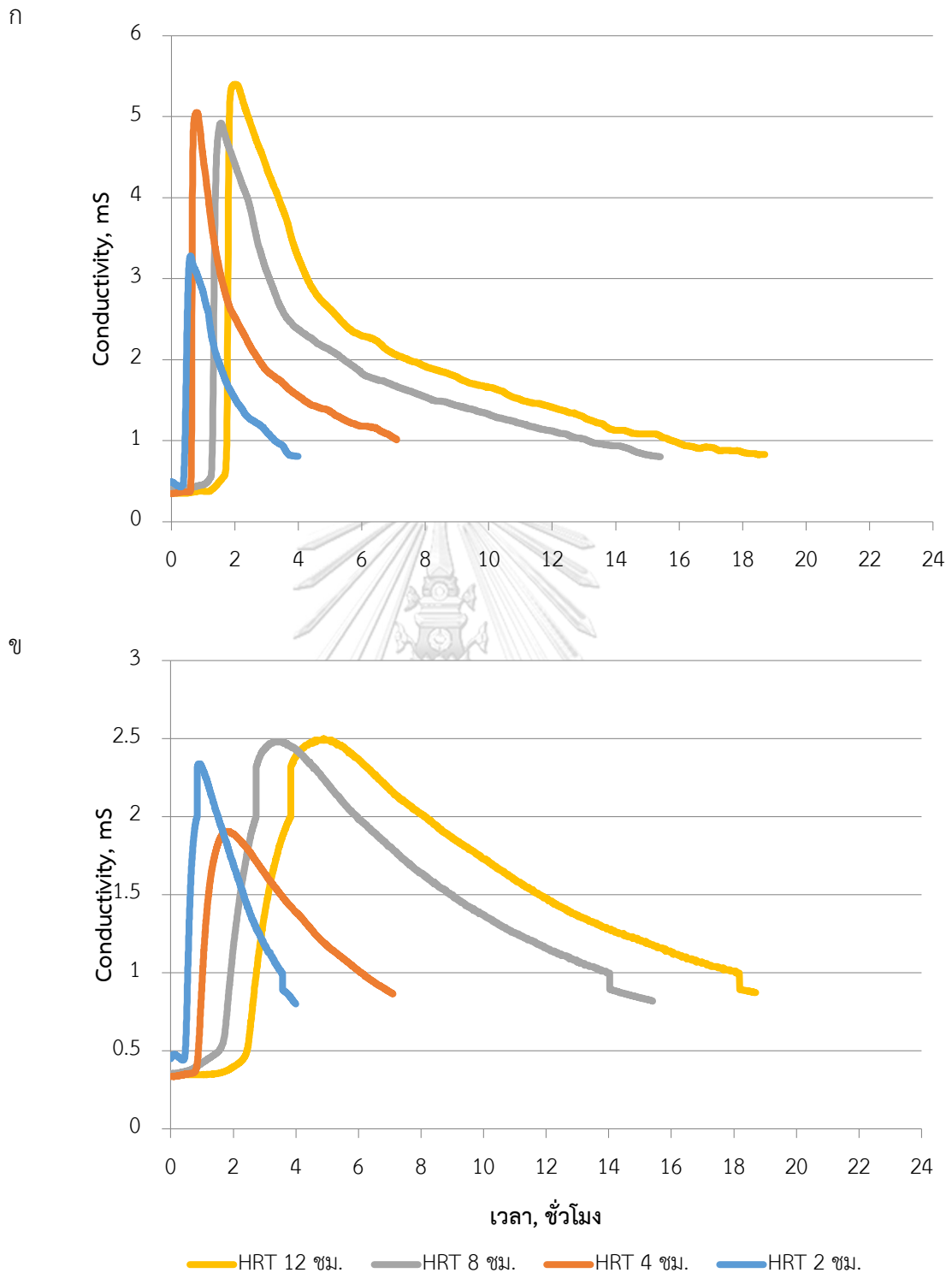
รูปที่ 4.2 การกระจายตัวของน้ำในขณะที่ถังปฏิกรณ์ไม่มีตัวกลาง (ก) บริเวณจุดก่อนเติมอากาศที่ระดับความสูง 500 มม. และ (ข) บริเวณทางน้ำออกของถังปฏิกรณ์



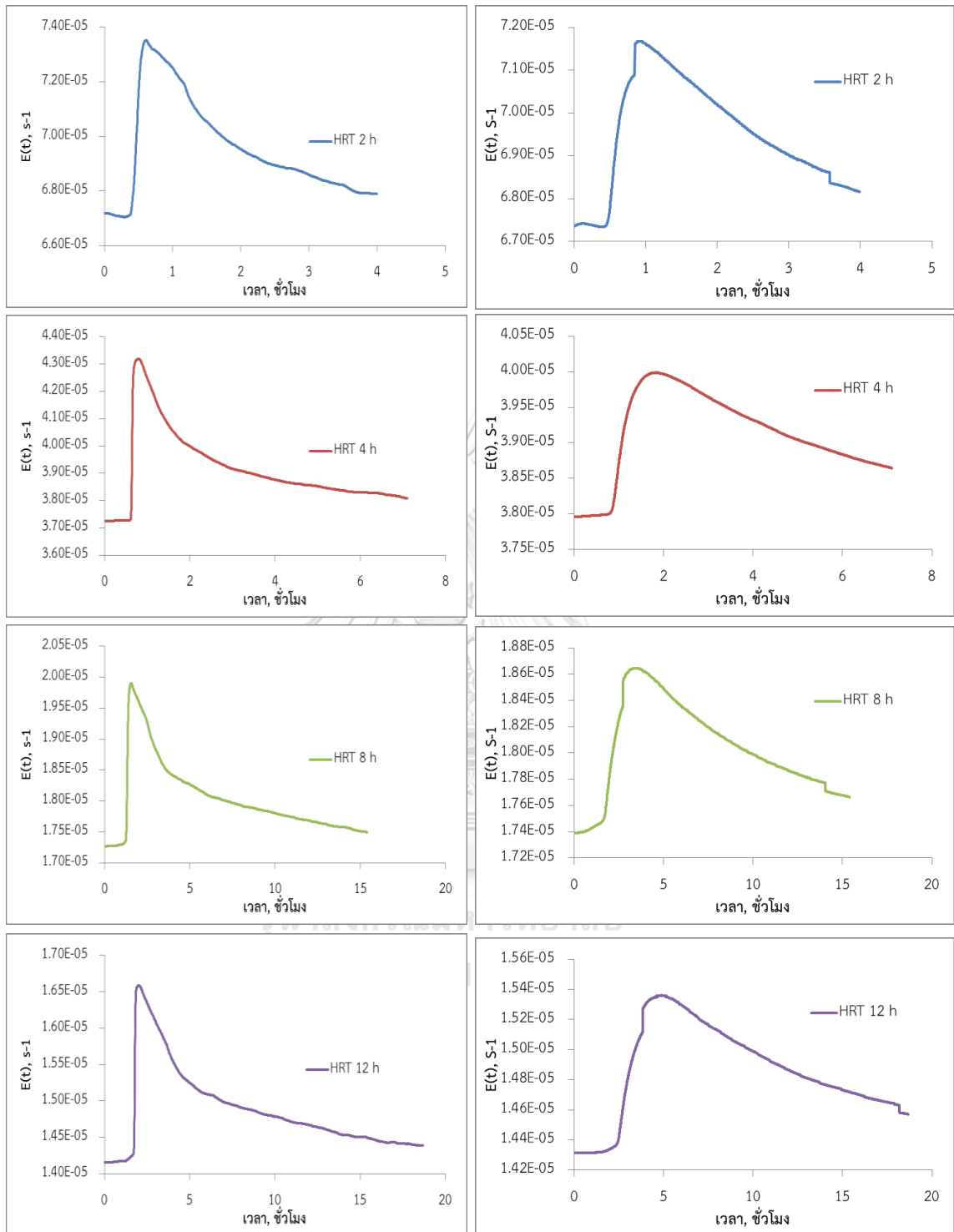
จุดก่อนเติมอากาศที่ระดับความสูง 500 มม.

จุดทางน้ำออกของถังปฏิกริยา

รูปที่ 4.3 รูปกราฟ RTD ของถังปฏิกริยาที่ไม่มีตัวกลาง



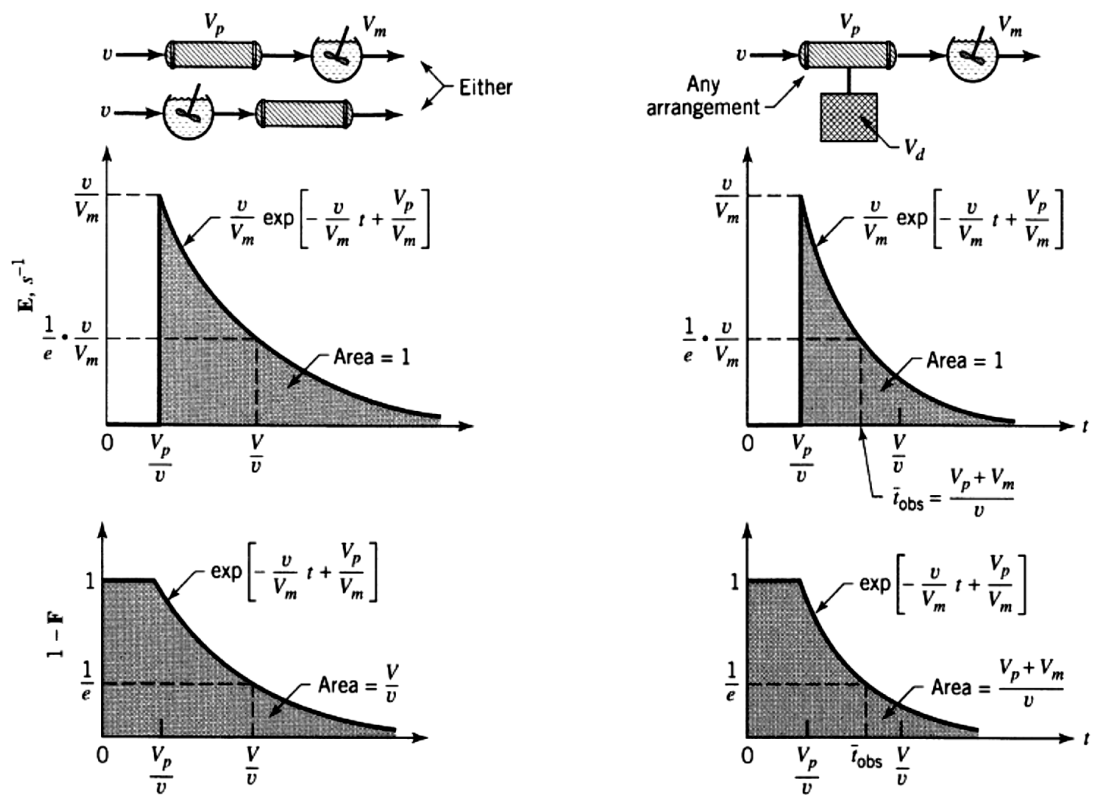
รูปที่ 4.4 การกระจายตัวของน้ำในขณะที่ตั้งปฏิกริยามีดักกลางที่ไม่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ (ก) บริเวณจุดก่อนเติมอากาศที่ระดับความสูง 500 มม. และ (ข) บริเวณทางน้ำออกของถังปฏิกริยา



จุดก่อนเติมอากาศที่ระดับความสูง 500 มม.

จุดทางน้ำออกของถังปฏิกริยา

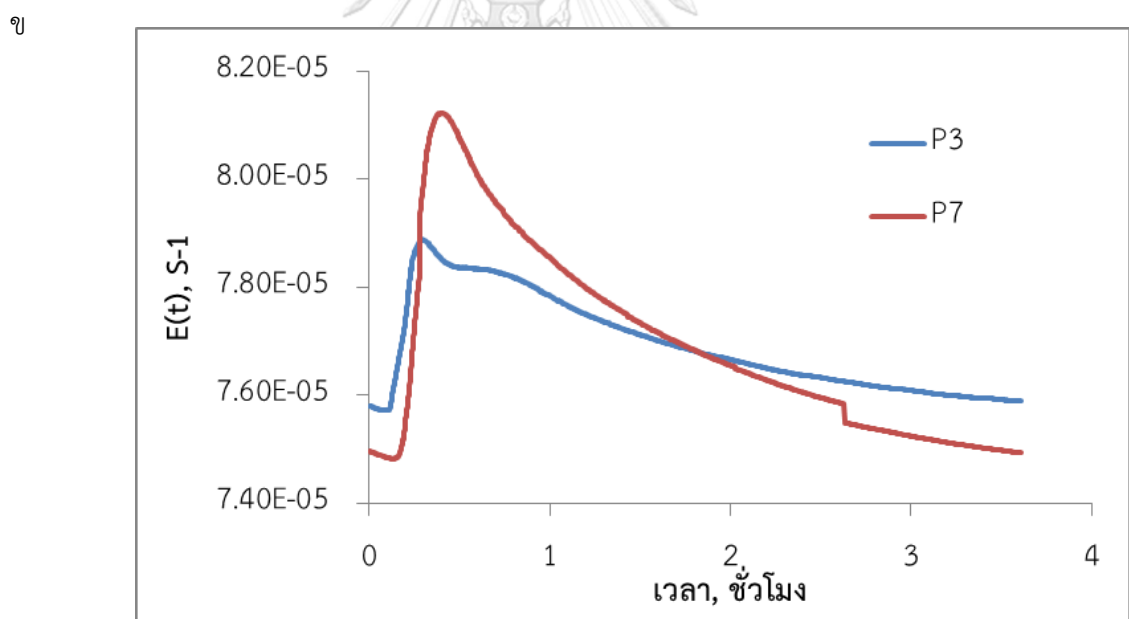
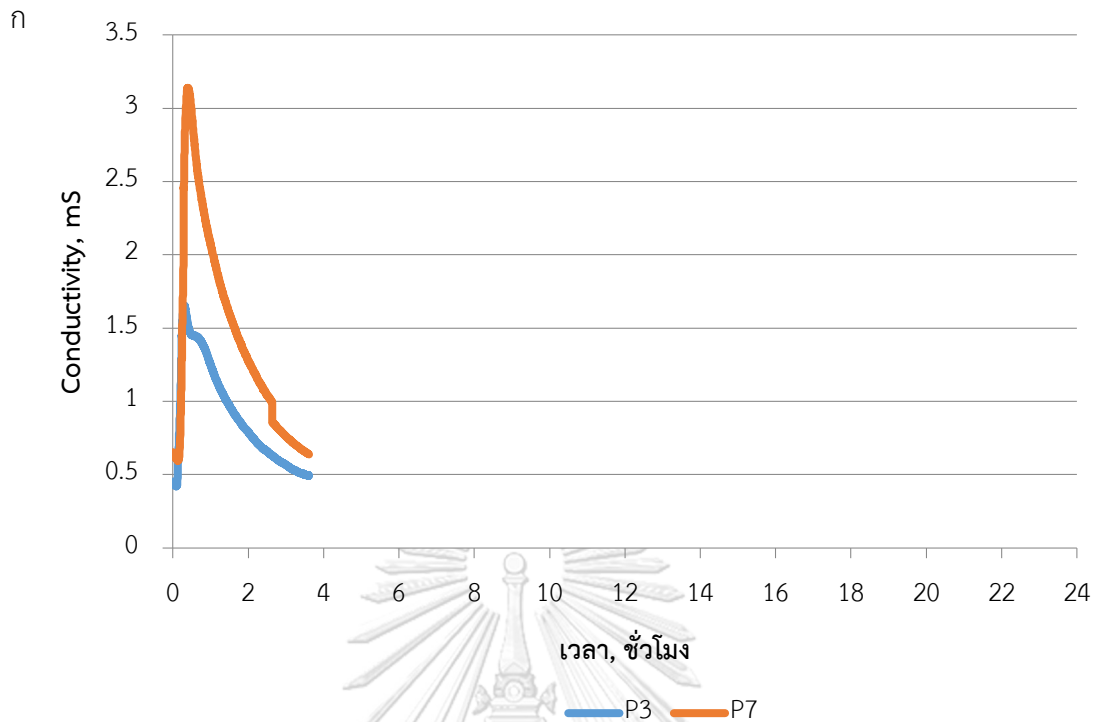
รูปที่ 4.5 รูปกราฟ RTD ของถังปฏิกริยามีดัวกลางที่ไม่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่



รูปที่ 4.6 รูปแบบกราฟมาตรฐาน RTD ของการไหลแบบกวนสมบูรณ์ผสมกับการไหลแบบไหลตามกัน (ที่มา : Levenspiel, 1999)

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

พิจารณารูปแบบการกระจายตัวของน้ำในขณะสิ้นสุดการเดินระบบ ตัวกลางมีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง ลักษณะการกระจายตัวของน้ำเป็นดังรูปที่ 4.6 จะเห็นว่าทั้งสองจุดตรวจวัดคือจุดก่อนเติมอากาศที่ระดับความสูง 500 มม. และจุดทางน้ำออก มีลักษณะการกระจายตัวของน้ำคล้ายกัน จากกราฟจะเห็นได้ว่าค่าความนำไฟฟ้าของสารติดตามจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วและลดลงอย่างรวดเร็วที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง ซึ่งแสดงให้เห็นลักษณะของการไหลแบบไหลตามกันมากกว่าถึงที่ไม่มีตัวกลางและถึงที่มีตัวกลางที่ไม่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ แสดงให้เห็นว่าในถังที่มีฟิล์มชีวภาพเกาะบนตัวกลางได้รับผลกระทบจากความปั่นป่วนของน้ำจากการเติมอากาศและการเวียนน้ำกลับที่ทำให้เกิดการไหลแบบกวนสมบรูณ์น้อยลง



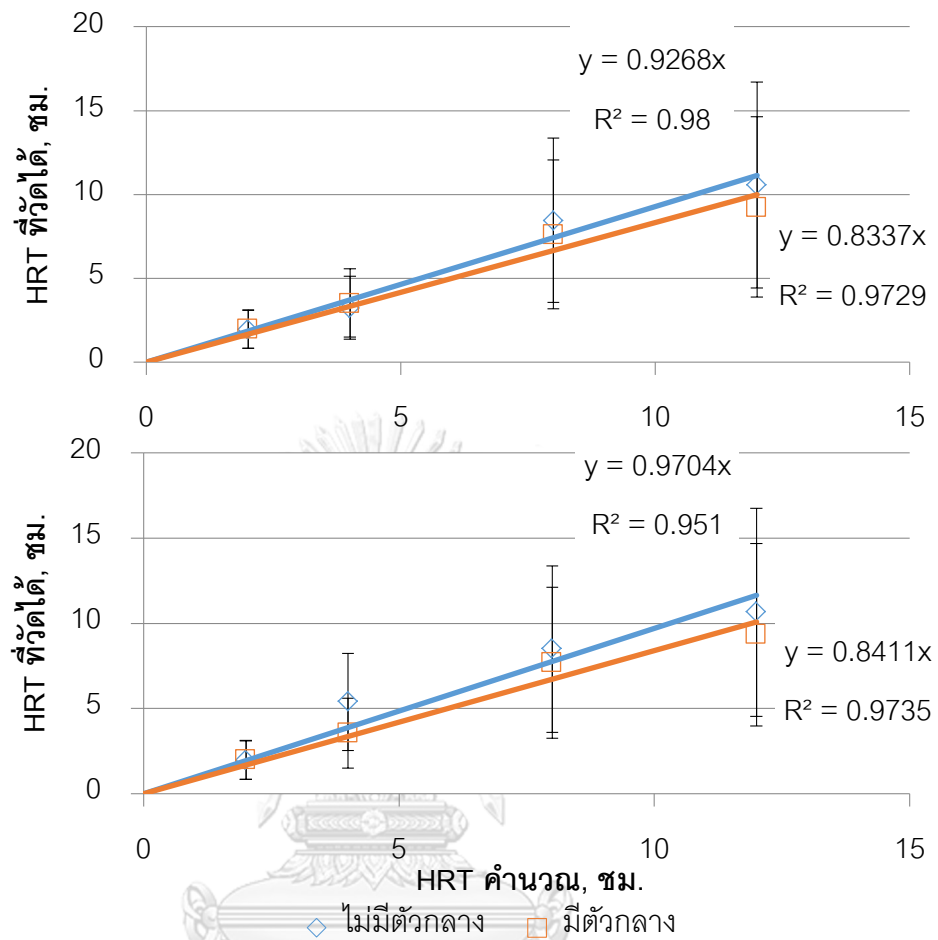
รูปที่ 4.7 (ก) การกระจายตัวของน้ำ และ (ข) รูปแบบกราฟ RTD ของถังปฏิกริยามีดัวกลางที่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่เมื่อสิ้นสุดการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง

ในขณะที่เมื่อพิจารณาระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ได้จากการคำนวณและการทดลองฉีดสารติดตาม (Tracer Test) จะได้ค่าดังแสดงในตารางที่ 1 จะเห็นว่าระยะเวลาเก็บกักที่ได้จากการทดลองของถังปฏิกริยาที่ไม่มีตัวกลางมีค่าสูงกว่าระยะเวลาเก็บกักจากการทดลองของถังที่มีตัวกลาง และถังที่มีตัวกลางที่มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ได้ค่าระยะเวลาเก็บกักต่ำที่สุด ในทำนองเดียวกันทั้งสองจุดตรวจวัดแสดงให้เห็นว่าปริมาตรจำเพาะ (Effective volume) ของถังปฏิกริยาลดลงซึ่งเป็นผลมาจากตัวกลางที่ใส่ลงไป ในทำนองเดียวกับงานวิจัยของ Cobos-Becerra และ González-Martínez (2014) ที่ทำการทดลองหาการกระจายตัวของน้ำในถังปฏิกริยาแบบที่มีตัวกลางจมน้ำทั้งที่มีการเติมอากาศและไม่มีการเติมอากาศ ซึ่งพบว่าการใส่ตัวกลางลงไปในถังปฏิกริยาทำให้เกิดจุดอับ (Dead Volume) ซึ่ง Dead Volume ของถังใส่ตัวกลางที่มีการเติมอากาศเป็น 83% ในขณะที่ถังที่มีตัวกลางที่ไม่มีการเติมอากาศเป็น 22% นอกจากนี้ทั้งขนาดและชนิดของตัวกลางก็ส่งผลต่อการกระจายตัวและระยะเวลาเก็บกักน้ำของถังปฏิกริยาด้วย

ในการทดลองนี้ พิจารณาค่าระยะเวลาเก็บกักจากการทดลองเทียบกับระยะเวลาเก็บกักจากการคำนวณจะเห็นว่าได้ระยะเวลาเก็บกักน้อยกว่า เมื่อพล็อตกราฟระยะเวลาเก็บกักที่ได้จากการคำนวณเทียบกับระยะเวลาเก็บกักจากการทดลองจะได้ความสัมพันธ์ ดังรูปที่ 4.8 ซึ่งจะเห็นว่าระยะเวลาเก็บกักจริงของถังปฏิกริยาที่ไม่มีตัวกลางคิดเป็น 92.7% และ 97.0% สำหรับจุดก่อนเติมอากาศและจุดน้ำขาออกตามลำดับ ในขณะที่ถังที่มีตัวกลางคิดระยะเวลาเก็บกักน้ำจริงได้เป็น 83.4% และ 84.0% ตามลำดับที่จุดก่อนเติมอากาศและจุดน้ำขาออก จะเห็นว่าการใส่ตัวกลางลงไปทำให้ระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ได้ลดลงหรือแสดงให้เห็นบริเวณจุดอับ (Dead Volume) ในถังปฏิกริยาที่เพิ่มขึ้น ซึ่งในการทดลองนี้เป็นการเดินระบบในขณะที่ถังปฏิกริยามีตัวกลาง จึงสามารถสรุปได้ว่าระยะเวลาเก็บกักน้ำจริงของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นในการทดลองนี้คิดเป็น 84.1%

ตารางที่ 4.1 เปรียบเทียบค่าระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ได้จากการคำนวณกับการทดลองของชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

จุดตรวจวัด	HRT จากการคำนวณ, h	HRT จากการทำ Tracer Test, h					
		ไม่มีตัวกลาง	ความคลาดเคลื่อน, %	มีตัวกลาง	ความคลาดเคลื่อน, %	มีตัวกลางที่มีฟิล์มชีวภาพเกาะ	ความคลาดเคลื่อน, %
P ₃	2.01	1.96±1.14	2.49	1.98±1.15	1.49	1.80±1.04	10.45
	4.34	3.24±1.88	25.35	3.52±2.04	18.89	-	-
	8.68	8.45±4.90	2.65	7.63±4.44	12.10	-	-
	13.01	10.57±6.14	18.75	9.25±5.38	28.90	-	-
P ₇	2.01	1.97±1.13	1.99	1.99±1.15	1.00	1.79±1.04	10.94
	4.34	5.4±2.85	24.42	3.55±2.04	18.20	-	-
	8.68	8.49±4.89	2.19	7.69±4.42	11.41	-	-
	13.01	10.65±6.12	18.14	9.34±5.36	28.21	-	-



รูปที่ 4.8 ความพันธ์ของระยะเวลาเก็บกักที่ได้จากการทดลองและระยะเวลาเก็บกักที่ได้จากการคำนวณของ (ก) บริเวณจุดก่อนเติมอากาศที่ระดับความสูง 500 มม. และ (ข) บริเวณทางน้ำออกของถังปฏิกริยา

4.2 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ

การทดลองในตอนี่ 2 นี้เป็นการทดลองเดินระบบแบบต่อเนื่องใช้ระยะเวลาทั้งหมด 153 วัน โดยแบ่งเป็นการทดลองเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง 42 วัน ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง 41 วัน ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง 41 วันและที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง 29 วัน ผลจากการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆที่ใช้เป็นตัวชี้วัดระบบเป็นดังนี้

4.2.1 ซีโอดี

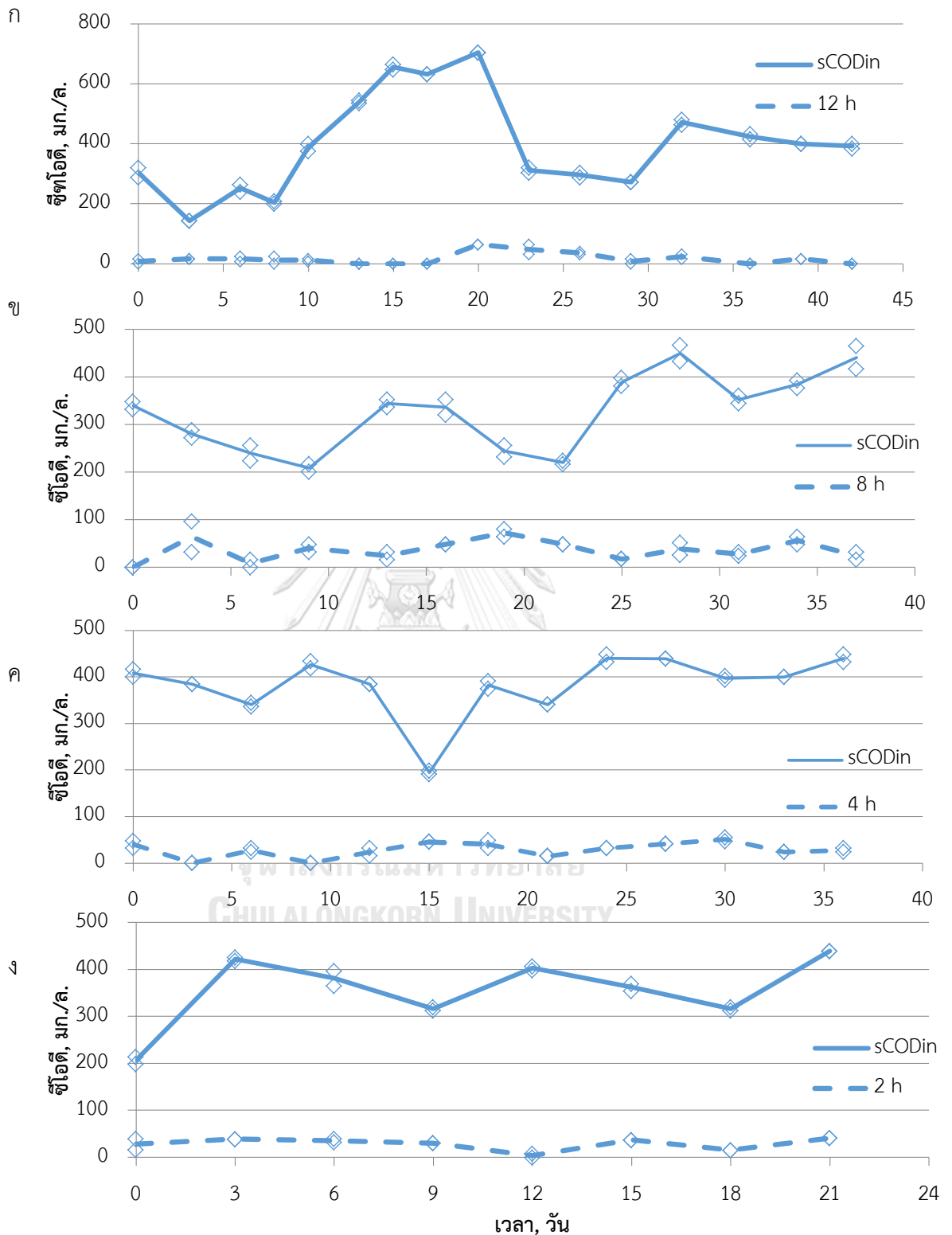
การทดลองนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีน้ำตาลกลูโคสเป็นแหล่งซีโอดี มีค่าซีโอดีเฉลี่ยตลอดการทดลอง 368 ± 114 มก./ล. โดยเริ่มต้นเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง จากรูปที่ 4.9(ก) จะเห็นได้ว่าระบบสามารถบำบัดซีโอดีได้หมดตั้งแต่ช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบ เนื่องจากตัวกลางมีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ ผ่านช่วงการปรับตัวจากการ start up ในการทดลองแบบที่ละเทาแล้วจึงทำให้สามารถลดซีโอดีได้ตั้งแต่ช่วงแรกของการเดินระบบแบบต่อเนื่อง แต่จะเห็นว่ามีซีโอดีในน้ำขาเข้าไม่คงที่ในช่วงแรก (วันที่ 0-10) เนื่องจากเตรียมน้ำเสีย 2 วันต่อครั้ง ในวันที่สองค่าซีโอดีลดลงจากวันแรก จึงแก้ปัญหาด้วยการเตรียมน้ำเสีย 2 วันต่อครั้งแต่เติมซีโอดีเพิ่มลงไปในวันที่สอง ผลปรากฏว่าซีโอดีสูงกว่าเดิมมากเนื่องจากความผิดพลาดในการคำนวณ (ช่วงวันที่ 12-20) จากนั้นจึงเปลี่ยนมาเตรียมน้ำเสียทุกวันแทนเพื่อควบคุมค่าซีโอดีของน้ำขาเข้าให้คงที่ (วันที่ 23-42) เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวค่าซีโอดีที่น้ำขาออกมีค่าเป็น 5 ± 8 มก./ล. คิดประสิทธิภาพเป็น 98.7% ในขณะที่เปลี่ยนมาเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง จากรูปที่ 4.6(ข) จะเห็นได้ว่ามีบางช่วงที่ค่าซีโอดีที่เตรียมต่ำกว่าความเข้มข้นที่ต้องการ เนื่องจากมีความจำเป็นที่ต้องเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ทิ้งไว้หลายวัน ทำให้ค่าซีโอดีลดลงไปจากวันแรกที่เตรียม จากความเข้มข้น 448 มก./ล. ในวันที่สองค่าซีโอดีในถังเตรียมน้ำเข้าลดลงเหลือ 304 มก./ล. และเหลือเพียง 144 มก./ล. ในวันที่สาม ซึ่งจากอาจจะเกิดการย่อยสลายของกลูโคสภายในถังเตรียมทำให้ซีโอดีลดลง แต่เมื่อกลับมาเตรียมน้ำเสียทุกวันค่าซีโอดีที่ได้ก็คงที่ พิจารณาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีจะเห็นได้ว่าระบบสามารถกำจัดซีโอดีได้ เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวค่าซีโอดีของน้ำขาออกมีค่าเป็น 29 ± 11 มก./ล. ซึ่งจะเห็นว่ามีซีโอดีที่เหลืออยู่มากกว่าที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดเป็น 92.1% เมื่อลดระยะเวลาเก็บกักน้ำลงมาที่ 4 ชั่วโมง ระบบยังสามารถบำบัดซีโอดีได้ โดยคิดที่สภาวะคงตัว ความเข้มข้นซีโอดีขาออกมีค่าเป็น 34 ± 10 มก./ล. คิดประสิทธิภาพการบำบัดเป็น 91.6% ในทำนองเดียวกันเมื่อลดระยะเวลาเก็บกักน้ำมาที่ 2 ชั่วโมง ระบบยังสามารถบำบัดซีโอดีได้ดี เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ประสิทธิภาพใน

การบำบัดเป็น 91.9% ในขณะที่น้ำขาออกมีซีโอดีเหลืออยู่ 31 ± 12 มก./ล. จะเห็นได้ว่าเมื่อลดระยะเวลาเก็บกักน้ำลงระบบยังสามารถกำจัดซีโอดีได้ดี (ประสิทธิภาพมากกว่า 90%) มีค่าซีโอดีที่น้ำออกต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งของประเทศไทย (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) แสดงให้เห็นว่าระยะเวลาเก็บกักน้ำไม่ได้ส่งผลอย่างมีนัยสำคัญต่อประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นนี้ เนื่องจากมีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบสูง น้ำเสียที่ใช้เป็นกลูโคสซึ่งย่อยสลายได้ง่ายซึ่งฟิล์มชีวภาพมีความสามารถในการดูดซับกลูโคสเข้าไปได้ง่าย ทำให้ระบบสามารถกำจัดซีโอดีได้ดี ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Tong และคณะ (2013) ที่ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีของน้ำเสียปนเปื้อนน้ำมันโดยใช้ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศที่ตัวกลางเป็นแบบฟิล์มตรึง พบว่าเมื่อลดระยะเวลาเก็บกักน้ำจาก 56-18 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดียังคงเดิม โดยสามารถลดซีโอดีจาก 209.4 มก./ล. เหลือ 75 มก./ล. หรือคิดเป็นประสิทธิภาพ 64% ในขณะที่ Ha และ Ong (2007) ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นเริ่มต้น 250 มก./ล. โดยใช้ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชั้นที่มีทรายเป็นตัวกลาง โดยลดระยะเวลาเก็บกักน้ำจาก 6-2 ชั่วโมง โดยที่ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีสูงกว่า 90% จะเห็นได้ว่ามีประสิทธิภาพสูงเช่นเดียวกับงานวิจัยนี้เนื่องจากน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้เป็นน้ำตาลกลูโคสที่ย่อยสลายง่ายกว่าเมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยที่ใช้น้ำเสียจริง ประสิทธิภาพในการบำบัดจึงสูงกว่า

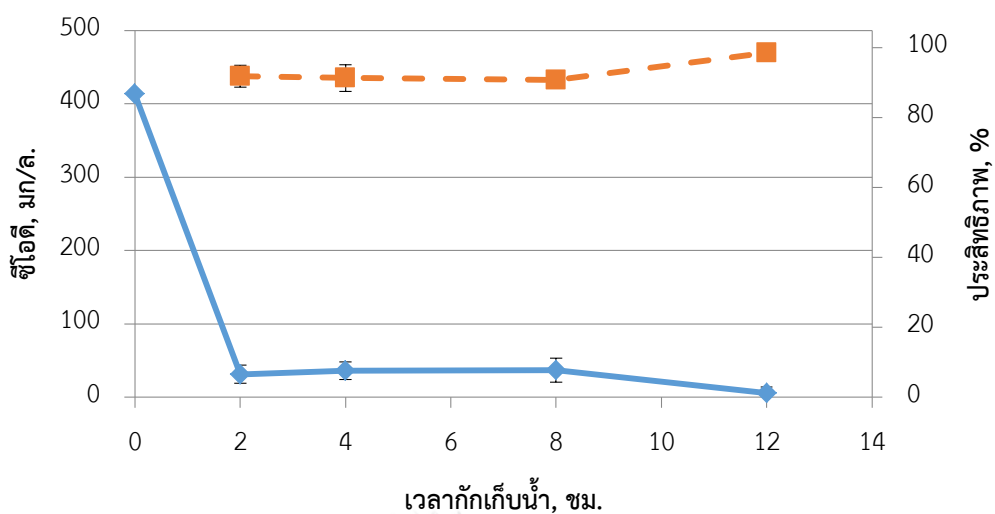
อย่างไรก็ตามจะเห็นได้ว่าระยะเวลาเก็บกักน้ำช่วง 12-2 ชั่วโมง ไม่ได้ส่งผลอย่างมีนัยสำคัญต่อประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นนี้ ดังแสดงในรูปที่ 4.10 โดยระบบมีประสิทธิภาพบำบัดเฉลี่ยเป็น 92.9% มีความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำออกเฉลี่ย 27 ± 15 มก./ล. สามารถรับภาระบรรทุกซีโอดีสูงสุดได้ 4.09 กิโลกรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร/วัน ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง ซึ่งสูงกว่างานวิจัยของ Han และคณะ (2009) ที่ทำการหาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีน้ำเสียสังเคราะห์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศใช้เซรามิกที่ทำจากแก้วมวลเบาเป็นตัวกลางที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง สามารถรับภาระบรรทุกซีโอดีได้ 3.44 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดเป็น 86% แต่เมื่อเปรียบเทียบกับงานวิจัยของ Zhao และคณะ (2006) ซึ่งใช้ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นมีตัวกลางทำจากวัสดุพอลิเมอร์ชนิดหนึ่งในการบำบัดน้ำเสียที่ปนเปื้อนน้ำมัน (ซีโอดี 124 มก./ล.) ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง สามารถรับภาระบรรทุกซีโอดีได้เพียง 1.07 กก.ซีโอดี/ลบ.ม./วัน ซึ่งจะเห็นได้ว่ามีค่าต่ำกว่า

งานวิจัยนี้และงานวิจัยของ Ha และ Ong (2007) 4 และ 3 เท่าตามลำดับ อาจจะเนื่องมาจากน้ำเสีย
สังเคราะห์ที่ใช้คือน้ำตาลกลูโคสที่ย่อยสลายได้ง่าย ทำให้จุลินทรีย์สามารถดูดซึมไปใช้ได้ง่ายต่างกับน้ำ
เสียจริงที่ปนเปื้อนน้ำมันที่ย่อยสลายได้ยากซึ่งทำให้ระบบสามารถรับภาระบรรทุกซีโอดีได้น้อยลง





รูปที่ 4.9 ความเข้มข้นของชีโอดีตลอดการทดลองที่ (ก)ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง (ข)ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง (ค)ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง และ (ง)ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง



รูปที่ 4.10 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นซีโอดีที่น้ำออกและประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ โดย \blacklozenge คือซีโอดี และ \blacksquare คือประสิทธิภาพ

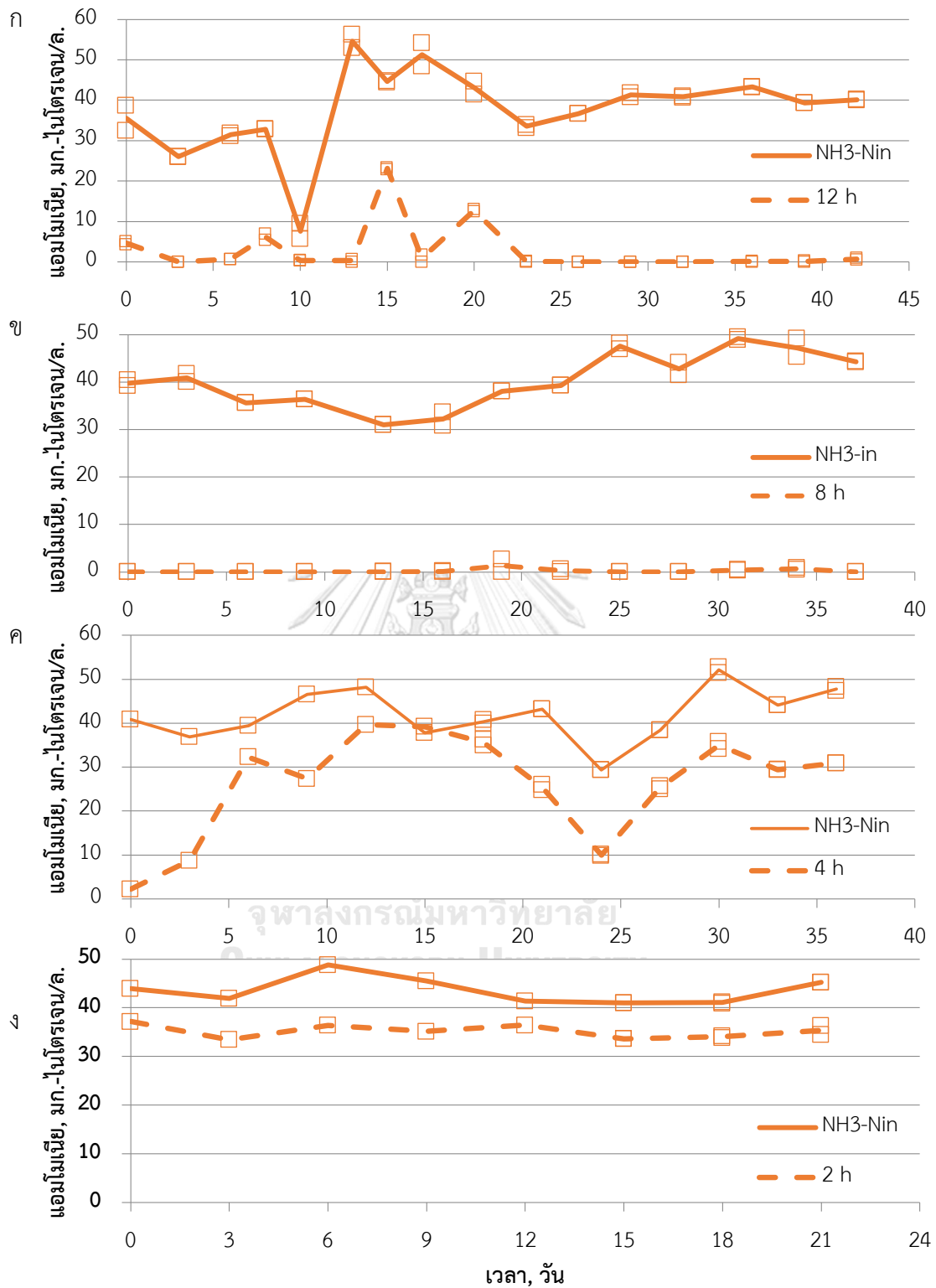
4.2.2 ไนโตรเจน

การทดลองนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีแอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl) เป็นแหล่งแอมโมเนีย มีความเข้มข้นแอมโมเนียเริ่มต้นเฉลี่ยตลอดการทดลองเป็น 40.4 ± 7.62 มก.-ไนโตรเจน/ล. ภาพรวมตลอดการทดลองของแอมโมเนีย ไนเตรตและไนไตรต์ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 8 4 และ 2 ชั่วโมง แสดงในรูปที่ 4.11 4.12 และ 4.13 เมื่อผ่านช่วง start up มาแล้วเริ่มทำการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง จากรูปที่ 4.11 (ก) จะเห็นว่าในช่วงแรกค่าแอมโมเนียในน้ำเข้าและน้ำออกยังไม่คงที่ในทำนองเดียวกับค่าซีโอดี จึงทำให้ในน้ำออกมีแอมโมเนียเหลืออยู่ แต่เมื่อผ่านไปจนถึงวันที่ 23 สามารถเตรียมน้ำได้ความเข้มข้นของแอมโมเนียคงที่และระบบสามารถบำบัดแอมโมเนียได้หมด แอมโมเนียที่หายไปบางส่วนถูกใช้น้ำไปสร้างเซลล์ในกระบวนการหายใจแบบใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ตามอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนเป็น 150:5 (Metcalf และ Eddy, 2014) แต่แอมโมเนียส่วนใหญ่ที่หายไปเกิดจากกระบวนการไนตริฟิเคชันของไนตริฟายอิงแบคทีเรีย จะเห็นว่าในน้ำขาออกมีไนไตรต์และไนเตรตเกิดขึ้น (Tao และคณะ, 2016) เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ความเข้มข้นของแอมโมเนียที่น้ำเข้าและน้ำขาออกเป็น 40.9 ± 1.86 และ 0.31 ± 0.36 มก.-ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ แอมโมเนียที่หายไปเป็น 40.6 มก.-ไนโตรเจน/ล. คิดเป็นประสิทธิภาพ 99.2% ในขณะที่เกิดไนไตรต์และไนเตรตที่น้ำขาออกมีความเข้มข้น 0.741 ± 0.606 และ 25.78 ± 1.53 มก.-ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ เห็นได้ไนไตรต์มีค่าน้อยมากเมื่อเทียบกับไนเตรต ตามรูปที่ 4.8 (ค) และ (ง) แสดงว่าไนไตรต์

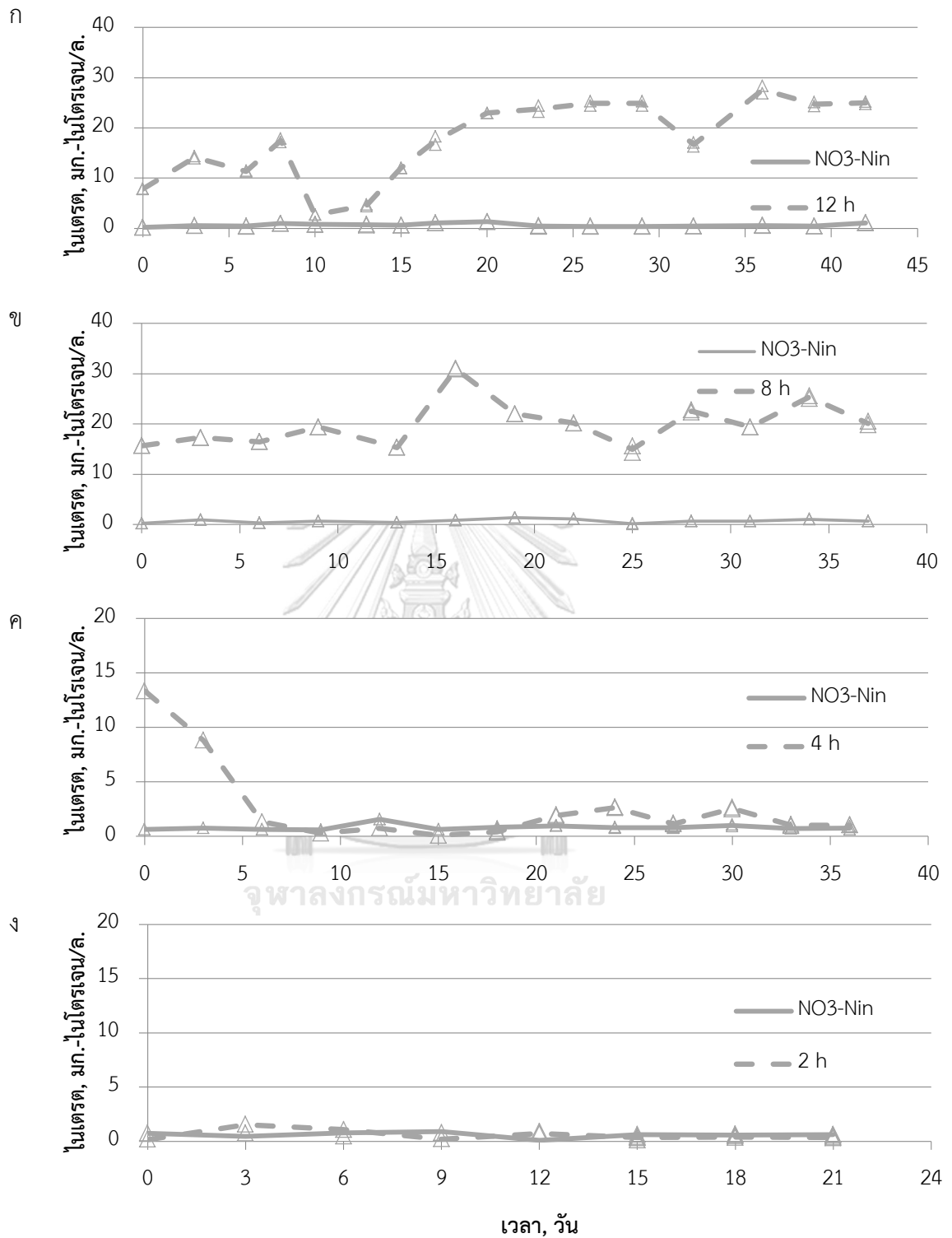
พายอิงแบคที่เรียสามารถออกซิไดส์ไนโตรต์ไปเป็นไนเตรตได้หมด เมื่อพิจารณาค่าไนโตรเจนทั้งหมด จะเห็นได้ว่ามีไนโตรเจนบางส่วนที่หายไปที่อาจจะถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจน(N_2) จากการที่ไนเตรตถูกเวียนกลับเข้ามาในระบบ เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Tao และคณะ, 2016) ในส่วนล่างของถังปฏิกริยาที่ไม่มีการเติมอากาศ คิดประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดได้เป็น 37.3% ในทำนองเดียวกันเมื่อเปลี่ยนมาทำการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง ระบบสามารถเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันได้ดี ที่สภาวะคงตัวมีความเข้มข้นแอมโมเนียที่น้ำออกเป็น 0.257 ± 0.286 มก.-ไนโตรเจน/ล. คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดได้ 99.4% ในขณะที่มีไนเตรตและไนเตรตเกิดขึ้น 2.35 ± 0.505 และ 21.8 ± 2.50 มก.-ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ จะเห็นว่ามีไนเตรตเกิดขึ้นน้อยมากเมื่อเทียบกับไนเตรตที่เกิดขึ้น เมื่อคิดจากค่าแอมโมเนียที่หายเป็น 45.6 ± 2.37 มก.-ไนโตรเจน/ล. เทียบกับค่าไนเตรตและไนเตรตที่เกิดขึ้น 24.2 ± 2.26 มก.-ไนโตรเจน/ล. พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด 52.5% เพิ่มขึ้น 15.2% จากระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง เนื่องจากการระบบสามารถเวียนไนเตรตกลับเข้าไปในระบบไปได้มากขึ้น ซึ่งไนเตรตถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจนด้วยปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชันที่ส่วนล่างของถังปฏิกริยา แต่เมื่อเปลี่ยนมาเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง จากรูปที่ 4.11 และ 4.12 จะเห็นได้ว่าในช่วงวันแรกจนถึงวันที่ 9 ระบบยังสามารถเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันได้ แต่ก็ค่อยๆลดลงตามเวลาที่ผ่านไป จนเมื่อเข้าสู่วันที่ 10 จะเห็นได้ว่าเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันได้น้อยมาก สังเกตได้จากมีแอมโมเนียในน้ำขาออก 32.3 มก.-ไนโตรเจน/ล. เทียบกับความเข้มข้นในน้ำขาเข้าที่ 39.4 มก.-ไนโตรเจน/ล. มีไนเตรตและไนเตรตเกิดขึ้นน้อยมาก จนเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่ามีแอมโมเนียในน้ำขาออก 30.2 ± 3.99 มก.-ไนโตรเจน/ล. คิดประสิทธิภาพในการบำบัดเป็น 33.9% มีไนเตรตและไนเตรตเกิดขึ้นน้อยมากเพียง 2.40 ± 0.505 และ 1.44 ± 0.751 มก.-ไนโตรเจน/ล. ซึ่งจะเห็นว่าเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันต่ำ คิดปริมาณไนโตรเจนที่หายไปเป็น 15.5 ± 1.91 มก.-ไนโตรเจน/ล. ซึ่งปริมาณแอมโมเนียที่หายไปส่วนใหญ่เกิดจากการที่จุลินทรีย์นำไปใช้ในการสร้างเซลล์ด้วยกระบวนการหายใจแบบใช้ออกซิเจนที่เกิดขึ้นในส่วนด้านบนของถังปฏิกริยาที่มีการเติมอากาศ ตามสัดส่วนของ COD:N ที่ 150:5 ในทำนองเดียวกับเมื่อเปลี่ยนระยะเวลาเก็บกักน้ำมาที่ 2 ชั่วโมงระบบไม่สามารถเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันได้ เมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวน้ำขาออกมีปริมาณแอมโมเนีย ไนเตรต และไนเตรตเป็น 34.4 ± 0.910 0.417 ± 0.294 และ 0.354 ± 0.034 มก.-ไนโตรเจน/ล. จะเห็นได้ว่าปริมาณไนเตรตและไนเตรตน้อยมากจนสามารถกล่าวได้ว่าไม่มีปฏิกริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้น ซึ่งพิจารณาจากสมดุลของ

ไนโตรเจนในระบบดังตารางที่ 4.2 จะเห็นได้ว่าที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมงและ 4 ชั่วโมง แอมโมเนียที่หายไปเกิดจากการที่จุลินทรีย์นำไปใช้ในการสร้างเซลล์ในกระบวนการหายใจแบบใช้ออกซิเจนตามอัตราส่วน COD:N 150:5 เท่านั้น ในขณะที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมงและ 12 ชั่วโมง พบว่าแอมโมเนียบางส่วนถูกเปลี่ยนไปเป็นไนไตรตและบางส่วนถูกใช้ไปในการสร้างเซลล์

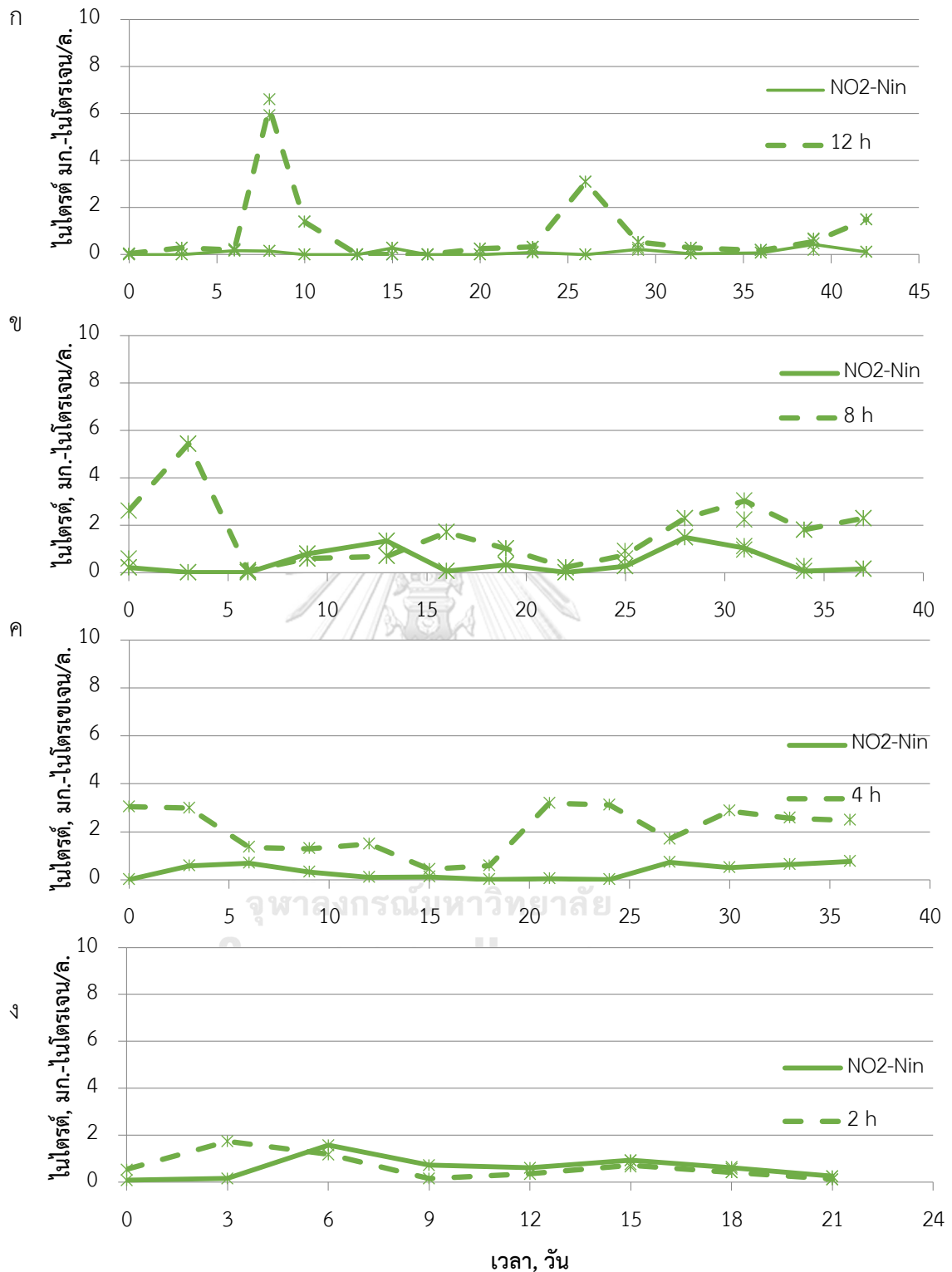
จะเห็นได้ว่าระยะเวลาเก็บกักน้ำเป็นปัจจัยสำคัญต่อประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น จากงานวิจัย Liu และคณะ (2010) ในการใช้ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศที่มีตัวกลางทำจากเปลือกของหอยนางรมและตัวกลางชนิดพลาสติกแบบทรงกลม พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียของระบบเป็น 98.1% และ 93.7% เมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำสูงกว่า 4 ชั่วโมง แต่ประสิทธิภาพของการบำบัดลดเหลือเพียง 44.6% และ 43.3% เมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำเป็น 3.5 และ 2.6 ชั่วโมงตามลำดับ ในทำนองเดียวกับงานวิจัยของ Wu และคณะ (2015) ใช้ถังกรองชีวภาพที่มีตัวกลางเป็นเซรามิกที่ทำจากตะกอนในระบบบำบัดน้ำเสียในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานผลิตโปรตีนถั่วเหลืองที่มีแอมโมเนียอยู่ในช่วง 87.6-115.2 มก.-ไนโตรเจน/ล. พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 14-6 ชั่วโมง ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมากกว่า 85% แต่เมื่อลดระยะเวลาเก็บกักน้ำมาที่ 4 และ 2 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียลดลงเหลือ 73% และ 54% ตามลำดับ เมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำลดลง สามารถส่งผลต่อปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์ในระบบ เนื่องจากไนตริฟายอิงแบคทีเรียที่ออกซิไดส์แอมโมเนียได้เป็นชนิดออโตโทรฟ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ซึ่งการลดระยะเวลาเก็บกักน้ำในระบบลงจะส่งผลให้จุลินทรีย์ชนิดเฮเทอโรโทรฟในระบบเจริญเติบโตได้อย่างรวดเร็ว จนส่งผลยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ชนิดออโตโทรฟ ทำให้ความสามารถในการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันของระบบลดลง (Tao และคณะ, 2016) นอกจากนี้ จุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟที่มีอัตราการเจริญเติบโตที่สูงกว่าจุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟ (Metcalf และ Eddy, 2014) จะเจริญเติบโตหนาอยู่ด้านนอกของชั้นฟิล์มชีวภาพ ทำให้ออกซิเจนไม่สามารถแพร่ผ่านเข้าไปจนถึงชั้นด้านในที่เป็นจุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟ เป็นอีกหนึ่งสาเหตุที่ทำให้ไม่สามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ เนื่องจากออกซิเจนถูกใช้ไปในระหว่างที่แพร่ผ่านชั้นของจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟ ดังนั้นจึงต้องการเวลาที่มากพอที่จะทำให้ออกซิเจนแพร่ผ่านเข้าไปถึงชั้นไนตริฟายอิงแบคทีเรียที่ชั้นในของกลุ่มฟิล์มชีวภาพ ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำที่สั้นจึงเกิดไปจึงไม่สามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ (Harremoës, 1982)



รูปที่ 4.11 ความเข้มข้นของแอมโมเนียตลอดการทดลองที่ (ก) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง (ข) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง (ค) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง และ (ง) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง



รูปที่ 4.12 ความเข้มข้นของไนเตรตตลอดการทดลองที่ (ก) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง (ข) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง (ค) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง และ (ง) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง

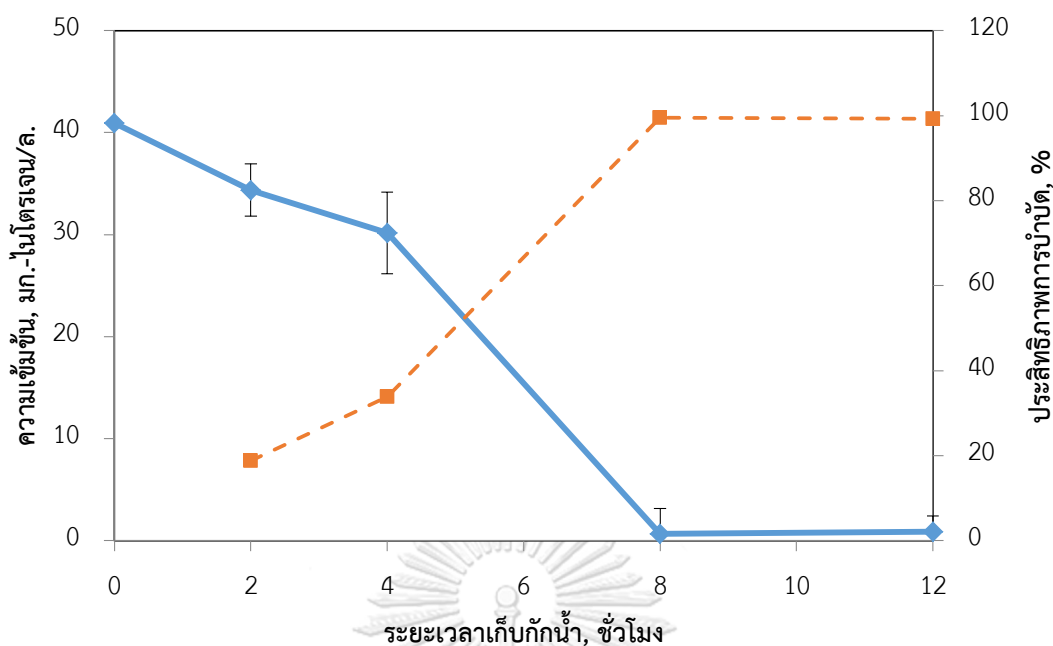


รูปที่ 4.13 ความเข้มข้นของไนไตรต์ตลอดการทดลองที่ (ก) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง (ข) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง (ค) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง และ (ง) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง

ตารางที่ 4.2 ค่าสมมูลไนโตรเจนในระบบ

HRT,	$\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{in}}$,	$\text{NH}_4^+ - \text{N}_{\text{out}}$,	$\Delta \text{NH}_4^+ - \text{N}$,	ΔCOD ,	$\text{NO}_3^- - \text{N}_{\text{out}}$,	$\text{N}_{\text{biomass}}$,	COD:N
h	mg-N/l	mg-N/l	mg-N/l	mg/l	mg-N/l	mg-N/l	
2	42.4±2.15	34.4±1.00	7.99±1.57	337.7±53.4	0.354±0.079	7.64±1.59	150.1:3.50
4	45.6±5.39	30.2±3.73	15.5±1.91	380.0±25.1	1.44±0.698	14.0±1.64	150.2:5.53
8	45.8±2.96	0.269±0.332	45.6±2.37	388.2±65.6	22.4±2.497	21.4±3.71	149.9:8.26
12	40.9±1.86	0.309±0.362	40.7±1.83	400.0±21.2	25.8±1.534	14.8±0.646	149.8:5.54

อย่างไรก็ตามในงานวิจัยนี้จะเห็นได้ว่าเมื่อลดระยะเวลาเก็บกักน้ำลงมาที่ต่ำกว่า 4 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียของระบบลดลง ตามรูปที่ 4.1ก แสดงให้เห็นประสิทธิภาพและความเข้มข้นของแอมโมเนียที่น้ำขาออกที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ จากงานวิจัยของ Kim และคณะ (2008) ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียจากฟาร์มเลี้ยงสุกรที่มีซีโอติและแอมโมเนียเข้มข้น 6419 มก./ล. และ 2560 มก.-ไนโตรเจน/ล. ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 5 วัน พบว่าเมื่อภาระบรรทุกซีโอติเพิ่มถึง 2.2 กก.ซีโอติ/ลบ.ม./วัน ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียของระบบมีแนวโน้มลดลง แต่ในงานวิจัยนี้จะเห็นได้ว่า เมื่อลดระยะเวลาเก็บกักน้ำลงมาต่ำกว่า 4 ชั่วโมง ระบบรับภาระบรรทุกซีโอติสูงขึ้นเป็น 2.51 กก.ซีโอติ/ลบ.ม./วัน ซึ่งบำบัดซีโอติได้ความเข้มข้นต่ำแล้ว แต่ก็ยังไม่สามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ ซึ่งคิดภาระบรรทุกแอมโมเนียของระบบนี้พบว่าระบบสามารถรับภาระบรรทุกแอมโมเนียสูงสุดได้ 0.138 กิโลกรัมไนโตรเจน/ลูกบาศก์เมตร/วัน ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียและไนโตรเจนทั้งหมด 99.4% และ 52.5% ตามลำดับ เปรียบเทียบกับงานวิจัยของ Joo และคณะ (2000) ทำการศึกษาประสิทธิภาพของถังกรองชีวภาพที่ใช้เม็ดพอลิเมอร์เป็นตัวกลางในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีแอมโมเนียเริ่มต้น 100 มก.-ไนโตรเจน/ล. พบว่าระบบสามารถรับภาระบรรทุกแอมโมเนียได้ 2 กก.ไนโตรเจน/ลบ.ม./วัน ด้วยประสิทธิภาพในการบำบัด 95% ในขณะที่ Stephenson, Pollard และ Cartmell (2003) ใช้ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ Crystal quartz sand เป็นตัวกลางในการบำบัดน้ำเสียจากหลุมฝังกลบขยะ พบว่าสามารถรับภาระบรรทุกแอมโมเนียได้ 0.07 กก.ไนโตรเจน/ลบ.ม./วัน ที่ประสิทธิภาพการบำบัดเป็น 97% ซึ่งจะเห็นได้ว่าน้ำเสียจริงจะทำให้ระบบรับภาระบรรทุกแอมโมเนียได้น้อยกว่าน้ำเสียสังเคราะห์ ในทำนองเดียวกับซีโอติ เนื่องจากน้ำเสียจริงย่อยสลายได้ยากกว่า รวมถึงองค์ประกอบอื่นๆของถังปฏิกิริยาที่ทำให้จำนวนไนตริฟายอิงแบคทีเรียที่อยู่ในระบบมากน้อยต่างกัน ทำให้ประสิทธิภาพและความสามารถในการรับภาระบรรทุกต่างกันด้วย

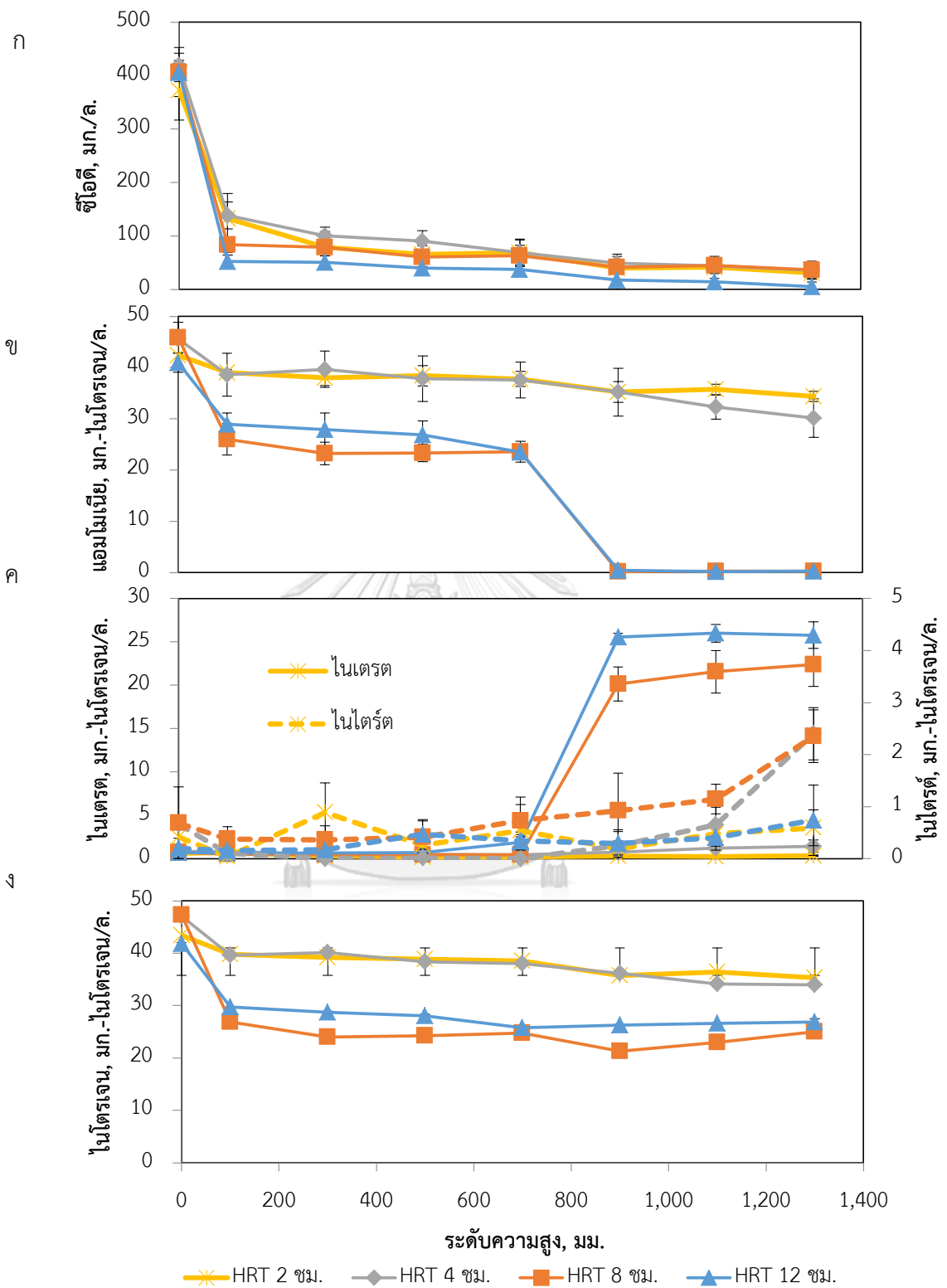


รูปที่ 4.14 ความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นซีโอดีที่น้ำออกและประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ โดย ◆ คือแอมโมเนีย และ ■ คือประสิทธิภาพ

4.2.3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของซีโอดีและไนโตรเจนที่ระดับความสูงต่างๆ

เมื่อพิจารณาความเข้มข้นของซีโอดีและไนโตรเจนที่ระดับความสูงต่างๆตามจุดเก็บตัวอย่าง ทั้ง 8 จุด ที่ระดับความสูง 0 100 300 500 700 900 1100 และ 1300 มม. โดยจุดที่เติมอากาศอยู่เหนือระดับความสูง 500 มม. และมีการเวียนน้ำกลับด้วยอัตรา 1:1 ผลการทดลองทุกระยะเวลาเก็บกักน้ำเมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัวแสดงในรูปที่ 4.15

เมื่อมีการเวียนน้ำขาออกกลับเข้ามาในระบบผสมกับน้ำขาเข้าจะให้ความเข้มข้นของซีโอดีและแอมโมเนียที่เข้าถึงปฏิกริยาลดลงความเข้มข้นลง รวมถึงมีไนกรณที่เกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันจะมีไนโตรตและไนเตรตรวมอยู่ด้วย ดังไนกรณของระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 และ 8 ชั่วโมง จะเห็นว่าในช่วงความสูง 0-100 มม. (ถังน้ำเข้า-จุด P_1) ค่าซีโอดีและแอมโมเนียลดลงไป 87.2%และ29.3% 79.4%และ43.2% 67.0%และ15.3% และ 64.4%และ7.93% ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 8 4 และ 2 ชั่วโมงตามลำดับจากการเจือจางน้ำเข้า ในขณะที่ความเข้มข้นของไนโตรตและไนเตรตจะเห็นว่าที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 และ 8 ชั่วโมงที่มีปฏิกริยาไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นนั้นจะมีความเข้มข้นของไนโตรตและไนเตรตในน้ำเข้า แต่จากรูปที่ 4.15(ค) จะไม่ปรากฏที่ระดับความสูง 100 มม. เนื่องจากว่า



รูปที่ 4.15 การเปลี่ยนแปลง (ก) คลอไรด์ (ข) แอมโมเนีย (ค) ไนเตรตและไนไตรต์ และ (ง)ไนโตรเจน ทั้งหมด ที่ระดับความสูงต่างๆ

การผสมกันของไอน้ำในท่อขาเข้าถึงปฏิกิริยา (ตามรูป 3.2) มีปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นจึงทำให้ไนโตรต์และไนเตรตถูกบำบัดหมดไปในท่อนั้น ซึ่งผู้วิจัยได้ทดลองเก็บน้ำเข้าที่ผสมกับน้ำออกที่ส่วนบนก่อนเข้าท่อที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง (วันที่ 69 ของการเดินระบบ) พบว่ามีความเข้มข้นของไนเตรตเป็น 10.8 มก.-ไนโตรเจน/ล. แต่เมื่อวัดที่จุดความสูง 100 มม. พบไนเตรต 2.01 มก.-ไนโตรเจน/ล. มีไนเตรตที่หายไปในท่อน้ำเข้าคิดเป็น 81.4% รวมถึงมีซีโอดีบางส่วนที่ถูกใช้ไปในส่วนนั้นนอกจากการเจือจางน้ำ สอดคล้องกับการลดลงของซีโอดีที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 และ 8 ชั่วโมงที่จะลดลงมากกว่าระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 และ 2 ชั่วโมงที่ไม่มีไนเตรตและไม่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน นอกจากนี้เมื่อพิจารณาจากค่าไนโตรเจนทั้งหมดจะพบว่าการลดลงของไนโตรเจนทั้งหมดเป็น 8.34% 15.8% 48.1% และ 29.0% ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 4 8 และ 12 ชั่วโมงตามลำดับ สำหรับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้น เมื่อรวมท่อน้ำเข้าเป็นส่วนของถึงปฏิกิริยาด้วย พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง ระยะเวลาเก็บกักในท่อคิดเป็น 8.42% หรือ 1.01 ชั่วโมง ในขณะที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง ระยะเวลาเก็บกักน้ำในท่อคิดเป็น 8.5% หรือ 0.68 ชั่วโมง ซึ่งเป็นเวลาเพียงพอให้เกิดดีไนตริฟิเคชันขึ้น ในการทดลองนี้จะเห็นได้ว่าปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็ว ซึ่งการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในท่อน้ำเข้านี้เป็นสิ่งที่ผู้วิจัยไม่ได้คาดคิดมาก่อน จึงไม่ได้มีการออกแบบจุดเก็บตัวอย่างน้ำที่ผสมกันแล้วในท่อน้ำเข้าซึ่งในการศึกษาต่อไปควรจะคำนึงถึงจุดนี้ด้วย

พิจารณาที่ช่วงความสูง 100-500 มม. ซึ่งเป็นส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศ พบการลดลงของซีโอดีเป็น 50.3% 34.6% 27.2% และ 23.1% ตามลำดับ ในขณะที่แอมโมเนียลดลงเล็กน้อย สำหรับไนโตรต์และไนเตรตลดลงจากการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในท่อน้ำเข้ามาแล้ว ดังนั้นในส่วนนี้จึงลดลงเพียงเล็กน้อย ดังจะเห็นได้ว่าการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้อย่างรวดเร็ว สำหรับงานวิจัยในอนาคตอาจจะสามารถลดปริมาตรของส่วนแอนออกซิกลงไปเพิ่มปริมาตรของส่วนเติมอากาศให้มากขึ้น เพื่อให้สามารถเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่ำลงได้ โดยที่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้และมีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียและไนโตรเจนสูง

สำหรับที่ช่วงความสูง 500-1300 มม. เป็นส่วนที่มีการเติมอากาศ ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 และ 8 ชั่วโมง การลดลงของแอมโมเนียเป็น 98.8% มีไนเตรตเกิดขึ้น 98% และ 97.2% ตามลำดับ ดังแสดงในรูปที่ 4.15 (ข) และ (ค) จะเห็นว่าหลังจากซีโอดีลดลงจนคงที่ หลังจากนั้นแอมโมเนียค่อยๆ ลดลงหลังจากจุดที่มีการเติมอากาศ ที่ความสูง 500 มม. จนเริ่มคงที่หมดที่ความสูง 900 มม. ใน

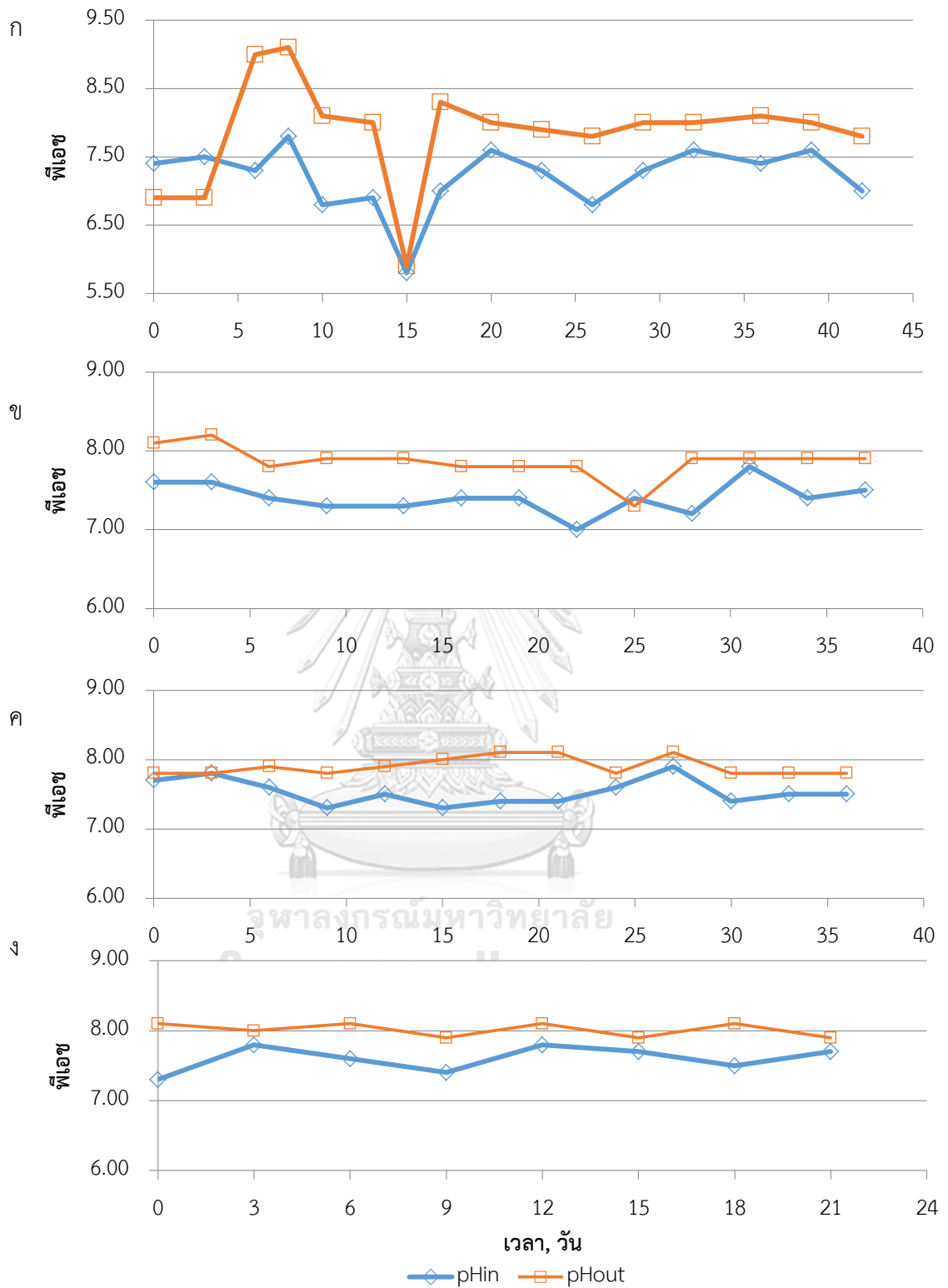
ขณะเดียวกันที่มีไนโตรต์และไนเตรต เริ่มเกิดขึ้นที่ระดับความสูง 700 มม. และเพิ่มขึ้นจนคงที่ ที่ระดับความสูง 900 มม. ซึ่งแสดงให้เห็นได้ว่าการลดลงของแอมโมเนียนี้เกิดจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันด้วยไนตริฟายอิงแบคทีเรียเป็นหลัก เมื่อพิจารณาในแง่ของไนโตรเจนทั้งหมดจะเห็นได้ว่าการลดลงของไนโตรเจนทั้งหมดน้อยคิดเป็น 4.48% ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง ในขณะที่เพิ่มขึ้น 3.24% ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง ซึ่งอาจจะเกิดจากความคลาดเคลื่อนในการวัด เนื่องจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันเป็นการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนจากแอมโมเนียไปอยู่ในรูปของไนโตรต์และไนเตรตเท่านั้นจึงไม่มีการลดลงของไนโตรเจนทั้งหมด Han, Yun และ Kim (2001) พบว่าถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นทั่วไปสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้อย่างสมบูรณ์ ด้วยประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมากกว่า 90% ในขณะที่ Tao และคณะ (2016) ทำการศึกษาประสิทธิภาพถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกส่วนที่มีอัตราส่วนของส่วนไร้อากาศต่อส่วนเติมอากาศเป็น 1:2 ตัวกลางเป็นเซรามิกในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีแอมโมเนียเริ่มต้น 40 มก.-ไนโตรเจน/ล. ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 5.2 ชั่วโมง เมื่อวิเคราะห์ค่าแอมโมเนียและไนโตรเจนทั้งหมดตามระดับความสูงของถังปฏิกิริยา พบว่าเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในส่วนล่างของถังที่ไม่มีการเติมอากาศ ส่วนที่มีการเติมอากาศพบว่าแอมโมเนียถูกเปลี่ยนรูปด้วยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน แต่พบว่ามีไนโตรเจนบางส่วนที่หายไป ด้วยปฏิกิริยาอื่น นอกเหนือจากการเกิดไนตริฟิเคชันในส่วนเติมอากาศแล้วยังมีปฏิกิริยาแอนนาม็อกเกิดขึ้นด้วย (Anammox reaction) ซึ่งในงานวิจัยนี้ไม่พบการเกิดปฏิกิริยาดังกล่าว นอกจากนี้ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 และ 4 ชั่วโมงจะเห็นว่าแอมโมเนียลดลงน้อยมากแม้จะเข้าสู่ส่วนเติมอากาศแล้ว และยังพบไนโตรต์และไนเตรตในปริมาณน้อย แสดงให้เห็นว่าสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันต่ำ รวมถึงไม่เกิดดีไนตริฟิเคชันด้วย

เมื่อพิจารณาการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของซีโอดีและไนโตรเจนตลอดช่วงความสูงของถังปฏิกิริยากับผลจากการทำ RTD พบว่าลักษณะการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นมีแนวโน้มจะเป็นการไหลแบบไหลตามกันแตกต่างจากการการทำให้ RTD ที่รูปแบบการไหลเป็นแบบไหลตามกันผสมกับแบบกวนผสมสมบูรณ์ ซึ่งอาจจะเกิดจากการที่อัตราย่อยสลายทางชีวภาพช้ากว่าอัตราการแพร่ของสารติดตาม (NaCl) ทำให้ลักษณะการเปลี่ยนแปลงของความเข้มข้นซีโอดีและไนโตรเจนในถังปฏิกิริยามีแนวโน้มเป็นการไหลแบบไหลตามกันมากกว่า

อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาการทำงานของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นในงานวิจัยนี้ ที่ชั้นความสูงของตัวกลางทั้งหมด 1200 มม. ซึ่งต่ำกว่าความสูงถังเปรียบเทียบกับถังกรองชีวภาพแบบทั่วไป (Han และคณะ (2013), Wu และคณะ (2015)) และมีประสิทธิภาพในการบำบัดทั้งซีโอดีและแอมโมเนียสูงที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 และ 8 ชั่วโมง โดยมีความเข้มข้นน้ำออกผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งประเทศไทย (กรมควบคุมมลพิษ, 2545)

4.2.4 พีเอช

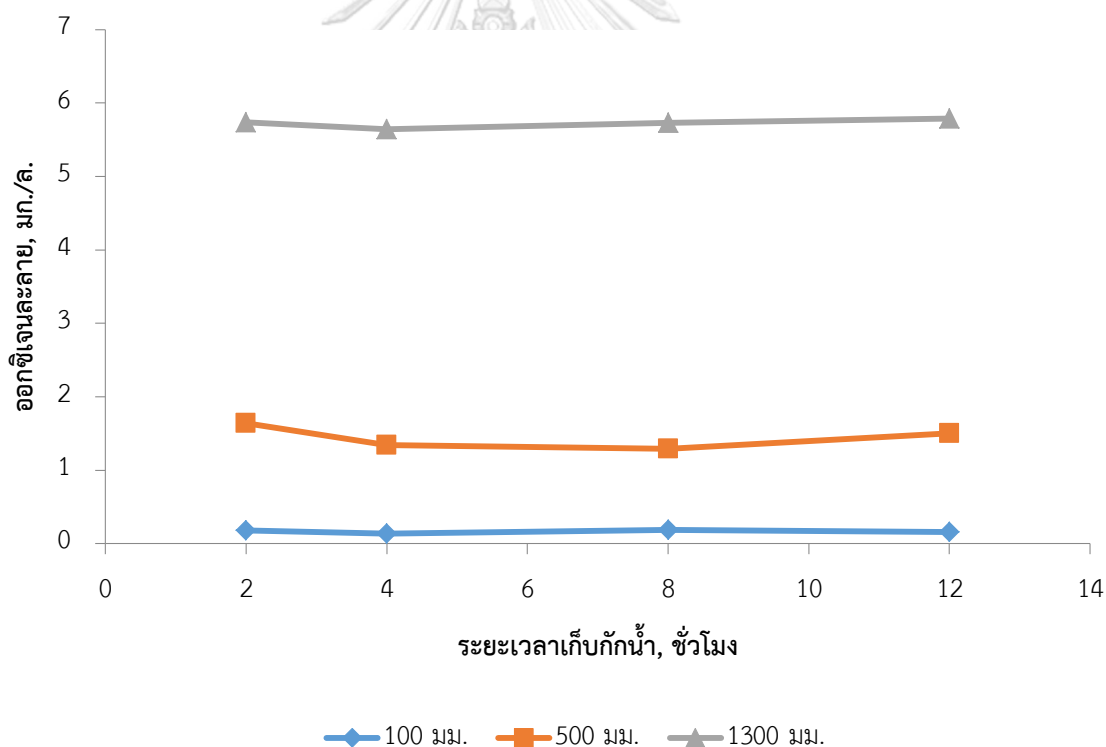
ในการทดลองนี้มีการควบคุมพีเอชของระบบให้อยู่ในช่วง 7.0-8.0 โดยการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนต(NaHCO_3) เพื่อเป็นบัฟเฟอร์ให้กับระบบ ในช่วงแรกของการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมงนั้น ยังไม่สามารถหาปริมาณโซเดียมไบคาร์บอเนตที่เหมาะสมได้ ทำให้ค่าพีเอชของน้ำออกสูงกว่าที่ควรจะเป็น จึงลดปริมาณโซเดียมไบคาร์บอเนตที่ใส่ จนได้ค่าความเข้มข้นที่เหมาะสมเป็น 43 มก./ล. ในวันที่ 20 จนถึงวันที่ 42 ได้ค่าพีเอชเป็น 7.95 ± 0.107 เมื่อเปลี่ยนการเดินระบบมาที่ 8 4 และ 2 ชั่วโมงตามลำดับก็ใช้ความเข้มข้นของโซเดียมไบคาร์บอเนตเท่ากับที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง โดยมีค่าพีเอชน้ำออกเฉลี่ยตลอดการเดินระบบเป็น 7.86 ± 0.206 7.9 ± 0.129 และ 8.01 ± 0.099 ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 4 และ 2 ชั่วโมงตามลำดับ โดยภาพรวมของพีเอชที่น้ำขาเข้าและน้ำขาออกตลอดการทดลองแสดงในภาพที่ 4.16



รูปที่ 4.16 ค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ (ก) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง (ข) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง (ค) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง และ (ง) ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง

4.2.5 ค่าออกซิเจนละลาย

ค่าออกซิเจนละลายเป็นอีกหนึ่งในค่าที่ใช้เป็นตัวชี้วัดในการเดินระบบ เนื่องจากในระบบมีการแยกส่วนระหว่างส่วนไร้อากาศในชั้นล่างและส่วนเติมอากาศในชั้นบนของถังปฏิกรณ์ ถ้าเติมอากาศน้อยเกินไปค่าออกซิเจนละลายต่ำกว่า 2 มก./ล. จะทำให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันไม่สมบูรณ์ โดยได้ทำการวัดค่าออกซิเจนละลายในตอนแรกและตอนจบในการเดินระบบในแต่ละระยะเวลาเก็บกักน้ำที่จุดความสูง 100 มม.(P₁) จุดก่อนเติมอากาศที่ระดับความสูง 500 มม. (P₃) และบริเวณทางน้ำออก (P₇) โดยค่าออกซิเจนละลายในแต่ละจุดตรวจตลอดการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ แสดงดังรูปที่ 4.17 โดยที่ค่าออกซิเจนละลายเฉลี่ยทั้งหมดเป็น 0.168 ± 0.0222 มก./ล. 1.44 ± 0.159 มก./ล. และ 5.73 ± 0.0624 มก./ล. ที่ระดับความสูง 100 500 และ 1300 มม. ตามลำดับ



รูปที่ 4.17 ค่าออกซิเจนละลายที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆที่ระดับความสูง 100 500 และ 1300 มม.

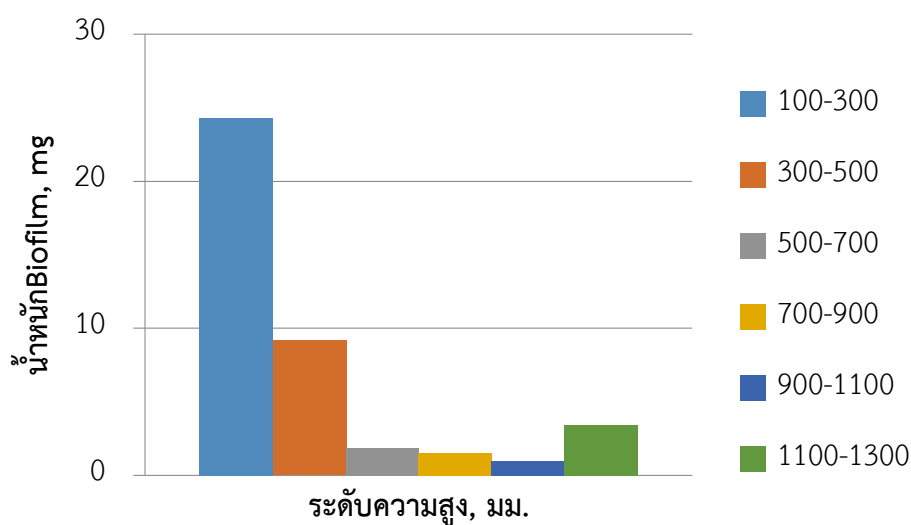
4.2.6 ค่าของแข็งแขวนลอย

ผลจากการวัดค่าสารแขวนลอยด้วยวิธีการกรองและอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส โดยวัดทั้งน้ำเข้าและน้ำออกพบว่า ที่น้ำขาเข้าใช้น้ำเสียสังเคราะห์ซึ่งละลายน้ำได้หมด เนื่องจากความถี่ในการเตรียมทำให้เกิดตะกอนในถังน้ำเข้าที่ทำให้เมื่อวัดค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำเข้ามีค่าเฉลี่ยเป็น 12.4 ± 4.82 มก./ล. ตลอดการทดลอง ในขณะที่ของแข็งแขวนลอยในน้ำขาออกที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ แสดงในตารางที่ 4.3 เนื่องจากเป็นระบบแบบฟิล์มชีวภาพที่เกาะกับตัวกลางทำให้ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่หลุดออกมาไม่เท่ากันจะเห็นว่าที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง ปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำออกมากที่สุด มีปริมาณฟิล์มชีวภาพหลุดออกมามาก เนื่องจากลักษณะฟิล์มชีวภาพที่เห็นมีลักษณะเป็นเมือกหนาซึ่งแตกต่างจากที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 และ 8 ชั่วโมงที่มีลักษณะเป็นเมือกสีดำบางๆ เมื่อเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำมาได้ 14 เกิดการอุดตันในถังปฏิกริยามาก ต้องทำการระบายตะกอนออกจากจุดระบายตะกอนที่กั้นถังปฏิกริยาออกทุกวันเฉลี่ยวันละ 2000 มล. ในขณะที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมงไม่มีปัญหาการอุดตันและไม่มีการระบายตะกอน ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง มีการระบายตะกอน 1 ครั้งคือในวันที่ 42 ของการเดินระบบก่อนที่จะเปลี่ยนมาเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง โดยมีการดูดตะกอนในท่อน้ำเข้าออกด้วย สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมงก็ไม่พบปัญหาการอุดตันและไม่มีการระบายตะกอนออกจากถังปฏิกริยา

ตารางที่ 4.3 ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่เกิดในน้ำเข้าและน้ำออกที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง

ระยะเวลาเก็บกักน้ำ, ชั่วโมง	ของแข็งแขวนลอย, มก./ล.	
	น้ำเข้า	น้ำออก
2	17.5±5.00	110±31.6
4	12±4.47	72±30.3
8	6±5.48	86±6.52
12	14±5.48	69±46.4

เมื่อวัดปริมาณฟิล์มชีวภาพที่เกิดขึ้นบนตัวกลางเมื่อสิ้นสุดการเดินระบบด้วยวิธีอบแห้งที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 24 ชั่วโมงแล้วชั่งน้ำหนักเทียบกับน้ำหนักตัวกลางเปล่าที่อบแห้งแล้ว ผลการทดลองที่ได้มีความคลาดเคลื่อนค่อนข้างสูง เนื่องจากตัวกลางที่ใช้เปรียบเทียบกับตัวกลางคนละชุดกัน เมื่อสุ่มตัวกลางมาแล้วชั่งน้ำหนักเฉลี่ยมาลบกันจึงเกิดความผิดพลาดสูง แต่จากการสุ่มตัวกลางหลายๆชุดมาวัดที่ช่วงความสูง 100-300 มม.(P1) 300-500 มม.(P2) 500-700 มม.(P3) 700-900 มม.(P4) 900-1100 มม.(P5) และ 1100-1300 มม.(P6) จะเห็นแนวโน้มว่าที่ช่วง P1-P2 มีปริมาณฟิล์มชีวภาพหนาแน่นกว่าบริเวณอื่นที่ความสูงมากกว่า ดังจะเห็นได้ในรูปที่ 4.18 และ 4.19 คัดน้ำหนักของฟิล์มชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อตัวกลางเฉลี่ยที่ระดับความสูงต่างๆได้เป็น 24.3 9.18 1.86 1.50 0.945 และ 3.42 มก. ตามลำดับ



รูปที่ 4.18 น้ำหนักของฟิล์มชีวภาพบนตัวกลางที่ระดับความสูงต่างๆ



ช่วงความสูง 1100-1300 มม.



ช่วงความสูง 1100-900 มม.



ช่วงความสูง 900-700 มม.



ช่วงความสูง 700-500 มม.



ช่วงความสูง 500-300 มม



ช่วงความสูง 300-100 มม.

รูปที่ 4.19 ตัวกลางที่มีฟิล์มชีวภาพมาเกาะ

4.3 ค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

4.3.1 อัตราการบำบัดซีโอดี

จากการทดลองส่วนที่ 2 เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวพารามิเตอร์ที่นำมาใช้ในการหาค่าจลนพลศาสตร์ ได้แก่ ซีโอดีกรอง และระยะเวลาเก็บกักน้ำ มาหาค่าอัตราการบำบัดตามสมการที่ 4-1 ทุกๆระยะเวลาเก็บกักที่ 12 8 4 และ 2 ชั่วโมง แล้วนำค่าอัตราการบำบัดและซีโอดีน้ำเข้าและออกที่ได้มาสร้างกราฟเทียบกับระยะเวลาเก็บกักน้ำ จะได้กราฟดังรูปที่ 4.20 อัตราการบำบัดจะลดลงเมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำเพิ่มขึ้น เนื่องจากถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นในงานวิจัยนี้สามารถบำบัดซีโอดีได้เกือบทั้งหมดตลอดช่วงระยะเวลาเก็บกัก 2-12 ชั่วโมง ดังจะเห็นได้ในกราฟที่ 4.20(ข) ซีโอดีของน้ำออกที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆมีค่าใกล้เคียงกัน โดยอยู่ในช่วง 5-34 มก./ล. ซึ่งอาจเป็นส่วนหนึ่งของซีโอดีที่บำบัดไม่ได้ (nbCOD) แต่ในการทดลองนี้มีการใช้น้ำเสียสังเคราะห์จากกลูโคสที่ย่อยสลายได้ง่าย ดังนั้นซีโอดีที่บำบัดไม่ได้ในส่วนนี้อาจจะมีสาเหตุมาจากความเข้มข้นของน้ำเสียที่ต่ำทำให้อัตราการบำบัดต่ำ จึงไม่สามารถบำบัดต่อได้ จากความคาดเคลื่อนจากการวัดด้วยวิธีไทเทรตจนเปลี่ยนสีที่จุดยุติและความละเอียดของค่าซีโอดีจากสูตรที่ใช้คำนวณ เนื่องจากระบบสามารถบำบัดซีโอดีได้หมดเท่าๆที่ทุกระยะเวลาเก็บกัก ดังนั้นค่าอัตราการบำบัดซีโอดีสูงสุดในงานวิจัยนี้มีค่าเท่ากับ 171 ± 25.4 มก./ล./ชั่วโมง ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเป็น 91.9%

$$r_c = \frac{C_{in} - C_{out}}{\tau} \quad (4-1)$$

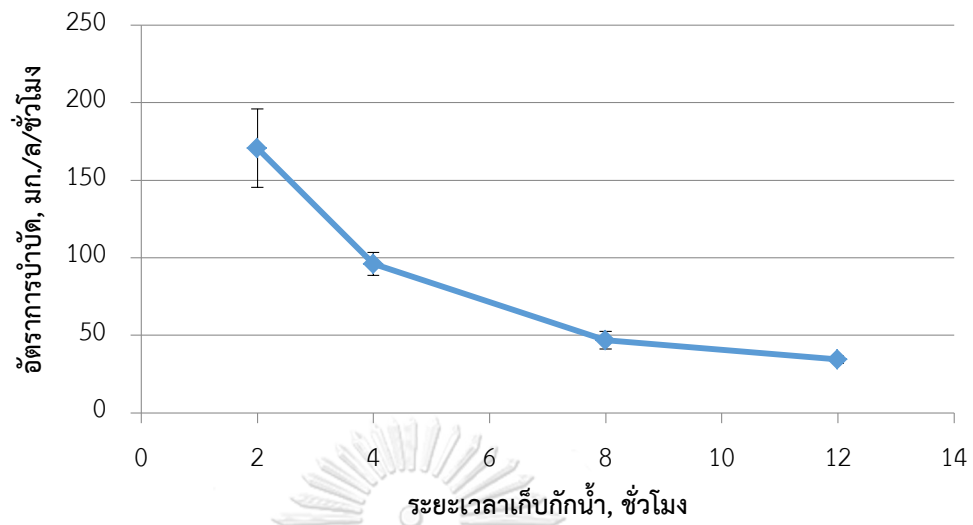
โดยที่ r_c คือ อัตราการบำบัดซีโอดี (มก./ล./ชม.)

C_{in} คือ ซีโอดีน้ำเข้า (มก./ล.)

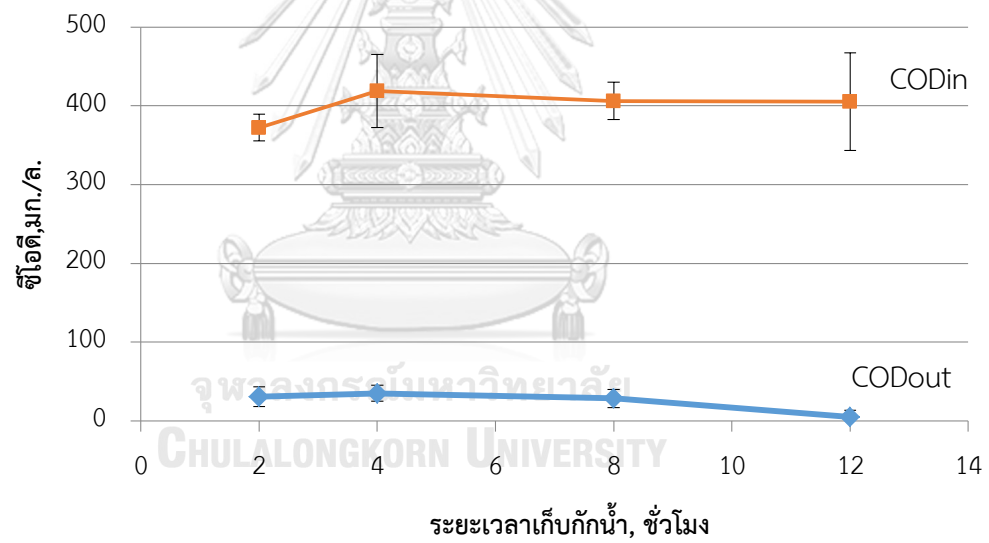
C_{out} คือ ซีโอดีน้ำออก (มก./ล.)

τ คือ ระยะเวลาเก็บกักน้ำ (ชั่วโมง)

ก



ข



รูปที่ 4.20 ความสัมพันธ์ระหว่าง (ก) อัตราการบำบัดกับระยะเวลาเก็บกักน้ำ และ (ข) ซีโอดีน้ำเข้าและออกกับระยะเวลาเก็บกัก

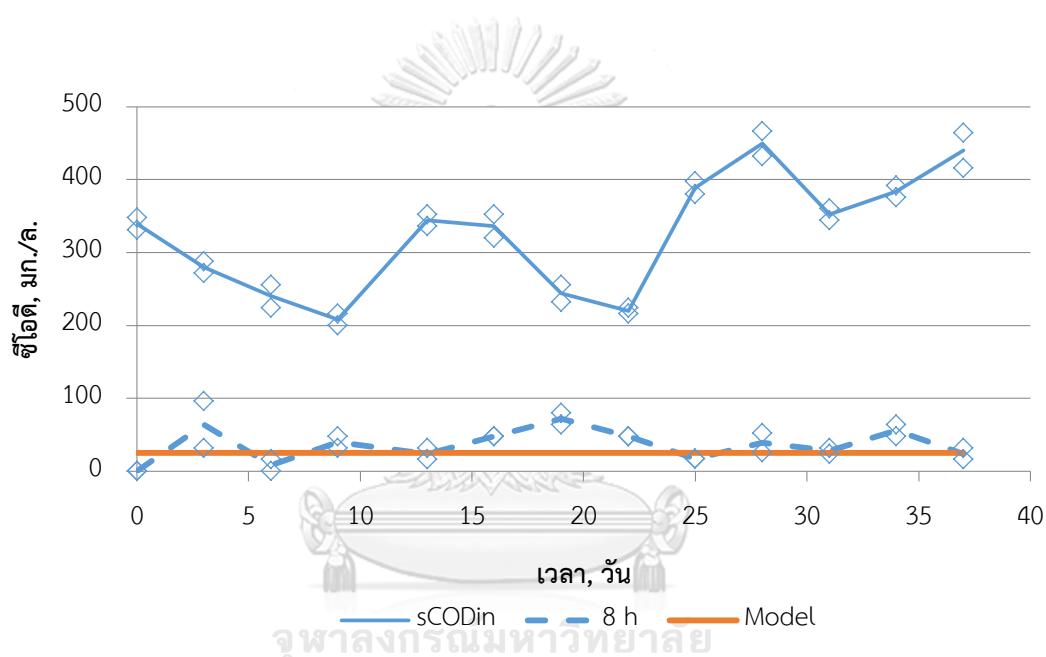
จากงานวิจัยของ Borghei และคณะ (2008) ที่ทำการศึกษารูปแบบจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ พบว่าอัตราการบำบัดซีโอติของถังปฏิกริยามีรูปแบบจลนพลศาสตร์แบบ Stoven-kincancon และแบบสมการอันดับที่สอง (Grau second order) ที่อัตราการบำบัดจะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของซีโอติ ดังนั้นจึงควรมีการศึกษาเพิ่มเติมเพื่อหารูปแบบจลนพลศาสตร์ที่ชัดเจนขึ้นสำหรับถังปฏิกริยาในงานวิจัยนี้

เมื่อนำค่าอัตราการบำบัดที่ได้มาเปรียบเทียบกับงานวิจัยอื่นดังตารางที่ 4.4 จะเห็นว่าค่าอัตราการบำบัดที่ได้จากงานวิจัยนี้ มีค่าสูงกว่าจากงานวิจัยอื่นๆที่เป็นรูปแบบถังปฏิกริยาชนิดเดียวกันมาก เนื่องมาจากน้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์จากกลูโคสซึ่งย่อยสลายง่ายกว่าน้ำเสียสังเคราะห์ชนิดอื่นหรือน้ำเสียจริง ซึ่งจุลินทรีย์สามารถดูดซึมสารอาหารไปใช้ได้ง่ายกว่า จึงทำให้ได้อัตราการบำบัดที่สูงกว่า

ตารางที่ 4.4 ค่าอัตราการบำบัดในงานวิจัยนี้เปรียบเทียบกับงานวิจัยก่อนหน้า

น้ำเสียที่ใช้	รูปแบบถังปฏิกริยา	ซีโอติน้ำเข้า (มก./ล.)	ระยะเวลาเก็บกักน้ำ (ชม.)	อัตราการบำบัด (มก./ล./ชม.)	อ้างอิง
น้ำเสียสังเคราะห์จากโมลาส	MBBR	750	24	347	Hosseiny และ Borghei (2002)
น้ำเสียปนเปื้อนน้ำมัน	BAF	203.5	9.7	12.1	Su และคณะ (2007)
น้ำเสียสังเคราะห์จากน้ำตาลทรายและโมลาส	Fixed-bed aerobic biological reactor	750-2250	12-24	4.21	Borghei และคณะ (2008)
น้ำเสียจากโรงงานผลิตโปรตีนถั่วเหลือง	BAF	812-1023	10	92.3	Wu และคณะ (2015)
น้ำเสียสังเคราะห์จากกลูโคส	UBAF	401	2	171	งานวิจัยนี้

เมื่อได้ค่าพารามิเตอร์ต่างๆจึงนำมาสร้างแบบจำลองเทียบกับผลการทดลองจริงโดยใช้โปรแกรม Excel เนื่องจากในงานวิจัยนี้สามารถบำบัดซีไอดีได้หมดที่ทุกค่าระยะเวลาเก็บกักน้ำ ส่วนที่เหลืออยู่เป็นค่าซีไอดีที่บำบัดไม่ได้ ดังนั้นค่าตัวแปรที่ใช้ในแบบจำลองจึงได้แก่ ค่าซีไอดีที่ย่อยสลายไม่ได้ คิดจากค่าซีไอดีน้ำออกที่เหลืออยู่ของชุดการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 4 และ 2 ชั่วโมง มีค่าเฉลี่ย 25 ± 17 มก./ล. มาเปรียบเทียบกับผลการทดลองค่าจริงของชุดการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง โดยผลที่ได้แสดงในรูปที่ 4.21 ซึ่งจะเห็นได้ว่าที่สภาวะคงตัวค่าซีไอดีที่น้ำออกจากเส้นแบบจำลองมีค่าใกล้เคียงกับค่าจากการทดลองจริง



รูปที่ 4.21 เปรียบเทียบผลน้ำเสียระหว่างจากแบบจำลอง และจากการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง

4.3.2 อัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันคือการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียไปเป็นไนไตรต์ และไนไตรต์ไปเป็นไนเตรต ดังนั้นจึงสามารถหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ได้จากปริมาณไนเตรตที่เกิดขึ้นที่ระยะเวลาเก็บน้ำต่างๆ ดังสมการที่ 4-2 นำค่าอัตราการบำบัดที่ได้มาสร้างกราฟความสัมพันธ์กับความเข้มข้นไนเตรตในน้ำขาออก จะได้กราฟดังแสดงในรูปที่ 4.22 พบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 และ 8 ชั่วโมง มีไนเตรตเกิดขึ้นเป็น 25.8 ± 1.53 มก.-ไนโตรเจน/ล. และ 21.8 ± 2.50 มก.-ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ ในขณะที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 และ 2 ชั่วโมง มีไนไตรต์และไนเตรตน้อยมาก อาจกล่าวได้ว่าไม่เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันในช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4-2 ชั่วโมง เมื่อคิดอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันจึงนำมาคิดที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 และ 8 ชั่วโมงเท่านั้น ได้ค่าอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันเป็น 2.08 ± 0.144 มก.-ไนโตรเจน/ล./ชม. และ 2.63 ± 0.316 มก.-ไนโตรเจน/ล./ชม. ตามลำดับ เนื่องจากมีจุดข้อมูลที่นำมาใช้เพียง 2 จุด เมื่อสร้างกราฟความสัมพันธ์จะได้ดังรูปที่ 4.23 จะเห็นว่าในช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12-8 ชั่วโมง อัตราการเกิดไนตริฟิเคชันมีลักษณะเป็นสมการอันดับที่ศูนย์ (Zero order) สามารถคิดอัตราไนตริฟิเคชันเฉลี่ยได้เป็น 2.36 ± 0.384 มก.-ไนโตรเจน/ล. และอัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะเฉลี่ยเป็น 0.0659 ± 0.0107 ก.-ไนโตรเจน/ตร.ม./วัน

$$r_{NO_3} = \frac{NO_{3out} - NO_{3in}}{\tau} \quad (4-2)$$

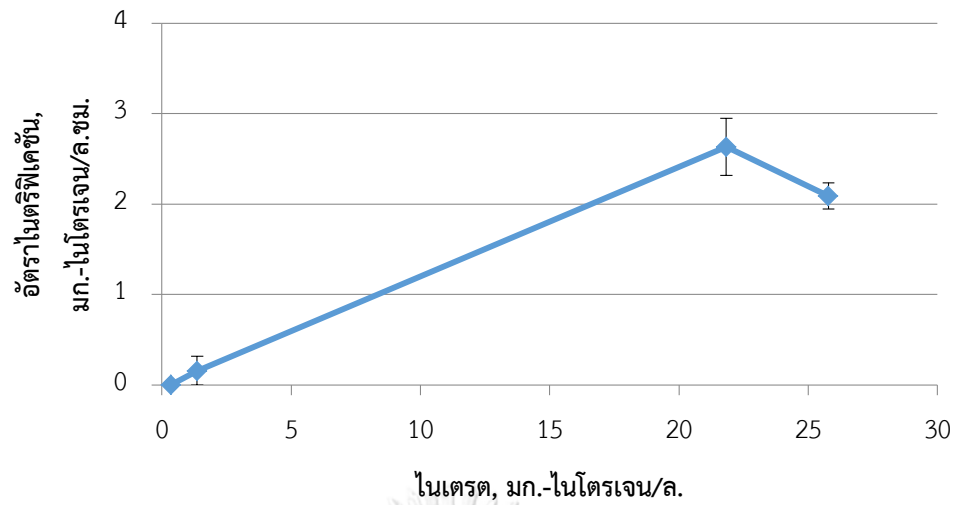
โดยที่ r_{NO_3} คือ อัตราการเกิดไนเตรต (มก.-ไนโตรเจน/ล./ชม.)

NO_{3in} คือ ความเข้มข้นไนเตรตในน้ำเข้า (มก.-ไนโตรเจน/ล.)

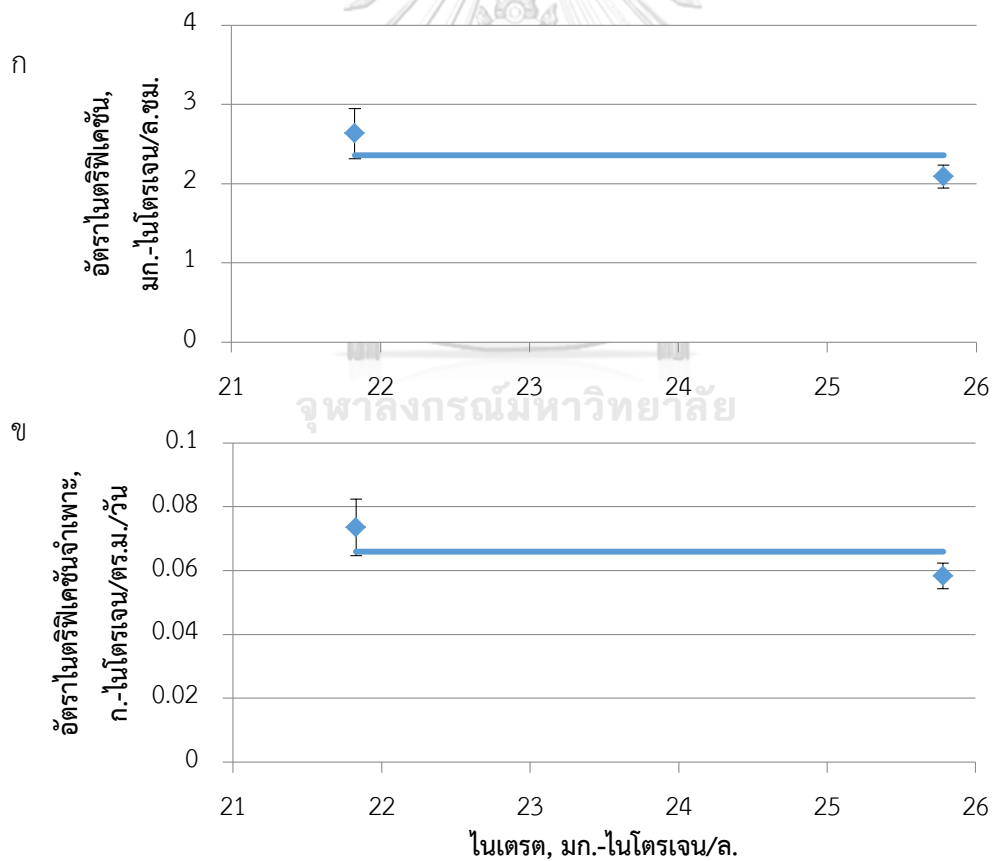
NO_{3out} คือ ความเข้มข้นไนเตรตในน้ำออก (มก.-ไนโตรเจน/ล.)

τ คือ ระยะเวลาเก็บกักน้ำ (ชั่วโมง)

จากวิทยานิพนธ์ของ รวินดา จุ้ยสกุล ที่ทำการศึกษาประสิทธิภาพการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันด้วยระบบโปรยกรองที่พีเอชและความเข้มข้นของยูเรียที่ต่าง ๆ กัน พบว่าอัตราไนตริฟิเคชันของระบบเป็นไปตามจลนพลศาสตร์แบบโมนด์ ในขณะที่ Liu และ Capdeville (1994) พบว่ารูปแบบจลนพลศาสตร์ของปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันโดยจุลินทรีย์แบบฟิล์มชีวภาพมีรูปแบบเป็นจลนพลศาสตร์



รูปที่ 4.22 ความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการเกิดไนตริฟิเคชันกับไนเตรตในน้ำขาออกที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 8 4 และ 2 ชั่วโมง



รูปที่ 4.23 ความสัมพันธ์ของ (ก) อัตราไนตริฟิเคชัน และ (ข) อัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะ เทียบกับความเข้มข้นไนเตรตในน้ำออกในช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8-12 ชั่วโมง

Michaelis–Menten ซึ่งมีรูปแบบคล้ายคลึงกับจลนพลศาสตร์โมนด์ ดังนั้นควรมีการศึกษาเพิ่มเติม เพื่อหารูปแบบจลนพลศาสตร์ที่ชัดเจนขึ้นสำหรับงานวิจัยนี้

เมื่อเปรียบเทียบค่าอัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะในงานวิจัยนี้กับงานวิจัยอื่นๆ แสดงได้ตามตารางที่ 4.5 จะเห็นว่ามีอัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะใกล้เคียงกับงานวิจัยของ Ryu และคณะ (2008) ที่มีรูปแบบถังปฏิกริยาแบบเดียวกัน ในขณะที่มีอัตราไนตริฟิเคชันต่ำกว่างานวิจัยของ Di Trapani และคณะ (2013) ที่มีลักษณะถังปฏิกริยาเป็นแบบผสมระหว่าง AS/MBBR เนื่องจากในส่วนที่เป็นถัง AS นั้นสำหรับการบำบัดซีโอดีเป็นส่วนใหญ่ ในถัง MBBR จึงมีเฉพาะการบำบัดแอมโมเนียด้วยปฏิกริยาไนตริฟิเคชัน ซึ่งช่วยลดระยะเวลาเก็บกักน้ำลงได้

ตารางที่ 4.5 อัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะในงานวิจัยนี้เปรียบเทียบกับงานวิจัยก่อนหน้า

น้ำเสียที่ใช้	รูปแบบถังปฏิกริยา	ไนโตรเจนน้ำเข้า (มก./ล.)	ระยะเวลาเก็บกักน้ำ (ชม.)	อัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะ (ก.-ไนโตรเจน/ตร.ม./วัน.)	อ้างอิง
น้ำเสียสังเคราะห์	Biofilter (Bio-cube filter)	10 (C/N 2)	-	0.730	Ling และ Chen (2005)
น้ำเสียชุมชน	Four-stage BAF	TKN 34.1 NH ₃ -N 30.3	6-3	0.0463	Ryu และคณะ (2008)
น้ำเสียชุมชน	Hybrid AS/MBBR	28.04	3.5	1.05	Di Trapani, Christensso และ Ødegaard (2011)
น้ำเสียสังเคราะห์จากกลูโคส	UBAF	40	12-8	0.0659	งานวิจัยนี้

เมื่อพิจารณาแอมโมเนียที่หายไปจะได้ว่ามี 2 ปฏิกริยาที่เกี่ยวข้อง คือ การนำไปใช้สร้างเซลล์ในกระบวนการหายใจแบบใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ และ การเปลี่ยนรูปไปเป็นไนเตรตด้วยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ดังสมการที่ 4-3 (Farabegoli, Chiavola และ Rolle, 2009)

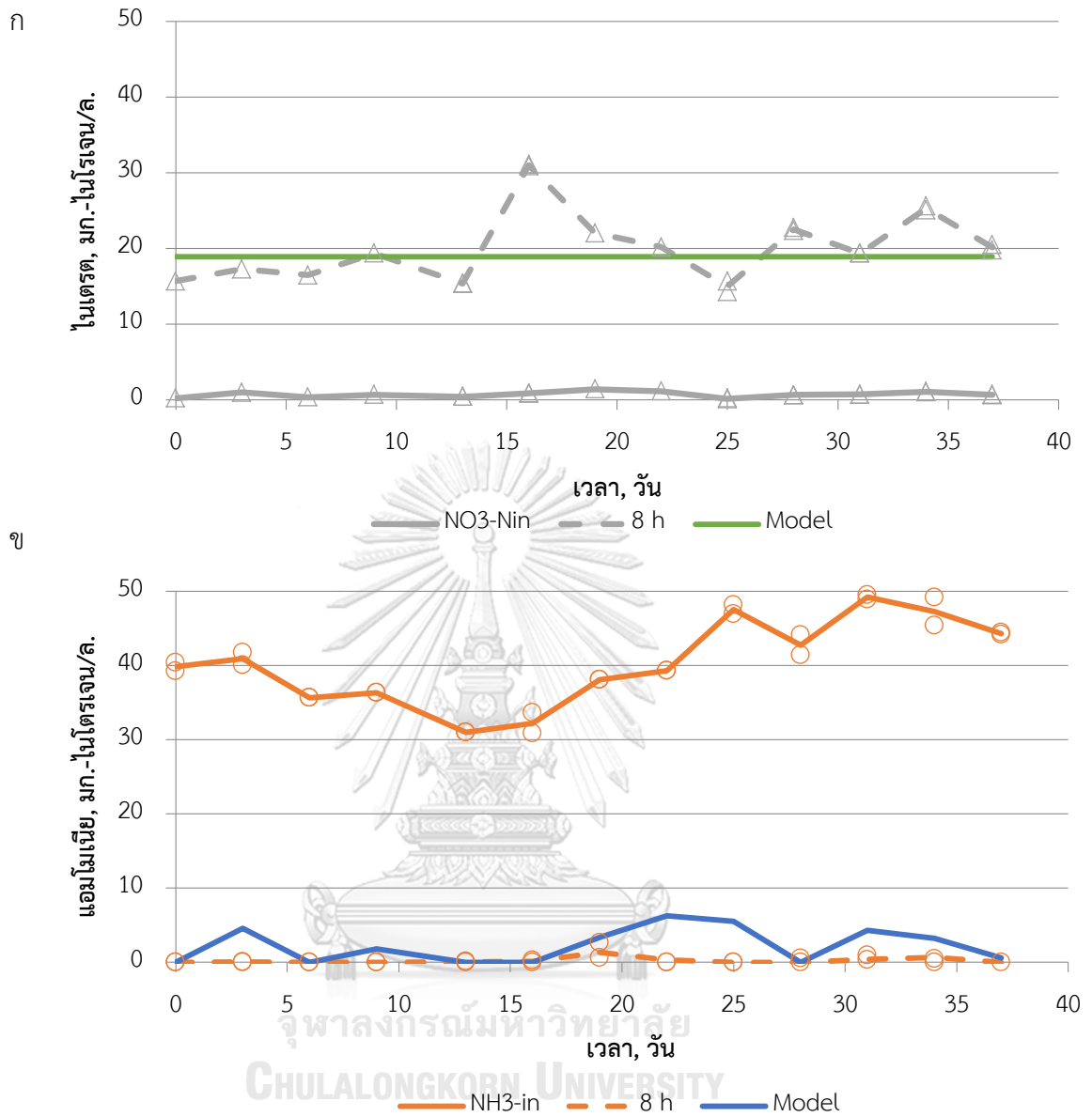
$$\text{NH}_3\text{-N}_{\text{in}} = \text{NH}_3\text{-N}_{\text{out}} + \text{NO}_3\text{-N}_{\text{out}} + \text{N}_{\text{biomass}} \quad (4-3)$$

โดย	$\text{NH}_3\text{-N}_{\text{in}}$	คือ ความเข้มข้นแอมโมเนียน้ำเข้า (มก.-ไนโตรเจน/ล.)
	$\text{NH}_3\text{-N}_{\text{out}}$	คือ ความเข้มข้นแอมโมเนียน้ำออก (มก.-ไนโตรเจน/ล.)
	$\text{NO}_3\text{-N}_{\text{out}}$	คือ ความเข้มข้นไนเตรตน้ำออก (มก.-ไนโตรเจน/ล.)
	$\text{N}_{\text{biomass}}$	คือ ปริมาณไนโตรเจนที่ถูกใช้ไปในการสร้างเซลล์ (มก.-ไนโตรเจน/ล.)

เมื่อได้ค่าพารามิเตอร์ต่างๆจึงนำมาสร้างแบบจำลองเทียบกับผลการทดลองจริงโดยใช้โปรแกรม Excel พารามิเตอร์ที่ใช้สำหรับการบำบัดแอมโมเนียที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมงจะเกิดจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและการนำไปใช้สร้างเซลล์ในกระบวนการหายใจแบบใช้ออกซิเจน และจะมีไนเตรตเกิดขึ้นด้วย คิดค่าที่จะนำมาใช้ในแบบจำลองจากผลการทดลองของชุดการทดลองที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง เปรียบเทียบกับผลการทดลองจริงของที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง โดยค่าที่ได้จากแบบจำลองคือค่า ไนเตรตที่น้ำออกคำนวณจากสมการ 4-2 และค่าแอมโมเนียที่น้ำออกคิดจากสมการ 4-3 โดยตารางที่ 4.6 จะสรุปพารามิเตอร์และสมการที่ใช้ในการสร้างแบบจำลองผลที่ได้จะเป็นดังรูปที่ 4.24 จะเห็นได้ว่าที่สภาวะคงตัวค่าแอมโมเนียและไนเตรตที่น้ำออกจากเส้นแบบจำลองมีค่าใกล้เคียงกับค่าจากการทดลองจริง

ตารางที่ 4.6 พารามิเตอร์และสมการที่ใช้ในการสร้างแบบจำลอง

พารามิเตอร์	ความหมาย	หน่วย	ค่า
$\text{NH}_3\text{-N}_{in}$	แอมโมเนียน้ำเข้า	มก.-ไนโตรเจน/ล.	ค่าน้ำเข้าจริงที่ ระยะเวลาเก็บกัก น้ำ 12 ชั่วโมง
Specific Nitrification Rate	อัตราไนตริฟิเคชัน จำเพาะ	ก.-ไนโตรเจน/ตร. ม./วัน.	0.0659
Surface Area	พื้นที่ผิวจำเพาะของ ตัวกลาง	ตร.ม./ลบ.ม.	859
Volume	ปริมาตรของถัง	ล.	9
Nbiomass	ปริมาณไนโตรเจนที่ถูก ใช้ไปในการสร้างเซลล์	มก.-ไนโตรเจน/ล.	ค่าจริงคิดที่ ระยะเวลาเก็บกัก น้ำ 12 ชั่วโมง
กระบวนการ	สมการ		ค่าที่ได้ใน model
Nitrification	$r_{\text{NO}_3} = \text{NO}_3\text{-N}_{out} - \text{NO}_3\text{-N}_{in}/\text{HRT}$		NO_3out
Nitrogen balance	$\text{NH}_3\text{-N}_{in} = \text{NH}_3\text{-N}_{out} + \text{NO}_3\text{-N}_{out} + \text{Nbiomass}$		$\text{NH}_3\text{-N}_{out}$



รูปที่ 4.24 เปรียบเทียบผลน้ำเสียระหว่างจากแบบจำลองและจากการทดลอง (ก) ไนเตรต และ (ข) แอมโมเนีย ของระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง

บทที่ 5

ผลการทดลองและวิจารณ์

5.1 สรุปผลการทดลอง

งานวิจัยได้ทำการทดลองเพื่อหาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นในการบำบัดน้ำเสียชุมชนของประเทศไทยที่มีความเข้มข้นซีโอดีและแอมโมเนียเริ่มต้น 400 มก./ล. และ 40 มก.-ไนโตรเจน/ล. มีการเปลี่ยนแปลงอัตราการไหลเพื่อหาระยะเวลาเก็บกักน้ำที่เหมาะสมและวิเคราะห์หาค่าจลนพลศาสตร์ของระบบนี้ โดยสรุปผลการทดลองได้ ดังนี้

5.1.1 การตรวจสอบการไหลของถังปฏิกริยา

- รูปแบบการกระจายตัวของน้ำในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นมีลักษณะใกล้เคียงกับการไหลแบบไหลตามกันผสมกับการไหลแบบกวนสมบูรณ
- ระยะเวลาเก็บกักจริงที่ได้จากการทดลองน้อยกว่าจากการคำนวณ โดยเมื่อความคลาดเคลื่อนมากขึ้นเมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำมากขึ้น และระยะเวลาเก็บกักน้ำจริงของถังปฏิกริยาในการทดลองนี้คิดเป็น 84.1%

5.1.2 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ

- ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นในการทดลองนี้สามารถบำบัดซีโอดีได้ดีในช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำตั้งแต่ 2-12 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพบำบัดซีโอดีมากกว่า 90% และซีโอดีที่น้ำขาออกมีความเข้มข้นเฉลี่ย 25 ± 13 มก./ล. ซึ่งมีค่าต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งของประเทศไทย (กรมควบคุมมลพิษ, 2545)
- ระบบสามารถเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันได้ดีที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 และ 12 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมากกว่า 99% มีความเข้มข้นของไนเตรตในน้ำออกเป็น 21.8 ± 2.50 และ 25.78 ± 1.53 มก.-ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ ในขณะที่ประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเป็น 52.5% และ 37.3% ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 และ 12 ชั่วโมงตามลำดับ
- ระบบไม่สามารถเกิดปฏิกริยาไนตริฟิเคชันได้ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4 และ 2 ชั่วโมง ในน้ำขาออกมีความเข้มข้นของแอมโมเนียเหลืออยู่ 30.2 ± 3.99 และ 34.4 ± 0.910 มก.-

ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ และไม่มีไนไตรต์และไนเตรตเกิดขึ้น ซึ่งแอมโมเนียที่หายไปเกิดจากจุลินทรีย์นำไปใช้ในการสร้างเซลล์ในกระบวนการหายใจแบบใช้อากาศตามอัตราส่วน COD:N เป็น 150:1

5.1.3 ค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

- ในช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2-12 ชั่วโมงระบบสามารถบำบัดซีโอดีได้หมด สามารถกล่าวได้ว่ามีค่าซีโอดีที่ย่อยสลายยาก (nbCOD) เท่ากับ 34 มก./ล. คิดอัตราการบำบัดซีโอดีสูงสุดของระบบมีค่าเท่ากับ 171 มก./ล./ชม. และอัตราการบำบัดซีโอดีจำเพาะเป็น 0.199 มก./ตร.ม./ชม. ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง

- อัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะของระบบซึ่งคิดจากการเกิดไนเตรตในระบบมีค่าเป็น 0.0583 และ 0.0735 ก.-ไนโตรเจน/ตร.ม./วัน. ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 และ 8 ชั่วโมงตามลำดับ ซึ่งเป็นไปตามสมการอันดับที่ศูนย์ (Zero order) คิดอัตราไนตริฟิเคชันจำเพาะเฉลี่ยของระบบได้เป็น 0.0659 ± 0.0107 ก.-ไนโตรเจน/ตร.ม./วัน ในขณะที่ในช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2-4 ชั่วโมงไม่เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

ข้อสรุปสำหรับการนำไปใช้งานจริง ระยะเวลาเก็บกักน้ำที่เหมาะสมในการเดินระบบคือ 8 ชั่วโมง จากผลการทดลองในตอนต้นที่ 1 ในกรณีที่ใช้ตัวกลางต้องมีการเผื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำในกรณีตัวกลาง เนื่องจากระยะเวลาเก็บกักน้ำจริงเป็น 84.1% โดยการออกแบบถึงปฏิกิริยาต้องเป็นการไหลแบบไหลตามกัน ให้มีสัดส่วนของความสูงต่อเส้นผ่านศูนย์กลาง (Height/Diameter) ไม่น้อยกว่า 12 เท่า สัดส่วนของส่วนแอนอกซิกต่อส่วนแอโรบิกเป็น 1 ต่อ 2 และการเพิ่มอัตราการเวียนน้ำสูงขึ้น จะสามารถเพิ่มการบำบัดไนเตรตได้มากขึ้นทำให้น้ำออกมีความเข้มข้นของไนเตรตต่ำลง แต่อย่างไรก็ตามควรจะมีการทดลองในระดับ Pilot scale ก่อนนำไปใช้เดินระบบจริง

5.2 ข้อเสนอแนะ

- ควรลองใช้น้ำเสียจริงในการทดลองหาประสิทธิภาพในการบำบัด
- ควรเพิ่มอัตราการเวียนกลับน้ำให้มากขึ้น เพื่อให้สามารถลดความเข้มข้นของไนเตรตในน้ำออกให้ลดลง

- เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิกิริยาเกิดได้อย่างรวดเร็ว ทำให้ไม่สามารถเห็นการลดลงของไนเตรตในจุดเก็บตัวอย่างตามที่ออกแบบไว้ จึงควรเพิ่มจุดเก็บตัวอย่างในท่อน้ำขาเข้าที่ผสมกับน้ำขาออกที่เวียนกลับ เพื่อยืนยันถึงการเกิดปฏิกิริยาและหาอัตราดีไนตริฟิเคชันของระบบได้

- เพื่อหารูปแบบและค่าจลนพลศาสตร์ที่ชัดเจนมากขึ้น ควรเพิ่มช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำหรือเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ

- ควรจะมีการวัด Biomass ต่อพื้นที่ตัวกลางของระบบที่สภาวะคงตัวของแต่ละการทดลองต่างๆด้วย และวิธีการวัด Biomass บนตัวกลางควรจะวัดตัวกลางชุดเดิม (ชุดเดียวกัน) มากกว่าน้ำหนักเฉลี่ยของตัวกลางเพราะเกิดความคลาดเคลื่อนสูง เนื่องจากตัวกลางไม่ได้มีน้ำหนักเท่ากันทุกชิ้น





ภาคผนวก ก วิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

ก.1 การวิเคราะห์ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด โดยวิธีทำให้แห้งที่ 103-105 °C

วิธีวิเคราะห์

1. นำกระดาษกรอง GF/C ไปอบในตู้อบที่อุณหภูมิ 103-105 °C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง ปล่อยให้เย็นในโถทำแห้ง
2. ชั่งน้ำหนักกระดาษกรอง GF/C สมมติมีน้ำหนัก A กรัม วางบนถ้วยหรือฟอยล์
3. นำกระดาษกรองมาวางไว้บนชุดกรวยกรองบุชเนอร์ เปิดเครื่องดูดสุญญากาศ ล้างกระดาษกรองด้วยน้ำกลั่น เปิดเครื่องดูดสุญญากาศต่อให้ดูดนํ้าออกจนแห้ง ทิ้งน้ำล้างไป
4. เทน้ำตัวอย่างลงกระดาษกรองโดยค่อยๆเทอย่างต่อเนื่องจนหมด ใช้น้ำกลั่นฉีดล้างภาชนะที่ใช้ตวง เทลงกรอง และฉีดน้ำกลั่นที่ด้านข้างของกรวยบุชเนอร์รวมทั้งบนกระดาษกรอง GF/C ปล่อยให้เครื่องดูดสุญญากาศดูดนํ้าออกจนแห้ง ปิดเครื่อง
5. นำกระดาษกรองที่ผ่านการกรองแล้ว ไปอบที่อุณหภูมิ 103-105 °C อย่างน้อยเป็นเวลา 1 ชั่วโมง นำออกจากตู้อบ ปล่อยให้เย็นในโถทำแห้ง ชั่งน้ำหนักกระดาษกรอง สมมติให้มีน้ำหนัก B กรัม

การคำนวณ

$$\text{ของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)} = \frac{(B-A) \cdot 10^6}{\text{ปริมาตรตัวอย่าง}}$$

โดย A = น้ำหนักกระดาษกรองอย่างเดียว (กรัม)

B = น้ำหนักกระดาษกรองและของแข็ง (กรัม)

ก.2 การวิเคราะห์แอมโมเนียไนโตรเจน โดยวิธีซาลิไซเลต

วิธีวิเคราะห์

1. กรองน้ำตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง GF/C ปิดเตรียมน้ำตัวอย่างปริมาตรเจือจางด้วยอัตราส่วน 1:50 ให้ได้ปริมาตรตัวอย่างรวม 5 มิลลิลิตร
2. ใส่สารละลายซาลิไซเลตปริมาตร 0.6 มิลลิลิตร
3. ใส่สารละลายผสมอัลคาไลน์ซีเตรตกับไฮโปคลอไรต์ ปริมาตร 1 มิลลิลิตร แล้วทิ้งไว้ในที่มืด 1 ชั่วโมง
4. นำไปวัดด้วยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ค่าดูดกลืนแสง 640 นาโนเมตร แล้วนำไปเทียบกับค่าจากกราฟมาตรฐานแอมโมเนีย
5. ทำกราฟมาตรฐานสารละลายแอมโมเนียตามขั้นตอนที่ 1-4 แต่เปลี่ยนจากน้ำตัวอย่างเป็นสารละลายมาตรฐานแอมโมเนีย โดยเตรียมจากแอมโมเนียคลอไรด์ ความเข้มข้น 0 2 5 10 20 และ 50 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร

ก.3 การวิเคราะห์ไนเตรตไนโตรเจน โดยวิธีสเปกโตรโฟโตมิเตอร์

วิธีเตรียมสารเคมี

1. น้ำยาทำให้เกิดสี เตรียมจาก 85% ของกรดฟอสฟอริก 10 มิลลิลิตร ซัลฟานิลามิด 1 กรัม ละลายในน้ำกลั่น 80 มิลลิลิตร แล้วเติมเอน-(1-แนฟทิล) เอทิลีนไดอะมีนไฮโดรคลอไรด์ 0.1 กรัม ผสมให้เข้ากัน ปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นให้ได้ 100 มิลลิลิตร

วิธีวิเคราะห์

1. กรองน้ำตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง GF/C ปิดเตรียมน้ำตัวอย่างปริมาตรเจือจางด้วยอัตราส่วน 1:50 ให้ได้ปริมาตรตัวอย่างรวม 5 มิลลิลิตร
2. ใส่น้ำยาทำให้เกิดสีปริมาตร 0.2 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน ทิ้งไว้ 10 นาที แล้วนำไปวัดค่าดูดกลืนแสงด้วยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ ที่ความยาวคลื่น 543 นาโนเมตร นำไปเทียบกับค่าจากกราฟมาตรฐานไนเตรต

3. ทำกราฟมาตรฐานไนไตรต์ตามขั้นตอนที่ 1-2 แต่เปลี่ยนจากน้ำตัวอย่างเป็นสารละลายมาตรฐานไนไตรต์ โดยเตรียมจากโซเดียมไนไตรต์ ความเข้มข้น 0 1 2 3 4 และ 5 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร

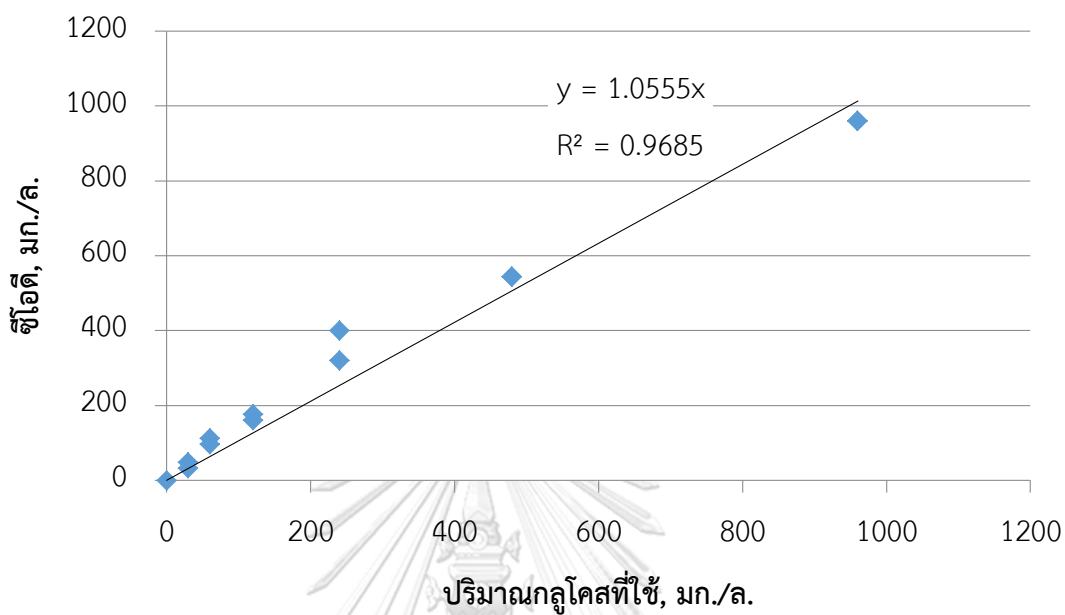
ก.4 การวิเคราะห์ไนเตรตไนโตรเจน โดยวิธีสเปกโตรโฟโตมิเตอร์

วิธีวิเคราะห์

1. กรองน้ำตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง GF/C ปิดน้ำตัวอย่างปริมาตรเจือจางด้วยอัตราส่วน 1:10 ให้ได้ปริมาตรตัวอย่างรวม 5 มิลลิลิตร
2. เติมสารละลายกรดไฮโดรคลอริกความเข้มข้น 1 N ปริมาตร 0.1 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน ทิ้งไว้ 10 นาที แล้วนำไปวัดค่าดูดกลืนแสงด้วยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ ที่ความยาวคลื่น 220 และ 275 นาโนเมตร นำค่าดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 275 ลบด้วยสองเท่าของค่าดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 220 นาโนเมตร แล้วนำไปเทียบกับค่าจากกราฟมาตรฐานไนเตรต
3. ทำกราฟมาตรฐานไนเตรตตามขั้นตอนที่ 1-2 แต่เปลี่ยนจากน้ำตัวอย่างเป็นสารละลายมาตรฐานไนเตรต ที่เตรียมจากโพแทสเซียมไนเตรต ความเข้มข้น 0 2 5 10 20 และ 50 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร

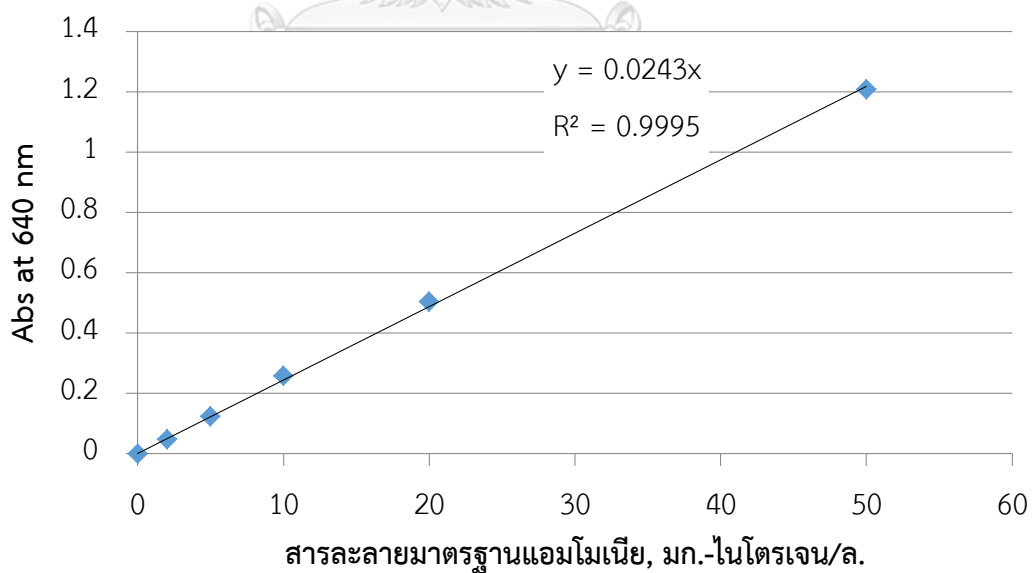
ภาคผนวก ข กราฟมาตรฐาน

1.กราฟมาตรฐานของน้ำเสียสังเคราะห์



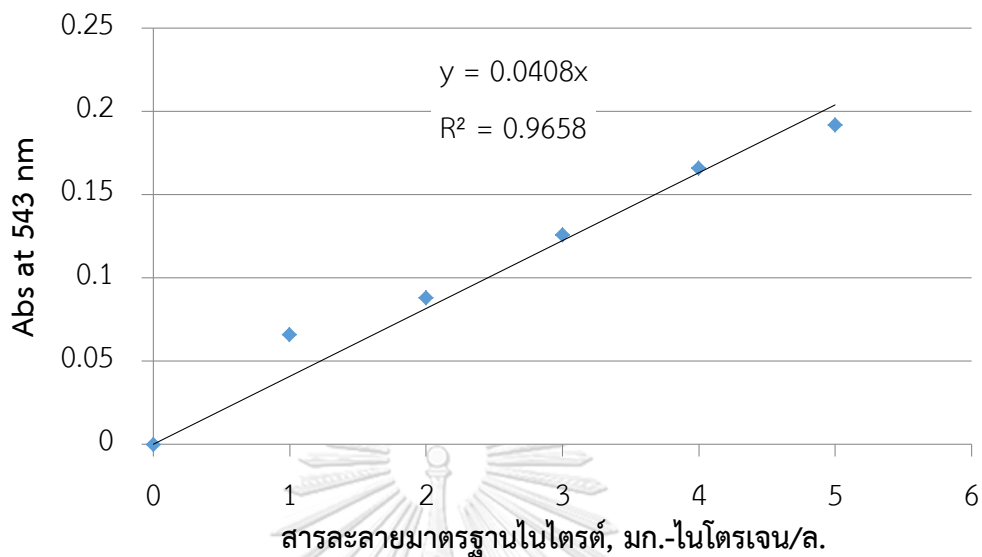
รูปที่ ข.1 กราฟมาตรฐานของน้ำเสียสังเคราะห์

2.กราฟมาตรฐานของแอมโมเนียไนโตรเจน



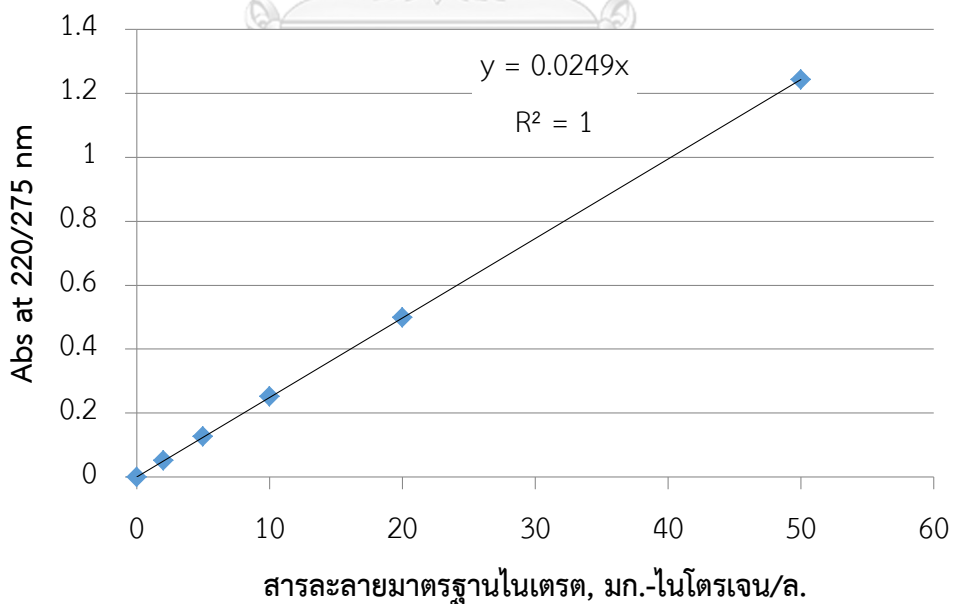
รูปที่ ข.2 กราฟมาตรฐานสำหรับการวิเคราะห์แอมโมเนียไนโตรเจน

3.กราฟมาตรฐานของไนไตรต์ไนโตรเจน



รูปที่ ข.3 กราฟมาตรฐานสำหรับการวิเคราะห์ไนไตรต์ไนโตรเจน

4.กราฟมาตรฐานของไนเตรตไนโตรเจน



รูปที่ ข.4 กราฟมาตรฐานสำหรับการวิเคราะห์ไนเตรตไนโตรเจน

ภาคผนวก ค ข้อมูลผลการทดลอง

การทดลองตอนที่ 1 การตรวจสอบรูปแบบการไหลของถังปฏิกริยาในขณะที่เป็นถังเปล่า ถังที่มีตัวกลางที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง และเมื่อสิ้นสุดการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง โดยมีค่าความนำไฟฟ้าดังแสดงในตารางที่ ค.1

ตาราง ค.1 ค่าความนำไฟฟ้าของถังปฏิกริยาที่ไม่มีตัวกลางของจุดก่อนเติมอากาศ

เวลา, วินาที	ค่าความนำไฟฟ้า, mS			
	HRT 2 h	HRT 4 h	HRT 8 h	HRT 12 h
0	0.357	0.358	0.376	0.386
20	0.357	0.358	0.377	0.386
100	0.357	0.358	0.380	0.386
1000	0.356	0.360	0.384	0.392
5000	1.47	2.49	0.559	0.629
10000	0.997	1.48	2.54	3.44
15000	0.996	1.22	1.72	2.37
20000	0.549	1.08	1.54	1.85
21830	0.542	1.02	1.48	1.80
25000		0.932	1.4	1.71
29310		0.842	1.28	1.61
30000			1.27	1.60
35000			1.17	1.49
40000			1.06	1.38
45000			0.987	1.30
50000			0.914	1.22
60000			0.799	1.07
61220			0.78	1.05
70000				0.95
75000				0.918
76680				0.900

ตาราง ค.2 ค่าความนำไฟฟ้าของถังปฏิกิริยาที่ไม่มีตัวกลางของจุดน้ำออก

เวลา, วินาที	ค่าความนำไฟฟ้า, mS			
	HRT 2 h	HRT 4 h	HRT 8 h	HRT 12 h
0	0.355	0.356	0.366	0.373
20	0.353	0.350	0.367	0.374
100	0.354	0.356	0.368	0.374
1000	0.353	0.375	0.378	0.380
5000	1.48	1.402	0.389	0.395
10000	1.036	1.507	1.510	0.914
15000	0.767	1.283	1.699	1.568
20000	0.608	1.096	1.534	1.804
21830	0.558	1.047	1.491	1.814
23460		0.998	1.431	1.761
25000			1.388	1.729
29310			1.271	1.627
30000			1.268	1.615
35000			1.16	1.506
40000			1.068	1.404
45000			0.992	1.316
50000			0.919	1.236
60000			0.801	1.093
61220			0.787	1.076
70000				0.974
75000				0.918
76680				0.900

ตาราง ค.3 ค่าความนำไฟฟ้าของถังปฏิกริยาที่มีตัวกลางของจุดก่อนเติมอากาศ

เวลา, วินาที	ค่าความนำไฟฟ้า, mS				
	ถังปฏิกริยาที่มีตัวกลางที่ไม่มีฟิล์มชีวภาพเกาะ				ถังปฏิกริยาที่สิ้นสุด การเดินระบบ
	HRT 2 h	HRT 4 h	HRT 8 h	HRT 12 h	HRT 2 h
0	0.485	0.347	0.402	0.350	0.453
20	0.486	0.347	0.402	0.350	0.451
100	0.485	0.347	0.406	0.350	0.439
1000	0.429	0.362	0.415	0.350	1.638
5000	2.09	3.37	4.03	0.436	1.015
10000	1.2	1.98	3.37	4.61	0.601
15000	0.796	1.50	2.32	3.10	0.493
20000	0.617	1.24	1.97	2.40	
21830	0.547	1.18	1.81	2.29	
25000		1.05	1.69	2.09	
25560		1.01	1.60	2.05	
29310			1.50	1.90	
30000			1.49	1.87	
35000			1.36	1.68	
40000			1.20	1.49	
45000			1.07	1.35	
50000			0.939	1.14	
55480			0.802	1.06	
60000				0.905	
61220				0.828	

ตาราง ค.4 ค่าความนำไฟฟ้าของถังปฏิกริยาที่มีตัวกลางของจุดน้ำออก

เวลา, วินาที	ค่าความนำไฟฟ้า, mS				
	ถังปฏิกริยาที่มีตัวกลางที่ไม่มีฟิล์มชีวภาพเกาะ				ถังปฏิกริยาที่สิ้นสุด การเดินระบบ
	HRT 2 h	HRT 4 h	HRT 8 h	HRT 12 h	HRT 2 h
0	0.448	0.335	0.351	0.347	0.651
20	0.451	0.335	0.352	0.346	0.652
100	0.461	0.336	0.353	0.346	0.638
1000	0.454	0.342	0.359	0.347	1.943
5000	2.08	1.737	0.473	0.352	1.68
10000	1.27	1.702	2.35	1.064	0.819
15000	0.799	1.356	2.32	2.43	0.638
20000	0.548	1.085	2.08	2.44	
21830	0.429	1.005	1.98	2.36	
25000		0.884	1.82	2.19	
25560		0.865	1.79	2.16	
29310			1.62	1.98	
30000			1.50	1.97	
35000			1.40	1.77	
40000			1.25	1.58	
45000			1.12	1.42	
50000			1.01	1.29	
55480			0.819	1.18	
60000				1.09	
61220				0.872	

การทดลองตอนที่ 2 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอติและไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำต่างๆ

ตาราง ค.5 ค่าพีเอช ซีโอติละลายน้ำ แอมโมเนีย ไนไตรต์ ไนเตรต ตลอดการเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
30/10/2018	P0	0	7.5	544	45.610	0.449	0.000
		0		448	44.878	0.490	0.000
31/10/2018	P7	1300	6.9	16	4.293	7.918	0.035
		1300		0	5.024	7.837	0.035
	P6	1100		48	5.073	8.163	0.035
		1100		16	5.854	8.082	0.035
	P5	900		16	6.098	7.837	0.035
		900		0	5.122	8.041	0.035
	P4	700		16	6.439	7.510	0.071
		700		0	5.317	7.551	0.071
	P3	500		80	17.659	0.490	0.035
		500		64	16.049	0.490	0.035
	P2	300		88	18.585	2.204	0.000
		300		96	16.000	2.286	0.000
	P1	100		112	17.463	0.041	0.000
		100		96	16.585	0.041	0.000
	P0	0	7.4	288	32.439	0.163	0.000
		0		320	38.634	0.163	0.000
2/11/2018	P7	1300	6.9	16	0.000	14.367	0.284
		1300		48	0.000	13.959	0.284
	P6	1100		0	0.000	14.735	0.248
		1100		16	0.000	14.980	0.248
	P5	900		16	0.439	13.469	0.319
		900		16	0.341	13.551	0.319
	P4	700		48	2.683	10.816	0.567
		700		32	3.854	11.429	0.567

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/L	NO ₃ , mg-N/L	NO ₂ , mg-N/L
	P3	500		56	13.854	0.816	0.035
		500		56	14.244	0.408	0.035
	P2	300		64	15.366	1.469	0.035
		300		80	15.268	1.184	0.035
	P1	100		64	14.878	0.449	0.071
		100		80	15.024	0.531	0.071
	P0	0	7.5	144	26.000	0.571	0.000
		0		144	26.049	0.571	0.000
5/11/2018	P7	1300	9	24	0.585	11.280	0.177
		1300		8	0.683	11.440	0.213
	P6	1100		0	0.195	10.680	0.319
		1100		0	0.098	10.480	0.319
	P5	900		16	0.000	10.840	0.355
		900		0	0.293	10.440	0.390
	P4	700		24	7.171	1.800	0.816
		700		24	7.756	1.840	0.745
	P3	500		112	20.780	1.080	0.177
		500		96	20.146	1.000	0.106
	P2	300		112	19.366	1.240	0.142
		300		128	19.317	1.240	0.142
	P1	100		152	19.854	0.960	0.106
		100		112	19.024	1.080	0.106
	P0	0	7.3	240	31.171	0.480	0.177
		0		264	31.756	0.400	0.142
7/11/2018	P7	1300	9.1	0	6.976	17.840	5.922
		1300		24	5.366	17.160	6.596
	P6	1100		0	0.390	16.680	0.816
		1100		8	0.488	15.880	0.816
	P5	900		0	0.195	16.240	0.461
		900		0	0.439	15.600	0.496
	P4	700		48	17.854	1.520	0.603
		700		80	19.024	1.600	0.603

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
	P3	500		80	18.683	1.240	0.106
		500		64	18.634	1.520	0.106
	P2	300		64	16.976	1.200	0.142
		300		64	16.049	1.120	0.142
	P1	100		72	16.732	1.160	0.142
		100		72	18.293	1.000	0.142
	P0	0	7.8	208	32.878	1.000	0.142
		0		200	32.780	0.960	0.142
9/11/2018	P7	1300	8.1	8	0.439	2.720	1.383
		1300		16	0.341	2.720	1.383
	P6	1100		24	0.780	2.720	1.348
		1100		0	0.780	2.720	1.348
	P5	900		0	0.000	3.400	0.035
		900		0	0.049	3.240	0.035
	P4	700		80	6.195	0.520	0.000
		700		64	6.146	0.280	0.000
	P3	500		96	6.195	0.320	0.000
		500		112	6.195	0.320	0.000
	P2	300		80	6.878	0.440	0.000
		300		104	6.390	0.400	0.000
	P1	100		112	6.098	0.360	0.142
		100		104	6.195	0.400	0.142
	P0	0	6.8	376	5.756	0.800	0.000
		0		400	9.463	0.760	0.000
12/11/2018	P7	1300	8	0	0.646	4.760	0.000
		1300		0	0.000	4.400	0.000
	P6	1100		0	0.000	4.760	0.000
		1100		0	0.000	4.760	0.000
	P5	900		0	2.852	4.280	0.106
		900		0	0.684	4.000	0.106
	P4	700		8	5.133	0.800	0.000
		700		8	4.829	0.760	0.000

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
	P3	500		64	4.449	0.360	0.106
		500		64	4.525	0.360	0.106
	P2	300		88	4.411	0.400	0.106
		300		80	4.373	0.400	0.106
	P1	100		80	3.726	0.560	0.248
		100		56	4.943	0.560	0.248
	P0	0	6.9	536	56.198	0.680	0.000
		0		544	52.928	0.800	0.000
14/11/2018	P7	1300	5.9	0	23.308	12.040	0.000
		1300		0	22.890	12.040	0.000
	P6	1100		0	21.977	10.680	0.142
		1100		0	21.977	10.680	0.142
	P5	900		0	21.673	10.600	0.000
		900		0	21.939	10.600	0.000
	P4	700		0	25.285	8.640	0.000
		700		0	24.715	8.640	0.000
	P3	500		144	37.376	0.720	0.177
		500		160	37.490	0.720	0.177
	P2	300		136	34.335	0.720	0.177
		300		128	34.487	0.720	0.177
	P1	100		144	34.677	0.600	0.816
		100		144	34.259	0.600	0.851
	P0	0	5.8	648	44.449	0.680	0.284
		0		664	44.715	0.680	0.284
16/11/2018	P7	1300	8.3	0	1.749	16.640	0.000
		1300		0	0.000	18.320	0.000
	P6	1100		0	0.266	15.040	0.000
		1100		8	0.684	15.880	0.000
	P5	900		0	0.646	14.360	0.000
		900		0	0.989	15.720	0.000
	P4	700		16	5.285	12.440	0.000
		700		0	5.285	13.440	0.000

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
	P3	500		176	23.916	0.880	0.000
		500		176	21.749	0.920	0.035
	P2	300		168	23.308	1.000	0.071
		300		176	22.890	1.280	0.071
	P1	100		160	22.357	0.840	0.603
		100		160	20.152	0.880	0.603
	P0	0	7.0	632	48.441	1.040	0.000
		0		632	54.183	1.120	0.000
19/11/2018	P7	1300	8.0	64	12.510	22.960	0.248
		1300		64	13.004	22.960	0.248
	P6	1100		56	13.232	22.800	0.071
		1100		56	11.977	22.800	0.106
	P5	900		40	11.369	19.760	0.000
		900		48	11.635	19.760	0.000
	P4	700		48	18.479	16.160	0.000
		700		56	18.251	16.160	0.000
	P3	500		192	36.844	0.960	0.071
		500		184	37.148	0.960	0.071
	P2	300		240	35.323	1.040	0.000
		300		240	35.095	1.040	0.000
	P1	100		176	32.167	0.800	0.000
		100		192	30.532	0.800	0.000
	P0	0	7.6	704	44.639	1.360	0.000
		0		768	41.445	1.360	0.000
22/11/2018	P7	1300	7.9	64	0.000	23.160	0.319
		1300		32	0.165	24.440	0.319
	P6	1100		32	0.206	21.560	0.106
		1100		32	0.165	22.520	0.106
	P5	900		40	1.564	16.520	0.071
		900		24	1.687	18.760	0.071
	P4	700		56	15.638	1.320	0.142
		700		56	15.021	1.360	0.142

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
	P3	500		80	19.712	0.520	0.142
		500		64	21.440	0.560	0.142
	P2	300		96	21.934	0.640	0.000
		300		96	20.370	0.720	0.000
	P1	100		96	20.905	0.600	0.106
		100		128	19.547	0.600	0.106
	P0	0	7.3	304	33.169	0.400	0.071
		0		320	33.909	0.520	0.106
25/11/2018	P7	1300	7.8	32	0.000	25.280	3.085
		1300		40	0.000	24.440	3.085
	P6	1100		32	0.000	23.320	2.092
		1100		64	0.000	23.320	2.092
	P5	900		32	1.193	23.000	0.461
		900		16	1.193	21.920	0.461
	P4	700		56	15.350	3.960	0.000
		700		96	14.280	4.960	0.000
	P3	500		64	21.193	0.320	0.000
		500		64	17.901	0.240	0.000
	P2	300		64	18.889	0.360	0.000
		300		64	18.477	0.360	0.000
	P1	100		64	19.588	0.320	0.071
		100		64	16.173	0.240	0.177
	P0	0	6.8	288	36.626	0.440	0.000
		0		304	36.626	0.360	0.000
28/11/2018	P7	1300	8.0	0	0.000	27.600	0.532
		1300		16	0.000	27.600	0.532
	P6	1100		16	0.000	26.400	0.851
		1100		16	0.000	24.040	0.851
	P5	900		16	0.658	25.720	0.745
		900		32	0.823	24.040	7.447
	P4	700		48	23.251	0.840	8.511
		700		48	23.951	0.720	0.106

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
	P3	500		48	23.786	1.120	0.106
		500		40	23.210	0.520	0.106
	P2	300		48	24.444	0.360	0.106
		300		40	23.704	0.480	0.071
	P1	100		64	25.226	0.480	0.071
		100		72	25.514	0.400	0.177
	P0	0	7.3	272	41.811	0.720	0.177
		0		272	40.741	0.600	0.284
1/12/2018	P7	1300	8.0	16	0.000	17.040	0.284
		1300		32	0.000	16.280	0.284
	P6	1100		16	0.000	17.120	0.709
		1100		16	0.000	16.280	0.709
	P5	900		16	1.399	16.280	0.319
		900		16	1.029	16.720	0.319
	P4	700		40	11.687	4.040	1.206
		700		32	9.465	4.080	1.206
	P3	500		48	13.251	0.520	0.071
		500		32	12.840	0.600	0.071
	P2	300		48	14.609	0.120	0.000
		300		32	14.979	0.320	0.000
	P1	100		88	11.605	0.400	0.106
		100		80	11.728	0.440	0.106
	P0	0	7.6	480	40.658	0.480	0.035
		0		464	41.029	0.440	0.035
5/12/2018	P7	1300	8.1	0	0.165	28.360	0.177
		1300		0	0.000	26.880	0.177
	P6	1100		0	0.000	27.080	0.319
		1100		0	0.000	25.400	0.319
	P5	900		0	0.329	25.280	0.390
		900		16	0.453	26.120	0.390
	P4	700		48	24.156	3.040	0.142
		700		48	22.058	2.920	0.142

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/L	NO ₃ , mg-N/L	NO ₂ , mg-N/L
	P3	500		32	28.107	0.720	0.674
		500		32	27.737	0.680	0.674
	P2	300		32	26.996	0.400	0.035
		300		48	29.136	0.400	0.035
	P1	100		64	28.313	0.320	0.106
		100		64	25.802	0.320	0.106
	P0	0	7.4	416	43.333	0.600	0.071
		0		432	43.210	0.560	0.071
8/12/2018	P7	1300	8.0	16	0.000	24.320	0.638
		1300		16	0.247	25.160	0.472
	P6	1100		32	0.041	26.200	0.734
		1100		32	0.000	25.280	0.617
	P5	900		0	0.206	25.600	0.582
		900		16	0.288	24.840	0.330
	P4	700		48	24.033	1.360	0.560
		700		32	24.033	1.560	0.262
	P3	500		48	29.053	0.720	0.284
		500		48	29.506	0.720	0.000
	P2	300		48	32.016	1.000	0.780
		300		48	30.700	0.760	0.000
	P1	100		48	31.481	0.960	0.280
		100		56	31.481	0.880	0.248
	P0	0	7.6	400	39.342	0.440	0.674
		0		400	39.342	0.480	0.177
11/12/2018	P7	1300	7.8	0	0.494	25.200	1.489
		1300		0	0.947	24.760	1.489
	P6	1100		16	0.782	27.240	0.216
		1100		8	0.535	24.520	0.213
	P5	900		40	0.823	25.680	0.071
		900		32	0.741	25.680	0.000
	P4	700		32	22.840	1.520	0.851
		700		16	24.033	0.960	0.071

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
		500		48	23.333	0.720	0.177
	P2	300		64	24.403	0.640	0.085
		300		64	24.403	0.640	0.071
	P1	100		32	27.572	0.680	0.106
		100		48	28.848	0.680	0.106
	P0	0	7.0	400	40.206	1.080	0.106
		0		384	40.041	1.160	0.106



ตาราง ค.7 ค่าพีเอช ซีโอดีละลายน้ำ แอมโมเนีย ไนไตรต์ ไนเตรต ตลอดการเดินระบบที่ระยะเวลา เก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมง

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
12/12/2018				384	40	0.201	
14/12/2018	P0	0	7.6	82.759	26.651		
16/12/2018	P7	1300	8.1	0.000	0.000	15.663	2.606
		1300		0.000	0.000	15.663	0.585
	P6	1100		0.000	0.000	15.382	0.532
		1100		0.000	0.000	0.000	0.532
	P5	900		99.310	0.000	16.225	0.426
		900		0.000	0.000	0.000	0.426
	P4	700		82.759	11.100	1.165	0.266
		700		0.000	11.244	0.000	0.266
	P3	500		49.655	5.550	4.177	0.266
		500		0.000	7.177	0.000	0.319
	P2	300		0.000	6.364	6.426	0.213
		300		0.000	6.794	0.000	0.213
	P1	100		0.000	7.321	6.867	0.106
		100		0.000	5.837	0.000	0.106
	P0	0	7.6	331.034	40.383	0.201	0.213
		0		347.586	39.187	0.201	0.213
19/12/2018	P7	1300	8.2	96.000	0.048	17.269	5.426
		1300		32	0.000	17.269	5.426
	P6	1100		64	0.000	16.024	3.883
		1100		64	0.191	0.000	3.883
	P5	900		16	0.000	15.904	2.553
		900		16	0.191	0.000	2.553
	P4	700		80	17.416	0.361	1.489
		700		48	18.278	0.000	1.489
	P3	500		48	17.799	0.281	0.053
		500		32	17.943	0.000	0.053
	P2	300		48	17.560	0.402	0.053

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
		300		48	18.278	0.000	0.000
	P1	100		64	18.852	0.321	0.691
		100		48	19.330	0.000	0.691
	P0	0	7.6	272	41.722	0.964	0.000
		0		288	40.048	0.964	0.000
22/12/2018	P7	1300	7.8	0	0.000	16.466	0.106
		1300		16	0.000	16.466	0.053
	P6	1100		0	0.000	17.149	0.106
		1100		0	0.000	0.000	0.000
	P5	900		0	0.000	15.462	0.053
		900		16	0.000	0.000	0.160
	P4	700		64	14.593	0.482	0.160
		700		32	0.000	0.000	0.213
	P3	500		24	17.177	0.321	0.160
		500		32	0.000	0.000	0.160
	P2	300		32	15.933	0.321	0.000
		300		32	0.000	0.000	0.000
	P1	100		32	17.512	0.643	0.000
		100		40	0.000	0.000	0.000
	P0	0	7.4	224	35.598	0.361	0.000
		0		256	35.598	0.361	0.000
25/12/2018	P7	1300	7.9	32	0.000	19.357	0.585
		1300		48	0.000	19.357	0.585
	P6	1100		32	0.000	17.952	0.798
		1100		64	0.000	0.000	0.798
	P5	900		32	0.000	17.590	7.819
		900		32	0.000	0.000	7.819
	P4	700		48	16.603	0.402	0.000
		700		64	0.000	0.000	0.000
	P3	500		64	18.565	0.201	0.532
		500		48	0.000	0.000	0.532
	P2	300		64	20.861	0.241	0.000

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
		300		48	0.000	0.000	0.000
	P1	100		64	20.478	0.120	1.330
		100		64	0.000	0.000	1.330
	P0	0	7.3	200	36.316	0.683	0.798
		0		216	36.316	0.683	0.798
29/12/2018	P7	1300	7.9	16	0.000	15.382	0.691
		1300		32	0.091	15.301	0.691
	P6	1100		16	0.213	14.900	0.798
		1100		32	0.243	15.181	0.798
	P5	900		16	0.243	14.096	3.883
		900		0	0.182	14.538	3.883
	P4	700		64	10.426	0.482	0.851
		700		64	9.970	0.683	0.851
	P3	500		64	7.720	0.763	0.000
		500		64	9.179	0.803	0.000
	P2	300		80	9.240	0.402	0.000
		300		80	9.757	0.361	0.000
	P1	100		64	11.489	0.602	2.447
		100		64	12.979	0.522	2.447
	P0	0	7.3	336	30.973	0.402	1.330
		0		352	30.973	0.402	1.330
1/1/2019	P7	1300	7.8	48	0.000	30.843	1.702
		1300		48	0.243	31.044	1.702
	P6	1100		64	0.000	28.594	0.585
		1100		48	0.152	29.518	0.585
	P5	900		48	0.061	29.518	0.160
		900		56	0.304	30.602	0.160
	P4	700		48	15.866	0.361	0.160
		700		80	16.079	0.402	0.160
	P3	500		48	12.401	0.522	0.160
		500		48	14.225	0.402	0.160
	P2	300		64	14.711	1.647	0.160

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
		300		64	15.897	1.566	0.160
	P1	100		56	12.462	2.811	0.160
		100		48	14.255	2.811	0.160
	P0	0	7.4	352	30.821	0.884	0.053
		0		320	33.617	0.843	0.053
4/1/2019	P7	1300	7.8	80	2.617	22.008	1.011
		1300		64	0.000	22.008	1.011
	P6	1100		48	0.000	22.209	0.798
		1100		48	0.000	0.000	0.798
	P5	900		32	0.047	22.570	0.106
		900		56	0.000	0.000	0.106
	P4	700		48	22.150	0.120	0.000
		700		48	0.000	0.000	0.000
	P3	500		64	22.009	0.201	0.000
		500		64	0.000	0.000	0.000
	P2	300		48	21.121	0.080	0.000
		300		56	0.000	0.000	0.000
	P1	100		80	23.692	0.522	0.000
		100		64	0.000	0.000	0.000
	P0	0	7.4	256	38.037	1.406	0.319
		0		232	38.037	1.406	0.319
7/1/2019	P7	1300	7.8	48	0.607	20.161	0.213
		1300		48	0.000	20.161	0.213
	P6	1100		40	0.000	20.161	0.160
		1100		40	0.000	0.000	0.160
	P5	900		24	1.262	19.277	0.000
		900		32	0.000	0.000	0.000
	P4	700		48	21.402	2.691	0.000
		700		64	0.000	0.000	0.000
	P3	500		64	21.589	0.120	0.000
		500		56	0.000	0.000	0.000
	P2	300		80	22.383	0.161	0.000

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
		300		64	0.000	0.000	0.000
	P1	100		240	20.935	2.008	0.000
		100		208	0.000	0.000	0.000
	P0	0	7	216	39.299	1.124	0.000
		0		224	39.299	1.124	0.000
	P0+P7			176	19.159	10.803	0.000
				176	0.000	0.000	0.000
10/1/2019	P7	1300	7.3	17	0.000	15.622	0.585
		1300		17	0.000	14.257	0.904
	P6	1100		26	0.000	15.823	0.585
		1100		17	0.000	15.100	0.266
	P5	900		35	0.327	13.092	0.106
		900		26	0.234	12.048	0.106
	P4	700		52	17.196	0.281	0.319
		700		43	16.682	0.361	0.319
	P3	500		69	15.748	0.000	0.213
		500		52	16.355	0.000	0.213
	P2	300		86	14.439	0.000	0.372
		300		52	14.019	0.000	0.372
	P1	100		69	16.963	0.241	0.160
		100		69	17.804	0.402	0.160
	P0	0	7.4	397	48.131	0.201	0.266
		0		380	46.916	0.080	0.266
13/1/2019	P7	1300	7.9	52	0.000	22.731	2.287
		1300		26	0.000	22.329	2.287
	P6	1100		26	0.047	22.530	0.798
		1100		43	0.047	22.169	0.798
	P5	900		43	0.047	20.120	0.266
		900		35	0.047	20.080	0.266
	P4	700		52	24.860	0.402	0.372
		700		35	24.393	0.482	0.638
	P3	500		69	24.720	0.321	0.479

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
		500		35	26.682	0.402	0.479
	P2	300		86	24.299	0.241	0.479
		300		78	27.243	0.201	0.479
	P1	100		86	29.766	0.442	0.585
		100		104	30.140	0.482	0.585
	P0	0	7.2	432	44.065	0.643	1.489
		0		467	41.402	0.643	1.489
16/1/2019	P7	1300	7.9	32	0.514	19.357	3.032
		1300		24	0.280	19.357	2.234
	P6	1100		32	0.000	19.518	1.117
		1100		32	0.701	19.036	1.117
	P5	900		24	0.000	18.916	0.426
		900		40	0.000	18.635	0.691
	P4	700		56	20.607	0.040	0.426
		700		40	20.187	1.004	0.585
	P3	500		40	21.822	0.562	0.000
		500		40	21.822	0.120	0.000
	P2	300		64	22.991	0.522	0.691
		300		88	22.991	0.120	0.691
	P1	100		56	26.355	0.281	0.585
		100		72	26.355	0.161	0.585
	P0	0	7.8	360	48.879	0.723	0.957
		0		344	49.486	0.723	1.117
19/1/2019	P7	1300	7.9	64	0.888	25.020	1.809
		1300		48	0.467	25.582	1.809
	P6	1100		48	0.607	24.618	1.489
		1100		64	1.075	25.261	1.489
	P5	900		48	0.701	23.173	0.957
		900		48	0.701	23.173	0.957
	P4	700		80	23.598	0.522	1.011
		700		80	24.486	0.482	1.011
	P3	500		88	23.271	0.482	0.745

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
		500		56	22.523	0.643	0.745
	P2	300		72	22.944	0.522	0.106
		300		72	24.346	0.643	0.106
	P1	100		88	25.888	0.602	0.372
		100		88	25.888	0.723	0.000
	P0	0	7.4	376	45.327	1.044	0.053
		0		392	49.112	1.084	0.266
22/1/2019	P7	1300	7.9	32	0	20.482	2.287
		1300		16	0	19.759	2.287
	P6	1100		48	0	19.759	1.170
		1100		64	0	19.558	1.170
	P5	900		48	0	18.434	1.915
		900		48	0.327	18.675	1.915
	P4	700		80	25.234	0.402	1.277
		700		80	25.234	0.361	0.691
	P3	500		80	23.879	0.522	0.479
		500		80	22.196	0.522	0.372
	P2	300		80	20.467	0.602	0.160
		300		88	20.467	0.602	0.000
	P1	100		80	23.364	0.522	0.160
		100		96	20.514	0.723	0.160
	P0	0	7.5	416	44.159	0.643	0.160
		0		464	44.393	0.683	0.160

ตาราง ค.9 ค่าพีเอช ซีโอดีละลายน้ำ แอมโมเนีย ไนไตรต์ ไนเตรต ตลอดการเดินระบบที่ระยะเวลา เก็บกักน้ำ 4 ชั่วโมง

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
23/1/2019		0	7.7	400	40	0.63	
28/1/2019	P7	1300	7.8	48	2.196	13.346	3.039
		1300		32			
	P6	1100		48	3.785	11.575	3.554
		1100		32			
	P5	900		72	5.841	11.299	2.304
		900		88			
	P4	700		88	24.766	0.630	0.196
		700		88			
	P3	500		104	26.542	0.472	0.000
		500		104			
	P2	300		160	29.486	0.669	0.000
		300		128			
	P1	100		224	31.589	0.591	0.000
		100		240			
	P0	0	7.7	400	40.841	0.630	0.000
		0		416			
31/1/2019	P7	1300	7.8	0.000	8.692	8.819	2.990
		1300		0.000			
	P6	1100		16	9.439	7.165	3.235
		1100		16			
	P5	900		16	11.916	5.433	3.137
		900		16			
	P4	700		96	26.963	1.102	0.000
		700		96			
	P3	500		96	30.654	0.866	0.000
		500		96			
	P2	300		112	32.383	0.669	0.000
		300		112			

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
	P1	100		128	30.888	0.748	0.000
		100		144			
	P0	0	7.8	384	36.916	0.748	0.588
		0		384			
3/2/2019	P7	1300	7.9	24	32.283	1.339	1.348
		1300		32			
	P6	1100		40	34.475	0.669	0.245
		1100		24			
	P5	900		64	37.534	0.433	0.000
		900		64			
	P4	700		144	41.005	0.551	0.098
		700		128			
	P3	500		144	37.123	0.433	0.000
		500		144			
	P2	300		168	42.283	0.394	0.000
		300		176			
	P1	100		224	39.680	0.866	0.000
		100		240			
	P0	0	7.6	336	39.406	0.630	0.686
		0		344			
6/2/2019	P7	1300	7.8	0	27.352	0.276	1.299
		1300		0			
	P6	1100		62	35.388	0.433	0.123
		1100		46			
	P5	900		46	32.420	0.157	0.000
		900		46			
	P4	700		62	33.699	0.118	0.000
		700		77			
	P3	500		93	33.881	0.118	0.000
		500		85			
	P2	300		132	39.269	0.354	0.000
		300		108			

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
	P1	100		170	41.918	0.433	0.000
		100		155			
	P0	0	7.3	434	46.530	0.591	0.319
		0		418			
9/2/2019	P7	1300	7.9	16	39.635	0.748	1.495
		1300		32			
	P6	1100		40	37.443	1.457	0.000
		1100		40			
	P5	900		48	39.224	0.512	0.000
		900		64			
	P4	700		80	39.909	0.551	0.000
		700		96			
	P3	500		72	39.543	0.512	0.098
		500		88			
	P2	300		72	36.804	0.197	0.000
		300		88			
	P1	100		160	46.347	0.118	0.000
		100		168			
	P0	0	7.5	384	48.128	1.575	0.098
		0		384			
12/2/2019	P7	1300	8	46	39.178	0.079	0.441
		1300		46			
	P6	1100		46	39.269	0.315	0.000
		1100		46			
	P5	900		76	37.945	0.197	0.000
		900		76			
	P4	700		84	38.950	0.984	0.294
		700		76			
	P3	500		84	35.845	0.354	0.319
		500		84			
	P2	300		99	37.215	0.591	0.074
		300		107			

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/L	NO ₃ , mg-N/L	NO ₂ , mg-N/L
	P1	100		168	39.041	0.512	0.000
		100		190			
	P0	0	7.3	190	37.763	0.630	0.123
		0		198			
15/2/2019	P7	1300	8.1	33	34.977	0.472	0.000
		1300		49	36.256	0.354	
	P6	1100		33	31.142	0.472	0.392
		1100		81	35.799	0.157	
	P5	900		65	33.836	0.630	0.270
		900		81	34.612	0.118	
	P4	700		65	40.320	0.591	0.172
		700		65	34.795	0.236	
	P3	500		146	33.562	0.315	0.343
		500		114	38.447	0.512	
	P2	300		98	40.639	0.945	0.515
		300		98	40.639	0.394	
	P1	100		277	41.142	0.827	0.000
		100		244	37.534	0.630	
	P0	0	7.4	391	40.776	0.787	0.588
		0		374	39.954	0.866	
18/2/2019	P7	1300	8.1	15	24.749	1.969	0.049
		1300		15	25.936	1.850	
	P6	1100		39	33.973	0.197	0.319
		1100		31	31.872	0.197	
	P5	900		31	31.918	0.157	0.098
		900		31	29.772	0.118	
	P4	700		70	33.425	0.394	0.000
		700		54	32.009	0.118	
	P3	500		93	33.425	0.276	0.000
		500		62	34.475	0.354	
	P2	300		93	35.434	0.512	0.343
		300		108	34.703	0.354	

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/L	NO ₃ , mg-N/L	NO ₂ , mg-N/L
	P1	100		124	32.740	0.709	0.907
		100		116	33.425	0.630	
	P0	0	7.4	341	43.196	0.984	3.186
		0		341	43.196	0.945	
21/2/2019	P7	1300	7.8	32	10.091	2.598	0.000
		1300		32	9.817	2.677	
	P6	1100		48	16.256	1.142	0.049
		1100		56	16.027	1.181	
	P5	900		56	20.183	0.394	0.000
		900		48	18.584	0.354	
	P4	700		48	22.374	0.394	0.000
		700		48	21.279	0.394	
	P3	500		48	19.041	0.354	0.221
		500		48	21.050	0.276	
	P2	300		64	25.616	0.512	0.735
		300		64	26.393	0.315	
	P1	100		112	29.635	0.591	2.108
		100		96	29.817	0.748	
	P0	0	7.6	448	29.361	0.748	3.113
		0		432	29.361	0.827	
24/2/2019	P7	1300	8.1	41	25.662	1.102	0.735
		1300		41	24.977	1.220	
	P6	1100		50	35.616	0.748	0.000
		1100		58	33.288	0.709	
	P5	900		66	35.799	0.906	0.000
		900		74	33.105	0.827	
	P4	700		74	36.347	0.354	0.000
		700		74	32.283	0.394	
	P3	500		99	34.201	0.630	0.000
		500		83	32.283	0.591	
	P2	300		91	36.301	0.551	0.343
		300		91	37.580	0.591	

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/L	NO ₃ , mg-N/L	NO ₂ , mg-N/L
	P1	100		116	38.995	0.669	0.294
		100		116	36.301	0.669	
	P0	0	7.9	439	38.447	0.827	1.691
		0		439	38.447	0.748	
27/2/2019	P7	1300	7.8	47	34.155	2.480	
		1300		55	35.799	2.638	0.514
	P6	1100		47	33.151	1.614	
		1100		55	33.699	1.575	0
	P5	900		47	41.279	0.984	
		900		63	42.511	0.906	0
	P4	700		94	41.598	0.709	
		700		102	43.379	0.591	0.0490
	P3	500		126	43.790	0.669	
		500		110	43.927	0.591	0
	P2	300		126	45.342	0.787	
		300		126	45.068	0.748	0.637
	P1	100		173	43.881	0.906	
		100		181	45.662	1.024	1.029
	P0	0	7.4	401	51.461	0.906	
		0		393	52.785	1.063	2.867
2/3/2019	P7	1300	7.8	24	29.452	1.063	
		1300		24	29.315	0.945	0.637
	P6	1100		32	30.457	0.394	
		1100		48	33.699	0.394	0.416
	P5	900		32	33.744	1.024	
		900		32	35.205	0.945	0
	P4	700		64	36.438	0.394	
		700		48	38.402	0.394	0
	P3	500		72	35.297	0.118	
		500		72	34.429	0.079	0
	P2	300		96	37.306	0.197	
		300		88	37.352	0.197	0

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
	P1	100		136	34.566	1.024	
		100		136	33.881	0.906	0.441
	P0	0	7.5	400	44.064	0.709	
		0		400	44.064	0.748	2.573
5/3/2019	P7	1300	7.8	24	30.913	1.024	
		1300		32	30.913	1.024	0.759
	P6	1100		32	29.726	2.165	
		1100		32	28.721	2.126	0
	P5	900		32	30.137	0.118	
		900		48	29.817	0.118	0
	P4	700		32	36.073	0.354	
		700		64	36.073	0.354	0
	P3	500		80	39.361	0.669	
		500		80	39.361	0.591	0
	P2	300		96	39.269	0.315	
		300		88	39.087	0.354	0
	P1	100		120	38.082	0.984	
		100		128	37.763	0.827	0.833
	P0	0	7.5	448	47.352	0.906	
		0		432	48.241	0.630	2.475

ตาราง ค.10 ค่าพีเอช ซีโอดีละลายน้ำ แอมโมเนีย ไนไตรต์ ไนเตรต ตลอดการเดินระบบที่ระยะเวลา
เก็บกักน้ำ 2 ชั่วโมง

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
6/3/2019			7.3	400	40	0.748	
11/3/2019	P7	1300	7.3	16	37.176	0.157	0.539216
		1300		40			
	P6	1100		40	34.213	0.197	0.318627
		1100		56			
	P5	900		40	38.194	1.220	0.661765
		900		32			
	P4	700		103	36.898	0.433	0
		700		71			
	P3	500		56	38.750	0.472	0.04902
		500		63			
	P2	300		79	39.213	0.394	0.122549
		300		71			
	P1	100		87	39.954	0.472	0.049
		100		87			
	P0	0	8.1	214	43.981	0.748	0.0735
		0		198			
14/3/2019	P7	1300	7.8	39	33.472	1.535	1.740196
		1300		39			
	P6	1100		46	37.315	0.079	0.02451
		1100		46			
	P5	900		46	36.898	0.197	0.343137
		900		62			
	P4	700		93	39.306	0.315	0
		700		93			
	P3	500		93	34.676	0.354	0
		500		93			
	P2	300		124	40.139	0.433	0.02451
		300		124			

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/L	NO ₃ , mg-N/L	NO ₂ , mg-N/L
	P1	100		132	43.750	0.472	0.2206
		100		132			
	P0	0	8	418	41.898	0.433	0.1471
		0		426			
17/3/2019	P7	1300	7.6	32	36.389	1.063	1.176471
		1300		40			
	P6	1100		48	37.639	0.276	0.196078
		1100		48			
	P5	900		63	35.231	0.276	0
		900		63			
	P4	700		103	38.889	0.512	0
		700		87			
	P3	500		127	42.037	0.709	0.098039
		500		127			
	P2	300		119	41.620	0.551	0.171569
		300		119			
	P1	100		127	45.417	0.669	0.2941
		100		143			
	P0	0	8.1	365	48.796	0.787	1.5686
		0		397			
20/3/2019	P7	1300	7.4	30	35.139	0.197	0.147059
		1300		30			
	P6	1100		30	32.500	0.118	0
		1100		30			
	P5	900		61	36.574	0.276	0
		900		61			
	P4	700		84	40.787	0.276	0
		700		91			
	P3	500		84	40.509	0.118	0
		500		76			
	P2	300		114	38.426	0.315	0.392157
		300		114			

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/L	NO ₃ , mg-N/L	NO ₂ , mg-N/L
	P1	100		107	37.546	0.512	0.2206
		100		122			
	P0	0	7.9	312	45.463	0.906	0.7108
		0		320			
23/3/2019	P7	1300	7.8	8	36.435	0.709	0.343137
		1300		0			
	P6	1100		0	37.685	0.433	0
		1100		0			
	P5	900		0	33.750	0.512	0.122549
		900		0			
	P4	700		41	38.611	0.000	0.539216
		700		24			
	P3	500		16	38.148	0.000	0.02451
		500		33			
	P2	300		33	38.009	0.000	0.245098
		300		33			
	P1	100		81	33.935	0.079	0.3676
		100		98			
	P0	0	8.1	407	41.389	0.079	0.6127
		0		399			
26/3/2019	P7	1300	7.7	37	33.657	0.394	0.931
		1300		37	33.657	0.276	0.931
	P6	1100		52	36.620	0.157	0.245
		1100		52	36.620	0.157	0.245
	P5	900		44	34.491	0.236	0.025
		900		59	36.250	0.157	0.123
	P4	700		74	39.398	0.197	1.275
		700		74	36.713	0.236	1.225
	P3	500		74	40.880	0.197	0.294
		500		74	40.880	0.236	0.294
	P2	300		89	37.731	0.394	0.319
		300		89	40.648	0.354	0.368

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/L	NO ₃ , mg-N/L	NO ₂ , mg-N/L
	P1	100		162	39.630	0.984	0.000
		100		162	39.491	0.945	0.000
	P0	0	7.9	369	40.972	0.591	0.662
		0		354	40.972	0.630	0.760
29/3/2019	P7	1300	7.5	15	33.889	0.472	0.637
		1300		15	34.213	0.315	0.564
	P6	1100		15	34.398	0.276	0.711
		1100		15	35.880	0.394	0.711
	P5	900		15	38.565	0.472	0.368
		900		15	35.324	0.433	0.368
	P4	700		46	37.546	0.118	0.368
		700		30	36.157	0.118	0.368
	P3	500		46	36.713	0.157	0.392
		500		30	37.407	0.157	0.392
	P2	300		53	37.083	0.197	0.711
		300		46	36.343	0.197	0.956
	P1	100		69	38.333	0.197	0.098
		100		76	38.287	0.236	0.123
	P0	0	8.1	320	41.204	0.551	0.417
		0		312	40.926	0.551	0.417
1/4/2019	P7	1300	7.7	41	34.491	0.394	0.245
		1300		41	36.296	0.276	0.245
	P6	1100		57	36.389	0.157	0.466
		1100		57	34.444	0.157	0.466
	P5	900		49	33.935	0.236	0.123
		900		57	32.824	0.157	0.123
	P4	700		98	36.991	0.197	0.000
		700		89	39.769	0.236	0.000
	P3	500		89	37.917	0.197	0.025
		500		81	36.620	0.236	0.147
	P2	300		114	38.056	0.394	1.618
		300		114	38.056	0.354	1.348

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระดับความสูง, มม.	pH	COD, mg/L	NH ₃ , mg-N/l	NO ₃ , mg-N/l	NO ₂ , mg-N/l
	P1	100		163	39.352	0.984	0.000
		100		163	39.167	0.945	0.000
	P0	0	7.9	439	45.185	0.591	0.123
		0		439	45.185	0.630	0.123



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

บรรณานุกรม

- Abou-Elela, S. I., Fawzy, M. E. และ El-Gendy, A. S. (2015). Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 84, 53-57.
- Akpor, O., Momba, M. และ Okonkwo, J. (2008). The effects of pH and temperature on phosphate and nitrate uptake by wastewater protozoa. *African Journal of Biotechnology*, 7(13).
- Albuquerque, A., Makinia, J. และ Pagilla, K. (2012). Impact of aeration conditions on the removal of low concentrations of nitrogen in a tertiary partially aerated biological filter. *Ecological Engineering*, 44, 44-52.
- Bitton, G. (1994). *Wastewater Microbiology*. New York: Wiley-Liss.
- Borghei, S. M., Sharbatmaleki, M., Pourrezaie, P. และ Borghei, G. (2008). Kinetics of organic removal in fixed-bed aerobic biological reactor. *Bioresource Technology*, 99(5), 1118-1124. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.02.037>
- Boyer, T. (2013). *Physical-Chemical Processes for Nitrogen Removal Remediation of Polluted Waters*: Elsevier Inc.
- Cobos-Becerra, Y. L. และ González-Martínez, S. (2014). Residence time distribution determination in a submerged filter with and without aeration using a tracer. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 89(2), 276-281.
- Dean, R. B. และ Lund, E. (1981). *Water reuse: problems and solutions*. Academic Press, London England. 1981. 264.
- Di Trapani, D., Christensso, M. และ Ødegaard, H. (2011). Hybrid activated sludge/biofilm process for the treatment of municipal wastewater in a cold climate region: a case study. *Water Science and Technology*, 63(6), 1121-1129.
- Di Trapani, D., Christensson, M., Torregrossa, M., Viviani, G. และ Ødegaard, H. (2013). Performance of a hybrid activated sludge/biofilm process for wastewater treatment in a cold climate region: Influence of operating conditions. *Biochemical Engineering Journal*, 77, 214-219. doi:<https://doi.org/10.1016/j.bej.2013.06.013>

- EPA, U. S. (2000). Wastewater Technology Fact Sheet Ammonia Stripping. *EPA 832-F-00-019*.
- Farabegoli, G., Carucci, A., Gandolfo, G., Rolle, E. และ Viotti, P. (2004). Experimental study on carbon removal in biological aerated filters. *Water Science and Technology*, 48(11-12), 235-242.
- Farabegoli, G., Chiavola, A. และ Rolle, E. (2009). The biological aerated filter (BAF) as alternative treatment for domestic sewage. Optimization of plant performance. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1-3), 1126-1132.
- Grady Jr, C. L., Daigger, G. T., Love, N. G. และ Filipe, C. D. (2011). *Biological wastewater treatment*: CRC press.
- Ha, J.-H., Ong, S. K. และ Surampalli, R. (2010). Impact of media type and various operating parameters on nitrification in polishing biological aerated filters. *Environmental Engineering Research*, 15(2), 79-84.
- Ha, J. และ Ong, S. (2007). Nitrification and denitrification in partially aerated biological aerated filter (BAF) with dual size sand media. *Water Science and Technology*, 55(1-2), 9-17.
- Han, D.-W., Yun, H.-J. และ Kim, D.-J. (2001). Autotrophic nitrification and denitrification characteristics of an upflow biological aerated filter. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 76(11), 1112-1116. doi:10.1002/jctb.499
- Han, M., Zhao, Z.-w., Gao, W. และ Cui, F.-y. (2013). Study on the factors affecting simultaneous removal of ammonia and manganese by pilot-scale biological aerated filter (BAF) for drinking water pre-treatment. *Bioresource Technology*, 145, 17-24. doi:<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.02.101>
- Han, S., Yue, Q., Yue, M., Gao, B., Zhao, Y. และ Cheng, W. (2009). Effect of sludge-fly ash ceramic particles (SFCP) on synthetic wastewater treatment in an A/O combined biological aerated filter. *Bioresource Technology*, 100(3), 1149-1155.
- Hansen, R., Thøgersen, T. และ Rogalla, F. (2007). Comparing cost and process performance of activated sludge (AS) and biological aerated filters (BAF) over ten years of full scale operation. *Water Science and Technology*, 55(8-9), 99-106.
- Harremoës, P. (1982). Criteria for nitrification in fixed film reactors. *Water Science and Technology*, 14(1-2), 167-187.

- Hasan, H. A., Abdullah, S. R. S., Kamarudin, S. K. และ Kofli, N. T. (2009). A review on the design criteria of biological aerated filter for COD, ammonia and manganese removal in drinking water treatment. *J. Inst. Eng. Malay.*, 70(4), 25-33.
- Hodkinson, B., Williams, J. และ Butler, J. (1999). Development of biological aerated filters: a review. *Water and Environment Journal*, 13(4), 250-254.
- Hoover, S. R. และ Porges, N. (1952). Assimilation of dairy wastes by activated sludge: II. The equation of synthesis and rate of oxygen utilization. *Sewage and Industrial Wastes*, 306-312.
- Hosseiny, S. และ Borghei, S. (2002). Modelling of organic removal in a moving bed biofilm reactor (MBBR). *Scientia Iranica*, 9(1), 53-58.
- Huang, T.-L., MacInnes, J. M. และ Cliffe, K. R. (2001). Nitrogen Removal from Wastewater by a Catalytic Oxidation Method. *Water Research*, 35(9), 2113-2120.
- Idelovitch, E. และ Michail, M. (1981). Nitrogen Removal by Free Ammonia Stripping from High pH Ponds. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 53(9), 1391-1401.
- Iida, Y. และ Teranishi, A. (1984). Nitrogen removal from municipal wastewater by a single submerged filter. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 251-258.
- Jianlong, W. และ Ning, Y. (2004). Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. *Process Biochemistry*, 39(10), 1223-1229.
- Joo, S.-H., Kim, D.-J., Yoo, I.-K., Park, K. และ Cha, G.-C. (2000). Partial nitrification in an upflow biological aerated filter by O₂ limitation. *Biotechnology Letters*, 22(11), 937-940.
- Kanse Nitin, G. และ Dawande, S. (2012). RTD Studies in Plug Flow Reactor and its Simulation with Comparing Non Ideal Reactors. *Research Journal of Recent Sciences ISSN*, 2277, 2502.
- Kim, H. S., Choung, Y.-K., Ahn, S. และ Oh, H. S. (2008). Enhancing nitrogen removal of piggery wastewater by membrane bioreactor combined with nitrification reactor. *Desalination*, 223(1-3), 194-204.
- Koon, J. H. และ Kaufman, W. J. (1975). *Ammonia removal from municipal wastewaters by ion-exchange* (Vol. 47).
- Le, P. T. T. และ Boyd, C. (2012). Comparison of phenate and salicylate methods for determination of total ammonia nitrogen in freshwater and saline water. *Journal*

of the world aquaculture society, 43(6), 885-889.

- Leick, S. A., Oliveira, J. G. B. D., Tavares, K. A., Lopes, D. D. และ Barana, A. C. (2017). EFFECT OF AERATION AND RECIRCULATION IN THE REMOVAL OF NITROGEN AND CHEMICAL OXYGEN DEMAND FROM SANITARY SEWAGE IN A STRUCTURED BED REACTOR. *Engenharia Agrícola*, 37(6), 1236-1243.
- Levenspiel, O. (1999). *Chemical Reaction Engineering* (3rd ed.). New York: John Wiley & Sons.
- Li, J., Tao, T., Chen, H., Zhou, X. p., Lu, J., Li, X. B., . . . Zhang, Y. (2008, 16-18 May 2008). *Tracer Study on a Modified SBR Process*. Paper presented at the 2008 2nd International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering.
- Lim, S., Kim, S., Yeon, K.-M., Sang, B.-I., Chun, J. และ Lee, C.-H. (2012). Correlation between microbial community structure and biofouling in a laboratory scale membrane bioreactor with synthetic wastewater. *Desalination*, 287, 209-215.
- Ling, J. และ Chen, S. (2005). Impact of organic carbon on nitrification performance of different biofilters. *Aquacultural Engineering*, 33(2), 150-162.
doi:<https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2004.12.002>
- Liu, Y.-X., Yang, T. O., Yuan, D.-X. และ Wu, X.-Y. (2010). Study of municipal wastewater treatment with oyster shell as biological aerated filter medium. *Desalination*, 254(1), 149-153. doi:<https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.12.003>
- Liu, Y. และ Capdeville, B. (1994). Kinetic behaviors of nitrifying biofilm growth in wastewater nitrification process. *Environmental technology*, 15(11), 1001-1013.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M. และ Parker, J. (2017). *Brock biology of microorganisms* (Vol. 13): Pearson.
- Metcalfe, E. และ Eddy, M. (2014). *Wastewater engineering* (Vol. 1). USA: McGraw-Hill.
- Moore, R., Quarmby, J. และ Stephenson, T. (2001). The effects of media size on the performance of biological aerated filters. *Water Research*, 35(10), 2514-2522.
- Pramanik, B., Suja, F., Shahrom, Z. และ Ahmed, E. (2011). Nitrogen-removal efficiency in an upflow partially packed biological aerated filter (BAF) without backwashing process. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 1.
- Pramanik, B. K., Fatimah, S., Shahrom, Z. และ Ahmed, E. (2012). Biological aerated filters (BAFs) for carbon and nitrogen removal: a review. *Journal of engineering science*

and technology, 7(4), 428-446.

Randall, C. W., Barnard, J. L. และ Stensel, H. D. (1998). *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal* (Vol. 5): CRC Press.

Ryu, H.-D., Kim, D., Lim, H.-E. และ Lee, S.-I. (2008). Nitrogen removal from low carbon-to-nitrogen wastewater in four-stage biological aerated filter system. *Process Biochemistry*, 43(7), 729-735. doi:<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2008.02.018>

Stephenson, T., Pollard, S. J. และ Cartmell, E. (2003). *Feasibility of biological aerated filters (BAF) for leachate treatment*. Paper presented at the 9th international waste management and landfill symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Su, D., Wang, J., Liu, K. และ Zhou, D. (2007). Kinetic Performance of Oil-field Produced Water Treatment by Biological Aerated Filter1 1Supported by the National Natural Science Foundation of China (No.59978020). *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 15(4), 591-594. doi:[https://doi.org/10.1016/S1004-9541\(07\)60129-3](https://doi.org/10.1016/S1004-9541(07)60129-3)

Tao, C., Peng, T., Feng, C., Chen, N., Hu, Q. และ Hao, C. (2016). The feasibility of an up-flow partially aerated biological filter (U-PABF) for nitrogen and COD removal from domestic wastewater. *Bioresource Technology*, 218, 307-317.

Tong, K., Zhang, Y., Liu, G., Ye, Z. และ Chu, P. K. (2013). Treatment of heavy oil wastewater by a conventional activated sludge process coupled with an immobilized biological filter. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 84, 65-71.

Trulear, M. G. และ Characklis, W. G. (1982). Dynamics of biofilm processes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1288-1301.

Wang, X., Han, J., Chen, Z., Jian, L., Gu, X. และ Lin, C.-J. (2012). Combined processes of two-stage Fenton-biological anaerobic filter–biological aerated filter for advanced treatment of landfill leachate. *Waste Management*, 32(12), 2401-2405.

Wu, S., Qi, Y., Yue, Q., Gao, B., Gao, Y., Fan, C. และ He, S. (2015). Preparation of ceramic filler from reusing sewage sludge and application in biological aerated filter for soy protein secondary wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 283, 608-616. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.10.013>

Zhao, X., Wang, Y., Ye, Z., Borthwick, A. G. และ Ni, J. (2006). Oil field wastewater treatment in biological aerated filter by immobilized microorganisms. *Process*

Biochemistry, 41(7), 1475-1483.

Zhu, S. และ Chen, S. (2002). The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacultural Engineering*, 26(4), 221-237.

กรมควบคุมมลพิษ. (2545). น้ำเสียชุมชนและระบบบำบัดน้ำเสีย. กรุงเทพมหานคร: โรงพิมพ์คุรุสภาลาดพร้าว.

ชวลิต รัตนธรรมสกุล. (2560). วิศวกรรมการบำบัดน้ำเสียขั้นสูงเพื่อการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ (*Advanced Wastewater Treatment Engineering For Water Recycling and Reuse*).

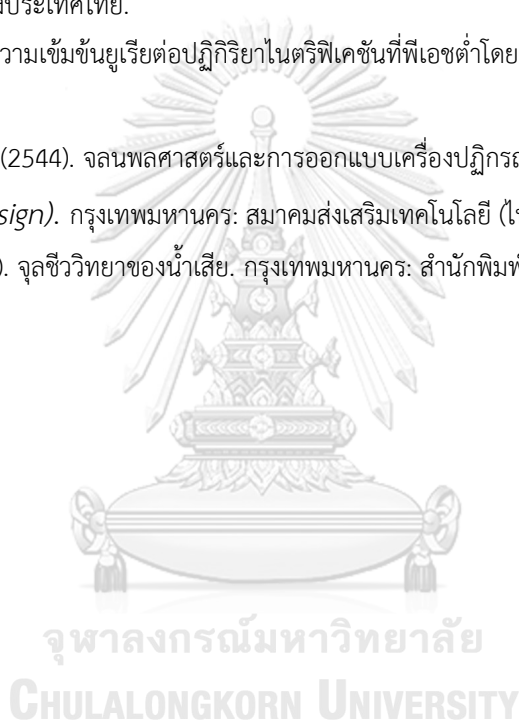
กรุงเทพมหานคร: โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ธงชัย พรรณสวัสดิ์. (2544). การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. กรุงเทพมหานคร: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.

รวินดา จุ้ยสกุล. ผลของความเข้มข้นยูเรียต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่พีเอชต่ำโดยระบบโปรยกรอง. จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

วิโรจน์ บุญอำนาจวิทยา. (2544). จลนพลศาสตร์และการออกแบบเครื่องปฏิกรณ์เคมี (*Chemical Kinetics and Reactor Design*). กรุงเทพมหานคร: สมาคมส่งเสริมเทคโนโลยี (ไทย-ญี่ปุ่น).

สุภัณฑิต นิมรัตน์. (2548). จุลชีววิทยาของน้ำเสีย. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.



ประวัติผู้เขียน

ชื่อ-สกุล	ณัฐธินิชา เตี้ยะเพชร
วัน เดือน ปี เกิด	18 ธันวาคม 2537
สถานที่เกิด	ร้อยเอ็ด
วุฒิการศึกษา	สำเร็จการศึกษาปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ในปีการศึกษา 2560
ที่อยู่ปัจจุบัน	102 ซอยพงษ์เวชอนุสรณ์ 2 สุขุมวิท 64 แขวงบางจาก เขตพระโขนง กรุงเทพมหานคร 10260



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY