

ผลของความเข้มข้นน้ำเข้าและอัตราการเวียนน้ำในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนด้วยถังกรองชีวภาพ
แบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น



วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
ปีการศึกษา 2562
ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Effects of Concentrations Influent and Recirculation Rates in COD and Nitrogen
removalby 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 2019

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์	ผลของความเข้มข้นน้ำเข้าและอัตราการเวียนน้ำในการ บำบัดซีโอไซด์และไนโตรเจนด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติม อากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น
โดย	นายยุทธกิจ ชูสุทธิ
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้หัวข้อวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่ง
ของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

..... คณะบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์
(ศาสตราจารย์ ดร.สุพจน์ เตชวรสินสกุล)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.ตะวัน ลิ้มปียากร)

..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน)

..... กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยพร ภู่อประเสริฐ)

..... กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.สาโรช บุญยกิจสมบัติ)

ยุทธกิจ ชูสุทธิ : ผลของความเข้มข้นน้ำเข้าและอัตราการเวียนน้ำในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น. (Effects of Concentrations Influent and Recirculation Rates in COD and Nitrogen removalby Upflow Partially Aerated Biofilm Reactor) อ.ที่ปรึกษาหลัก : ผศ. ดร. ศรัณย์ เตชะเสน

งานวิจัยนี้ศึกษาผลของอัตราการเวียนน้ำต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น โดยใช้ถังปฏิกริยาทรงกระบอกปริมาตร 10 ลิตร ใส่ตัวกลางพลาสติกพื้นที่ผิวจำเพาะ 859 ตร.ม.ต่อลบ.ม.เติมปริมาตรถัง ด้านบน 60% ของถังเป็นส่วนเติมอากาศและด้านล่าง 40% ของถังเป็นส่วนไม่เติมอากาศ ใช้น้ำเสียสังเคราะห์มีค่าซีโอดีและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนเริ่มต้น 500 มก./ล. และ 50 มก.ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมง คิดเป็นภาระบรรทุกซีโอดี 1.58 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ทดลองเปลี่ยนค่าอัตราการเวียนน้ำกลับต่อน้ำเสียเข้าระบบ (MLR) อยู่ที่ 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 ผลการทดลองพบว่าการบำบัดซีโอดีในทุกอัตราการเวียนน้ำมีประสิทธิภาพไม่แตกต่างกันอยู่ที่ $95.0 \pm 0.7\%$ มีซีโอดีออกไปกับน้ำทิ้ง 26 ± 4 มิลลิกรัมต่อลิตร ความแตกต่างอยู่ที่การกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด ที่ MLR 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 34.8% 47.1% 62.0% และ 76.2% มีความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 31.4 ± 0.4 25.6 ± 0.3 18.3 ± 0.5 และ 10.6 ± 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ในการทดลองหาค่าจลนพลศาสตร์โดยเปลี่ยนความเข้มข้นของน้ำเสียเข้า ใช้ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมง MLR 2:1 โดยความเข้มข้นซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าเป็น 100:10 200:20 500:50 1000:100 และ 1500:150 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าปฏิกริยาที่เกิดขึ้นเป็นอันดับที่ 1 ทั้งหมด โดยช่วงที่ไม่มีเติมอากาศ (แอนอกซิก) มีค่าคงที่ของปฏิกริยา (k_1) สำหรับการบำบัดซีโอดีอยู่ที่ $0.842 \text{ ชั่วโมง}^{-1}$ และค่า k_1 สำหรับการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจนอยู่ที่ $2.07 \text{ ชั่วโมง}^{-1}$ ขณะเดียวกันช่วงที่มีการเติมอากาศ (ออกซิก) มีค่า k_1 สำหรับการบำบัดซีโอดีอยู่ที่ $2.41 \text{ ชั่วโมง}^{-1}$ และค่า k_1 การเกิดไนเตรต-ไนโตรเจนอยู่ที่ $0.194 \text{ ชั่วโมง}^{-1}$ ดังนั้นสามารถสรุปได้ว่าถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นสามารถบำบัดซีโอดีให้มีความเข้มข้นต่ำกว่าค่ามาตรฐานน้ำทิ้งและยังสามารถกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำทิ้งได้ดี โดยไม่ต้องมีการเวียนตะกอนและควบคุมอายุตะกอน

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา 2562

ลายมือชื่อ นิสิต
ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาหลัก

6170249221 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORD: Nitrogen removal, Nitrification, Denitrification, up-flow partially aerated biofilm reactor

Yuttakit Chusooth : Effects of Concentrations Influent and Recirculation Rates in COD and Nitrogen removalby Upflow Partially Aerated Biofilm Reactor. Advisor: Asst. Prof. SARUN TEJASEN, Ph.D.

This research studied the effect of recirculation rate to nitrogen removal and kinetic of Upflow Partially Aerated Biofilm reactor. The reactor was 10 L of transparent cylinder filled with 859 m^2/m^3 plastic media. 60% upper part was aerated and 40% bottom part was not. Synthesized wastewater was prepared having COD and ammonia-nitrogen of 500 mg/L and 50 mg.N/L, respectively. Hydraulic retention time was 8 hrs HRT, resulted in organic loading rate of 1.58 $\text{kgCOD}/\text{m}^3\text{-d}$. Mixed liquor return ratio (MLR) was varied at 0.5:1, 1:1, 2:1, and 5:1. All ratios were found achieving similar COD removal efficiencies of $95.0\pm 0.7\%$, and COD effluents were 26 ± 4 mg/L. These ratios resulted in different nitrogen removals, MLR of 0.5:1, 1:1, 2:1, and 5:1 resulted in total nitrogen removal of 34.8%, 47.1%, 62.0% and 76.2%, with effluent NO_3^- -N of 31.4 ± 0.4 , 25.6 ± 0.3 , 18.3 ± 0.5 , and 10.6 ± 0.2 as mgN/L, respectively. Kinetic experiments were performed using MLR of 2:1 and HRT 8 hrs by varying COD : Ammonia-N influent concentrations of 100:10, 200:20, 500:50, 1000:100, and 1500:150 mg/L. All reactions were followed kinetic of 1st-order reaction rate. In unaerated (anoxic) zone, the first-order constant (k_1) of COD and NO_3^- removals were 0.842 hr^{-1} and 2.07 hr^{-1} , whereas in aerated (aerobic) zone, k_1 of COD removal and NO_3^- production were 2.41 and 0.194 hr^{-1} . Results showed that an Upflow Partially Aerated Biofilm reactor can achieve the COD effluent standard and nitrogen removal without sludge recirculation and sludge age control.

Field of Study: Environmental Engineering Student's Signature

Academic Year: 2019 Advisor's Signature

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดีต้องขอขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ที่คอยให้คำปรึกษา แนะนำ เสนอแนวคิดและถ่ายทอดวิชาความรู้ที่เป็นประโยชน์ในการทำงานวิจัย ตลอดจนหลักการในการดำเนินงานวิจัย ซึ่งทำให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

ขอกราบขอบพระคุณประธานการสอบวิทยานิพนธ์ รองศาสตราจารย์ ดร.ตะวัน ลิ้มปิยากร และคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยพร ภูประเสริฐ และผู้ช่วยศาสตราจารย์ สาโรช บุญยกิจสมบัติ ที่ได้ให้เกียรติสละเวลาเพื่อการสอบวิทยานิพนธ์ครั้งนี้และให้คำแนะนำอันเป็นประโยชน์ซึ่งช่วยให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้มีความสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณคณาจารย์ บุคลากร และเจ้าหน้าที่ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ทุกท่านที่ช่วยให้คำชี้แนะ ให้ความอนุเคราะห์และอำนวยความสะดวกต่างๆแก่ข้าพเจ้าในระหว่างการทำวิจัยมาโดยตลอด

ขอขอบพระคุณภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่อนุเคราะห์สถานที่และเครื่องมือเพื่อใช้ในการวิจัย

สุดท้ายนี้ขอขอบคุณครอบครัว ที่สนับสนุนส่งเสริมทางการศึกษาให้แก่ข้าพเจ้าทำให้การศึกษาสำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี และขอขอบคุณเพื่อนๆ พี่ๆ น้องๆ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้ความช่วยเหลือข้าพเจ้าในทุกๆด้านตลอดมาจนทำให้งานวิจัยสำเร็จลุล่วงไปได้

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

ยุทธกิจ ชูสุทธิ

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ค
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	ง
กิตติกรรมประกาศ.....	จ
สารบัญ.....	ฉ
สารบัญตาราง.....	ฎ
สารบัญรูปภาพ.....	ฐ
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 น้ำเสีย.....	4
2.1.1 น้ำเสีย.....	4
2.1.2 น้ำเสียชุมชน.....	4
2.1.3 สิ่งที่เป็นพิษในน้ำเสียชุมชน.....	6
2.2 วัฏจักรไนโตรเจน.....	7
2.3 รูปแบบและการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชน.....	8
2.4 ผลกระทบของไนโตรเจนต่อสิ่งแวดล้อม.....	9
2.4.1 ความต้องการออกซิเจนของไนโตรเจน.....	9
2.4.2 ความเป็นพิษของแอมโมเนียม.....	10

2.4.3	โรคเด็กตัวเขียว.....	10
2.4.4	ยูโทรฟิเคชัน.....	10
2.4.5	ปัญหาในประเทศไทย.....	11
2.5	การกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนในน้ำเสียด้วยวิธีทางชีวภาพ.....	11
2.5.1	แอมโมนิฟิเคชัน.....	14
2.5.2	ไนตริฟิเคชัน.....	15
2.5.3	ดีไนตริฟิเคชัน.....	15
2.6	สมการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน.....	16
2.6.1	สมการไนตริฟิเคชัน.....	17
2.6.2	สมการดีไนตริฟิเคชัน.....	19
2.7	จลนพลศาสตร์ของไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน.....	20
2.7.1	จลนพลศาสตร์ของไนตริฟิเคชัน.....	20
2.7.2	จลนพลศาสตร์ของดีไนตริฟิเคชัน.....	20
2.8	สภาวะแวดล้อมที่มีผลต่ออัตราไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน.....	21
2.8.1	สภาวะแวดล้อมที่มีผลต่ออัตราไนตริฟิเคชัน.....	21
2.8.2	สภาวะแวดล้อมที่มีผลต่ออัตราดีไนตริฟิเคชัน.....	24
2.9	เทคโนโลยีที่ใช้ในการบำบัดไนโตรเจนทางชีวภาพ.....	25
2.9.1	กระบวนการเอ็มแอลอี (Modied Ludzak-Ettinger Process).....	26
2.9.2	กระบวนการบาร์เดนโฟแบบสี่ขั้นตอน (Four-Stage Bardenpho).....	26
2.10	ฟิล์มชีวภาพ.....	27
2.10.1	ขั้นตอนการสร้างฟิล์มชีวภาพบนพื้นผิวตัวกลาง.....	27
2.10.2	กิจกรรมของจุลินทรีย์ภายในโครงสร้างฟิล์มชีวภาพบนผิวตัวกลาง.....	29
2.11	เทคโนโลยีระบบบำบัดน้ำเสียด้วยฟิล์มชีวภาพ.....	30
2.11.1	คุณสมบัติของเทคโนโลยีระบบบำบัดน้ำเสียด้วยฟิล์มชีวภาพ.....	30

2.11.2	ประเภทของเทคโนโลยีระบบบำบัดน้ำเสียด้วยฟิล์มชีวภาพ	30
2.12	ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ.....	32
2.12.1	ประวัติความเป็นมาของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ	32
2.12.2	ประเภทของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ.....	33
2.12.3	ตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ	34
2.13	จลนพลศาสตร์ในงานบำบัดน้ำเสีย	35
2.13.1	จลนพลศาสตร์อันดับศูนย์.....	36
2.13.2	จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง.....	36
2.13.3	จลนพลศาสตร์อันดับสอง	37
2.13.4	จลนพลศาสตร์แบบโมนด์.....	38
2.14	งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	39
บทที่ 3	แผนการทดลองและการดำเนินงานวิจัย	45
3.1	แผนการทดลอง	45
3.2	วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย	48
3.2.1	วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์น้ำเสีย	48
3.2.1.1	พีเอช.....	48
3.2.1.2	ออกซิเจนละลาย	48
3.2.1.3	ของแข็งแขวนลอย.....	48
3.2.1.4	ซีโอดี.....	48
3.2.1.5	แอมโมเนียม	49
3.2.1.6	ไนไตรต์	50
3.2.1.7	ไนเตรต.....	50
3.2.2	น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง	51
3.2.3	หัวเชื้อจุลินทรีย์	52

3.2.4	ตัวกลางที่ใช้ในการทดลอง.....	52
3.2.5	ถังปฏิกรณ์.....	52
3.3	การดำเนินงานวิจัย.....	54
3.3.1	การทดลองที่ 1 การศึกษาการหาอัตราการเวียนน้ำกลับที่เหมาะสมของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น.....	54
3.3.1.1	ตัวแปรที่ทำการศึกษา ดังแสดงในตาราง 3.2.....	54
3.3.1.2	ขั้นตอนการทดลอง ดังแสดงในรูป 3.4.....	55
3.3.2	การทดลองที่ 2 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ต่างๆ.....	58
3.3.2.1	ตัวแปรที่ทำการศึกษา ดังแสดงในตาราง 3.3.....	58
3.3.2.2	ขั้นตอนการทดลอง ดังแสดงในรูป 3.5.....	59
3.3.3	การทดลองที่ 3 การหาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น.....	62
3.4	ระยะเวลาในการดำเนินงานวิจัย.....	64
บทที่ 4	ผลการทดลองและวิจารณ์ผล.....	65
4.1	การเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบ.....	66
4.2	การศึกษาหาอัตราการเวียนน้ำกลับที่เหมาะสมของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น.....	69
4.2.1	ซีโอดี.....	69
4.2.2	ไนโตรเจน.....	73
4.2.3	การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นตามระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์.....	84
4.2.4	พีเอช.....	88
4.2.5	ค่าออกซิเจนละลาย.....	90
4.2.6	ค่าของแข็งแขวนลอย.....	93

4.3 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ต่างๆ	95
4.3.1 ซีโอดี	95
4.3.2 ไนโตรเจน	99
4.3.3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นตามระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์	107
4.3.4 ปริมาณไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นด้วยปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน	109
4.3.5 ค่ายิลด์ของจุลินทรีย์	110
4.3.6 พีเอช	111
4.3.7 ค่าออกซิเจนละลาย	113
4.3.8 ค่าของแข็งแขวนลอย	116
4.4 การศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น	118
4.4.1 ค่าจลนพลศาสตร์ช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ (แอนออกซิก)	118
4.4.2 ค่าจลนพลศาสตร์ช่วงที่มีการเติมอากาศ (ออกซิก)	119
บทที่ 5 สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ	123
5.1 สรุปผลการทดลอง	123
5.1.1 ศึกษาผลของอัตราการเวียนน้ำของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น	123
5.1.2 ศึกษาผลของความเข้มข้นซีโอดีและไนโตรเจนต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น	123
5.1.3 ศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น	124
5.2 ข้อเสนอแนะ	125
ภาคผนวก.....	126
ภาคผนวก ก การคำนวณปริมาณไนโตรเจนแก๊สตามทฤษฎี	127
ภาคผนวก ข วิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำ	133

ภาคผนวก ค ผลการทดลอง..... 139

บรรณานุกรม..... 182

ประวัติผู้เขียน..... 183



สารบัญตาราง

ตารางที่ 2.1	ค่าเฉลี่ยของลักษณะน้ำเสียชุมชนในประเทศไทย	5
ตารางที่ 2.2	ค่าเฉลี่ยของลักษณะน้ำเสียจากบ้านเรือนในกรุงเทพมหานคร	5
ตารางที่ 2.3	ลักษณะน้ำเสียบางประเภทในประเทศไทย	6
ตารางที่ 2.4	กระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปต่างๆ.....	12
ตารางที่ 2.5	สารอินทรีย์บางชนิดที่ยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน	23
ตารางที่ 2.6	ปริมาณโลหะหนักที่ยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน	23
ตารางที่ 2.7	ชนิดของตัวกลางที่ใช้ในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ	35
ตารางที่ 3.1	ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์.....	51
ตารางที่ 3.2	ตัวแปรที่ทำการศึกษาในการทดลองที่ 1.....	54
ตารางที่ 3.3	ตัวแปรที่ทำการศึกษาในการทดลองที่ 2.....	58
ตารางที่ 3.4	พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ จุดเก็บตัวอย่างและความถี่ในการตรวจวัด	61
ตารางที่ 3.5	ระยะเวลาและแผนในการดำเนินงานวิจัย.....	64
ตารางที่ 4.1	ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1.....	93
ตารางที่ 4.2	ค่าการระบรทุกซีไอดีในงานวิจัยนี้เปรียบเทียบกับงานวิจัยก่อนหน้า.....	96
ตารางที่ 4.3	ค่าการระบรทุกแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในงานวิจัยนี้เปรียบเทียบกับงานวิจัยก่อนหน้า	100
ตารางที่ 4.4	ปริมาณของแข็งแขวนลอยที่ความเข้มข้นซีไอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า 100:10 200:20 500:50 1000:100 และ 1500:150 มิลลิกรัมต่อลิตร.....	116

สารบัญรูปภาพ

รูปที่ 2.1	วัฏจักรไนโตรเจน	8
รูปที่ 2.2	ขั้นตอนต่างๆในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ	13
รูปที่ 2.3	กระบวนการเอ็มแอลอี.....	26
รูปที่ 2.4	กระบวนการบาร์เดนโฟแบบสี่ขั้นตอน	27
รูปที่ 2.5	ขั้นตอนการสร้างฟิล์มชีวภาพบนพื้นผิวตัวกลาง.....	29
รูปที่ 2.6	กิจกรรมของจุลินทรีย์ภายในโครงสร้างฟิล์มชีวภาพบนผิวตัวกลาง.....	29
รูปที่ 2.7	ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นและชนิดไหลลง.....	33
รูปที่ 2.8	กราฟของจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์.....	36
รูปที่ 2.9	กราฟของจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง.....	37
รูปที่ 2.10	กราฟของจลนพลศาสตร์อันดับสอง	38
รูปที่ 2.11	กราฟจลนพลศาสตร์แบบโมนอด	39
รูปที่ 3.1	แผนการทดลอง	47
รูปที่ 3.2	ตัวกลางพลาสติก (HDPE) รุ่น 2H-BCN – 012 KLL ของบริษัท ENEXIO.....	52
รูปที่ 3.3	ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นที่ใช้ในการทดลอง	53
รูปที่ 3.4	การศึกษาการหาอัตราการเวียนน้ำกลับที่เหมาะสมต่อระบบถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ แยกชั้นชนิดไหลขึ้น	57
รูปที่ 3.5	การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ความเข้มข้นของน้ำเสีย สังเคราะห์ต่าง	60
รูปที่ 3.6	รูปแบบจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์.....	63
รูปที่ 3.7	รูปแบบจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง	63
รูปที่ 3.8	รูปแบบจลนพลศาสตร์ตามสมการโมนอด	63
รูปที่ 4.1	กราฟแสดงความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในช่วงการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์.....	67
รูปที่ 4.2	กราฟแสดงอัตราการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่ความเข้มข้น 50-200 มิลลิกรัมต่อลิตร	68

รูปที่ 4.3	กราฟแสดงความเข้มข้นของซีโอดีตลอดการทดลองที่ 1.....	72
รูปที่ 4.4	กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของซีโอดีน้ำทิ้งและประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี.....	73
รูปที่ 4.5	กราฟแสดงความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 1.....	80
รูปที่ 4.6	กราฟแสดงความเข้มข้นของไนไตรต์-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 1.....	81
รูปที่ 4.7	กราฟแสดงความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 1.....	82
รูปที่ 4.8	กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของไนเตรตในน้ำทิ้งและประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมด.....	84
รูปที่ 4.9	กราฟแสดงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นต่างๆที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์.....	87
รูปที่ 4.10	กราฟแสดงค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ 1.....	89
รูปที่ 4.11	กราฟแสดงค่าออกซิเจนละลายในน้ำทิ้งตลอดการทดลองที่ 1.....	91
รูปที่ 4.12	กราฟแสดงการเปลี่ยนแปลงค่าออกซิเจนละลายที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์.....	92
รูปที่ 4.13	กราฟแสดงปริมาณของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองที่ 1.....	94
รูปที่ 4.14	กราฟแสดงความเข้มข้นซีโอดีตลอดการทดลองที่ 2.....	97
รูปที่ 4.15	กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของซีโอดีน้ำทิ้งและประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี.....	98
รูปที่ 4.16	กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีในน้ำทิ้งและค่าซีโอดีในน้ำเสียขาเข้า.....	99
รูปที่ 4.17	กราฟแสดงความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 2.....	103
รูปที่ 4.18	กราฟแสดงความเข้มข้นไนไตรต์-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 2.....	104
รูปที่ 4.19	กราฟแสดงความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 2.....	105
รูปที่ 4.20	กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า.....	106
รูปที่ 4.21	กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า.....	106

รูปที่ 4.22 กราฟแสดงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นต่างๆที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์	108
รูปที่ 4.23 ปริมาณไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นตามทฤษฎีจากการทดลองที่ 2	110
รูปที่ 4.24 ค่ายิลด์ของจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟ	111
รูปที่ 4.25 กราฟแสดงค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ 2	112
รูปที่ 4.26 กราฟแสดงค่าออกซิเจนละลายในน้ำทิ้งตลอดการทดลองที่ 2	114
รูปที่ 4.27 กราฟแสดงการเปลี่ยนแปลงค่าออกซิเจนละลายที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์	115
รูปที่ 4.28 กราฟแสดงปริมาณของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองที่ 2	117
รูปที่ 4.29 กราฟแสดงอัตราการบำบัดซีโอดีช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศต่อความเข้มข้นซีโอดีที่เข้าระบบ	118
รูปที่ 4.30 กราฟแสดงอัตราการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจนต่อความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนที่ถูกเวียนกลับเข้ามาในระบบ	119
รูปที่ 4.31 กราฟแสดงอัตราการบำบัดซีโอดีช่วงที่มีการเติมอากาศต่อความเข้มข้นซีโอดีในน้ำทิ้ง	120
รูปที่ 4.32 กราฟแสดงอัตราการบำบัดซีโอดีจำเพาะช่วงที่มีการเติมอากาศต่อความเข้มข้นซีโอดีในน้ำทิ้ง	120
รูปที่ 4.33 กราฟแสดงอัตราการเกิดไนเตรต-ไนโตรเจนต่อความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง	121
รูปที่ 4.34 กราฟแสดงอัตราการเกิดไนเตรต-ไนโตรเจนจำเพาะต่อความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง	122

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

ในประเทศไทย สาเหตุของการเกิดมลพิษทางน้ำส่วนใหญ่เกิดจากน้ำทิ้งจากชุมชน น้ำเสียชุมชนมีค่าความเข้มข้นของซีโอติอยู่ในช่วง 96-3164 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีค่าความเข้มข้นของทีเคเอ็นอยู่ในช่วง 9.7- 329 มิลลิกรัมต่อลิตร (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554) ระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้กันในปัจจุบันมุ่งเน้นไปที่การบำบัดสารอินทรีย์เป็นหลักซึ่งบำบัดไนโตรเจนได้น้อยมาก ทำให้มีปริมาณไนโตรเจนถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติในปริมาณที่สูง เกิดการใช้ออกซิเจนในแหล่งน้ำเพื่อออกซิไดซ์สารไนโตรเจนให้เป็นไนเตรต ส่งผลให้เกิดเส้นหย่อนออกซิเจนในแหล่งน้ำธรรมชาติได้เร็วและมากขึ้นได้ ดังนั้นการกำจัดไนโตรเจนออกจากรน้ำจึงมีความจำเป็นเป็นอย่างยิ่ง (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545) หรือระบบบำบัดน้ำเสียที่บำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนพร้อมกันนั้นมีขนาดใหญ่ การควบคุมดูแลระบบทำได้ยากและมีราคาแพง ดังนั้นจึงควรมีระบบบำบัดน้ำเสียที่บำบัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนได้พร้อมกันที่มีขนาดเล็กและควบคุมดูแลได้ง่าย

ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพสำหรับการบำบัดไนโตรเจน จะอาศัยกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรตและเปลี่ยนไนเตรตไปเป็นไนโตรเจนแก๊สตามลำดับ ซึ่งกระบวนการดังกล่าวสามารถบำบัดไนโตรเจนในน้ำโดยเปลี่ยนไนโตรเจนในน้ำให้อยู่ในรูปของแก๊ส การจัดเรียงกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันสามารถทำได้หลากหลายรูปแบบ โดยปรับเปลี่ยนรูปแบบการไหลและถังปฏิกรณ์เพื่อให้สามารถนำไปใช้งานได้หลากหลาย สะดวกและเพิ่มประสิทธิภาพของระบบให้มีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น เช่น ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลลง (A tertiary partially aerated biological filter) โดยส่วนบนของถังให้เป็นส่วนออกซิกและส่วนล่างของถังเป็นแบบแอนออกซิก และถังกรองชีวภาพแบบแผ่นพับโดยไม่มีการเติมอากาศชนิดไหลลง (biological folded non-aerated filter) แต่ข้อจำกัดของการที่น้ำเสียไหลจากบนลงล่างคือสามารถทำให้เกิดการปั่นป่วนของน้ำ ออกซิเจนสามารถแพร่เข้าไปในส่วนที่เป็นแอนออกซิกได้มากขึ้น ข้อจำกัดนี้จึงมีงานวิจัยบางส่วนได้ปรับเปลี่ยนรูปแบบการไหลของน้ำเสียจากที่ไหลจากบนลงล่างเป็นการไหลแบบล่างขึ้นบน (Up-flow) เช่น ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น (Up-flow partially aerated biological filter) ซึ่งพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนมี

ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนที่ดีกว่าถังกรองชีวภาพชนิดไหลลง นอกจากนี้ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นพบว่าระบบมีขนาดเล็กลงเมื่อเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้กันในปัจจุบัน การควบคุมดูแลระบบทำได้ง่ายเนื่องจากไม่ต้องมีการควบคุมอายุตะกอนและการเวียนตะกอนซึ่งเหมาะกับการนำไปใช้กับการบำบัดน้ำเสียจากอาคารที่มีพื้นที่จำกัด เช่น อาคารชุดพักอาศัย อาคารสำนักงาน คอนโดมิเนียม เป็นต้น

จากสิ่งที่กล่าวมาข้างต้นนี้ ทำให้ผู้วิจัยมีความสนใจในการทำงานของระบบถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น มุ่งเน้นไปที่การศึกษาผลของความเข้มข้นและอัตราการเวียนน้ำในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจน โดยงานวิจัยนี้ทำการทดลองด้วยการเปลี่ยนอัตราการเวียนน้ำและความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ เพื่อหาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนเพื่อสามารถนำไปหาค่าจลนพลศาสตร์เพื่อใช้ในการออกแบบระบบนี้ต่อไป

1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

- 1.2.1 ศึกษาผลของอัตราการเวียนน้ำของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น
- 1.2.2 ศึกษาผลของความเข้มข้นซีโอดีและไนโตรเจนต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น
- 1.2.3 ศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

1.3 ขอบเขตของงานวิจัย

- 1.3.1 งานวิจัยนี้เป็นการทดลองในห้องปฏิบัติการ โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิห้อง ณ ห้องปฏิบัติการชั้นที่ 1 ของภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
- 1.3.2 ถังปฏิกรณ์มีปริมาตรรวม 10 ลิตร แบ่งถังปฏิกรณ์ออกเป็น 2 ส่วน โดยส่วนด้านบนของถังปฏิกรณ์มีปริมาตร 6 ลิตรเป็นส่วนเติมอากาศ และด้านล่างของถังปฏิกรณ์มีปริมาตร 4 ลิตรเป็นส่วนไม่เติมอากาศ คัดสัดส่วนชั้นเติมอากาศและชั้นไม่เติมอากาศเป็น 3:2
- 1.3.3 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ ปรับให้มีสัดส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนเป็น 10:1 โดยใช้น้ำตาลกลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนและแอมโมเนียมคลอไรด์เป็นแหล่งไนโตรเจน

1.3.4 ตัวกลางที่ใส่ลงในถังปฏิกรณ์เป็นตัวกลางพลาสติก (HDPE) ขนาด 1.5x1.5x1.5 เซนติเมตร ของบริษัท ENEXIO รุ่น 2H-BCN – 012 KLL มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 859 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร และมีความหนาแน่น 150 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตร

1.3.5 ส่วนชั้นเติมอากาศ เติมอากาศด้วยเครื่องเติมอากาศโดยใช้หัวฟูในการกระจายอากาศภายในถังปฏิกรณ์ และให้มีค่าออกซิเจนละลาย (DO) มากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร

1.3.6 เติกระบบด้วยการไหลแบบต่อเนื่อง (Continuous flow) ที่มีอัตราการไหลเข้าของน้ำเสียอยู่ที่ 1.25 ลิตรต่อชั่วโมง

1.3.7 ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (HRT) รวม 8 ชั่วโมง

1.3.8 ทำการทดลองโดยการปรับอัตราการเวียนน้ำต่ออัตราการไหลเข้าของน้ำเสียที่แตกต่างกันอยู่ที่ 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 โดยมีความเข้มข้นเริ่มต้นของซีโอดีและแอมโมเนียมไนโตรเจนเป็น 500 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

1.3.9 ทำการทดลองโดยการเปลี่ยนความเข้มข้นของซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนเป็น 100:10 200:20 500:50 1000:100 และ 1500:150 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยใช้อัตราการเวียนน้ำที่เหมาะสมจากการทดลอง

1.3.10 พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ได้แก่ พีเอช (pH) ออกซิเจนละลาย (DO) ของแข็งแขวนลอย (SS) ซีโอดี (COD) แอมโมเนียม (NH_4^+) ไนไตรต์ (NO_2^-) ไนเตรต (NO_3^-) และไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen)

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 เพื่อให้ทราบถึงความเหมาะสมของอัตราการเวียนน้ำของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

1.4.2 เพื่อให้ทราบถึงประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นที่ความเข้มข้นแตกต่างกัน

1.4.3 เพื่อให้ทราบค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น โดยสามารถนำไปใช้ในการออกแบบระบบนี้ได้ในอนาคต

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 น้ำเสีย

2.1.1 น้ำเสีย

น้ำเสีย หมายถึง น้ำที่มีสิ่งเจือปนต่างๆมากมาย จนกระทั่งกลายเป็นน้ำที่มีลักษณะเป็นที่น่ารังเกียจของคนทั่วไป ซึ่งไม่เหมาะสมสำหรับการนำไปใช้ประโยชน์อีก ถ้าปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติจะทำให้คุณภาพน้ำของแหล่งน้ำธรรมชาติเสื่อมโทรมหรือน้ำเสียได้

2.1.2 น้ำเสียชุมชน

น้ำเสียชุมชน เป็นน้ำเสียที่เกิดจากการทำกิจกรรมต่างๆในชีวิตประจำวันของประชาชนในชุมชน โดยมีแหล่งกำเนิดมาจาก อาคารบ้านเรือน ร้านค้า ตลาดสด ภัตตาคาร ร้านอาหาร สถาบันการศึกษา สถานที่ราชการ โรงแรม โรงพยาบาลและห้างสรรพสินค้า เป็นต้น น้ำเสียชุมชนส่วนใหญ่จะมีปริมาณสารอินทรีย์ปนเปื้อนในปริมาณที่สูง นอกจากนี้ยังพบการปนเปื้อนไปด้วยไนโตรเจนและฟอสฟอรัสอีกด้วย รวมทั้งไขมัน น้ำมันและแบคทีเรียกลุ่มโคลิฟอร์มอีกด้วย (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554)

จากการศึกษาข้อมูลพบว่าน้ำเสียชุมชนในประเทศไทยมีค่าการปนเปื้อนของสารอินทรีย์อยู่ในช่วงที่หลากหลายขึ้นอยู่กับแหล่งกำเนิดน้ำเสียโดยจะมีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 130-2600 มิลลิกรัมต่อลิตร และมีปริมาณทีเคเอ็นอยู่ในช่วง 10-400 มิลลิกรัมต่อลิตร และเมื่อนำมาเปรียบเทียบกับเป็นสัดส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนโตรเจนพบว่าสัดส่วนระหว่างซีโอดีต่อไนโตรเจนของน้ำเสียชุมชนส่วนใหญ่มีค่าเป็น 10:1 โดยเฉลี่ย ซึ่งลักษณะของน้ำเสียชุมชนจากแหล่งกำเนิดต่างๆแสดงดังตารางที่ 2.1 2.2 และ 2.3

ตารางที่ 2.1 ค่าเฉลี่ยของลักษณะน้ำเสียชุมชนในประเทศไทย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

แหล่งกำเนิด	บีโอดี	ซีโอดี	เอสเอส	ทีเคเอ็น	ฟอสฟอรัส
อาคารชุดพักอาศัย					
- น้ำส้วม	110	220	-	40.8	1.3
- น้ำเสียอื่นๆ	151	285	-	21	2.1
โรงแรมชั้นหนึ่ง	190	311	84	23	1.8
หอพัก					
- น้ำส้วม	123	1,290	666	32.9	6.8
- น้ำเสียอื่นๆ	75	135	29	19.2	3.9
โรงพยาบาล	170	282	69	27.6	2.9
ภัตตาคาร	919	1,785	401	55.1	3.2
ตลาด	1,123	2,242	551	53.9	4.0
ศูนย์การค้า	81	224	61	66.8	10.1

หมายเหตุ : หน่วยเป็นมิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ 2.2 ค่าเฉลี่ยของลักษณะน้ำเสียจากบ้านเรือนในกรุงเทพมหานคร (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

แหล่งกำเนิด	บีโอดี	ซีโอดี	เอสเอส	ทีเคเอ็น	ฟอสฟอรัส
น้ำส้วม	695	1,350	480	295	24
น้ำอาบ	170	285	57	13.5	3.3
น้ำซักล้าง	92	250	51	12	17.2
น้ำจากครัว					
- มีตะแกรง	500	925	200	18	12.7
- ไม่มีตะแกรง	1,600	2,550	1,080	100	87.2

หมายเหตุ : หน่วยเป็นมิลลิกรัมต่อลิตร

ตารางที่ 2.3 ลักษณะน้ำเสียบางประเภทในประเทศไทย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

แหล่งกำเนิด	บีโอดี	ซีโอดี	เอสเอส	ทีเคเอ็น	ฟอสฟอรัส
โรงพยาบาล					
- เฉลี่ยจากทั่วประเทศ	116	237	-	42.2	9.2
ชุมชนห้วยขวาง					
- ค่าเฉลี่ย	117	513	82.5	26.0	-
โรงแรมในภูเก็ต	138	277	46.8	25.3	3.1
บ้านเรือนเดี่ยวในภูเก็ต					
- น้ำส้วม	1,000	2,688	1,720	400	23
- น้ำเสียอื่นๆ	121	297	59	31	9

หมายเหตุ : หน่วยเป็นมิลลิกรัมต่อลิตร

2.1.3 สิ่งที่ปนเปื้อนในน้ำเสียชุมชน

สิ่งที่ปนเปื้อนในน้ำเสียชุมชนที่ก่อให้เกิดมลพิษซึ่งพบมาก ได้แก่

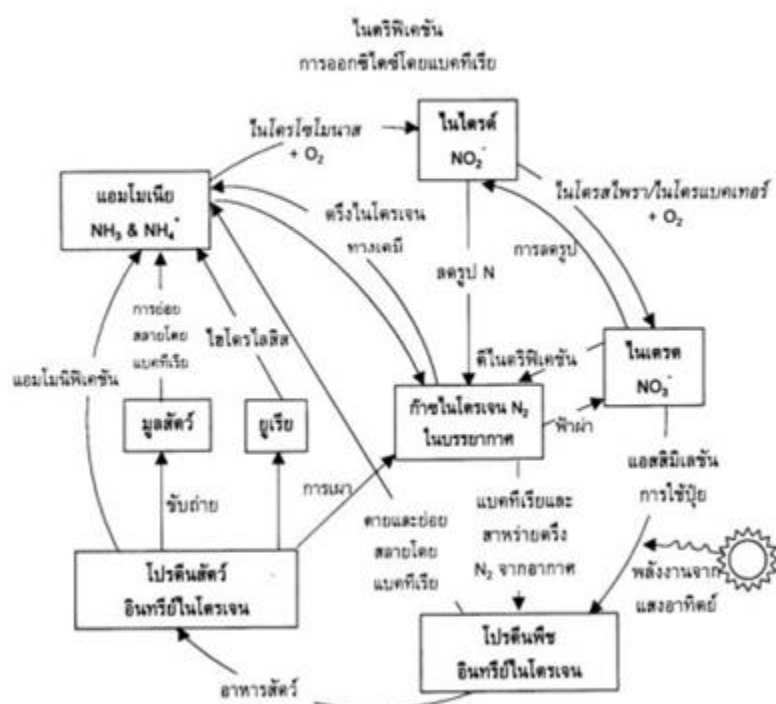
- 1) สารอินทรีย์ ประกอบไปด้วย คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน เช่น เศษข้าว เศษผักผลไม้ เศษอาหารเหลือทิ้ง เป็นต้น เป็นสารที่สามารถย่อยสลายได้โดยจุลินทรีย์ ส่งผลให้ค่าออกซิเจนละลายของแหล่งรองรับน้ำเสียดลดลงจนเกิดสภาพเน่าเสียได้ โดยส่วนใหญ่นิยมวัดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำด้วยค่าซีโอดี ซึ่งเมื่อค่าซีโอดีสูง แสดงว่าในแหล่งน้ำนั้นมีการปนเปื้อนสารอินทรีย์อยู่มาก
- 2) สารอนินทรีย์ ได้แก่ กรด-ด่าง เกลือ หรือโลหะหนัก ที่อาจไม่ทำให้น้ำเกิดสภาพเน่าเสียแต่เกิดการปนเปื้อนในแหล่งน้ำ ส่งผลให้เป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตหรืออาจเป็นอุปสรรคในการบำบัดน้ำเสียได้
- 3) น้ำมันและไขมัน ประกอบไปด้วย น้ำมันจากพืชและสัตว์ และไขมันสัตว์ ซึ่งมักพบมากในน้ำทิ้งจากตลาด ภัตตาคาร ร้านอาหารและครัวเรือน ทำให้เป็นอุปสรรคของการสังเคราะห์แสงของพืชน้ำและการกระจายตัวของออกซิเจนลงสู่แหล่งน้ำ ส่งผลให้การบำบัดน้ำตามธรรมชาติไม่เกิดขึ้นหรือเกิดขึ้นได้น้อยลง
- 4) ธาตุอาหาร ได้แก่ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส พบได้มากในน้ำเสียชุมชน มาจากสิ่งอุปโภคบริโภคของมนุษย์ เป็นธาตุอาหารที่สำคัญโดยเฉพาะไนโตรเจนซึ่งสามารถพบในอัตราส่วนที่สูงกว่าในน้ำเสียชุมชน โดยธาตุอาหารเหล่านี้ส่งผลให้เกิดปรากฏการณ์พีชน้ำและสาหร่ายเจริญเติบโต

อย่างรวดเร็ว ทำให้ในเวลากลางคืนแหล่งน้ำจะขาดออกซิเจน เกิดผลกระทบต่อสัตว์น้ำทำให้ขาดออกซิเจนและตายลงในที่สุด นอกจากนี้ยังพบอีกว่าถ้าไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์หรือแอมโมเนียมถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำในปริมาณที่มาก จะเกิดความต้องการออกซิเจนเพื่อมาออกซิไดส์สารไนโตรเจนนี้ให้เป็นไนเตรตหรือเรียกว่าความต้องการออกซิเจนโดยไนโตรเจน โดยความต้องการออกซิเจนนี้มากพอๆกันหรือมากกว่าค่าความต้องการออกซิเจนจากสารอินทรีย์เสียอีก (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

5) ของแข็ง ประกอบไปด้วยของแข็งแขวนลอย ของแข็งละลาย และตะกอนหนัก ซึ่งเมื่อเกิดการจมตัวที่แหล่งรองรับน้ำเสีย หากเป็นสารอินทรีย์จะทำให้เกิดสภาพไร้ออกซิเจนที่ท้องน้ำ ส่งผลให้เกิดการเน่าเสียของแหล่งรองรับน้ำเสียได้ หรือหากเป็นสารอนินทรีย์ก็จะทำให้เกิดการอุดตันของท่อทำให้น้ำเสียไม่ไหลไปตามทางที่กำหนดไว้ได้

2.2 วัฏจักรไนโตรเจน

ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบสำคัญของเซลล์สิ่งมีชีวิตทั้งจุลินทรีย์ พืชและสัตว์ จึงมีความสำคัญเป็นอย่างยิ่งต่อวงจรของสิ่งมีชีวิตทุกรูปแบบ แม้ว่าในบรรยากาศจะมีปริมาณไนโตรเจนอยู่ถึงร้อยละ 79 แต่ไนโตรเจนก็กลับเป็นธาตุที่มีอยู่จำกัดในดินและสิ่งแวดล้อม เนื่องจากไนโตรเจนเองเป็นธาตุที่คงตัวมากและเปลี่ยนรูปได้ยาก ส่งผลให้จุลินทรีย์มีบทบาทสำคัญเป็นอย่างสูงในการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนให้กลายเป็นแอมโมเนียมด้วยกระบวนการที่เรียกว่าแอมโมนิฟิเคชัน ต่อมาเปลี่ยนแอมโมเนียมเป็นไนไตรต์และไนเตรตภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจนด้วยกระบวนการที่เรียกว่าไนตริฟิเคชัน ซึ่งพืชและสาหร่ายจะนำไปใช้ได้ง่าย และเปลี่ยนไนเตรตไปเป็นไนโตรเจนแก๊สภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนหรือไร้อากาศด้วยกระบวนการที่เรียกว่าดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งกระบวนการที่ได้กล่าวมาทั้งหมดจะเกิดวนกันไปเป็นวัฏจักร ส่งผลให้พบไนโตรเจนได้ทั้งในสถานะของแข็ง ของเหลว และแก๊ส ซึ่งจะแสดงรายละเอียดการเกิดวัฏจักรไนโตรเจนในรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 วัฏจักรไนโตรเจน (ที่มา : ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.3 รูปแบบและการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนในน้ำเสียชุมชน

น้ำเสียชุมชนมักพบไนโตรเจนในรูปของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียมเป็นส่วนใหญ่ เรียกรวมๆว่าทีเคเอ็น ไนโตรเจนเหล่านี้ส่วนใหญ่มาจากกระบวนการเมตาบอลิซึมของโปรตีนภายในร่างกายของมนุษย์และมนุษย์ขับถ่ายออกมาในรูปของของเสีย เมื่อของเสียเหล่านี้ถูกปล่อยระบายออกมาปนกับน้ำเสีย ไนโตรเจนจะอยู่ในรูปสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียมคิดเป็นสัดส่วนร้อยละ 60 และ 40 ตามลำดับ ส่วนไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์ หรือไนไตรต์, ไนเตรต จะพบในปริมาณที่น้อยมาก คิดเป็นสัดส่วนมีเพียงร้อยละ 1 (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

สารอินทรีย์ไนโตรเจนจะต้องผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน เพื่อเปลี่ยนรูปจากสารอินทรีย์ไนโตรเจนไปเป็นเกลือแอมโมเนียม ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) ในรูปแบบต่างๆ เช่น แอมโมเนียมคลอไรด์, แอมโมเนียมซัลเฟต, หรือแอมโมเนียมไฮดรอกไซด์ เป็นต้น หลังจากนั้นจึงจะถูกออกซิไดซ์โดยจุลินทรีย์กลุ่มออกโตทรอปหรือไนตริฟายอิงแบคทีเรียให้กลายเป็นไนไตรต์และไนเตรตภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจน เรียกกระบวนการดังกล่าวว่าไนตริฟิเคชัน โดยออกซิเจนจะทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอนและแอมโมเนียมเป็นตัวให้อิเล็กตรอน แต่กระบวนการดังกล่าวเป็นเพียงการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนเท่านั้นจากไนโตรเจน

ในสภาพรีดิวซ์ไปเป็นไนโตรเจนในสภาพออกซิไดซ์ ไม่ได้เป็นการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสีย เพียงแต่มีไนโตรเจนบางส่วนที่นำไปสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์ซึ่งเป็นปริมาณที่น้อยมาก ๆ เมื่อเทียบกับปริมาณไนโตรเจนที่มีอยู่ในน้ำเสีย ทั้งนี้ไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์หรือไนเตรต, ไนเตรต จะถูกรีดิวซ์อีกครั้งโดยจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟหรือดีไนตริฟายอิงแบคทีเรียให้กลายเป็นไนโตรเจนแก๊สภายใต้สภาวะไม่มีออกซิเจน เรียกระบวนการดังกล่าวว่าดีไนตริฟิเคชัน โดยไนเตรตจะทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอนและสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอน กระบวนการนี้ถือว่าการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียโดยสมบูรณ์เพราะทำให้ไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์หรือไนเตรต, ไนเตรต ถูกเปลี่ยนไปเป็นไนโตรเจนแก๊สและถูกปล่อยออกสู่บรรยากาศ

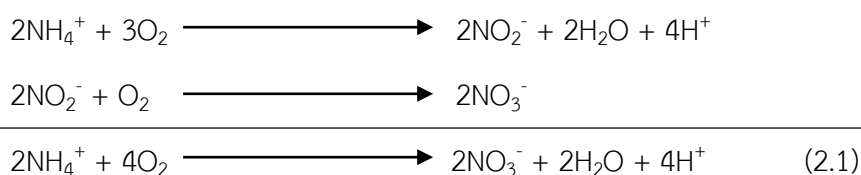
อย่างไรก็ตามสิ่งที่น่ากังวลในการออกซิไดซ์แอมโมเนียมให้กลายเป็นไนเตรตหรือไนเตรตนั้น คือการที่จุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟหรือไนตริฟายอิงแบคทีเรียเจริญเติบโตได้เข้าและเจริญเติบโตสู่จุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟไม่ได้ แม้ว่าในน้ำเสียจะมีค่าออกซิเจนละลายอยู่สูงมากก็ตาม

2.4 ผลกระทบของไนโตรเจนต่อสิ่งแวดล้อม

ความจำเป็นที่ต้องมีการบำบัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียชุมชนมีดังนี้

2.4.1 ความต้องการออกซิเจนของไนโตรเจน

ไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียม หรือเรียกว่าทีเคเอ็น (TKN) เมื่อถูกปล่อยลงสู่แหล่งน้ำ จะเกิดความต้องการออกซิเจนเพื่อไปออกซิไดซ์สารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียมให้กลายเป็นไนเตรตหรือเรียกว่าความต้องการออกซิเจนโดยไนโตรเจน (NOD) ดังแสดงในสมการ 2.1



จากสมการ 2.1 เมื่อคิดเฉพาะไนโตรเจนอย่างเดียวจะพบว่า 1 กรัมไนโตรเจน จะต้องการออกซิเจน 4.57 กรัมออกซิเจน ซึ่งค่าความต้องการออกซิเจนโดยไนโตรเจนนี้มากกว่าหรือมากกว่าค่าความต้องการออกซิเจนจากสารอินทรีย์คาร์บอนเสียอีก และค่าความต้องการออกซิเจนโดยไนโตรเจนนี้สามารถส่งเสริมให้เกิดเส้นหย่อนออกซิเจนในแหล่งรองรับน้ำเสียได้เร็วและมากขึ้น เพราะฉะนั้นการ

บำบัดสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียออกจากน้ำเสียชุมชนจึงมีความจำเป็นอย่างยิ่ง (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.4.2 ความเป็นพิษของแอมโมเนีย

น้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของแอมโมเนียเมื่อถูกปล่อยลงสู่แหล่งรองรับน้ำเสีย และแหล่งรองรับน้ำเสียนั้นมีค่าพีเอชสูงกว่าหรือเท่ากับ 8 จะทำให้แอมโมเนียในน้ำแปรสภาพเป็นแอมโมเนียอิสระ ดังสมการ 2.2 ซึ่งเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำเป็นอย่างมาก จากการรายงานขององค์กรพิทักษ์สิ่งแวดล้อมสหรัฐอเมริกาได้รายงานว่าแอมโมเนียอิสระเพียง 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ก็สามารถเป็นพิษต่อปลาในแหล่งน้ำหลายชนิดได้ (Arthur และคณะ, 1987) อย่างไรก็ตามความเป็นพิษของแอมโมเนียในน้ำขึ้นอยู่กับค่าพีเอชของแหล่งน้ำด้วย กล่าวคือถ้าแหล่งน้ำที่มีการปนเปื้อนของแอมโมเนียและมีค่าพีเอชที่สูงค่อนข้างไปทางเป็นด่างก็จะทำให้แอมโมเนียแปรสภาพไปเป็นแอมโมเนียอิสระได้มาก ยิ่งพีเอชสูงเท่าไรการแปรสภาพของแอมโมเนียก็จะยิ่งตีมากขึ้นและส่งผลให้มีความเป็นพิษสูงขึ้นตามไปด้วย



2.4.3 โรคเด็กตัวเขียว

สารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียเมื่อปล่อยลงสู่แหล่งน้ำจะเกิดการออกซิไดซ์กลายเป็นไนเตรต อย่างไรก็ตามเมื่อมีไนเตรตอยู่ในแหล่งน้ำ ไนเตรตสามารถกระจายตัวไปตามบ่อน้ำบาดาลหรือแหล่งน้ำที่ชาวบ้านนำมาอุปโภคบริโภค เมื่อชาวบ้านนำน้ำที่มีปริมาณไนเตรตสูงเกินไปมาอุปโภคบริโภคจะทำให้เกิดปัญหาทางสาธารณสุขตามมานั้นก็คือโรคเด็กตัวเขียว ซึ่งเกิดจากการที่เด็กอ่อนบริโภคน้ำที่มีไนเตรตสูงเกินไป โดยไนเตรตจะลดรูปเป็นไนไตรต์สะสมในตัวเด็กและเมื่อถูกส่งถ่ายไปกับเลือดจะเกิดการแย่งออกซิเจนจากเลือดทำให้ปริมาณออกซิเจนในเลือดลดลงส่งผลให้เด็กมีอาการตัวเขียวอาจถึงขั้นเสียชีวิตลงได้ จึงเรียกโรคนี้นี้ว่าโรคเด็กตัวเขียว ซึ่งในประเทศไทยกรมอนามัยได้กำหนดค่ามาตรฐานไนไตรต์และไนเตรตในน้ำดื่มไว้ไม่เกิน 3 มิลลิกรัมต่อลิตร และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

2.4.4 ยูโทรฟิเคชัน

ยูโทรฟิเคชันเป็นปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นในแหล่งน้ำที่มีธาตุอาหารจำพวกไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสมากเกินไปในแหล่งน้ำ ซึ่งธาตุอาหารเหล่านี้ไปกระตุ้นให้สาหร่ายและพืชน้ำมีการสังเคราะห์แสงได้มากขึ้นและเจริญเติบโตแพร่พันธุ์ได้อย่างรวดเร็ว ส่งผลให้น้ำมีกลิ่นคาวของสาหร่าย

หรือเกิดปลาตายเป็นจำนวนมากในเวลากลางคืนเนื่องจากขาดออกซิเจน (เนื่องจากเวลากลางคืนพืชดึงออกซิเจนไปใช้ทำให้ค่าออกซิเจนละลายลดลงจนถึงศูนย์) เป็นต้น เพราะฉะนั้นการปล่อยธาตุอาหารทั้งสองชนิดนี้ลงแหล่งน้ำจึงไม่ควรให้เกิดขึ้น และนี่ก็เป็นเหตุผลหนึ่งว่าควรมีการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสออกจากรู้น้ำเสียเพื่อป้องกันการเกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันและผลกระทบอื่นๆอีกมากมายที่จะตามมา

2.4.5 ปัญหาในประเทศไทย

ในประเทศไทยมีรายงานว่าพบปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน หรือที่ชาวบ้านเรียกกันว่า ซ้ำปลาวาฬ ขึ้นในหลายพื้นที่ เช่น ชะอำ หัวหิน กว๊านพะเยา ศรีราชา บึงแก่นนคร ฯลฯ และเมื่อปี พ.ศ.2543 เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันที่บริเวณปากแม่น้ำเจ้าพระยา จังหวัดสมุทรปราการ ครอบคลุมพื้นที่กว้างกว่า 3 กิโลเมตรตามชายฝั่งและปากแม่น้ำ ผลการวิเคราะห์คุณภาพน้ำโดยกรมประมงพบว่า ช่วงเวลากลางวันมีค่าออกซิเจนละลายสูงมากกว่าปกติ รวมทั้งค่าคาร์บอนไดออกไซด์ในน้ำเท่ากับศูนย์ด้วย และมีความเข้มข้นของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสสูงมาก ข้อมูลนี้บ่งบอกให้เห็นว่ามีการสังเคราะห์แสงโดยสาหร่ายและแพลงก์ตอนพืชอย่างสูง แต่อย่างไรก็ตาม ในเวลากลางคืนค่าออกซิเจนละลายกลับมีค่าลดลง ส่งผลให้สัตว์น้ำต้องขึ้นมาหายใจบริเวณผิวน้ำ ทั้งนี้ปัญหาดังกล่าวส่งผลให้ประชาชนบริเวณนั้นเสียชีวิตได้จากการทำประมงเนื่องจากปลาตาย และยังไม่สามารถลงไปเล่นน้ำได้อีกด้วย ทำให้สูญเสียรายได้ไปไม่น้อยในแต่ละปี เพราะฉะนั้นการแก้ปัญหาปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันจะสามารถช่วยแก้ไขปัญหามลพิษและสังคมของชุมชนท้องถิ่นได้มากที่สุด (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

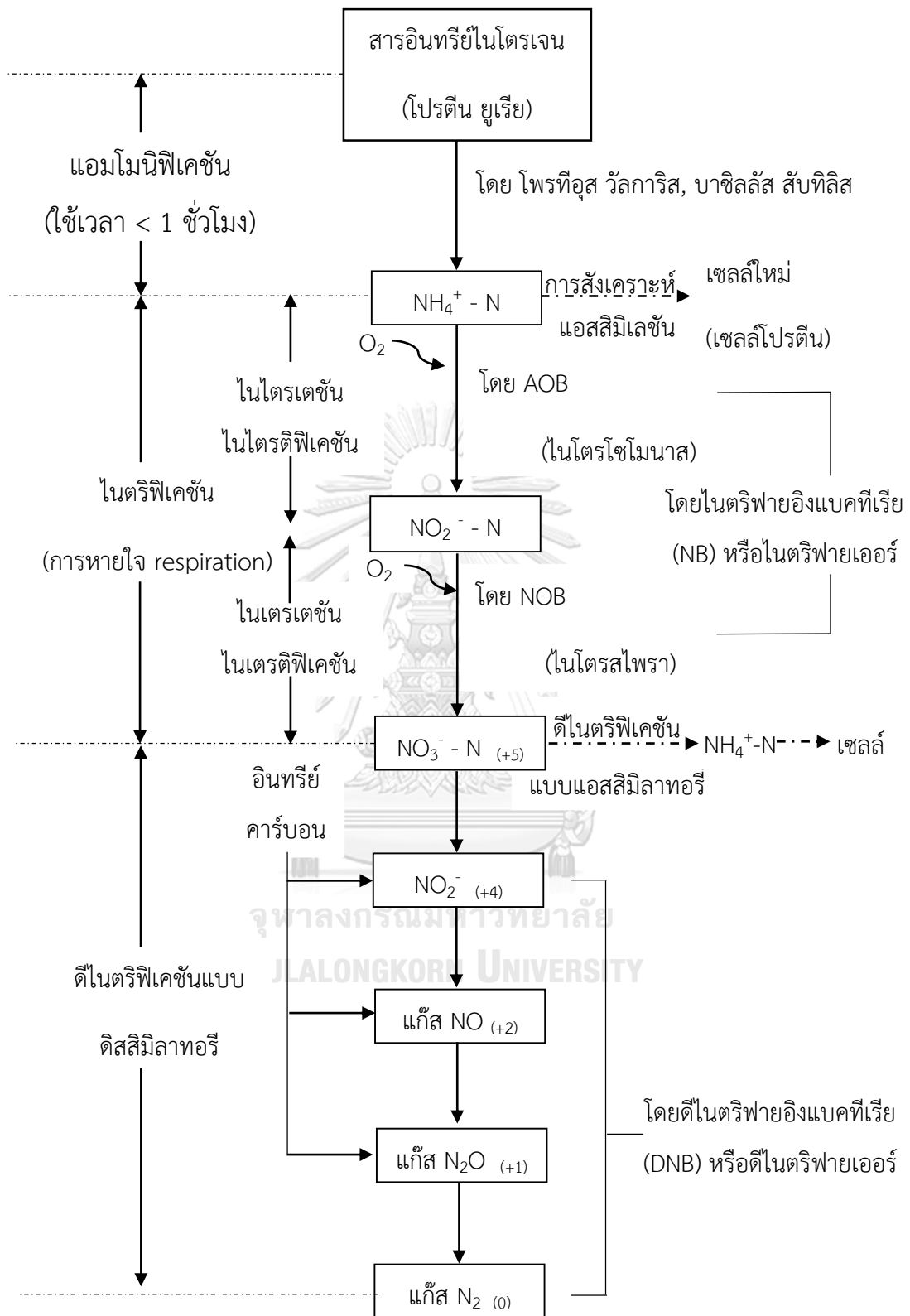
2.5 การกำจัดธาตุอาหารไนโตรเจนในน้ำเสียด้วยวิธีทางชีวภาพ

หลักการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียด้วยวิธีทางชีวภาพต้องอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์อยู่สองกลุ่ม โดยกลุ่มแรกมีหน้าที่ออกซิไดซ์สารอินทรีย์ไนโตรเจนให้กลายเป็นไนเตรต จากนั้นจุลินทรีย์กลุ่มที่สองจะทำการลดรูปไนเตรตให้กลายเป็นไนโตรเจนแก๊สแล้วปล่อยออกสู่บรรยากาศต่อไป ซึ่งที่ได้กล่าวมาข้างต้นจะเกิดการดำเนินงานผ่านกระบวนการต่างๆด้วยกัน 3 กระบวนการ คือ 1.แอมโมนิฟิเคชัน 2.ไนตริฟิเคชัน และ 3.ดีไนตริฟิเคชัน

กระบวนการและขั้นตอนทั้งหมดที่เกิดขึ้นในกระบวนการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียด้วยวิธีทางชีวภาพแสดงในตารางที่ 2.4 และรูปที่ 2.2

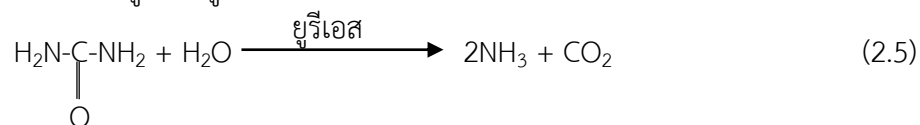
ตารางที่ 2.4 กระบวนการกำจัดไนโตรเจนรูปต่างๆ (มันลิน ตัณฑุลเวศม์, 2551)

ประเภทของ		จุดมุ่งหมายและวิธีบำบัดไนโตรเจน		
ไนโตรเจน	เพื่อเปลี่ยนรูป	เพื่อกำจัดไนโตรเจน	เพื่อสร้างเซลล์	
- สารอินทรีย์	แอมโมเนียฟิเคชัน	-	-	
ไนโตรเจน	(เปลี่ยนเป็นแอมโมเนีย)			
- แอมโมเนีย	ไนตริฟิเคชัน	-	แอสซิมิเลชัน	
	(เปลี่ยนเป็นไนเตรต)		(เปลี่ยนเป็นโปรตีน)	
- ไนโตรต์	ไนตริฟิเคชัน	ดีไนตริฟิเคชัน	-	
	(เปลี่ยนเป็นไนเตรต)	(เปลี่ยนเป็นแก๊สไนโตรเจน)		
- ไนเตรต	-	ดีไนตริฟิเคชัน	แอสซิมิเลชัน	
		(เปลี่ยนเป็นแก๊สไนโตรเจน)	(เปลี่ยนเป็นโปรตีน)	



รูปที่ 2.2 ขั้นตอนต่างๆในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ (ที่มา : รงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

การเปลี่ยนรูปของยูเรียเป็นแอมโมเนีย



การเปลี่ยนรูปกลับไปกลับมาระหว่างแอมโมเนียมและแอมโมเนียอิสระ



2.5.2 ไนตริฟิเคชัน

ไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการที่เกิดจากกระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน คือ เมื่อน้ำเสียผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันแล้วสารอินทรีย์ไนโตรเจนจะถูกเปลี่ยนรูปไปเป็นแอมโมเนียม หลังจากนั้นจะเกิดกระบวนการสังเคราะห์หรือแอสสิมิเลชันของไนโตรเจนเอาไปสร้างเซลล์ (โปรตีน) เนื่องจากไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบหลักอย่างหนึ่งของเซลล์จุลินทรีย์ และอัตราส่วนระหว่างคาร์บอนและไนโตรเจนที่เหมาะสมที่ใช้ในการสร้างเซลล์จุลินทรีย์อยู่ที่ 10:1 (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545) ในขณะเดียวกันถ้าสารอินทรีย์คาร์บอนลดลงจนเหลือน้อยและระบบอยู่ในสภาวะแอโรบิก แอมโมเนียมที่มีอยู่ในน้ำจะถูกเปลี่ยนเป็นไนไตรต์และไนเตรต โดยใช้แอมโมเนียมเป็นตัวให้อิเล็กตรอนและมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน เรียกกระบวนการนี้ว่าไนตริฟิเคชัน ซึ่งกระบวนการไนตริฟิเคชันนี้มีจุลินทรีย์ชนิดอโตทรอปอยู่ 2 กลุ่มที่ทำงานร่วมกัน คือ 1) จุลินทรีย์กลุ่มเอโอบี (AOB) และกลุ่มที่ 2) จุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอบี (NOB) โดยในขั้นตอนแรกจุลินทรีย์กลุ่มเอโอบี เช่น ไนโตรโซโมนาส ไนโตรสไพรา ไนโตรสคอคคัส ไนโตรสโกลบัส เป็นต้น ทำหน้าที่ในการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนไตรต์ ส่วนในขั้นตอนที่สองจุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอบี เช่น ไนโตรแบคเตอร์ ไนโตรสไพรา ไนโตรคอคคัส เป็นต้น ทำหน้าที่ในการออกซิไดซ์ไนไตรต์ไปเป็นไนเตรต จากที่กล่าวข้างต้นจะเห็นว่าไนโตรสไพราจะพบทั้งในจุลินทรีย์กลุ่มเอโอบีและเอ็นโอบี แต่ส่วนใหญ่จุลินทรีย์กลุ่มนี้จะทำหน้าที่ในการออกซิไดซ์ไนไตรต์ไปเป็นไนเตรตมากกว่าที่จะทำหน้าที่ในการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนไตรต์ (Burrell, Keller และ Blackall, 1998)

2.5.3 ดีไนตริฟิเคชัน

ดีไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการลดรูปของไนเตรตให้กลายเป็นไนโตรเจนแก๊ส ซึ่งถือว่าเป็นการกำจัดไนโตรเจนออกจากระบบได้อย่างสมบูรณ์ สามารถเกิดขึ้นได้ 2 วิธี ได้แก่

1. วิธีแอสสิมิเลชัน เป็นวิธีที่จุลินทรีย์เปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นแอมโมเนียมด้วยเอนไซม์ไนเตรรีดักชันหลายชนิด เมื่อในระบบไม่มีแอมโมเนียมหรือมีแอมโมเนียมไม่เพียงพอเนื่องจากจุลินทรีย์ต้องการไนโตรเจนในการสร้างเซลล์และไนโตรเจนที่ดีที่สุดที่จุลินทรีย์นำไปใช้ในการสร้างเซลล์คือไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียม ขั้นตอนนี้จึงถูกเรียกว่าดีไนตริฟิเคชันแบบแอสสิมิเลชัน แต่อย่างไรก็ตามการลดรูปไนเตรตด้วยวิธีนี้ถือว่าเป็นสัดส่วนที่น้อยเมื่อเทียบกับกับวิธีดิสสิมิเลชัน

2. วิธีดิสสิมิเลชัน เป็นวิธีที่จุลินทรีย์เปลี่ยนไนเตรตไปเป็นไนโตรเจนแก๊ส ในสภาวะแอนอกซิก คือมีไนเตรตแต่ต้องไม่มีออกซิเจนในระบบ เป็นวิธีที่เกิดขึ้นเป็นหลักของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน โดยจุลินทรีย์กลุ่มนี้เป็นจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟ ซึ่งใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอนและไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน จากรูปที่ 2.2 แสดงให้เห็นว่าในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะต้องใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในการลดรูปไนเตรต \rightarrow ไนไตรต์ \rightarrow ไนตริกออกไซด์ \rightarrow ไนตรัสออกไซด์ \rightarrow ไนโตรเจนแก๊ส ไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นเป็นแก๊สที่ละลายน้ำได้น้อย จึงสามารถถูกขับออกสู่บรรยากาศได้ง่าย การกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำจึงเกิดขึ้นได้ไม่ยาก ดังนั้นถ้าต้องการให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในระบบจะต้องมีสารอินทรีย์คาร์บอนที่เพียงพอ ถ้าหากไม่มีหรือมีไม่เพียงพอจะต้องมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ระบบด้วย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

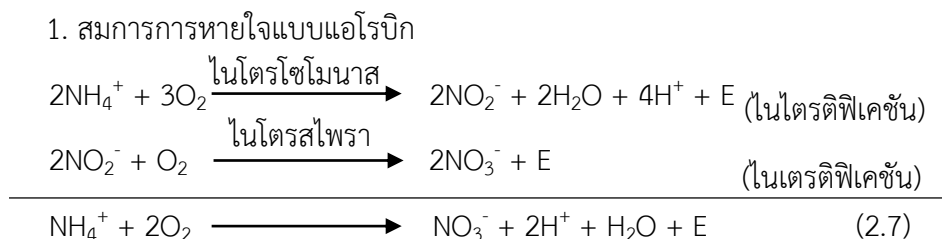
โดยปกติในการบำบัดน้ำเสียจะไม่เกิดดีไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ ในบางกรณีจะเกิดถึงแค่ขั้นตอนการเกิดไนตรัสออกไซด์ ซึ่งไม่ถือว่าเป็นการกำจัดไนโตรเจนที่สมบูรณ์ เพราะไนตรัสออกไซด์เป็นแก๊สที่ทำให้เกิดมลพิษ เป็นองค์ประกอบของแก๊สเรือนกระจก โดยสภาพที่ทำให้เกิดแก๊สไนตรัสออกไซด์ในระบบบำบัดน้ำเสียได้มากที่สุดคือ อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตไนโตรเจนต่ำ ระยะเวลาเก็บกักสลัดจ์น้อยและมีพีเอชต่ำ จึงควรหลีกเลี่ยงสภาวะเช่นนี้ให้ได้มากที่สุดเท่าที่จะทำได้ (Hanaki, Hong และ Matsuo, 1992)

2.6 สมการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

ในหัวข้อนี้จะแสดงถึงสมการของไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน เพื่อนำไปใช้ในการอ้างอิงหาค่าปริมาณออกซิเจน สภาพต่าง และสารอินทรีย์คาร์บอนที่ต้องการในเชิงทฤษฎี ซึ่งสมการทั้งหมดอ้างอิงมาจาก Henze (1997) และ Metcalf และ Eddy (2014)

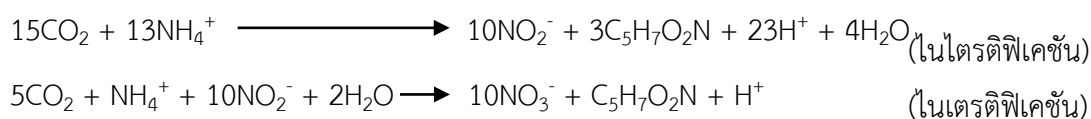
2.6.1 สมการไนตริฟิเคชัน

ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน จะมีขั้นตอนของการเกิดปฏิกิริยาอยู่สองแบบ คือ 1.การหายใจแบบแอโรบิก และ 2.การสังเคราะห์เซลล์ใหม่ ซึ่งมีสมการที่เกี่ยวข้องดังนี้



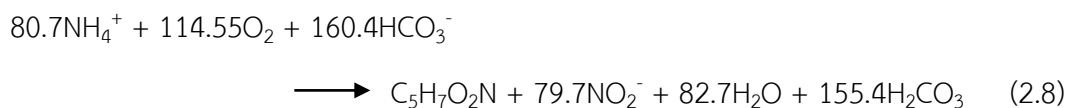
จากสมการข้างต้นแสดงให้เห็นว่าในช่วงแรกของการเดินระบบไนตริฟิเคชันจะมีความเข้มข้นของไนไตรต์ที่สูงมาก เนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอบีหรือไนโตรสปิราที่ยังเจริญเติบโตไม่เต็มที่ แต่หลังจากนั้นเมื่อจุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอบีหรือไนโตรสปิราเจริญเติบโตขึ้นมาได้มากพอ ไนไตรต์จะลดหายไปอย่างไรก็ตามไนไตรต์มีความเป็นพิษต่อไนโตรเจนแบคทีเรียได้ จึงควรระมัดระวังในขั้นตอนนี้ให้มากที่สุด นอกจากนี้จะเห็นได้ว่าในสมการ 2.7 มีการผลิต H^+ ขึ้นมา ซึ่ง H^+ จะไปทำลายสภาพต่างทำให้พีเอชของระบบลดลง ซึ่งจากการคำนวณพบว่า H^+ จะไปทำลายสภาพต่างในระบบให้หายไปในอัตรา 7.14 มิลลิกรัมแคลเซียมคาร์บอเนตต่อมิลลิกรัมไนโตรเจน และมีความต้องการออกซิเจน 4.57 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อมิลลิกรัมแอมโมเนียม-ไนโตรเจน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545) ทั้งนี้อัตราเร็วของการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันทั้งหมดถูกกำหนดโดยขั้นตอนการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนไตรต์หรือไนเตรติฟิเคชัน เนื่องจากอัตราเร็วของปฏิกิริยาไนเตรติฟิเคชันเกิดขึ้นได้ช้า ในทางปฏิบัติจึงมักคิดปฏิกิริยารวมทั้งหมดเป็นแค่ปฏิกิริยาขั้นตอนเดียวคือจากแอมโมเนียมไปเป็นไนไตรต์เท่านั้น

2. สมการการสังเคราะห์เซลล์ใหม่



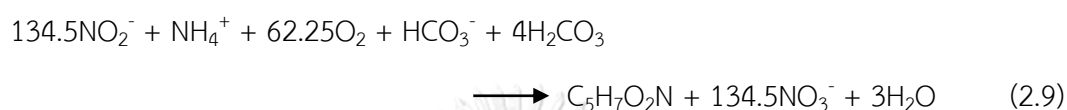
จุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟสามารถสร้างเซลล์ใหม่โดยใช้สารอนินทรีย์คาร์บอน ได้แก่ คาร์บอนไดออกไซด์หรือไบคาร์บอเนต เป็นแหล่งคาร์บอน และใช้แอมโมเนียมเป็นแหล่งไนโตรเจน โดยที่สารอนินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนและแอมโมเนียมเป็นตัวให้อิเล็กตรอน เซลล์ที่เกิดขึ้นมักสมมุติให้มีสูตรทางเคมีเป็น $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$ ซึ่งขั้นตอนการเกิดจะมีอยู่สองสมการที่ได้แสดงในข้างต้น

ทั้งนี้เมื่อนำสมการของปฏิกิริยาการหายใจแบบแอโรบิกและสมการของการสังเคราะห์เซลล์ในขั้นตอนไนเตรติฟิเคชันมารวมสมการจะได้เป็นสมการ 2.8 ดังนี้



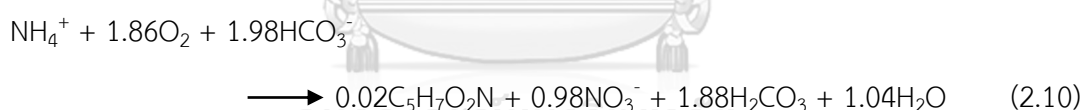
จากสมการ 2.8 สามารถนำมาคำนวณหาค่ายิลด์ ซึ่งค่ายิลด์ที่คำนวณได้จากสมการดังกล่าวเป็น 0.1 กรัมวีเอสเอสต่อกรัมแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ซึ่งค่ายิลด์ที่ได้นี้เป็นค่ายิลด์ของไนโตรโซโมนาส

ส่วนการรวมสมการของปฏิกิริยาการหายใจแบบแอโรบิกกับสมการของการสังเคราะห์เซลล์ในขั้นตอนไนเตรติฟิเคชันจะได้เป็นสมการ 2.9 ดังนี้



จากสมการ 2.9 เมื่อนำมาคำนวณหาค่ายิลด์ พบว่าค่ายิลด์ที่ได้จากสมการดังกล่าวเป็น 0.06 กรัมวีเอสเอสต่อกรัมไนเตรต-ไนโตรเจน ซึ่งค่ายิลด์ที่ได้นี้เป็นค่ายิลด์ของไนโตรสไพรา และเป็นที่น่าสังเกตว่าค่ายิลด์ของไนโตรสไพราต่ำกว่าค่ายิลด์ของไนโตรโซโมนาสอยู่ถึงร้อยละ 40 นั่นคือชีวมวลที่ผลิตได้ในขั้นตอนแอมโมเนียมไปเป็นไนเตรตมากกว่าชีวมวลที่ผลิตได้จากขั้นตอนไนเตรตไปเป็นไนเตรต (Randall, Stansel และ Barnard, 1992)

เมื่อนำสมการที่ 2.8 และสมการ 2.9 มารวมสมการก็จะได้สมการของกระบวนการไนเตริฟิเคชันทั้งหมด ดังสมการที่ 2.10

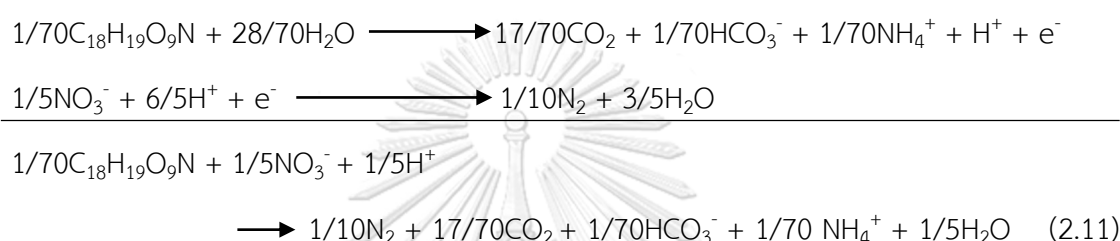


เมื่อนำสมการ 2.10 มาหาค่ายิลด์รวม พบว่าได้ค่ายิลด์รวมของกระบวนการไนเตริฟิเคชันเป็น 0.16 กรัมวีเอสเอสต่อกรัมแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ซึ่งจากบทความปริทัศน์พบว่าค่ายิลด์รวมของกระบวนการไนเตริฟิเคชันอยู่ในช่วง 0.12 – 0.17 นอกจากนี้ยังสามารถคำนวณหาค่าความต้องการออกซิเจนของกระบวนการไนเตริฟิเคชันได้ 4.25 กรัมออกซิเจนต่อกรัมแอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่ถูกกำจัด ซึ่งมีค่าน้อยกว่าค่าความต้องการออกซิเจนโดยปฏิกิริยาแบบแอโรบิกอยู่เพียงเล็กน้อย และจากสมการดังกล่าวยังพบอีกว่าสภาพต่างที่ถูกทำลายโดยกระบวนการไนเตริฟิเคชันทั้งหมดอยู่ที่ 7.07 มิลลิกรัมแคลเซียมคาร์บอเนตต่อมิลลิกรัมไนโตรเจน ซึ่งแตกต่างจากค่าในสมการ 2.7 ที่ได้ค่าการทำลายสภาพต่างเท่ากับ 7.14 มิลลิกรัมแคลเซียมคาร์บอเนตต่อมิลลิกรัมไนโตรเจนเพียงเล็กน้อย จึงสรุปได้ว่าไนโตรเจนถูกใช้ไปในกระบวนการสังเคราะห์เซลล์ใหม่น้อยมาก และไม่มีความสำคัญในการกำจัดไนโตรเจน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.6.2 สมการดีไนตริฟิเคชัน

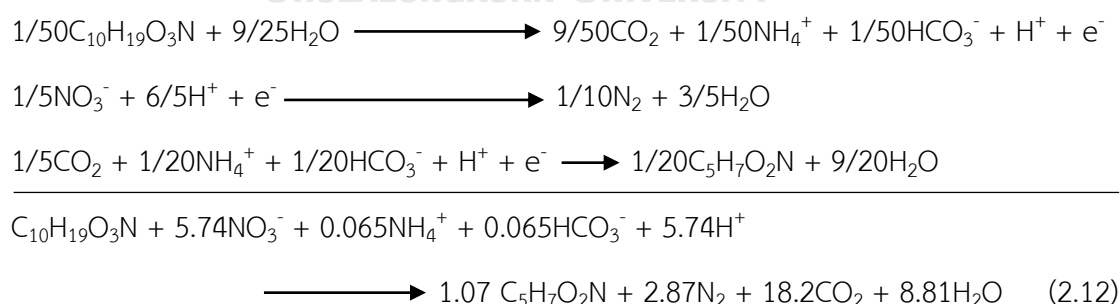
สำหรับปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจะต้องใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอนและใช้ในเนตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งสารอินทรีย์คาร์บอนที่พบในน้ำเสียส่วนใหญ่มีหลากหลาย ในที่นี้จึงขอยกตัวอย่างสมการดีไนตริฟิเคชันโดยใช้สารอินทรีย์คาร์บอนที่พบในน้ำเสียชุมชนจากยุโรปและน้ำเสียชุมชนจากอเมริกาเป็นตัวให้อิเล็กตรอน

1. น้ำเสียชุมชนจากยุโรป มีสูตรทางเคมีเป็น $C_{18}H_{19}O_9N$ จะสามารถเขียนสมการการเกิดดีไนตริฟิเคชันได้เป็นสองครึ่งสมการและสมการรวม (Henze, 1997) ดังสมการที่ 2.11



จากสมการ 2.11 แสดงให้เห็นว่าสำหรับการเกิดดีไนตริฟิเคชันต้องการซีโอดีไม่มากนักเมื่อเทียบกับการใช้ในเนตรต ตามทฤษฎีแล้วใช้เพียงประมาณ 5.3 – 5.36 กรัมซีโอดีต่อกรัมไนเตรต-ไนโตรเจนหรือคิดเป็นอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนอยู่ที่ 8:1 – 10:1 ก็เพียงพอสำหรับการเกิดดีไนตริฟิเคชัน

2. น้ำเสียชุมชนจากอเมริกา มีสูตรทางเคมีเป็น $C_{10}H_{19}O_3N$ และค่าyield สำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันมีค่า 0.3 กรัมวีเอสเอสต่อกรัมซีโอดี เมื่อนำมาคำนวณค่า f_s จะได้ 0.426 และ f_e จะได้ 0.574 เมื่อนำมาหาสมการการเกิดดีไนตริฟิเคชัน (Metcalf และ Eddy, 2014) ดังสมการ 2.12



2.7 จลนพลศาสตร์ของไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

2.7.1 จลนพลศาสตร์ของไนตริฟิเคชัน

สำหรับค่าจลนพลศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชันจะใช้สมการโมนด์ ($\mu = \mu_m S / (K_s + S)$) ในการทำนายการทำงานเพียงแต่ว่าซับสเตรตที่เกี่ยวข้องจะไม่ใช่สารอินทรีย์คาร์บอน แต่จะเกี่ยวข้องกับซับสเตรตที่มีผลต่อการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิง ได้แก่ แอมโมเนียม ไนไตรต์และออกซิเจน แต่เนื่องจากไนโตรโซโมนาสี้อัตราการเจริญเติบโตช้ากว่าไนโตรสัฟรา จึงพบความเข้มข้นของไนไตรต์น้อยมาก ดังนั้นจึงถือว่าไนไตรต์ไม่เป็นซับสเตรตที่มีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545) เพราะฉะนั้นจึงเหลือซับสเตรตแค่แอมโมเนียมและออกซิเจนเท่านั้นที่เป็นตัวจำกัดอัตราการเกิดปฏิกิริยา ซึ่งสามารถเขียนออกมาเป็นสมการได้ดังสมการที่ 2.13

$$\mu_A = \frac{\mu_{m,A} S_{NH_4}}{(K_{NH_4} + S_{NH_4})} \times \frac{DO}{(K_{DO} + DO)} \quad (2.13)$$

จากสมการ 2.13 จะเห็นได้ว่าถ้าในระบบมีค่าแอมโมเนียมไนโตรเจนสูงมาก ($S_{NH_4} \gg K_{NH_4}$) ในระบบนี้จะถูกควบคุมโดยค่าออกซิเจนละลายเพียงอย่างเดียว ซึ่งสามารถควบคุมค่าออกซิเจนละลายโดยการเติมอากาศให้มากหรือน้อยตามต้องการ และในกรณีที่ค่าออกซิเจนละลายมีค่าสูงมาก และค่าความเข้มข้นของออกซิเจนละลายที่อัตราโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราโตจำเพาะสูงสุด (K_{DO}) ซึ่ง Henze และคณะ (1987) ได้ระบุไว้ว่ามีค่าเท่ากับ 1.0 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตร ส่งผลให้อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิง (μ_A) จะเท่ากับอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ($\mu_{m,A}$)

2.7.2 จลนพลศาสตร์ของดีไนตริฟิเคชัน

จลนพลศาสตร์ของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะคล้ายกันกับค่าจลนพลศาสตร์ของกระบวนการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและกระบวนการไนตริฟิเคชัน นั่นก็คือใช้สมการโมนด์ ($\mu = \mu_m S / (K_s + S)$) ในการทำนายการทำงานในระบบได้เช่นกัน ทั้งนี้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะมีซับสเตรตที่เกี่ยวข้องอยู่สองชนิด คือ อินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตที่เป็นตัวจำกัดอัตราการเกิดปฏิกิริยา ซึ่งสามารถเขียนออกมาเป็นสมการได้ดังสมการที่ 2.14

$$\mu_{DN} = \frac{\mu_{m,DN} S}{(K_S + S)} \times \frac{S_{NO_3}}{(K_{NO_3} + S_{NO_3})} \quad (2.14)$$

จากสมการ 2.14 ถ้าค่าความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนที่อัตราการโตจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการโตจำเพาะสูงสุด (K_{NO_3}) มีค่าต่ำมาก คือ 0.06 มิลลิกรัมต่อลิตรสำหรับระบบฟิล์มตรึง (Metcalf และ Eddy, 2014) และมีค่าความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนในระบบมากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มดีไนตริฟายอิงจึงไม่ขึ้นกับค่าความเข้มข้นของไนเตรตมากนัก และถ้าในระบบมีสารอินทรีย์คาร์บอนมากพอ ($S \gg K_s$) ส่งผลให้อัตราการเจริญเติบโตจำเพาะของจุลินทรีย์กลุ่มดีไนตริฟายอิง (μ_{DN}) จะเท่ากับอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุด ($\mu_{m,DN}$)

2.8 สภาวะแวดล้อมที่มีผลต่ออัตราไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

2.8.1 สภาวะแวดล้อมที่มีผลต่ออัตราไนตริฟิเคชัน

1) ความเข้มข้นของสารอาหาร : ในหัวข้อนี้สารอาหารที่กล่าวถึงคือ แอมโมเนียม-ไนโตรเจนในถังปฏิกรณ์ ซึ่งผลกระทบของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนขึ้นอยู่กับค่า K_{NH_4} ซึ่งค่า K_{NH_4} ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิด้วย ดังสมการที่ 2.15 ดังนี้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

$$K_{NH_4} = 10^{0.051T-1.148} \quad (2.15)$$

2) อุณหภูมิ : มีผลต่อไนโตรสไพรามากกว่าไนโตรโซโมนาส อุณหภูมิที่ดีที่สุดที่เหมาะสมกับกระบวนการไนตริฟิเคชันในช่วง 30 -36 องศาเซลเซียส โดยสามารถหาผลกระทบจากอุณหภูมิได้จากสมการ 2.16 ดังนี้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

$$\mu_{m,A,T} = \mu_{m,A,20} e^{K(T-20)} \quad (2.16)$$

แต่สิ่งที่น่าเป็นห่วงกว่าอุณหภูมิต่างๆ คือการที่อุณหภูมิในระบบเกิดการเปลี่ยนแปลงอย่างกระทันหัน เพราะจะทำให้จุลินทรีย์ในระบบช็อกและหยุดทำงานได้ ส่งผลให้ระบบล้มเหลวลงได้

3) ออกซิเจน : จุลินทรีย์กลุ่มดีไนตริฟายอิงมีความไวต่อออกซิเจนที่ความเข้มข้นต่ำมากกว่าจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรทรอป (Henze, 1997) ซึ่งค่าจลนพลศาสตร์ของกระบวนการไนตริฟิเคชันได้อธิบายด้วยสมการโมนอด์ โดยได้กล่าวไว้ในหัวข้อ 2.7.1 ทั้งนี้ถ้าค่าออกซิเจนละลายมีค่า 1.0 มิลลิกรัม-ออกซิเจนต่อลิตรหรือมากกว่า ก็จะไม่ส่งผลกระทบทางลบต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน แต่เพื่อให้เกิดความมั่นใจก็ควรให้มีค่าออกซิเจนละลายในถังปฏิกรณ์อยู่ที่ 2.0 มิลลิกรัม-ออกซิเจนต่อลิตรหรือมากกว่า (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545) นอกจากนี้พบว่าค่าออกซิเจนละลายที่ต่ำที่สุดที่ทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันนั้นขึ้นอยู่กับค่าอายุสลัดจ์ด้วย ซึ่งที่ค่าอายุสลัดจ์สูงๆค่าออกซิเจนละลาย

ไม่ควรน้อยกว่า 0.5 – 1.0 มิลลิกรัม-ออกซิเจนต่อลิตร แต่ถ้าอายุสัตว์ต่ำลงค่าออกซิเจนละลายก็ต้องมากขึ้น (Stenstrom และ Poduska, 1980)

4) พีเอช : จากสมการไนตริฟิเคชันที่ได้กล่าวมาแล้วในหัวข้อ 2.6.1 จะเห็นได้ว่าเมื่อสิ้นสุดขบวนการจะมีการปลดปล่อยไฮโดรเจนอะตอมออกมา ซึ่งจากการที่ปลดปล่อยไฮโดรเจนอะตอมออกมานี้จะทำให้เกิดการใช้สภาพต่างในระบบไปด้วย ส่งผลให้พีเอชในถังปฏิกริยาอาจลดลง โดยเฉพาะในกรณีที่น้ำเสียมีสภาพต่างต่ำ ถ้าเกิดกรณีดังกล่าวขึ้นอาจต้องมีการเติมต่างลงไปในระบบ เช่น โซดาไฟ โซดาแอส หรือปูนขาว เพื่อให้จุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงทำงานได้ดี โดยปกติจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงจะไวต่อพีเอชมากและทำงานได้ดีที่พีเอชประมาณ 7.5-9.0 (Henze, 1997) นอกจากนี้กระบวนการไนตริฟิเคชัน ยังมีการปลดปล่อยกรดคาร์บอนิกลงในระบบอีกด้วย แต่กรดคาร์บอนิกไม่สะสมตัวในระบบเนื่องจากกรดคาร์บอนิกเกิดการแตกตัวให้แก๊สคาร์บอนไดออกไซด์และจะถูกขับออกจากระบบไปสู่บรรยากาศ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

5) ความเค็ม : จุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงสามารถปรับตัวเข้ากับกับความเค็มได้ดี ซึ่ง Panswad และ Anan, 1999 ได้ทำการทดลองกับระบบแอนอ็อกซิก-แอโรบิก ด้วยการเพิ่มโซเดียมคลอไรด์หรือเกลือแกงจาก 0 ไปจนถึง 30,000 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงปรับตัวเข้ากับความเค็มได้ดีกว่าจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟ โดยประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีลดลงจากร้อยละ 97 เหลือเพียงร้อยละ 60 หรือลดลงร้อยละ 37 แต่การกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดลดลงจากร้อยละ 88 เหลือร้อยละ 68 หรือลดลงร้อยละ 20 และจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงจะทำงานได้ดีขึ้นหากมีเวลาให้จุลินทรีย์กลุ่มนี้ปรับตัวให้เคยชินกับคลอไรด์หรือความเค็ม (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

6) สารพิษ : มีสารอนินทรีย์และโลหะหนักหลายชนิดที่สามารถยับยั้งการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันได้ ตารางที่ 2.5 และ 2.6 สรุปความเข้มข้นของสารอนินทรีย์และโลหะหนักที่มีผลยับยั้งกระบวนการดังกล่าว

ตารางที่ 2.5 สารอนินทรีย์บางชนิดที่ยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

สารอนินทรีย์	ความเข้มข้น	สารอนินทรีย์	ความเข้มข้น
โซเดียมคลอไรด์	35,000 มิลลิกรัมต่อลิตร	โพแทสเซียมไดโครเมต	6.0 มิลลิกรัมต่อลิตร
โซเดียมไซยาเนต	100 มิลลิกรัมต่อลิตร	โพแทสเซียมไฮโอไซยาเนต	300 มิลลิกรัมต่อลิตร
โซเดียมอาร์ซีไนต์	2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร	แอมโมเนียม	1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร
โซเดียมไซยาไนด์	1 มิลลิกรัมต่อลิตร	ไฮโรเจนซัลไฟด์	50 มิลลิกรัมต่อลิตร
ไซยาไนด์	16.5 มิลลิกรัมต่อลิตร		

ตารางที่ 2.6 ปริมาณโลหะหนักที่ยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

โลหะหนัก	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ผลกระทบ
โคบอลต์	0.08 – 0.5	ยับยั้งไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)
โครเมียม (+3)	> 0.25	ยับยั้งการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)
	118	ยับยั้งร้อยละ 75 ของสลัดจ์ไวงาน (เชื้อผสม)
ทองแดง	0.05 – 0.56	ยับยั้งกิจกรรมของไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)
	4	ไม่เห็นผลยับยั้งในสลัดจ์ไวงาน (เชื้อผสม)
	150	ยับยั้งไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)
นิกเกิล	> 0.25	ยับยั้งกิจกรรมของไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)
สังกะสี	0.08 – 0.5	ยับยั้งไนโตรโซโมนาส (เชื้อบริสุทธิ์)

อย่างไรก็ตามไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียอิสระ รวมทั้งกรดไนตริกที่ไม่แตกตัว (HNO_2) จะมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงได้เช่นกัน ทั้งๆที่สารทั้งสองชนิดเป็นผลผลิตจากขั้นตอนต่างๆ ในกระบวนการไนตริฟิเคชันโดยที่แอมโมเนียอิสระจะเกิดขึ้นก็ต่อเมื่อในระบบมีพีเอชที่สูงเกินไปและกรดไนตริกจะเกิดขึ้นก็ต่อเมื่อในระบบมีพีเอชที่ต่ำ นอกจากนี้ Turk และ Mavinic, 1986 ยังพบอีกว่าไนโตรสไพราหรือเอ็นโอปีมีความไวต่อความเป็นพิษของแอมโมเนียอิสระมากกว่าไนโตรโซโมนาส โดยถ้ามีแอมโมเนียอิสระ 0.1 – 1.0 มิลลิกรัม-ไนโตรเจนต่อลิตร จะเกิดการยับยั้งการออกซิไดซ์

ไนโตรต์ไปเป็นไนเตรต และถ้ามีแอมโมเนียอิสระ 5 – 20 มิลลิกรัม-ไนโตรเจนต่อลิตรจะยับยั้งการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนโตร ในกรณีที่ไนโตรต์-ไนโตรเจนที่มีความเข้มข้นสูงถึง 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ก็ไม่มีผลในการยับยั้งการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันอย่างมีนัยสำคัญ เพราะฉะนั้นตัวที่ควรระวังในระบบมากที่สุดคือแอมโมเนียอิสระและกรดไนตริก ไม่ใช่ไนโตรต์หรือเกลือแอมโมเนีย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.8.2 สภาวะแวดล้อมที่มีผลต่ออัตราดีไนตริฟิเคชัน

1) พีเอช : จากสมการดีไนตริฟิเคชันที่ได้กล่าวมาแล้วในหัวข้อ 2.6.2 จะเห็นได้ว่าเมื่อสิ้นสุดกระบวนการจะมีการผลิตสภาพต่างออกมาจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน พีเอชที่เหมาะสมสำหรับจุลินทรีย์กลุ่มดีไนตริฟายอิงจะอยู่ในช่วง 6.5 – 8.5 ซึ่งพีเอชมีผลต่อจุลินทรีย์กลุ่มดีไนตริฟายอิงน้อยกว่าที่มีต่อจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิง ดังนั้นถ้าค่าพีเอชที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันกับพีเอชที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชัน จะได้ค่าพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 7.5 -8.0 ถ้าพีเอชลดลงต่ำกว่า 7 จะเกิดไนตรัสออกไซด์เป็นผลสุดท้ายในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแทนที่จะเป็นไนโตรเจนแก๊ส โดยไนตรัสออกไซด์นี้ไม่ควรที่จะให้เกิดขึ้น เพราะส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมโดยจัดเป็นแก๊สเรือนกระจก แต่ถ้าพีเอชในระบบค่อนข้างต่าง ไนตรัสออกไซด์จะถูกเปลี่ยนเป็นไนโตรเจนแก๊สอย่างสมบูรณ์ ซึ่งถือว่าเป็นการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียอย่างสมบูรณ์ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2) ออกซิเจน : ในปฏิกิริยารีดอกซ์ของสารอินทรีย์พบว่าถ้าใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจะให้พลังงานที่สูงกว่าการใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังนั้นถ้าหากในระบบมีออกซิเจนอยู่จุลินทรีย์จะเลือกใช้ออกซิเจนก่อนการใช้ไนเตรตเสมอ ส่งผลให้สารอินทรีย์หมดไปก่อนที่จะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังนั้นในระบบแอนอกซิกจะต้องไม่มีออกซิเจนอยู่เลยหรือมีน้อยกว่า 0.2 มิลลิกรัม-ออกซิเจนต่อลิตร เนื่องจากถ้าค่าออกซิเจนมีค่ามากกว่า 0.2 มิลลิกรัม-ออกซิเจนต่อลิตร จะส่งผลให้เกิดการยับยั้งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันของซูโดโมนาสได้ (Terai และ Mori, 1975) ทั้งนี้ค่าออกซิเจนที่กล่าวถึงคือค่าออกซิเจนละลายของมวลน้ำ ไม่ใช่ค่าออกซิเจนละลายบนฟิล์มชีวภาพ แต่ถ้าออกซิเจนละลายผ่านเข้าไปในฟิล์มชีวภาพและลดลงจนเกิดสภาวะแอนอกซิกในฟิล์มชีวภาพ กระบวนการดีไนตริฟิเคชันก็จะสามารถเกิดขึ้นได้โดยไม่ถูกยับยั้งจากออกซิเจนละลายในมวลน้ำ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

3) อุณหภูมิ : จุลินทรีย์กลุ่มดีไนโตรฟายอิงจะเจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิอยู่ในช่วง 5 – 25 องศาเซลเซียส (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545) แต่ถึงแม้ว่าจะเจริญเติบโตได้ดีในช่วงดังกล่าวแต่กลับทำงานได้ดีที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียสหรือมากกว่า ซึ่งในประเทศไทยที่มีอุณหภูมิเฉลี่ยทั้งปีอยู่ที่ 27.5 องศาเซลเซียสและมีอุณหภูมิน้ำลดต่ำสุดอยู่ที่ 19 – 20 องศาเซลเซียส (ข้อมูลปี พ.ศ.2560) ดังนั้นปัญหาเรื่องอุณหภูมิจึงมีน้อยมากสำหรับประเทศไทย

4) ไนโตรต : ไนโตรตในรูปแบบของกรดไนตริคอิสระ จะไม่แตกตัวเป็นไอออน สามารถยับยั้งกระบวนการดีไนโตรฟิเคชันได้ โดยถ้าพบกรดไนตริคที่ความเข้มข้น 0.13 มิลกรัมต่อลิตรก็จะส่งผลให้ไม่เกิดกระบวนการดีไนโตรฟิเคชัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

5) อัตราส่วนซีโอตต่อไนโตรเจน : ในกระบวนการดีไนโตรฟิเคชัน จุลินทรีย์ส่วนใหญ่จะเป็นกลุ่มเฮเทอโรโทรฟซึ่งใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งพลังงานในการทำกิจกรรมต่างๆของเซลล์ อัตราส่วนระหว่างซีโอตต่อไนโตรเจนจึงสำคัญในกระบวนการนี้ โดยปกติอัตราส่วนที่เหมาะสมระหว่างซีโอตต่อไนโตรเจนอยู่ในช่วง 5 – 10 แล้วแต่ว่าแหล่งน้ำเสียมาจากที่ไหน แต่อัตราส่วนนี้มีค่าไม่แน่นอนตลอดเวลา โดยจะแปรผันตามเวลาในแต่ละวัน ซึ่งผลจากการแปรผันนี้จะส่งผลให้น้ำทิ้งไม่ผ่านมาตรฐานในบางช่วงเวลาได้ ดังนั้นจึงควรมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกลงไปให้น้ำด้วย เช่น กรดอะซิติกหรือเมธานอล เพื่อรักษาอัตราส่วนซีโอตต่อไนโตรเจนให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมเพื่อที่จะได้ควบคุมคุณภาพน้ำทิ้งให้ผ่านเกณฑ์มาตรฐาน ซึ่งวิธีการนี้ให้ผลดีเป็นที่น่าพอใจ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

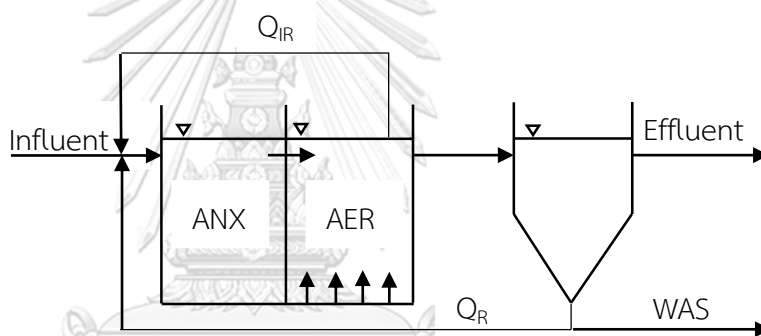
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

2.9 เทคโนโลยีที่ใช้ในการบำบัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

ระบบบำบัดทางชีวภาพที่ใช้ในการกำจัดไนโตรเจนจะต้องประกอบด้วยส่วนเติมอากาศเพื่อให้เกิดกระบวนการไนโตรฟิเคชัน ส่วนไม่เติมอากาศเพื่อให้เกิดกระบวนการดีไนโตรฟิเคชัน และอัตราการหมุนเวียนน้ำกลับเพื่อขนถ่ายไนเตรตที่เกิดขึ้นจากกระบวนการไนโตรฟิเคชันจากส่วนเติมอากาศไปยังส่วนไม่เติมอากาศเพื่อไปเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในกระบวนการดีไนโตรฟิเคชัน ซึ่งรูปแบบในการวางแต่ละส่วนมีหลายแบบ ส่งผลให้ประสิทธิภาพในแต่ละแบบมีความแตกต่างกัน ในที่นี้จะนำเสนอรูปแบบเทคโนโลยีที่นิยมใช้ในการบำบัดไนโตรเจนทางชีวภาพ ดังนี้

2.9.1 กระบวนการเอ็มแอลอี (Modied Ludzak-Ettinger Process)

กระบวนการเอ็มแอลอีประกอบไปด้วยส่วนแอนอกซิกและส่วนออกซิกแยกจากกันโดยชัดเจนตามรูปที่ 2.3 โดยส่วนแรกเป็นส่วนแอนอกซิกแล้วตามด้วยส่วนออกซิกต่อแบบอนุกรม และมีการเวียนน้ำกลับจากส่วนออกซิกเข้าสู่ส่วนแอนอกซิกเพื่อเป็นการดึงกลับไนเตรตไปเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งเกิดขึ้นที่บริเวณถังปฏิกรณ์แอนอกซิก กระบวนการนี้สามารถเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้สูงขึ้น แต่ขึ้นกับอัตราการเวียนไนเตรตกลับ กล่าวคือถ้าอัตราการเวียนไนเตรตกลับสูงและในระบบมีสารอินทรีย์ที่มากพอก็ส่งผลให้อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันสูง ไนโตรเจนก็จะถูกกำจัดได้ดี โดยทั่วไปในทางปฏิบัติจะไม่ให้อัตราการเวียนน้ำกลับสูงมากนักเพราะจะทำให้สิ้นเปลืองพลังงาน ซึ่งทั่วไปกำหนดอัตรการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้าอยู่ที่ไม่เกิน 4:1

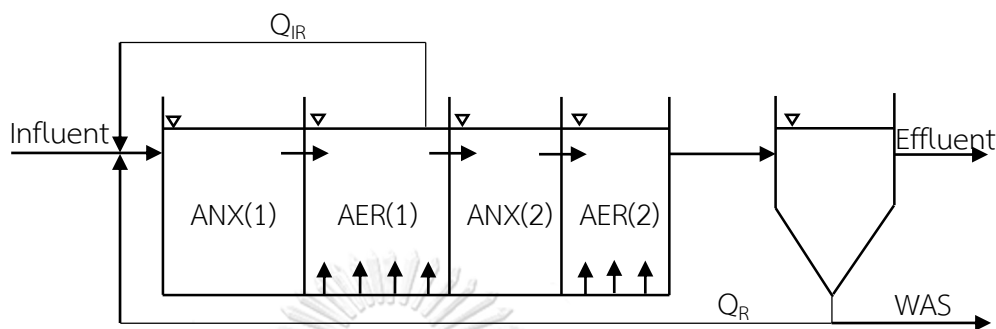


รูปที่ 2.3 กระบวนการเอ็มแอลอี (ที่มา :GRADY, DIGGER และ LIM, 1999)

2.9.2 กระบวนการบาร์เดนโฟแบบสี่ขั้นตอน (Four-Stage Bardenpho)

กระบวนการบาร์เดนโฟแบบสี่ขั้นตอนเป็นการดัดแปลงมาจากกระบวนการเอ็มแอลอีโดย Barnard (1973) เป็นการเพิ่มถังปฏิกรณ์อีกสองถังเข้าไปในกระบวนการเอ็มแอลอี ทำให้ในกระบวนการนี้มีถังปฏิกรณ์ทั้งหมด 4 ถัง คือ ถังแอนอกซิก(1) ถังออกซิก(1) ถังแอนอกซิก(2) และถังออกซิก(2) รวมทั้งมีอัตราการเวียนน้ำกลับเช่นเดียวกับกระบวนการเอ็มแอลอี ตามรูปที่ 2.4 ที่ทำเช่นนี้เพราะในกระบวนการเอ็มแอลอีในส่วนของถังออกซิกยังคงมีไนเตรตอยู่ในน้ำสูง น้ำทิ้งสุดท้ายอาจยังมีไนโตรเจนทั้งหมดอยู่สูงได้ จึงทำการเพิ่มถังปฏิกรณ์อีกสองถัง เพื่อที่จะให้ถังแอนอกซิก(2) กำจัดไนเตรตที่เหลืออยู่ในน้ำทิ้งจากถังออกซิก(1) โดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน จึงเป็นการลดความเข้มข้นของไนเตรตลงได้ แต่ถ้าหากมีเฉพาะถังแอนอกซิก(2) และส่งผ่านไปยังถังตกตะกอนเลย ไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะทำให้การจมตัวของตะกอนในถังตกตะกอนเกิดขึ้นได้ไม่ดี ส่งผลให้น้ำทิ้งอาจมีค่าของแข็งแขวนลอยสูงหรือน้ำพุ่งขึ้นได้ ดังนั้นจึง

เพิ่มถังออกซิก(2) เข้าไปในระบบไปด้วยเพื่อใช้กำจัดไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้น ทั้งนี้กระบวนการบาร์เดนโฟแบบสี่ขั้นตอนสามารถทำให้น้ำทิ้งมีค่าไนโตรเจนเหลืออยู่น้อยกว่า 3 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งถือว่าสามารถบำบัดไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพ



รูปที่ 2.4 กระบวนการบาร์เดนโฟแบบสี่ขั้นตอน (ที่มา :GRADY, DIGGER และ LIM, 1999)

2.10 फिल्मชีวภาพ

ฟิล์มชีวภาพ คือ การรวมกันของกลุ่มจุลินทรีย์ที่เริ่มจากการเกาะติดบนพื้นผิวที่มีความชื้นสูงหรืออยู่ในสภาพแวดล้อมที่มีของเหลวล้อมรอบ โดยจุลินทรีย์เหล่านี้ร่วมกันผลิตสารจำพวกพอลิเมอร์ที่มีลักษณะเป็นเมือกประกอบไปด้วยคาร์โบไฮเดรต โปรตีนและกรดนิวคลีอิก ทำหน้าที่ป้องกันจุลินทรีย์ที่อยู่ภายในเมือกเหล่านี้ ทั้งนี้ลักษณะรูปร่างของฟิล์มชีวภาพมีความแตกต่างกันขึ้นกับชนิดของจุลินทรีย์และสภาพแวดล้อมเป็นหลัก

2.10.1 ขั้นตอนการสร้างฟิล์มชีวภาพบนพื้นผิวตัวกลาง

ระยะที่ 1 จุลินทรีย์เริ่มเกาะติดบนพื้นผิวตัวกลางแบบผันกลับได้ ด้วยการเคลื่อนที่มาจากน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ เกิดปฏิสัมพันธ์ทางฟิสิกส์เคมีระหว่างจุลินทรีย์กับพื้นผิวตัวกลาง โดยการยึดเกาะกับพื้นผิวตัวกลางในระยะแรกนี้ยังไม่เข้าสู่กระบวนการสร้างฟิล์มชีวภาพอาจมีการหลุดออกของจุลินทรีย์จากพื้นผิวตัวกลางกลับไปเป็นเซลล์อิสระและลอยต่อไป

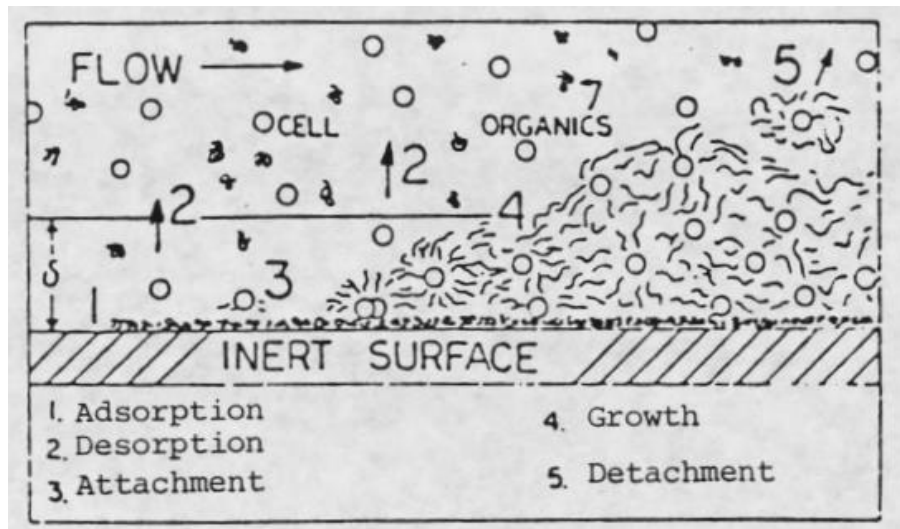
ระยะที่ 2 จุลินทรีย์เริ่มมีการยึดเกาะกับพื้นผิวตัวกลางแบบจำเพาะมากขึ้น โดยที่จุลินทรีย์ไม่สามารถผันกลับไปอยู่ในสภาวะเซลล์อิสระได้อีกถึงแม้จะมีการไหลเข้าของน้ำเสียตลอดเวลา เนื่องจากจุลินทรีย์อาศัยโครงสร้างภายนอก ได้แก่ พิลิ แพลกเจลลลา และแคปซูล ในการยึดเกาะกับพื้นผิวตัวกลางทำให้จุลินทรีย์ยึดเกาะกับพื้นผิวตัวกลางได้อย่างมั่นคง โดยที่แพลกเจลลามี

ความสำคัญในการยึดเกาะกับพื้นที่ผิวตัวกลางในช่วงแรกโดยทำหน้าที่เหนี่ยวนำให้จุลินทรีย์ชนิดอื่นเข้ามาร่วมเกาะบนพื้นที่ผิวในบริเวณเดียวกันและมีการเรียงตัวเป็นชั้นเดียว ต่อมาเริ่มมีการเรียงตัวเป็นชั้นถัดขึ้นมาด้วยการเคลื่อนที่แบบคืบคลานไปบนชั้นเซลล์เดิมโดยอาศัยฟิลา เมื่อสิ้นสุดระยะนี้เซลล์จุลินทรีย์เริ่มจับกันเป็นกลุ่มเรียกว่า โคลไอนี

ระยะที่ 3 เป็นระยะแรกในการสร้างชั้นฟิล์มชีวภาพ โครงสร้างของเยื่อหุ้มเซลล์ของจุลินทรีย์มีส่วนช่วยในการยึดเกาะกับพื้นที่ผิวตัวกลาง เมื่อกระบวนการยึดเกาะกับพื้นที่ผิวตัวกลางเริ่มมีโครงสร้างที่แข็งแรงขึ้นจุลินทรีย์ภายในเริ่มปรับตัวได้และเริ่มมีการแบ่งเซลล์เพิ่มจำนวนพร้อมกันกับสร้างสารพอลิเมอร์ที่เรียกว่าอีพีเอส (Extracellular Polymeric Substances) โดยสารพอลิเมอร์ตัวนี้ประกอบไปด้วย พอลิแซ็กคาไรด์ กรดนิวคลีอิก และโปรตีน ซึ่งทำหน้าที่ในการยึดเกาะและป้องกันเซลล์จุลินทรีย์ภายในโครงสร้างฟิล์มชีวภาพ

ระยะที่ 4 จุลินทรีย์มีการเพิ่มจำนวนเซลล์ภายในโครงสร้างฟิล์มชีวภาพเกิดการขยายใหญ่ขึ้นจนเป็นโครงสร้างฟิล์มชีวภาพที่สมบูรณ์ นอกจากนี้ยังพบอีกว่าจุลินทรีย์ที่อยู่ภายในโครงสร้างนี้จะถูกจำกัดด้วยพื้นที่ อาหารและของเสียที่เซลล์ขับออกมาทำให้จุลินทรีย์มีการปรับตัวให้อยู่ในสภาวะจำศีล

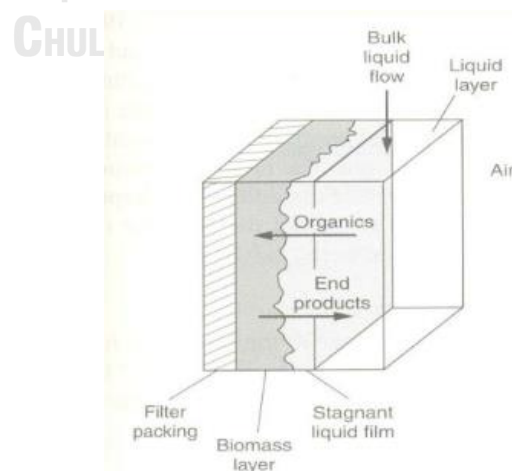
ระยะที่ 5 จุลินทรีย์ภายในโครงสร้างฟิล์มชีวภาพเริ่มมีความหนาแน่นมากเกินไป จึงมีการขับเอนไซม์ออกมาเพื่อช่วยในการย่อยสลายโครงสร้างนี้ ซึ่งนำไปสู่การกระจายตัวของจุลินทรีย์ออกจากโครงสร้างฟิล์มชีวภาพ และจุลินทรีย์ที่หลุดออกมานี้สามารถปรับตัวให้เข้ากับสภาวะแวดล้อมภายนอกได้และพร้อมที่จะเริ่มกระบวนการเกาะติดบนพื้นที่ผิวตัวกลางและสร้างฟิล์มชีวภาพกลุ่มใหม่ต่อไปได้ ทำให้เกิดการแพร่กระจายของฟิล์มชีวภาพทั่วทั้งพื้นที่ผิวตัวกลาง



รูปที่ 2.5 ขั้นตอนการสร้างฟิล์มชีวภาพบนพื้นผิวตัวกลาง (ที่มา :Trulear และ Characklis, 1982)

2.10.2 กิจกรรมของจุลินทรีย์ภายในโครงสร้างฟิล์มชีวภาพบนผิวตัวกลาง

กิจกรรมของจุลินทรีย์ภายในโครงสร้างฟิล์มชีวภาพขึ้นกับอัตราการไหลและลักษณะของน้ำเสียที่เข้าระบบ รวมถึงรูปร่างและขนาดของตัวกลางด้วย (สุบัณฑิต นิมรัตน์, 2548) โดยสารอินทรีย์และแร่ธาตุที่มากับน้ำเสียรวมถึงออกซิเจนจะเกิดการแพร่เข้าไปในชั้นของฟิล์มชีวภาพ ซึ่งภายในมีจุลินทรีย์อาศัยอยู่และจุลินทรีย์เหล่านี้จะใช้สารอินทรีย์และแร่ธาตุที่แพร่เข้ามาสังเคราะห์เซลล์ใหม่ด้วยการหายใจแบบใช้ออกซิเจน และผลิตภัณฑ์ที่เกิดขึ้นจากการสังเคราะห์เซลล์ก็จะถูกส่งผ่านชั้นฟิล์มชีวภาพออกสู่ภายนอกโครงสร้างต่อไป (Metcalf และ Eddy, 2014) ดังในรูปที่ 2.6



รูปที่ 2.6 กิจกรรมของจุลินทรีย์ภายในโครงสร้างฟิล์มชีวภาพบนผิวตัวกลาง (ที่มา : Metcalf และ Eddy, 2014)

2.11 เทคโนโลยีระบบบำบัดน้ำเสียด้วยฟิล์มชีวภาพ

2.11.1 คุณสมบัติของเทคโนโลยีระบบบำบัดน้ำเสียด้วยฟิล์มชีวภาพ

- 1) มีการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์บนพื้นที่ผิวตัวกลาง
- 2) มีการกระจายน้ำเสียและการสัมผัสระหว่างน้ำเสียกับพื้นที่ผิวตัวกลาง
- 3) ต้องมีถังตกตะกอนเพื่อกำจัดสลัดจ์ส่วนเกินที่หลุดออกมาจากฟิล์มชีวภาพบนพื้นที่ผิวตัวกลางหรือจากการล้างย้อนของระบบ
- 4) ต้องการออกซิเจนด้วยวิธีการทางธรรมชาติหรือวิธีทางกล (เครื่องเติมอากาศ)
- 5) ต้องมีการรวบรวมน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้ว

2.11.2 ประเภทของเทคโนโลยีระบบบำบัดน้ำเสียด้วยฟิล์มชีวภาพ

เทคโนโลยีระบบบำบัดน้ำเสียด้วยฟิล์มชีวภาพจะอาศัยกระบวนการการเติบโตของฟิล์มชีวภาพแบบเกาะติดกับพื้นที่ผิวตัวกลางที่มีอากาศในการบำบัดน้ำเสีย โดยสามารถแบ่งกระบวนการดังกล่าวออกเป็น 5 ประเภททั่วๆไป ดังนี้ (ชวลิตร์ รัตนธรรมสกุล, 2560)

1) กระบวนการเติบโตชีวภาพแบบเกาะติดที่ไม่จมตัว

ระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้กระบวนการเติบโตชีวภาพแบบเกาะติดที่ไม่จมตัว ได้แก่ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรอง (Trickling Filter) โดยหลักการทำงานของระบบบำบัดนี้คือน้ำเสียถูกโปรยลงมาจากด้านบนอย่างต่อเนื่องผ่านชั้นหินซึ่งเป็นตัวกลาง การบำบัดเกิดขึ้นเมื่อน้ำเสียไหลผ่านฟิล์มชีวภาพที่เกาะอยู่บนพื้นผิวตัวกลางหรือหิน ข้อดีของระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรองคือใช้พลังงานต่ำและเรียบง่าย ส่วนข้อจำกัดของระบบบำบัดน้ำเสียแบบนี้ คือเกิดการอุดตันของชั้นตัวกลางได้ง่ายและรับอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์ได้น้อย ด้วยข้อจำกัดที่กล่าวมาทำให้ช่วงหลังมีการพัฒนาตัวกลางที่เป็นพลาสติกขึ้น ส่งผลให้มีพื้นที่ผิวมากขึ้น ระบายอากาศได้ดี รวมถึงประสิทธิภาพในการบำบัดสูงขึ้นตามด้วย

2) กระบวนการเติบโตชีวภาพใช้อากาศแบบยึดเกาะที่จมตัวบางส่วน

ระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้กระบวนการเติบโตชีวภาพใช้อากาศแบบยึดเกาะที่จมตัวบางส่วน ได้แก่ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบจานหมุนหรืออาร์บิซี ส่วนประกอบหลักของระบบบำบัดน้ำเสียแบบจานหมุน คือจานหมุนซึ่งทำหน้าที่เป็นตัวกลางให้ฟิล์มชีวภาพยึดเกาะ และเพลลาทำหน้าที่ในการหมุนจานให้สัมผัสกับน้ำเสียและอากาศ โดยในถังปฏิกรณ์ของระบบนี้ตัวจานหมุนจะจมน้ำแค่ครึ่งเดียว ส่วนอีกครึ่งจะโผล่พ้นน้ำเพื่อให้ฟิล์มชีวภาพสัมผัสกับอากาศถือว่าการเติมอากาศให้กับระบบด้วย

ระบบดังกล่าวนิยมใช้ในสหรัฐอเมริกา ในช่วงปี ค.ศ. 1970 แต่เนื่องด้วยปัญหาที่พบในภาคสนาม เช่น ประสิทธิภาพการบำบัดต่ำ รั่วสารอันตรายอินทรีย์ได้น้อย เกิดการสะสมของฟิล์มชีวภาพที่ไม่พึงประสงค์ เพล่าเสียหาย และการเสื่อมสภาพของจานหมุน ทำให้ระบบบำบัดนี้ได้รับความนิยมน้อยลงและในปัจจุบันระบบบำบัดนี้พบการใช้งานน้อยมากในสหรัฐอเมริกา

3) กระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์-เดบิตชีวภาพเกาะติดแบบไม่จมตัว

กระบวนการแยกทิวเต็ดสลัดจ์-เดบิตชีวภาพเกาะติดแบบไม่จมตัว เป็นการนำเอา ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแยกทิวเต็ดสลัดจ์มาต่อเข้ากับระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรอง กล่าวคือน้ำเสียจะเข้าระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรองก่อนและน้ำทิ้งที่ออกมาจะเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำเสียแบบแยกทิวเต็ดสลัดจ์ต่อไป ข้อดีของระบบนี้คือช่วยเพิ่มคุณสมบัติการตกตะกอนของสลัดจ์ที่มีค่าเอสวีไอ (SVI) ต่ำให้มากขึ้น ประสิทธิภาพการบำบัดสูงขึ้น และลดการใช้พลังงานลง

4) กระบวนการชีวภาพเกาะติดแบบจมตัวเต็มอากาศ

ระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้กระบวนการชีวภาพเกาะติดแบบจมตัวเต็มอากาศ ได้แก่ ระบบบำบัดแบบ Upflow, downflow, และ Fluidized Bed Reactor ซึ่งตัวกลางจะอยู่กับที่หรือเคลื่อนที่ก็ได้ และไม่มีถังตกตะกอนชั้นที่สองในระบบนี้ ข้อดีของระบบบำบัดน้ำเสียเหล่านี้คือ ระบบจะมีขนาดเล็กลงเมื่อเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบแยกทิวเต็ดสลัดจ์ ในอัตราการบำบัดทุกสารอินทรีย์และปริมาณน้ำเสียเท่ากันและไม่มีปัญหาเรื่องการตกตะกอนของสลัดจ์ นอกจากนี้ยังช่วยเพิ่มการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันอีกด้วย ส่วนข้อเสียของระบบบำบัดน้ำเสียดังกล่าวคือ ต้นทุนในการก่อสร้างที่สูงเมื่อเทียบกับต้นทุนในการสร้างระบบบำบัดน้ำเสียแบบแยกทิวเต็ดสลัดจ์

5) ระบบแยกทิวเต็ดสลัดจ์ที่มีตัวกลางยึดเกาะฟิล์มชีวภาพ

ระบบแยกทิวเต็ดสลัดจ์ที่มีตัวกลางยึดเกาะฟิล์มชีวภาพ เป็นการใส่ตัวกลางลงไปในถังปฏิกรณ์เพื่อให้จุลินทรีย์เกาะติดและเจริญเติบโตเป็นฟิล์มชีวภาพ ตัวกลางที่ใส่ลงไปจะถูกยึดติดกับส่วนหนึ่งกับถังปฏิกรณ์เรียกกระบวนการร่วมกันระหว่างตัวกลางยึดเกาะฟิล์มชีวภาพกับระบบแยกทิวเต็ดสลัดจ์ว่ากระบวนการไฮบริด ข้อดีของระบบบำบัดน้ำเสียแยกทิวเต็ดสลัดจ์ที่มีตัวกลางยึดเกาะฟิล์มชีวภาพ คือ เพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด ลดปริมาณสลัดจ์ที่เกิดขึ้น เพิ่มความสามารถในการตกตะกอนของสลัดจ์ในถังตกตะกอน และค่าบำรุงรักษาในการเดินระบบเท่าเดิม

2.12 ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ

ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศเป็นระบบบำบัดที่ใช้กระบวนการชีวภาพเกาะติดแบบจมตัวเติมอากาศ ซึ่งภายในถังปฏิกรณ์ถูกบรรจุด้วยตัวกลางอาจเป็นเม็ดหรือเป็นโครงสร้างเดียวกันกับถังปฏิกรณ์ก็ได้ โดยตัวกลางนี้จะทำหน้าที่ให้จุลินทรีย์มายึดเกาะและเจริญเติบโตเป็นฟิล์มชีวภาพต่อไป และถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศนี้สามารถกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและสารอาหารต่างๆที่มากับน้ำเสียพร้อมกันกับกำจัดของแข็งแขวนลอยไม่ให้หลุดออกไปกับน้ำทิ้งได้อีกด้วย (Leopoldo และ Tom, 1999)

2.12.1 ประวัติความเป็นมาของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ

ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศถูกค้นพบครั้งแรกในปี ค.ศ.1913 ในการบำบัดน้ำเสียชุมชน โดยภายในถังเติมอากาศพบว่ามีชั้นของฟิล์มชีวภาพเกาะติดอยู่กับชั้นหินชนวน ต่อมาในปี ค.ศ. 1930 ถังกรองชีวภาพนี้ถูกใช้งานเป็นถังกรอง(Filter Tank) หรือเป็นที่รู้จักกันในชื่อ Emscher Filter โดยในถังกรองนี้ใช้ชั้นเศษแร่หยาบเป็นตัวกลางให้ฟิล์มชีวภาพยึดเกาะแทนที่ของชั้นหินชนวน ส่งผลให้เพิ่มค่าออกซิเจนละลายในถังกรองนี้และประสิทธิภาพการบำบัดสูงขึ้นด้วย และในปี ค.ศ.1939 กระบวนการกรองดังกล่าวได้ถูกเรียกว่าเป็นกระบวนการชีวภาพเกาะติดแบบจมตัวเติมอากาศ และได้มีการพัฒนานำไปสู่แนวคิดที่จะใช้การบำบัดทางชีวภาพแบบสองขั้นตอน โดยใช้หินเป็นตัวกลางในถังเติมอากาศร่วมกับถังตกตะกอน พบว่าสามารถกำจัดสารอินทรีย์ในรูปของบีโอดี (BOD₅) ได้ถึง 80% ในน้ำเสียที่เข้ามา ซึ่งในปี ค.ศ.1943 ในสหรัฐอเมริกานิยมใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดน้ำเสียชุมชน (Leopoldo และ Tom, 1999)

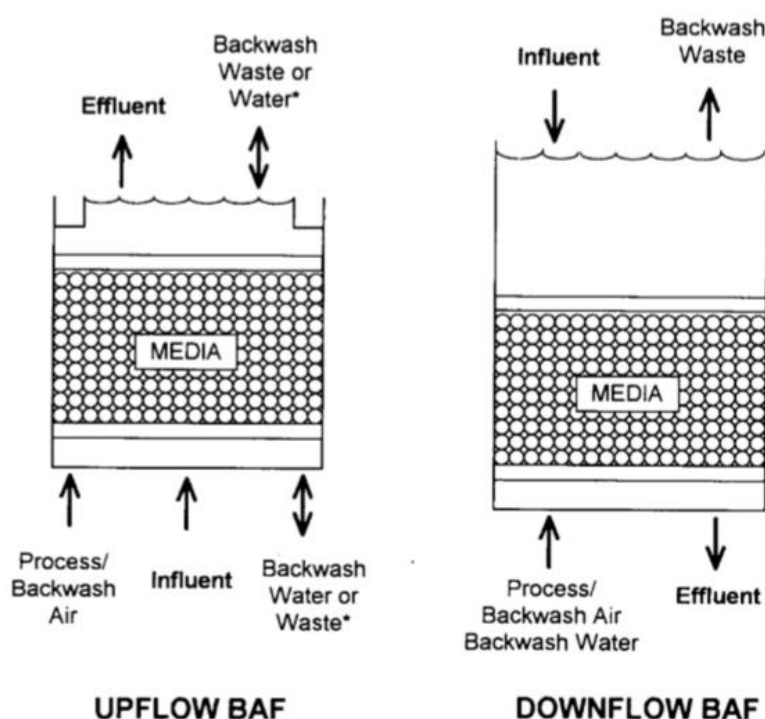
ในปี ค.ศ.1964 มีสิทธิบัตรที่นำออกมาอธิบายเกี่ยวกับกระบวนการชีวภาพเกาะติดแบบจมตัวเติมอากาศโดยใช้ถ่านโค้กเป็นตัวกลางให้ฟิล์มชีวภาพเกาะติด ซึ่งเป็นครั้งแรกของกระบวนการนี้ที่มีการอธิบายเกี่ยวกับถังกรองชีวภาพพร้อมกับการกำจัดของแข็ง ต่อมาในปี ค.ศ.1970 ได้มีการพัฒนาถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศโดยการใช้ตัวกลางในถังปฏิกรณ์ที่หลากหลายขึ้น และมีการประยุกต์การเติมอากาศโดยใช้แก๊สออกซิเจนบริสุทธิ์ให้แก่ระบบและพบว่าสามารถเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันได้

ในปี ค.ศ.1980 ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศได้มีการพัฒนาอย่างมากในสหภาพยุโรปโดยมีเป้าหมายเพื่อกำจัดสารอินทรีย์ แอมโมเนีย-ไนโตรเจนรวมถึงการกำจัดของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียและยังสามารถเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันและการกำจัดฟอสฟอรัสพร้อมกันอีกด้วย ในปัจจุบัน

ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศมีบทบาทในการพัฒนาการกำจัดสารอาหารต่างๆในน้ำเสีย เช่นไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Biplob และคณะ, 2011)

2.12.2 ประเภทของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ

น้ำเสียสามารถไหลเข้าถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศได้ทั้งทางด้านบนหรือด้านล่างของถังปฏิกรณ์ ดังนั้นถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศสามารถแบ่งประเภทของถังตามการไหลเข้าของน้ำเสียได้เป็น 2 ประเภทคือ 1) ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลลง และ 2) ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้น (Leopoldo และ Tom, 1999) ดังแสดงในรูปที่ 2.7



รูปที่ 2.7 ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นและชนิดไหลลง (ที่มา :Leopoldo และ Tom, 1999)

1) ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลลง

ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลลงเป็นการไหลสวนทางกันระหว่างน้ำเสียกับอากาศ โดยที่น้ำเสียจะไหลเข้าทางด้านบนของถังปฏิกรณ์ส่วนอากาศจะถูกเติมจากด้านล่างของถังปฏิกรณ์ และทางน้ำออกจะอยู่ด้านล่างของถัง ซึ่งการไหลแบบนี้มีข้อดีตรงที่อากาศสามารถสัมผัสกับน้ำเสียอย่างทั่วถึงจนถึงทางน้ำออก โดยจะมีความสำคัญเมื่อเราต้องการบำบัดแคสสารอินทรีย์และแอมโมเนียในถังปฏิกรณ์เพียงใบเดียวโดยที่ไม่มีข้อจำกัดของความเข้มข้นออกซิเจนละลายและในถังปฏิกรณ์นี้จุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงจะเจริญเติบโตได้ดีที่บริเวณส่วนล่างของถังที่มีออกซิเจน

ละลายอยู่สูงรวมถึงสารอินทรีย์คาร์บอนถูกใช้ไปจนหมดในส่วนบนของถังปฏิกรณ์ทำให้จุลินทรีย์ใช้แอมโมเนียมเป็นตัวให้อิเล็กตรอนแทนสารอินทรีย์คาร์บอน

2) ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้น

ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นเป็นการไหลในทิศทางเดียวกันระหว่างน้ำเสียกับอากาศ โดยน้ำเสียและอากาศจะไหลเข้าทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์ และทางน้ำออกจะอยู่ด้านบนของถัง ซึ่งการไหลแบบนี้สามารถรับมือกับอัตราการไหลเข้าของน้ำเสียที่มีอัตราสูงๆได้ลดการอุดตัน ไม่มีปัญหาเรื่องกลิ่นในน้ำทิ้งเนื่องจากแก๊สจะถูกไล่ออกจากน้ำเสียพร้อมกับอากาศที่เติมเข้าไป และนอกจากนี้ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นยังสามารถกำหนดขอบเขตของการเติมอากาศได้เพื่อที่จะให้มีบางส่วนในถังปฏิกรณ์เป็นส่วนแอนอ็อกซิกสำหรับการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้อีกด้วย

2.12.3 ตัวกลางที่เหมาะสมสำหรับถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ

ตัวกลางที่ใส่ในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศขึ้นกับลักษณะการไหลของน้ำเสียและการถ่ายมวลระหว่างออกซิเจนกับสารอาหาร ซึ่งตัวกลางที่เหมาะสมจะต้องมีคุณสมบัติความต้านทานต่อการเสียดสี มีเสถียรภาพสูงต่อสารเคมี มีพื้นที่ผิวจำเพาะสูงและน้ำหนักปรากฏจำเพาะที่ต่ำ ตัวกลางแบบเม็ดสำหรับถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศที่มีความหนาแน่นมากกว่าน้ำจะเป็นตัวกลางแบบจมตัวหรือที่มีความหนาแน่นน้อยกว่าน้ำจะเป็นตัวกลางแบบลอยตัว ดังแสดงในตารางที่ 2.7

ตารางที่ 2.7 ชนิดของตัวกลางที่ใช้ในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ (Leopoldo และ Tom, 1999)

ประเภทของตัวกลาง	ชนิดของตัวกลาง	ขนาด (มม.)	รูปแบบการไหล
ตัวกลางแบบจมตัว	เม็ดดินเผา	1.3 – 8.0	แบบไหลขึ้น
	ถ่านหิน	3.0	แบบไหลลง
	เม็ดดินแก้ว	3.0 – 4.0	แบบไหลลง
	หินดินดานเผา	2.0 – 6.0	แบบไหลลง
	หินที่มีรูพรุน	20.0 – 35.0	แบบไหลขึ้น
	กากแร่	40.0	แบบไหลลง
ตัวกลางแบบลอยตัว	โพรพิลีน	2.3 – 2.7	แบบไหลขึ้น
	พลาสติกกรีไซเคิล	5.0	แบบไหลขึ้น

จากตารางแสดงให้เห็นว่าประเภทของตัวกลางแบบจมตัวสามารถใช้กับถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นและถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลลง แต่ขณะที่ตัวกลางแบบลอยตัวใช้ได้เฉพาะถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้น ซึ่งตัวกลางแบบจมตัวส่วนใหญ่ผลิตขึ้นมาจากวัสดุจากธรรมชาติและตัวกลางแบบลอยตัวจะผลิตมาจากวัสดุสังเคราะห์ เช่น โพรพิลีน เป็นต้น

ตัวกลางที่เหมาะสมควรมีพื้นที่ผิวจำเพาะที่สูง ประมาณ 1000–1500 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร เพื่อเก็บรักษาฟิล์มชีวภาพไว้ในระบบได้สูงส่งผลให้ประสิทธิภาพในการบำบัดเกิดได้ดี (Leopoldo และ Tom, 1999) นอกจากนี้ขนาดของตัวกลางที่ใส่ในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศก็ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีด้วยเช่นกัน โดยพบว่าตัวกลางที่ขนาดเล็กมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีได้สูงกว่าตัวกลางที่มีขนาดใหญ่ โดยประสิทธิภาพการบำบัดอยู่ที่ 83% และ 77% ตามลำดับ (Moore, Quarmby และ Stephenson, 2001)

2.13 จลนพลศาสตร์ในงานบำบัดน้ำเสีย

ปฏิกิริยาที่เกี่ยวข้องกับการเปลี่ยนแปลงองค์ประกอบและมวลสารมีความสำคัญอย่างมากในงานบำบัดน้ำเสียเนื่องจากส่งผลให้เกิดการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของสารต่างๆในน้ำเสีย โดยปฏิกิริยาจะทำให้เกิดการลดลงของสารตั้งต้นและได้ผลิตภัณฑ์เป็นสารใหม่เกิดขึ้น ดังนั้นการศึกษาจลนพลศาสตร์ในงานบำบัดน้ำเสียเป็นการศึกษากลไกปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเพื่อให้เข้าใจ

กลไกการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียอย่างละเอียด โดยรูปแบบของจลนพลศาสตร์ของอัตราการบำบัดสารใดๆในงานบำบัดน้ำเสีย สามารถเกิดขึ้นได้ดังนี้

2.13.1 จลนพลศาสตร์อันดับศูนย์

จลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ คือ อัตราการบำบัดจำเพาะคงที่โดยไม่เปลี่ยนแปลงตามความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น ดังนั้นความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดจำเพาะกับความเข้มข้นของสารตั้งต้นจึงเป็นแบบคงที่ ดังรูปที่ 2.8 และสามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.17



รูปที่ 2.8 กราฟของจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์

$$r_s = kS^0 \quad (2.17)$$

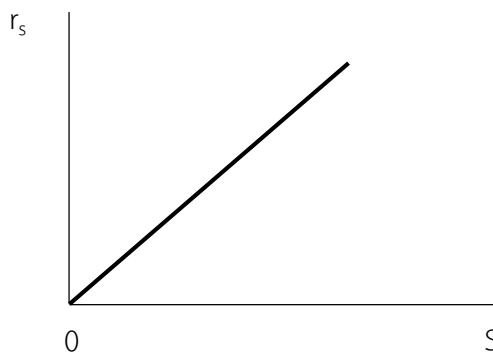
โดยที่ r_s = อัตราการบำบัดจำเพาะ (มิลลิกรัมต่อลิตร-เวลา)

k = ค่าคงที่อัตราการบำบัดจำเพาะ (มิลลิกรัมต่อลิตร-เวลา)

S^0 = ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)

2.13.2 จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง

จลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง คือ อัตราการบำบัดจำเพาะเปลี่ยนแปลงตามความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น ดังนั้นความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดจำเพาะกับความเข้มข้นของสารตั้งต้นเป็นแบบเส้นตรง ดังรูปที่ 2.9 และสามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.18



รูปที่ 2.9 กราฟของจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง

$$r_s = kS^1 \quad (2.18)$$

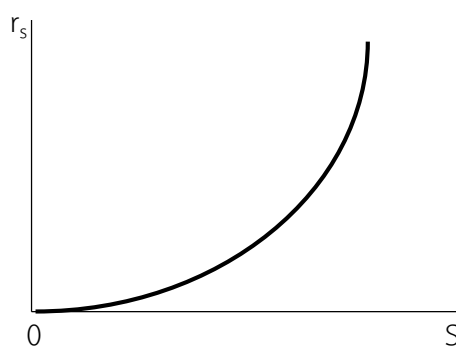
โดยที่ r_s = อัตราการบำบัดจำเพาะ (มิลลิกรัมต่อลิตร-เวลา)

k = ค่าคงที่อัตราการบำบัดจำเพาะ (เวลา⁻¹)

S^1 = ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)

2.13.3 จลนพลศาสตร์อันดับสอง

จลนพลศาสตร์อันดับสอง คือ อัตราการบำบัดจำเพาะเปลี่ยนแปลงตามความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้นยกกำลังสอง กล่าวคือความเข้มข้นของสารตั้งต้นจะมีผลอย่างมากต่ออัตราการบำบัด ดังนั้นความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดจำเพาะกับความเข้มข้นของสารตั้งต้นเป็นแบบพาราโบลาครึ่งสี่แฉก ดังรูปที่ 2.10 และสามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.19



รูปที่ 2.10 กราฟของจลนพลศาสตร์อันดับสอง

$$r_s = kS^2 \quad (2.19)$$

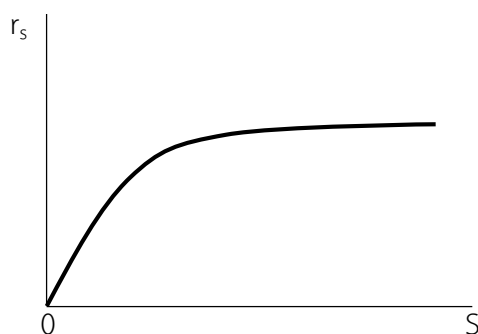
โดยที่ r_s = อัตราการบำบัดจำเพาะ (มิลลิกรัมต่อลิตร-เวลา)

k = ค่าคงที่อัตราการบำบัดจำเพาะ (ลิตรต่อมิลลิกรัม-เวลา)

S^2 = ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)

2.13.4 จลนพลศาสตร์แบบโมนด์

จลนพลศาสตร์แบบโมนด์ คือ สมการที่ใช้ในการทำนายอัตราการเกิดปฏิกิริยาทางชีวภาพ เทียบกับความเข้มข้นของสารตั้งต้น โดยช่วงแรกของกราฟจะมีลักษณะคล้ายกับจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง ที่ช่วงความเข้มข้นต่ำและเมื่อความเข้มข้นของสารตั้งต้นสูงขึ้นกราฟจะมีลักษณะคล้ายกับจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์ เรียกความสัมพันธ์แบบนี้ว่าความสัมพันธ์แบบโมนด์ ดังรูปที่ 2.11 และสามารถเขียนเป็นสมการทั่วไปได้ดังสมการที่ 2.20



รูปที่ 2.11 กราฟจลนพลศาสตร์แบบไมโนต์

$$r_s = k_m \frac{S}{k_s + S} \quad (2.20)$$

โดยที่ r_s = อัตราการบำบัดจำเพาะ

k_m = อัตราการบำบัดจำเพาะสูงสุด

k_s = ความเข้มข้นของสารตั้งต้นที่อัตราการบำบัดจำเพาะเท่ากับครึ่งหนึ่งของอัตราการบำบัดจำเพาะสูงสุด

S = ความเข้มข้นเริ่มต้นของสารตั้งต้น

2.14 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Hansen, Thøgersen และ Rogalla (2007) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอกทีเวเต็ดสลัดจ์และถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศในโรงบำบัดน้ำเสียของเมืองเฟรเดริกส์ฮอฟน์ ประเทศเดนมาร์ก โดยที่โรงบำบัดน้ำเสียแห่งนี้รับอัตราการไหลของน้ำเสียอยู่ที่ 16500 ลูกบาศก์เมตรต่อวัน ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอกทีเวเต็ดสลัดจ์พรีดีไนตริฟิเคชันต่อขนานกับถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศที่มีส่วนบนเป็นแบบออกซิกเพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและส่วนล่างเป็นแบบแอนออกซิกเพื่อให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน มีปริมาตรส่วนออกซิกอยู่ที่ 2300 ลูกบาศก์เมตรและปริมาตรส่วนแอนออกซิกอยู่ที่ 1240 ลูกบาศก์เมตร โดยการศึกษาครั้งนี้ทำการศึกษาเป็นระยะเวลามากกว่า 10 ปี ผลการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของทั้งสองระบบมีประสิทธิภาพที่สูงทั้งสองระบบ แต่ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงกว่าระบบเอกทีเวเต็ดสลัดจ์ นอกจากนี้เมื่ออุณหภูมิลดต่ำลงถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศสามารถเกิดไนตริฟิเคชันได้ดีกว่าระบบเอกทีเวเต็ดสลัดจ์

Ryu และคณะ (2008) ทำการศึกษาการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียที่มีอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนที่ต่ำด้วยระบบถังกรองชีวภาพชนิดไหลขึ้น 4 ชั้นตอน ระบบนี้ประกอบไปด้วยถังกรองชีวภาพต่อแบบอนุกรม จำนวน 4 คอลัมน์ แบ่งเป็นคอลัมน์แอมโมเนียมและคอลัมน์ออกซิเจนสลับกันตามลำดับ คอลัมน์ออกซิเจนมีการเติมอากาศจากทางด้านล่างของคอลัมน์จากเครื่องเติมอากาศให้มีค่าออกซิเจนละลายมากกว่า 5 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตร โดยแต่ละคอลัมน์มีความสูง 1.90 เมตร มีเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.09 เมตร คิดเป็นปริมาตร 12.1 ลิตร และมีตัวกลางขนาด 2 – 3 มิลลิเมตร พื้นที่ผิวจำเพาะ 2000 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตรถูกบรรจุลงในคอลัมน์โดยมีความสูงของชั้นตัวกลาง 0.95 เมตร ในการทดลองนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของซีโอดี 100 มิลลิกรัมต่อลิตร มีอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนเป็น 4:3 ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียในระบบอยู่ที่ 3 และ 6 ชั่วโมง ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียทั้งสองมีค่าไม่ต่างกันมาก โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดอยู่ที่ 95 – 96% และในน้ำทิ้งที่ออกจากคอลัมน์สุดท้ายมีความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจน 2.7 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงสรุปได้ว่าระบบถังกรองชีวภาพชนิดไหลขึ้น 4 ชั้นตอนมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนที่สูงมากและสามารถเกิดได้ทั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันได้

Farabegoli, Chiavola และ Rolle (2009) ทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลลง ถังกรองชีวภาพนี้มีความสูง 1.8 เมตร ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.14 เมตร มีความสูงของชั้นตัวกลาง 0.80 เมตร มีการให้ออกซิเจนจากเครื่องเติมอากาศโดยให้มีค่าออกซิเจนละลายของน้ำทิ้งมากกว่า 3 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตรและมีระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 1 ชั่วโมง โดยการทดลองนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นซีโอดี 250 มิลลิกรัมต่อลิตรและมีความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 35 มิลลิกรัมต่อลิตร ผลการทดลองพบว่าความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำทิ้งอยู่ที่ 68 มิลลิกรัมต่อลิตรและ ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนอยู่ที่ 3.3 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยคิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีเป็น 65% และประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมเป็น 91%

Biplob และคณะ (2011) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นโดยไม่มีการเวียนน้ำเสียกลับเข้าระบบ ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นมีเส้นผ่านศูนย์กลางถึงปฏิกรณ์อยู่ที่ 0.15 เมตร มีความสูง 1.5 เมตร มีการเติมอากาศที่ส่วนล่างสุดของถังปฏิกรณ์ โดยส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ไม่มีการบรรจุตัวกลางเพื่อให้

จุลินทรีย์เจริญเติบโตแบบแขวนลอยในน้ำเสีย มีความสูงส่วนนี้ 0.85 เมตรและส่วนบนของถังปฏิกรณ์ มีการบรรจุตัวกลางเพื่อให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตแบบเกาะติดกับพื้นที่ผิวตัวกลางแบบจมตัว มีความสูงของส่วนที่บรรจุตัวกลางอยู่ที่ 0.65 เมตร ทำการทดลองโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของซีโอดี 13000 มิลลิกรัมต่อลิตรและอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนต่างกัน คือ 1:1 4:1 และ 10:1 ตามลำดับ มีระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียที่ 6 ชั่วโมง ผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนจะเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนลดต่ำลง โดยมีค่าเป็น 87.0% 89.2% และ 91.1% แต่ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีไม่ขึ้นกับอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน โดยมีค่าเป็น 87.6% 86.4% และ 89.5% เมื่ออัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนเป็น 10:1 4:1 และ 1:1 ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบอีกว่าอัตราไนตริฟิเคชันจะปรับตัวสูงขึ้นเมื่อมีค่าออกซิเจนละลายมากกว่า 3.7 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่าพีเอชยังส่งผลต่อการกำจัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนอีกด้วย โดยประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนเพิ่มขึ้นจาก 81.6% เป็น 92.3% เมื่อเปลี่ยนค่าพีเอชจาก 4.7 เป็น 6.4 ทั้งนี้ทำการทดลองทั้งหมด 115 วันไม่พบการอุดตันของชั้นตัวกลาง

Albuquerque, Makinia และ Pagilla (2012) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่ความเข้มข้นต่ำโดยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลลง ถังปฏิกรณ์มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 7 เซนติเมตร และความสูงของชั้นตัวกลาง 40.5 เซนติเมตร ใช้ตัวกลางขนาด 4 มิลลิเมตร มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 1740 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร โดยที่ตัวกลางอยู่ต่ำกว่าระดับน้ำ 3 เซนติเมตร ใช้การเติมอากาศด้วยเครื่องเติมอากาศที่ความสูง 37.5 เซนติเมตรจากด้านล่างของถัง โดยให้มีค่าออกซิเจนละลายมากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร การทดลองนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของซีโอดี 100 มิลลิกรัมต่อลิตร และเปลี่ยนอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนเป็น 2:1 4:1 10:1 และ 20:1 ตามลำดับ ผลการทดลองพบว่าอัตราการกำจัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนเป็น 2:1 ถึง 20:1 ให้ประสิทธิภาพการกำจัดอยู่ที่ 50%-70% โดยที่การกำจัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนส่วนใหญ่เกิดที่บริเวณเหนือจุดเติมอากาศที่มีค่าออกซิเจนละลายมากกว่า 2.1 มิลลิกรัมต่อลิตร และความหนาของชั้นฟิล์มชีวภาพอยู่ที่ 0.4 – 0.6 มิลลิเมตร นอกจากนี้ยังพบอีกว่าด้านล่างของถังปฏิกรณ์มีค่าออกซิเจนละลายอยู่ที่ 0.4 – 0.8 มิลลิกรัมออกซิเจนต่อลิตร เกิดกระบวนการการเกิดพร้อมกันของการกำจัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจน อย่างไรก็ตามไม่พบการกำจัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่มีภาระบรรทุกต่ำกว่า 15 กรัมไนโตรเจนต่อลูกบาศก์เมตร-วัน ซึ่งผลลัพธ์นี้

แสดงถึงการกำจัดไนโตรเจนในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลลงไม่ได้อธิบายถึงกลไกของกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

Tao และคณะ (2016) ได้ศึกษาความเป็นไปได้ในการบำบัดไนโตรเจนและซีโอดีในน้ำเสียชุมชนด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ถังปฏิกรณ์นี้มีความสูง 1.2 เมตร มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.08 เมตร และหลังจากบรรจุตัวกลางลงในถังปฏิกรณ์มีปริมาตรสุทธิ 1.5 ลิตร โดยด้านล่างของถังปฏิกรณ์ใส่ทรายขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1-2 มิลลิเมตรสูงขึ้นมาจากรฐาน 0.1 เมตร เพื่อป้องกันการหลุดของตัวกลางลงไปในห้องน้ำเสียขาเข้า ถัดขึ้นมาจากชั้นทรายได้บรรจุเซรามิกเป็นตัวกลางขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 3-5 มิลลิเมตรโดยมีความสูงของชั้นนี้ 0.9 เมตร และถัดจากชั้นตัวกลางเซรามิกได้ใส่แผ่นกั้นเพื่อให้ตัวกลางจมตัวอยู่ในน้ำภายในถังปฏิกรณ์มีการเติมอากาศจากเครื่องเติมอากาศที่ความสูง 0.4 เมตร เพื่อที่จะแบ่งชั้นให้ด้านล่างจุดเติมอากาศของถังปฏิกรณ์เป็นส่วนแอนอ็อกซิกโดยมีปริมาตร 0.5 ลิตร และด้านบนเหนือจุดเติมอากาศเป็นส่วนออกซิกโดยมีปริมาตร 1.0 ลิตร ในการทดลองนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์โดยใช้กลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนและใช้แอมโมเนียมคลอไรด์เป็นแหล่งไนโตรเจน มีความเข้มข้นของซีโอดีและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนอยู่ที่ 435 และ 46 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ คิดเป็นอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนเป็น 10:1 มีอัตราการเวียนน้ำกลับอยู่ที่ 1:1 และระยะเวลาในการเก็บกักน้ำเสีย 2.6, 3.5, และ 5.2 ชั่วโมง ผลการทดลองพบว่าที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 5.2 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนไนโตรเจนทั้งหมด และซีโอดีสูงสุด โดยอยู่ที่ 99%, 72%, และ 89% ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่าเมื่อระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียลดลงไม่ได้ส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีแต่อย่างใด ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดียังคงสูงโดยอยู่ที่ 88% - 90% แต่กลับส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนอย่างสูงโดยประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนลดลงอยู่ในช่วง 44% - 46% ซึ่งผลลัพธ์ชี้ให้เห็นว่าระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียจะส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยถ้าระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียนานขึ้น ประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียก็ยิ่งสูงขึ้น

Ren และคณะ (2018) ได้ทำการศึกษาอัตราการเติมอากาศที่มีผลต่อการกำจัดซีโอดีและแอมโมเนียมในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้น ถังกรองชีวภาพนี้มีความเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.35 เมตร มีความสูงสุทธิ 1.47 เมตร ประกอบไปด้วยชั้นซัพพอร์ตสูง 0.2 เมตร เพื่อป้องกันการหลุดของตัวกลางลงไปในห้องน้ำเสียขาเข้าและถัดขึ้นไปจากชั้นซัพพอร์ตเป็นชั้นตัวกลางเซรามิกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 3-5 มิลลิเมตรโดยมีความสูง 0.85 เมตร ในการทดลองนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์โดยใช้

กลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนและใช้แอมโมเนียมคลอไรด์เป็นแหล่งไนโตรเจน มีความเข้มข้นของซีโอดี 200 – 300 มิลลิกรัมต่อลิตรและความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 34 – 48 มิลลิกรัมต่อลิตร ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียที่ 5 ชั่วโมงโดยไม่มีการเวียนน้ำเสียกลับเข้าระบบ อัตราการเติมอากาศอยู่ที่ 40 60 และ 90 ลิตรต่อชั่วโมง ผลการทดลองพบว่าอัตราการเติมอากาศที่แตกต่างกันคือที่อัตรา 40 60 และ 90 ลิตรต่อชั่วโมง ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี โดยประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในแต่ละอัตราการเติมอากาศอยู่ที่ 89% 91% และ 90% ตามลำดับ ซึ่งถือว่าไม่แตกต่างกันมาก ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมที่อัตราการเติมอากาศ 40 ลิตรต่อชั่วโมง อยู่ที่ 55% แต่เมื่อเพิ่มอัตราการเติมอากาศเป็น 60 ลิตรต่อชั่วโมง พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมไม่แตกต่างกัน ส่วนที่อัตราการเติมอากาศ 90 ลิตรต่อชั่วโมง ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมกลับลดลงเหลือ 46% ผลการกำจัดแอมโมเนียมออกมาเป็นแบบนี้อาจเป็นเพราะว่าฟิล์มชีวภาพหลุดออกจากตัวกลางเมื่อเพิ่มอัตราการเติมอากาศเนื่องจากเกิดแรงเฉือนที่เพิ่มมากขึ้นทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนียมลดลง เพราะการกำจัดแอมโมเนียมขึ้นกับโครงสร้างและมวลชีวภาพของกลุ่มจุลินทรีย์

ณัฐธินิชา เตี้ยะเพชร (2561) ได้ศึกษาการกระจายตัวของน้ำในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ที่มีอัตราส่วนระหว่างส่วนไม่เติมอากาศและส่วนเติมอากาศเป็น 1:2 โดยส่วนล่างของถังปฏิกรณ์เป็นส่วนไม่เติมอากาศและส่วนบนของถังปฏิกรณ์เป็นส่วนเติมอากาศ จากผลการทดลองพบว่า การกระจายตัวของน้ำในขณะที่ถังปฏิกรณ์ไม่มีตัวกลางและมีตัวกลางบรรจุอยู่มีลักษณะการไหลที่คล้ายกันทั้งที่จุดตรวจวัดก่อนเติมอากาศและจุดน้ำออกโดยมีการไหลแบบไหลตามกันในช่วงแรกจนถึงจุดก่อนเติมอากาศและเมื่อถึงจุดเติมอากาศลักษณะการไหลเป็นแบบกวนผสมสมบูรณ์ เป็นผลมาจากการเติมอากาศและการเวียนน้ำ ในขณะที่รูปแบบการไหลของถังปฏิกรณ์เมื่อมีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ปรากฏลักษณะการไหลแบบไหลตามกันชัดกว่า ระยะเวลาเก็บกักน้ำที่ได้จากการทดลองมีค่าน้อยกว่าที่คำนวณไว้ เป็นผลมาจากตัวกลางที่ใส่ลงไปทำให้ปริมาตรจำเพาะของถังปฏิกรณ์ลดลง คิระระยะเวลาเก็บกักน้ำจริงของถังปฏิกรณ์ในการทดลองนี้ได้เป็น 84.1% ในขณะที่ประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ซีโอดีเริ่มต้น 400 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 2 4 8 และ 12 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพเป็น 91.9% 91.6% 92.1% และ 98.7% ตามลำดับ ผลการบำบัดไนโตรเจนที่มีแอมโมเนียมเริ่มต้นในน้ำเสียสังเคราะห์ 40 มิลลิกรัม-ไนโตรเจนต่อลิตร พบว่าสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันได้ดี ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 และ 8 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน

เป็น 99% มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดเป็น 37.3% และ 52.5% ตามลำดับ
จึงสรุปได้ว่าถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีที่ดี
ในทุกระยะเวลาเก็บกักน้ำโดยมีประสิทธิภาพสูงกว่า 90% และประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม
สูงที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 และ 12 ชั่วโมง



บทที่ 3

แผนการทดลองและการดำเนินงานวิจัย

3.1 แผนการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองในห้องปฏิบัติการ โดยทำการทดลองที่อุณหภูมิตั้งที่ห้องปฏิบัติการชั้นที่ 1 ของภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยแบ่งการทดลองตามรูปที่ 3.1 เป็น 3 ช่วงดังนี้

การทดลองที่ 1 ศึกษาการหาอัตราการเวียนน้ำกลับที่เหมาะสมของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของซีโอดี 500 มิลลิกรัมต่อลิตรและความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 50 มิลลิกรัมต่อลิตร มาเดินระบบบำบัดถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นที่อัตราการไหลที่มีระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมงตลอดการทดลอง โดยเปลี่ยนอัตราการเวียนน้ำกลับ (Q_R) อยู่ที่ 0.5 1 2 และ 5 เท่าของอัตราการไหลของน้ำเข้าระบบตามลำดับ พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ ได้แก่ พีเอช (pH) ออกซิเจนละลาย (DO) ของแข็งแขวนลอย (SS) ซีโอดี (COD) แอมโมเนียม (NH_4^+) ไนไตรต์ (NO_2^-) ไนเตรต (NO_3^-) และไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen) ทำการทดลองจนกว่าระบบจะเข้าสู่สภาวะคงที่ จากนั้นนำค่าที่ได้มาหาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนรูปแบบต่างๆ เปรียบเทียบกับอัตราการเวียนน้ำกลับ (Q_R) เพื่อหาอัตราการเวียนน้ำกลับที่เหมาะสมในการเดินระบบถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

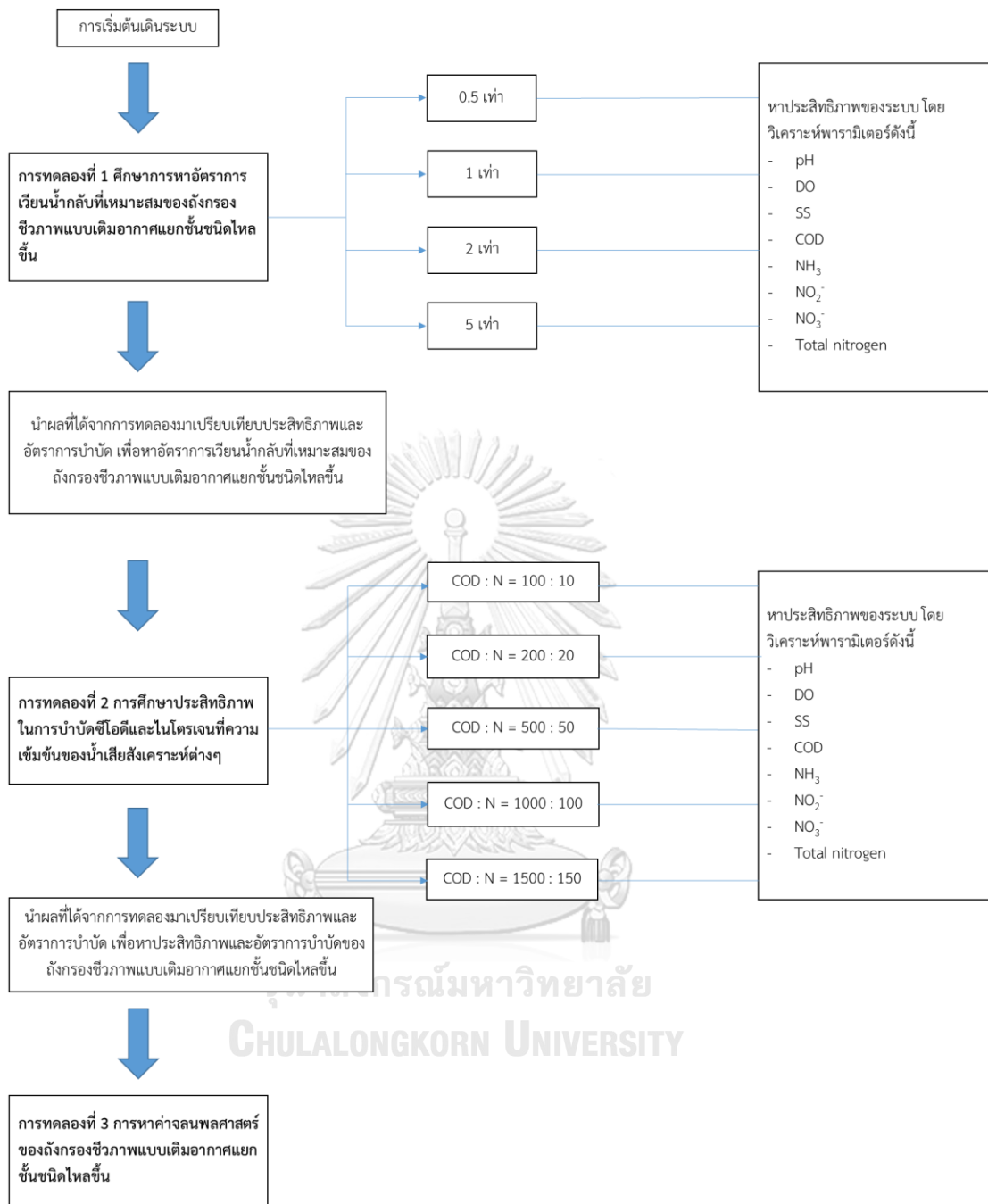
การทดลองที่ 2 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ต่างๆ

ศึกษาประสิทธิภาพของระบบถังกรองชีวภาพเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นที่มีปริมาตร 10 ลิตร โดยแบ่งสัดส่วนของถังออกเป็นสองส่วนประกอบด้วยส่วนแอนอกซิกและส่วนแอโรบิก ในอัตราส่วน 2:3 ตามลำดับ โดยส่วนล่างเป็นส่วนถังกรองชีวภาพไม่เติมอากาศมีปริมาตร 4 ลิตรและส่วนถัดไปเป็นส่วนถังกรองชีวภาพเติมอากาศมีปริมาตร 6 ลิตร โดยในส่วนนี้มีการเติมอากาศให้มีออกซิเจนละลายอยู่ไม่ต่ำกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำการเดินระบบที่อัตรา

การไหลที่มีระยะเวลาเก็บกักน้ำ 8 ชั่วโมงตลอดการทดลอง และใช้อัตราการเวียนน้ำ
 ที่ให้ประสิทธิภาพการบำบัดเหมาะสมที่ได้จากการทดลองที่ 1 โดยเปลี่ยนความเข้มข้นน้ำเสียเข้า
 ให้มีความเข้มข้นของซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนเป็น 100:10 200:20 500:50 1000:100 และ
 1500:150 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ ได้แก่ พีเอช (pH) ออกซิเจน
 ละลาย (DO) ของแข็งแขวนลอย (SS) ซีโอดี (COD) แอมโมเนีย (NH_4^+) ไนไตรต์ (NO_2^-) ไนเตรต (NO_3^-)
 และไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen) ทำการทดลองจนกว่าระบบจะเข้าสู่สภาวะคงที่ จากนั้นนำ
 ค่าที่ได้มาหาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนรูปแบบต่างๆ เปรียบเทียบกับความเข้มข้น
 น้ำเสียสังเคราะห์ขาออกที่ความเข้มข้นต่างๆและภาระบรรทุกสารอินทรีย์และแอมโมเนียมต่างๆ

การทดลองที่ 3 การหาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

นำผลที่ได้จากการทดลองที่ 2 ได้แก่ ซีโอดี (COD) แอมโมเนียม (NH_4^+) ไนไตรต์ (NO_2^-)
 และไนเตรต (NO_3^-) มาหาอัตราการบำบัด สร้างกราฟความสัมพันธ์ของอัตราการบำบัดซีโอดี (COD)
 แอมโมเนียม (NH_4^+) ไนไตรต์ (NO_2^-) และไนเตรต (NO_3^-) กับความเข้มข้นที่ทางน้ำออกของถัง
 เพื่อหาจลนพลศาสตร์ โดยอ้างอิงรูปแบบจลนพลศาสตร์ตามที่กล่าวมาแล้วในบทที่ 3 ซึ่งจะได้
 ค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น เพื่อสามารถนำ
 ค่าจลนพลศาสตร์ที่หามาได้ไปใช้ในการออกแบบต่อไปได้



รูปที่ 3.1 แผนการทดลอง

3.2 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในงานวิจัย

3.2.1 วัสดุอุปกรณ์และสารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์น้ำเสีย

3.2.1.1 พีเอช

- เครื่องวัดพีเอช (pH meter) ยี่ห้อ Mettler Toledo

3.2.1.2 ออกซิเจนละลาย

- เครื่องวัดออกซิเจนละลาย (DO meter) ยี่ห้อ Orion Star รุ่น A123

3.2.1.3 ของแข็งแขวนลอย

- น้ำกลั่น (DI Water)
- กระดาษกรองใยแก้ว (GF/C ขนาดรูพรุน 0.45 ไมโครเมตร) ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 4.7 เซนติเมตร
- ชุดกรวยกรองบุชเนอร์ (Buchner Funnel)
- เครื่องดูดสุญญากาศ (Suction Pump)
- ตู้อบความร้อนที่มีเครื่องควบคุมอุณหภูมิ (Drying Oven)
- เครื่องชั่งละเอียดทศนิยม 4 ตำแหน่ง (Balance) ยี่ห้อ Mettler Toledo
- คีมคีบ (Forceps)
- โถดูดความชื้น (Desiccator)
- จานระเหย (Evaporation Dish)
- กระจกบอทดวง (Cylinder)

3.2.1.4 ซีไอดี

- น้ำกลั่น (DI Water)
- สารละลายมาตรฐานโปตัสเซียมไดโครเมต ($K_2Cr_2O_7$) 0.1 N
- สารละลายกรดซัลฟูริกเข้มข้น (Conc. H_2SO_4) 2.5 ลิตร ผสมซิลเวอร์ซัลเฟต ($AgSO_4$) 22.2 กรัม
- สารละลายมาตรฐานเฟอร์รัสแอมโมเนียมซัลเฟต (FAS) 0.1 N
- สารละลายเฟอร์โรอิน อินดิเคเตอร์
- ตู้บ่มซีไอดี อุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียส
- ขวดปรับปริมาตร (Volumetric flask)

- บีกเกอร์ (Beaker)
- ปิเปตต์แบบใช้ดวง (Graduated Pipette)
- ลูกยางปิเปตต์ (Pipettes Bulb)
- หลอดทดลองพร้อมฝาเกลียว (Culture Tube)
- ตะแกรงใส่หลอดทดลอง (Test Tube Rack)
- บิวเรตต์ (Burette)
- ที่จับบิวเรตต์ (Burettes Clamp)

3.2.1.5 แอมโมเนียม

- น้ำกลั่น (DI Water)
- สารละลายซาลิไซเลต (Salicylate Catalyst Solution) เตรียมจาก โซเดียมซาลิไซเลต ($C_7H_5NaO_3$) 440 กรัม ผสมกับโซเดียมไนโตรปริสไซด์ ($Na_2[Fe(CN)_5NO] \cdot 2H_2O$) 0.28 กรัม ละลายในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1 ลิตร
- สารละลายอัลคาไลน์ซิเตรต (Alkaline Citrate Solution) เตรียมจาก โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) 18.5 กรัม ผสมกับโซเดียมซิเตรต ($Na_3C_6H_5O_7 \cdot 2H_2O$) 100 กรัม ละลายในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1 ลิตร
- สารละลายไฮโปคลอไรต์ (Sodium Hypochlorite) เข้มข้น 6%
- สารละลายผสมระหว่างอัลคาไลน์ซิเตรตกับไฮโปคลอไรต์ในอัตราส่วน 9:1 (ต้องเตรียมใหม่ทุกครั้งที่จะใช้)
- เครื่องสเปคโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- คิวเวทควอตซ์ (Quartz Cuvette) ขนาด 1 เซนติเมตร
- ขวดปรับปริมาตร (Volumetric flask)
- บีกเกอร์ (Beaker)
- ปิเปตต์แบบใช้ดวง (Graduated Pipette)
- ลูกยางปิเปตต์ (Pipettes Bulb)
- หลอดทดลองพร้อมฝาเกลียว (Culture Tube)
- ตะแกรงใส่หลอดทดลอง (Test Tube Rack)
- บิวเรตต์ (Burette)

- ที่จับบิวเรตต์ (Burettes Clamp)

3.2.1.6 ไนไตรต์

- น้ำกลั่น (DI Water)
- กรดฟอสฟอริก (H_3PO_4) 85%
- ซัลฟานิลลาไมด์ ($\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$)
- เอ็น-(1-แนพซิล) เอทิลกลีนิโตอะมีน ไตไฮโดรคลอไรด์ (NED)
- โซเดียมไนไตรต์ (NaNO_2) 1.232 กรัม ในน้ำกลั่น 1 ลิตร
- คลอโรฟอร์ม (CHCl_3)
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- คิวเวทท์ควอตซ์ (Quartz Cuvette) ขนาด 1 เซนติเมตร
- ขวดปริบปริมาตร (Volumetric flask)
- บีกเกอร์ (Beaker)
- ปิเปตต์แบบใช้ตวง (Graduated Pipette)
- ลูกยางปิเปตต์ (Pipettes Bulb)
- หลอดทดลองพร้อมฝาเกลียว (Culture Tube)
- ตะแกรงใส่หลอดทดลอง (Test Tube Rack)

3.2.1.7 ไนเตรต

- น้ำกลั่น (DI Water)
- กรดไฮโดรคลอริก (HCl) 1 N
- โพแทสเซียมไนเตรต (KNO_3)
- เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ (Spectrophotometer)
- คิวเวทท์ควอตซ์ (Quartz Cuvette) ขนาด 1 เซนติเมตร
- ขวดปริบปริมาตร (Volumetric flask)
- บีกเกอร์ (Beaker)
- ปิเปตต์แบบใช้ตวง (Graduated Pipette)
- ลูกยางปิเปตต์ (Pipettes Bulb)
- หลอดทดลองพร้อมฝาเกลียว (Culture Tube)

- ตะแกรงใส่หลอดทดลอง (Test Tube Rack)
- บิวเรตต์ (Burette)
- ที่จับบิวเรตต์ (Burettes Clamp)

3.2.2 น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีส่วนประกอบดังตารางที่ 3.1 โดยดัดแปลงมาจากสูตรของ Lim และคณะ (2012) และ Tao และคณะ (2016) โดยมีน้ำตาลกลูโคส ($C_6H_{12}O_6$) เป็นแหล่งคาร์บอน และแอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl) เป็นแหล่งไนโตรเจน ความเข้มข้นน้ำเสียสังเคราะห์มีความเข้มข้นของซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนเป็น 100:10 200:20 500:50 1000:100 และ 1500:150 มิลลิกรัมต่อลิตรตามลำดับ รวมทั้งหมด 5 ความเข้มข้น โดยเมื่อคิดเป็นสัดส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนอยู่ที่ 10:1 ควบคุมพีเอชให้อยู่ที่ 7.5-8.0 โดยใช้โซเดียมไบคาร์บอเนต ($NaHCO_3$) เป็นบัฟเฟอร์ในระบบ

ตารางที่ 3.1 ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์

สารเคมี	ประเภทของน้ำเสียสังเคราะห์				
	1	2	3	4	5
	ความเข้มข้น (มก./ล.)	ความเข้มข้น (มก./ล.)	ความเข้มข้น (มก./ล.)	ความเข้มข้น (มก./ล.)	ความเข้มข้น (มก./ล.)
$C_6H_{12}O_6$	100	200	500	1000	1500
NH_4Cl	10*	20*	50*	100*	150*
K_2HPO_4	8	16	39	78	116
$MgSO_4$	2	3	6	13	19
$FeSO_4$	0.3	0.5	1.3	3	4
$MnSO_4$	1	3	6	13	19
$CaCl_2$	1	2	5	10	15
Yeast Extract	7	14	34	68	101

*หน่วยเป็นมิลลิกรัมต่อลิตรของไนโตรเจน

3.2.3 หัวเชื้อจุลินทรีย์

หัวเชื้อจุลินทรีย์ที่ใช้นามาจากโรงบำบัดน้ำเสียดินแดง เลี้ยงในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 50 – 200 มิลลิกรัมต่อลิตร นำมาเดินระบบในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น เพื่อให้จุลินทรีย์กลุ่มสร้างอาหารเองได้ (Autotrophic Bacteria) เจริญเติบโตได้ดีจนเกิดเป็นฟิล์มชีวภาพเจริญเติบโตบนตัวกลาง

3.2.4 ตัวกลางที่ใช้ในการทดลอง

ตัวกลางที่ใส่ในถังปฏิกรณ์ เป็นตัวกลางพลาสติก (HDPE) ของบริษัท ENEXIO รุ่น 2H-BCN – 012 KLL ที่มีขนาด 1.5x1.5x1.5 เซนติเมตร มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 859 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร มีความหนาแน่น 150 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตร ดังแสดงในรูป 3.2

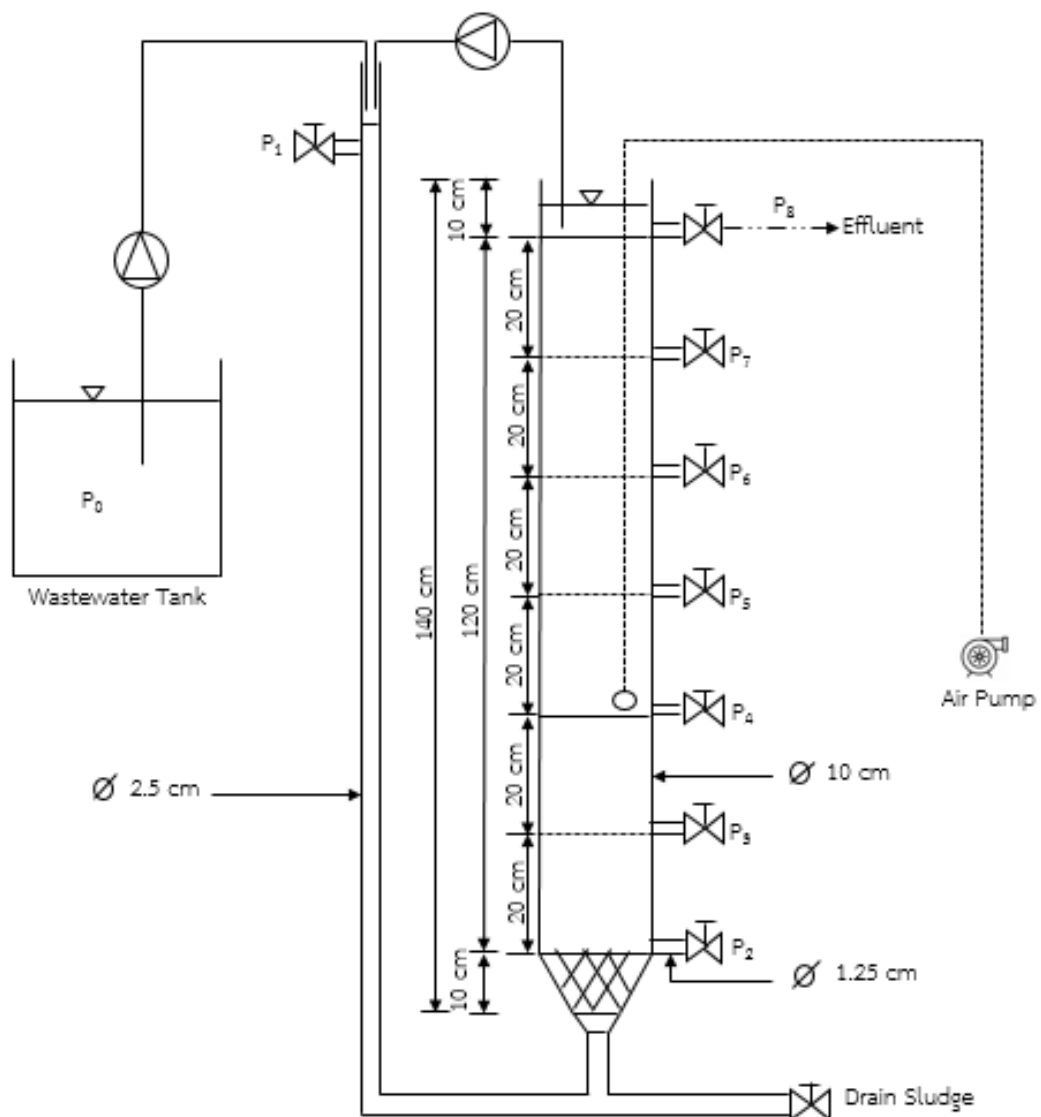


รูปที่ 3.2 ตัวกลางพลาสติก (HDPE) รุ่น 2H-BCN – 012 KLL ของบริษัท ENEXIO

3.2.5 ถังปฏิกรณ์

ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ทำจากอะคริลิก ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของถัง 0.1 เมตร ความสูงตั้งแต่ฐานถึงยอดถังสูง 1.4 เมตร ชั้นล่างสุดสูง 0.1 เมตร เป็นชั้นของวัสดุก้อนขนาดใหญ่เพื่อกันไม่ให้ตัวกลางหลุดลงไปในท่อ ชั้นถัดมาเป็นชั้นของตัวกลางโดยใส่ตัวกลางพลาสติก (HDPE) ขนาด 1.5x1.5x1.5 เซนติเมตร ของบริษัท ENEXIO รุ่น 2H-BCN – 012 KLL โดยใส่ให้มีความสูง 1.2 เมตร โดยแบ่งเป็น 2 ส่วน ส่วนแรกเป็นส่วนแอนออกซิกหรือส่วนที่ไม่เติมอากาศสูง 0.4 เมตร และส่วนที่สองเป็นส่วนออกซิกหรือส่วนเติมอากาศสูง 0.8 เมตร ทำการเติมอากาศโดยหัวฟู่

ที่ความสูง 0.5 เมตร จากด้านล่างของถัง (ด้านบนของส่วนแอนอ็อกซิก) มีจุดเก็บตัวอย่าง 9 จุด ได้แก่จุดแรก (P_0) จากท่อน้ำเสียก่อนเข้าระบบ จุดที่สอง (P_1) จากท่อน้ำเสียที่มีการผสมกันระหว่างน้ำเข้าระบบกับน้ำเวียนกลับจากระบบ จุดที่สามถึงจุดที่เก้า (P_2 - P_8) เป็นจุดในถังปฏิกรณ์ มีระยะห่างระหว่างจุดเก็บตัวอย่างแต่ละจุดเก็บ 0.2 เมตร โดยเริ่มต้นที่ความสูง 0.1 0.3 0.5 0.7 0.9 1.1 และ 1.3 เมตร โดยที่จุดบนสุดเป็นจุดที่น้ำออกจากถัง นอกจากนี้ที่ด้านล่างสุดของถังมีการติดตั้งวาล์วเพื่อไว้ระบายตะกอนที่เกิดขึ้นที่หลุดออกมาจากตัวกลางพลาสติก (HDPE) ดังรูปที่ 3.3



รูปที่ 3.3 ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นที่ใช้ในการทดลอง

3.3 การดำเนินงานวิจัย

ในงานวิจัยนี้แบ่งการทดลองออกเป็น 3 ช่วง คือ

3.3.1 การทดลองที่ 1 การศึกษาการหาอัตราการเวียนน้ำกลับที่เหมาะสมของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

3.3.1.1 ตัวแปรที่ทำการศึกษา ดังแสดงในตาราง 3.2

ตารางที่ 3.2 ตัวแปรที่ทำการศึกษาในการทดลองที่ 1

ตัวแปรควบคุม	ค่าที่ใช้ในการทดลอง/เครื่องมือวิเคราะห์
1. ซีโอดีของน้ำเสียสังเคราะห์	500 มิลลิกรัมต่อลิตร
2. แอมโมเนียม-ไนโตรเจนน้ำเสียสังเคราะห์	50 มิลลิกรัมต่อลิตร
3. ระยะเวลาเก็บกักน้ำ	8 ชั่วโมง
4. ชนิดตัวกลาง	ตัวกลางพลาสติก (HDPE) รุ่น BCN – 012 KLL
5. ปริมาณตัวกลาง	เต็มปริมาตรถัง
6. อุณหภูมิ	อุณหภูมิห้อง
7. ออกซิเจนละลายในส่วนออกซิก	> 2 มก./ล.
8. พีเอช	7.5 – 8.0
ตัวแปรอิสระ	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. อัตราการเวียนน้ำกลับ	0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1
ตัวแปรตาม	วิธีการวิเคราะห์
1. ซีโอดี	รีฟลักซ์แบบปิด
2. แอมโมเนียม	วิธีซาลิไซเลต (Salicylate Method)
3. ไนโตรต์	ทำให้เกิดสีแล้ววัดด้วยสเปคโตรโฟโตเมตรี
4. ไนเตรต	วัดด้วยสเปคโตรโฟโตเมตรี
5. ไนโตรเจนทั้งหมด	คำนวณจากค่าแอมโมเนียม ไนโตรต์และไนเตรต
6. ของแข็งแขวนลอย	กรองแล้วอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส

3.3.1.2 ขั้นตอนการทดลอง ดังแสดงในรูป 3.4

1) เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองตามข้อ 3.2.2 ให้มีความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 50 100 150 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร นำมาวิเคราะห์ค่าพีเอชและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนของน้ำเสียสังเคราะห์ก่อนเดินระบบ

2) เตรียมถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น จำนวน 2 ถัง ใส่ชั้นวัสดุกันตัวกลางสูง 0.1 เมตร และใส่ชั้นตัวกลางพลาสติก (HDPE) ให้มีความสูง 1.2 เมตร

3) ช่วงเริ่มต้นเดินระบบ ทำการเดินระบบทีละเท (Batch process) โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมไว้ตามข้อ 1) แล้วไม่มีการเติมน้ำเสียใหม่เข้าระบบ แต่ใช้วิธีการเวียนน้ำเสียเก่าที่อยู่ในระบบแทน วัดค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนจนค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในระบบลดลง (ในขั้นตอนนี้จะต้องมีการปรับพีเอชของน้ำเสียสังเคราะห์โดยใช้โซเดียมไฮดรอกไซด์) เมื่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในระบบลดลงจนหมดแล้วจึงเปลี่ยนน้ำเสียใหม่ ทำซ้ำจนกว่าจะได้อัตราการบำบัดคงที่

4) เปลี่ยนมาเดินระบบแบบต่อเนื่องโดยเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองตามข้อ 3.2.2 ให้มีความเข้มข้นของซีโอที 500 มิลลิกรัมต่อลิตร และแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 50 มิลลิกรัมต่อลิตร นำมาวิเคราะห์ค่าพีเอช ออกซิเจนละลาย ของแข็งแขวนลอย ซีโอที แอมโมเนียม ไนโตรเจน ไนเตรต และไนโตรเจนทั้งหมด ของน้ำเสียสังเคราะห์ก่อนเดินระบบ

5) เริ่มทำการทดลองโดยเดินระบบพร้อมกันด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นจำนวน 2 ถัง โดยปรับอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าให้มีอัตราการไหลที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมงและมีอัตราการเวียนน้ำกลับด้วยอัตรา 0.5:1 และ 5:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ

6) ตรวจวัดลักษณะน้ำเสียโดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียสังเคราะห์จากจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 9 จุดของทั้ง 2 ถังปฏิกรณ์ ตามที่แสดงในตารางที่ 3.4 วิเคราะห์ค่าพีเอช ออกซิเจนละลาย ของแข็งแขวนลอย ซีโอที แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจนเทียบกับเวลาจนมีค่าค่อนข้างคงที่

7) เปลี่ยนอัตราการเวียนน้ำกลับให้มีอัตราเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้าเป็น 1:1 และ 2:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นตามข้อที่ 4)

8) วิเคราะห์พารามิเตอร์แบบเดิม จนกว่าระบบจะเข้าสู่สภาวะคงตัว ทำจนครบทุกอัตราการเวียนน้ำกลับ

9) เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดที่ได้จากการเปลี่ยนอัตราการเวียนน้ำกลับ
เพื่อหาอัตราการเวียนน้ำกลับที่เหมาะสมต่อระบบถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น





รูปที่ 3.4 การศึกษาการหาอัตราการเวียนน้ำกลับที่เหมาะสมต่อระบบถังกรองชีวภาพแบบเดิมอากาศ แยกชั้นชนิดไหลขึ้น

3.3.2 การทดลองที่ 2 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ต่างๆ

3.3.2.1 ตัวแปรที่ทำการศึกษา ดังแสดงในตาราง 3.3

ตารางที่ 3.3 ตัวแปรที่ทำการศึกษาในการทดลองที่ 2

ตัวแปรควบคุม	ค่าที่ใช้ในการทดลอง/เครื่องมือวิเคราะห์
1. ระยะเวลาเก็บกักน้ำ	8 ชั่วโมง
2. ชนิดตัวกลาง	ตัวกลางพลาสติก (HDPE) รุ่น BCN – 012 KLL
3. ปริมาณตัวกลาง	เต็มปริมาตรถัง
4. อุณหภูมิ	อุณหภูมิห้อง
5. ออกซิเจนละลายในส่วนออกซิก	> 2 มก./ล.
6. อัตราการเวียนน้ำกลับ	ได้จากการทดลองที่ 1
7. พีเอช	7.5 – 8.0
ตัวแปรอิสระ	ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. ซีโอดีน้ำเสียสังเคราะห์	100 200 500 1000 และ 1500 มก./ล.
2. แอมโมเนียม-ไนโตรเจนน้ำเสียสังเคราะห์	10 20 50 100 และ 150 มก./ล.
ตัวแปรตาม	วิธีการวิเคราะห์
1. ซีโอดี	รีฟลักซ์แบบปิด
2. แอมโมเนียม	วิธีซาลิไซเลต (Salicylate Method)
3. ไนไตรต์	ทำให้เกิดสีแล้ววัดด้วยสเปคโตรโฟโตเมตรี
4. ไนเตรต	วัดด้วยสเปคโตรโฟโตเมตรี
5. ไนโตรเจนทั้งหมด	คำนวณจากค่าแอมโมเนียม ไนไตรต์และไนเตรต
6. ของแข็งแขวนลอย	กรองแล้วอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส

3.3.2.2 ขั้นตอนการทดลอง ดังแสดงในรูป 3.5

1) เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองตามข้อ 3.2.2 ให้มีความเข้มข้นของซีโอติ 1500 มิลลิกรัมต่อลิตรและแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 150 มิลลิกรัมต่อลิตรสำหรับถึงปฏิกรณ์ที่ 1 และเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ให้มีความเข้มข้นของซีโอติ 200 มิลลิกรัมต่อลิตรและแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 20 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับถึงปฏิกรณ์ที่ 2 นำมาวิเคราะห์ค่าพีเอช ออกซิเจนละลาย ของแข็งแขวนลอย ซีโอติ แอมโมเนียม ไนไตรต์ ไนเตรต และไนโตรเจนทั้งหมดของน้ำเสียสังเคราะห์ก่อนเดินระบบ

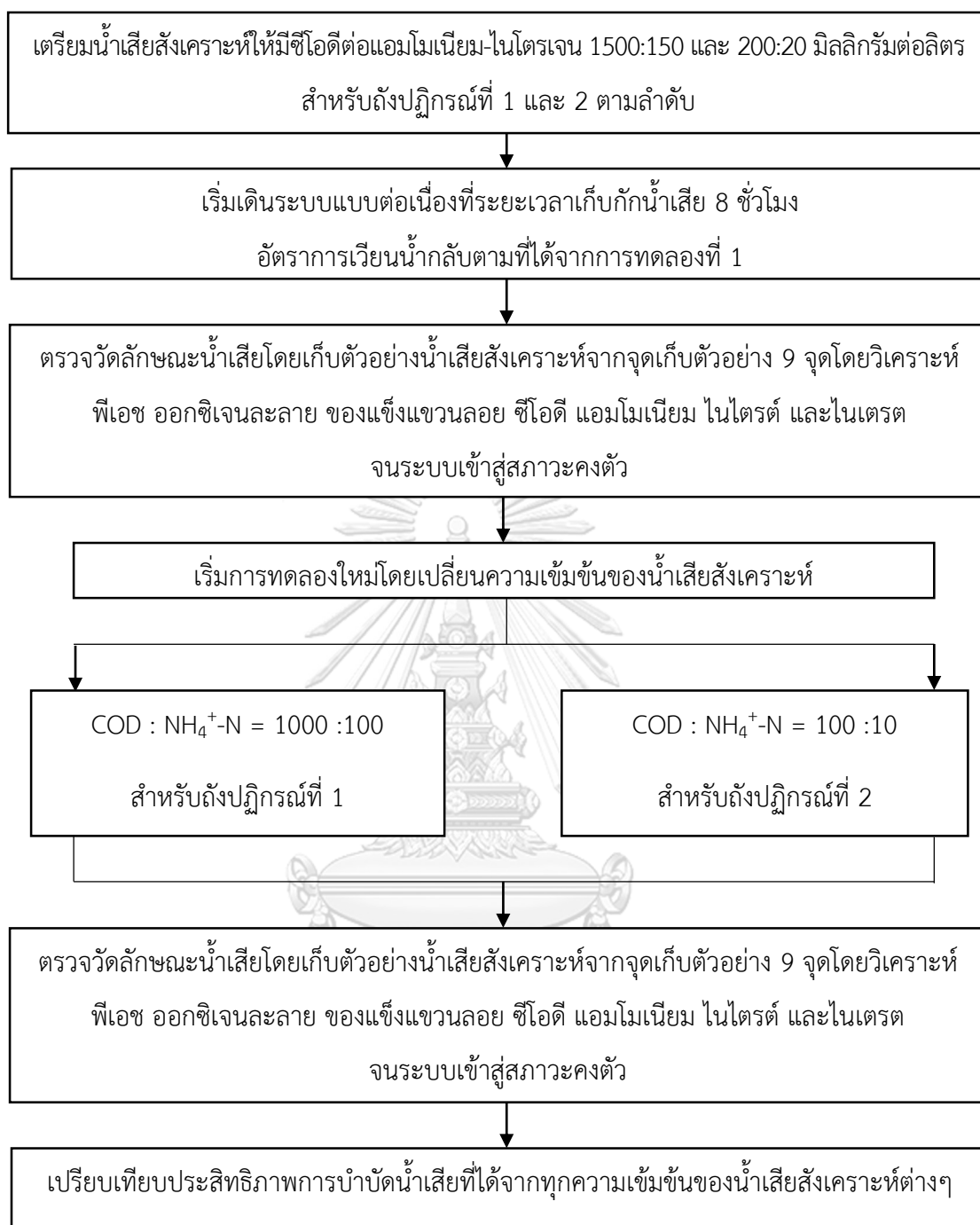
2) เริ่มทำการทดลองเดินระบบโดยปรับอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าให้มีอัตราการไหลที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมงและมีอัตราการเวียนน้ำกลับตามที่ได้จากการทดลองที่ 2

3) ตรวจสอบลักษณะน้ำเสียโดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียสังเคราะห์จากจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 9 จุดของทั้ง 2 ถึงปฏิกรณ์ ตามที่แสดงในตารางที่ 3.4 วิเคราะห์ค่าพีเอช ออกซิเจนละลาย ของแข็งแขวนลอย ซีโอติ แอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต เทียบกับเวลาจนมีค่าค่อนข้างคงที่

4) เปลี่ยนความเข้มข้นน้ำเสียสังเคราะห์ให้มีความเข้มข้นของซีโอติต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจน เป็น 1000:100 และ 100:10 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถึงปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ

5) เริ่มเดินระบบใหม่ โดยปรับอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าให้มีอัตราการไหลที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมงและมีอัตราการเวียนน้ำกลับตามที่ได้จากการทดลองที่ 1 วิเคราะห์พารามิเตอร์แบบเดิมจนระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

6) เปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดซีโอติและแอมโมเนียมเทียบกับภาระบรรทุกซีโอติและแอมโมเนียมที่เปลี่ยนไปในแต่ละความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ เพื่อหาภาระบรรทุกสารที่ถึงปฏิกรณ์นี้สามารถบำบัดได้



รูปที่ 3.5 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ต่าง

ตารางที่ 3.4 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์ จุดเก็บตัวอย่างและความถี่ในการตรวจวัด

พารามิเตอร์	จุดเก็บตัวอย่าง									ความถี่
	P ₀	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄	P ₅	P ₆	P ₇	P ₈	
พีเอช	/								/	ทุกวัน
ออกซิเจนละลาย									/	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
ของแข็งแขวนลอย	/								/	สัปดาห์ละ 1 ครั้ง
ซีโอดี	/	/	/	/	/	/	/	/	/	สัปดาห์ละ 2 ครั้ง
แอมโมเนียม	/	/	/	/	/	/	/	/	/	สัปดาห์ละ 2 ครั้ง
ไนเตรต	/	/	/	/	/	/	/	/	/	สัปดาห์ละ 2 ครั้ง
ไนเตรต	/	/	/	/	/	/	/	/	/	สัปดาห์ละ 2 ครั้ง

หมายเหตุ : จุด P₀ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ทางน้ำเข้า

จุด P₁ คือ จุดเก็บตัวอย่างน้ำเสียที่ผสมกันระหว่างน้ำเข้ากับน้ำเวียนกลับจากระบบ

ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 0 ชั่วโมง

จุด P₂ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 0.1 เมตร ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 0.46 ชั่วโมง

จุด P₃ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 0.3 เมตร ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 1.72 ชั่วโมง

จุด P₄ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 0.5 เมตร ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 2.98 ชั่วโมง

จุด P₅ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 0.7 เมตร ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 4.23 ชั่วโมง

จุด P₆ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 0.9 เมตร ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 5.49 ชั่วโมง

จุด P₇ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 1.1 เมตร ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 6.74 ชั่วโมง

จุด P₈ คือ จุดเก็บตัวอย่างที่ความสูง 1.3 เมตร ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8.00 ชั่วโมง

3.3.3 การทดลองที่ 3 การหาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

ในการทดลองที่ 3 เป็นการหาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น โดยเป็นการนำผลที่ได้จากการทดลองที่ 1 และการทดลองที่ 2 มาหาค่าจลนพลศาสตร์ของระบบ

นำผลจากการทดลองที่ 1 คือ คือ ความเข้มข้นของซีโอดี แอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต มาหาค่าอัตราการบำบัดของซีโอดี แอมโมเนียม และอัตราการเกิดขึ้นของไนไตรต์ ไนเตรต ตามสมการที่ 3.1 ทำทุกๆอัตราการเวียนน้ำกลับที่เปลี่ยนไป หลังจากนั้นนำค่าอัตราการบำบัดมาสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดกับอัตราการเวียนน้ำกลับ

นำผลจากการทดลองที่ 2 คือ ความเข้มข้นของซีโอดี แอมโมเนียม ไนไตรต์ และไนเตรต มาหาค่าอัตราการบำบัดของซีโอดี แอมโมเนียม และอัตราการเกิดขึ้นของไนไตรต์ ไนเตรต ตามสมการที่ 3.1 ทำทุกๆค่าความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง หลังจากนั้นนำค่าอัตราการบำบัดมาสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างอัตราการบำบัดกับความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ขาออก

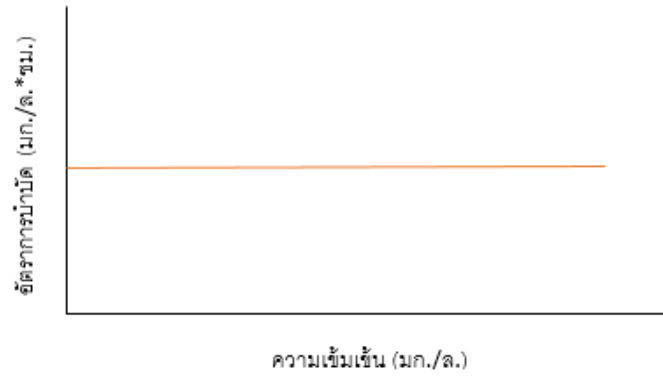
จากการนำผลการทดลองที่ 1 และผลการทดลองที่ 2 มาสร้างกราฟ พบว่าจะได้รูปแบบของกราฟจลนพลศาสตร์รูปแบบใดรูปแบบหนึ่งตามรูปที่ 3.6 3.7 และ 3.8 นำผลที่ได้มาวิเคราะห์โดยใช้โปรแกรม Microsoft Excel ทำให้ได้ค่าจลนพลศาสตร์ของระบบออกมา

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

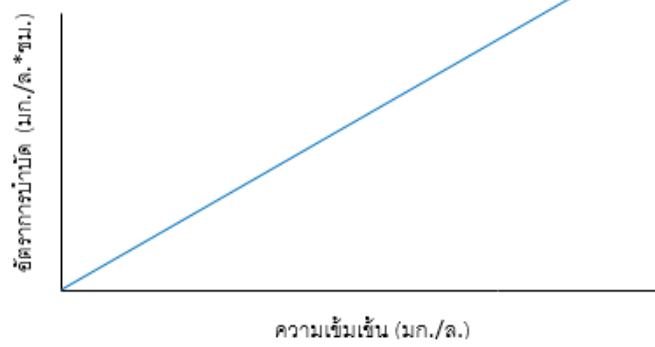
โดย C_{in} = ความเข้มข้นของน้ำเสียขาเข้า (มก./ล.)

C_{out} = ความเข้มข้นของน้ำเสียขาออก (มก./ล.)

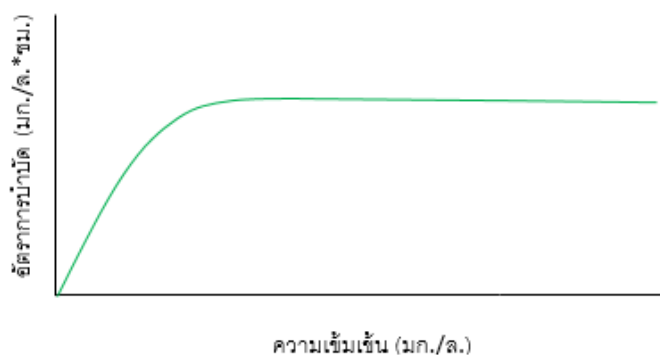
T = ระยะเวลาเก็บกักน้ำ (ชั่วโมง)



รูปที่ 3.6 รูปแบบจลนพลศาสตร์อันดับศูนย์



รูปที่ 3.7 รูปแบบจลนพลศาสตร์อันดับหนึ่ง



รูปที่ 3.8 รูปแบบจลนพลศาสตร์ตามสมการโมโนต์

3.4 ระยะเวลาในการดำเนินงานวิจัย

งานวิจัยนี้ได้กำหนดระยะเวลาและแผนในการดำเนินงานวิจัยดังแสดงในตาราง 3.5

ตารางที่ 3.5 ระยะเวลาและแผนในการดำเนินงานวิจัย

แผนการดำเนินงานวิจัย	2562							2563						
	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5	6	7
1. ศึกษาข้อมูล														
2. เขียนโครงร่างวิทยานิพนธ์														
3. สอบโครงร่างวิทยานิพนธ์														
4. เตรียมอุปกรณ์และสารเคมี														
5. ทำการทดลอง														
6. วิเคราะห์และสรุปผล														
7. เขียนเล่มวิทยานิพนธ์														
8. สอบวิทยานิพนธ์														

บทที่ 4

ผลการทดลองและวิจารณ์ผล

งานวิจัยนี้ใช้เวลาทั้งหมด 205 วัน โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 3 ช่วง ทำการเดินระบบพร้อมกันด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น มีปริมาตรของถังปฏิกรณ์ 10 ลิตร จำนวน 2 ถัง ภายใต้สภาวะที่ควบคุมอัตราการไหลน้ำเข้าที่เท่ากัน คือ 1.25 ลิตรต่อชั่วโมง โดยในช่วงแรกก่อนเริ่มการทดลองได้มีการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ในถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ทั้ง 2 ถังปฏิกรณ์ ใช้ถังน้ำเข้าเป็นถังเดียวกัน โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียมไนโตรเจน 50-200 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำการเดินระบบแบบที่ละเท วัดค่าแอมโมเนียมไนโตรเจนที่ลดลงจนระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว เพื่อให้เกิดฟิล์มชีวภาพเกาะบนตัวกลางของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างอาหารเองได้ ใช้เวลาเดินระบบในช่วงนี้เป็นเวลา 63 วัน

การทดลองช่วงที่ 1 เป็นการเดินระบบต่อเนื่องจากการเลี้ยงเชื้อ เพื่อทำการศึกษาหาอัตราการเวียนน้ำกลับที่เหมาะสมของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของซีโอดี 500 มิลลิกรัมต่อลิตร และแอมโมเนียมไนโตรเจน 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำการเปลี่ยนอัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้าระบบเป็น 0.5:1 และ 5:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ พบว่าระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 35 เดินระบบต่อไปจนถึงวันที่ 49 จึงเปลี่ยนอัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้าระบบเป็น 1:1 และ 2:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ ระบบใช้เวลาปรับตัวจนเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 66 เดินระบบต่อไปจนถึงวันที่ 80 จึงเปลี่ยนการทดลอง ใช้เวลาในการเดินระบบของการทดลองที่ 1 เป็นเวลา 80 วัน

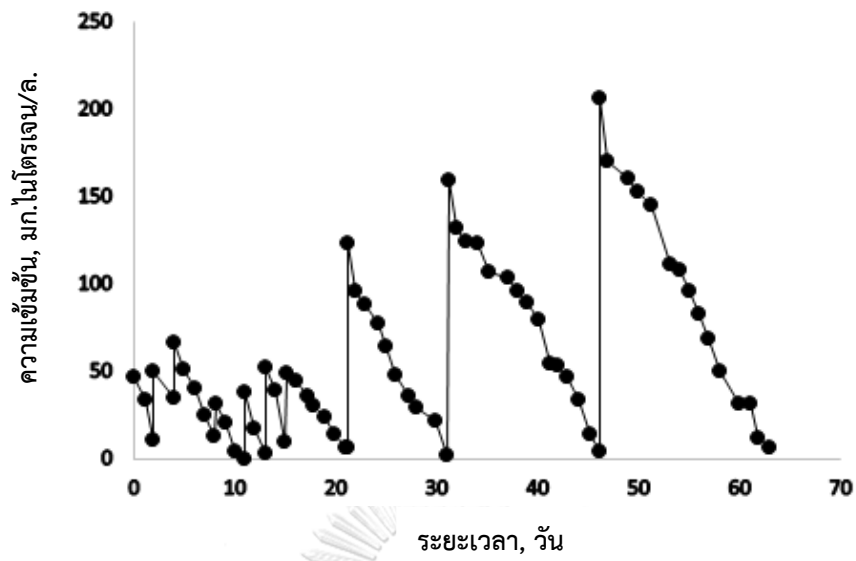
การทดลองช่วงที่ 2 เป็นการเดินระบบต่อเนื่องจากการทดลองช่วงที่ 1 เพื่อทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ความเข้มข้นของน้ำเสียเข้าต่างกัน ใช้อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้าอยู่ที่ 2:1 ทำการเปลี่ยนความเข้มข้นของน้ำเสียเข้าโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของซีโอดีต่อแอมโมเนียมไนโตรเจน เป็น 1500:150 และ 200:20 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ พบว่าระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 97 เดินระบบต่อไปจนถึงวันที่ 111 จึงเปลี่ยนความเข้มข้นของน้ำเสียเข้าโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของ

ซีไอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจน เป็น 1000:100 และ 100:10 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ ระบบใช้เวลาปรับตัวจนเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 128 เติกระบบต่อไปจนถึงวันที่ 142 จึงปิดการทดลอง ใช้เวลาในการเดินระบบของการทดลองที่ 2 เป็นเวลา 62 วัน

ส่วนการทดลองช่วงที่ 3 เป็นการศึกษาหาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น โดยนำผลการทดลองที่ได้จากการทดลองที่ 1 และการทดลองที่ 2 มาสร้างกราฟ พบว่าจะได้รูปแบบของกราฟจลนพลศาสตร์รูปแบบใดรูปแบบหนึ่ง

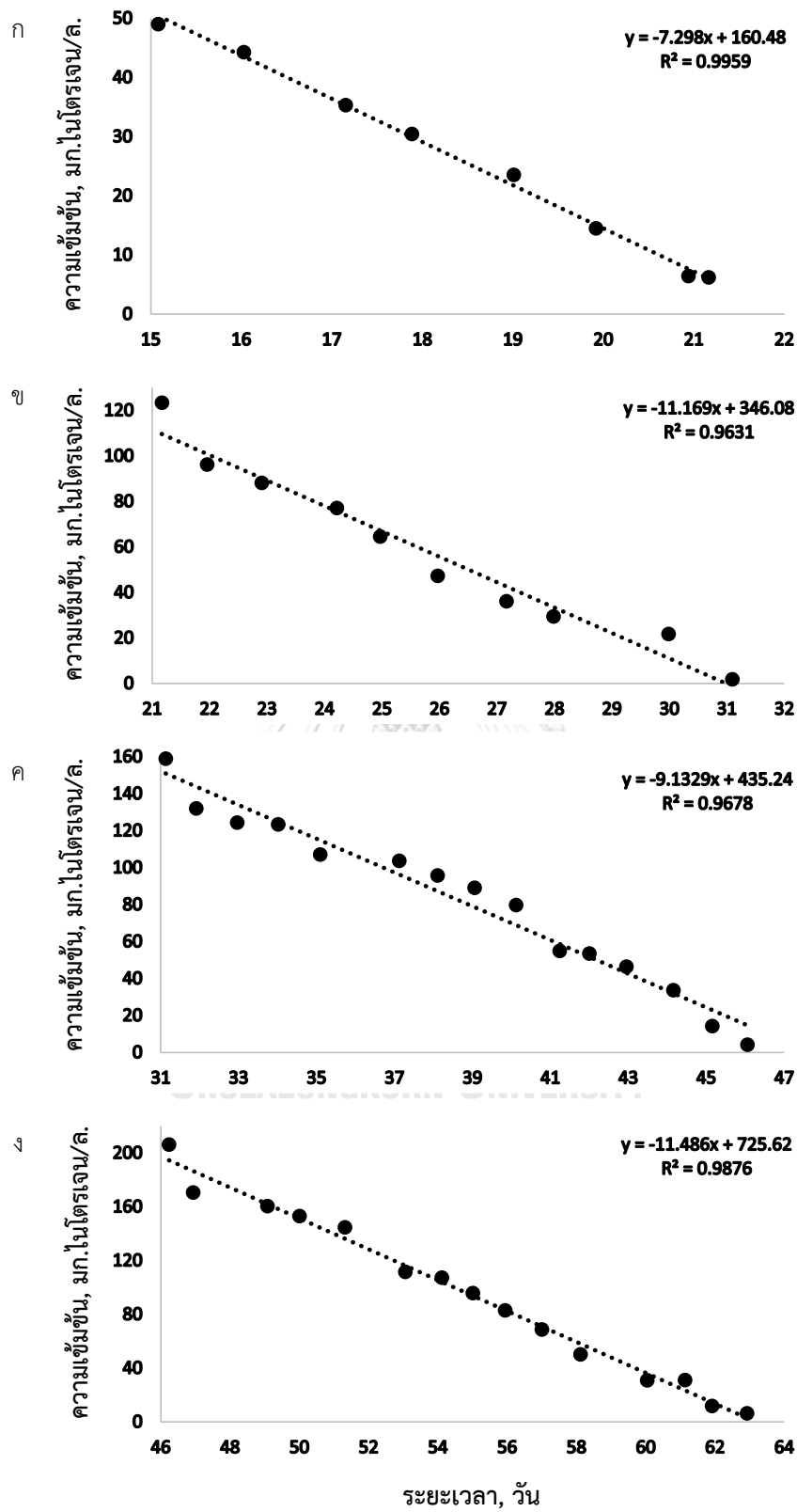
4.1 การเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบ

เริ่มต้นเดินระบบบำบัดน้ำเสียด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ใช้ตัวกลางพลาสติกที่มีพื้นที่ผิวจำเพาะ 859 ตารางเมตรต่อลูกบาศก์เมตร มีความหนาแน่น 150 กิโลกรัมต่อลูกบาศก์เมตร เป็นการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์กลุ่มสร้างอาหารเองได้ (Autotrophic Bacteria) ทำการเดินระบบแบบทีละเท (Batch process) ทั้ง 2 ถังปฏิกรณ์ โดยใช้ถังน้ำเข้าเป็นถังเดียวกัน มีการเวียนน้ำเสียที่อยู่ในระบบตลอดเวลา และใช้โซเดียมไบคาร์บอเนตเป็นบัฟเฟอร์ในระบบ น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน เริ่มต้นอยู่ที่ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร วัดค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนทุกวัน จนค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนลดลงจนหมด พบว่าระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 15 โดยใช้ระยะเวลา 6 วันบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่ความเข้มข้น 50 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดอัตราการบำบัดจากค่าความชันของกราฟได้เป็น 7.30 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวัน จากนั้นจึงเปลี่ยนน้ำเสียใหม่ลงไปที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 100 150 และ 200 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนียม-ไนโตรเจนลดลงจนหมดใช้เวลา 10 15 และ 17 วัน คิดอัตราการบำบัดจากค่าความชันของกราฟได้เป็น 11.2 9.13 11.5 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อวัน ตามลำดับ เมื่ออัตราการบำบัดเริ่มคงที่ จึงเริ่มเปลี่ยนมาเดินระบบแบบต่อเนื่องสำหรับการทดลองที่ 1 และการทดลองที่ 2 ต่อไป



รูปที่ 4.1 กราฟแสดงความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในช่วงการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์





รูปที่ 4.2 กราฟแสดงอัตราการบำบัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนที่ความเข้มข้น 50-200 มิลลิกรัมต่อลิตร

4.2 การศึกษาหาอัตราการเวียนน้ำกลับที่เหมาะสมของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

การทดลองที่ 1 เป็นการทดลองเดินระบบแบบต่อเนื่องด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น พร้อมกัน 2 ถังปฏิกรณ์ ภายใต้สภาวะที่ควบคุมอัตราการไหลน้ำเข้าที่เท่ากัน คือ 1.25 ลิตรต่อชั่วโมง คิดเป็นระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมง ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของซีโอดี 500 มิลลิกรัมต่อลิตร และแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 50 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยใช้ระยะเวลาทั้งหมด 80 วัน แบ่งเป็นการทดลองเดินระบบที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 และ 5:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ เป็นเวลา 49 วัน และที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 1:1 และ 2:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ เป็นเวลา 31 วัน ผลจากการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆที่ใช้เป็นตัวชี้วัดระบบเป็นดังนี้

4.2.1 ซีโอดี

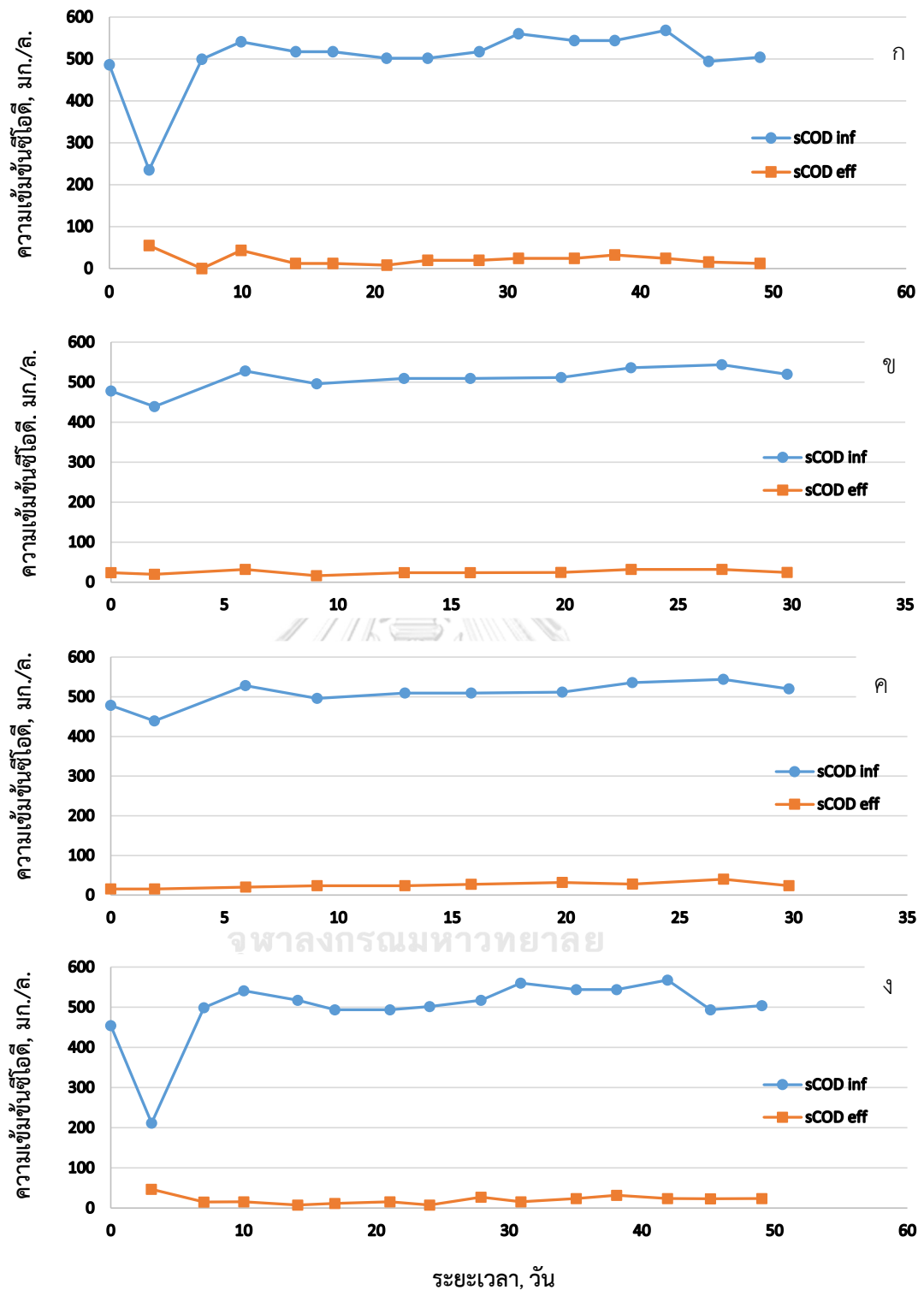
การทดลองนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีน้ำตาลกลูโคสเป็นแหล่งซีโอดี ภาพรวมตลอดการทดลองของซีโอดีที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 แสดงในรูปที่ 4.3 โดยเริ่มต้นเดินระบบที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้าที่ 0.5:1 และ 5:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ มีค่าซีโอดีเฉลี่ยในการเดินระบบช่วงนี้อยู่ที่ 531 ± 31 มิลลิกรัมต่อลิตร จากรูปที่ 4.3 (ก) และรูปที่ 4.3 (ง) จะเห็นได้ว่าในวันที่ 3 ของการเดินระบบซีโอดีในน้ำขาเข้าลดลงเหลือ 212 ± 33 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากเตรียมน้ำเสีย 3 วันต่อครั้ง ทำให้ในวันที่ 3 เมื่อเก็บตัวอย่างน้ำเสียขาเข้าไปวิเคราะห์ผลทำให้ค่าซีโอดีลดลงจากวันที่เตรียม จึงแก้ปัญหาด้วยการเตรียมน้ำเสียใหม่ทุกวันเพื่อควบคุมค่าซีโอดีของน้ำเสียขาเข้าให้คงที่ (ช่วงวันที่ 4-49) ขณะเดียวกันช่วงวันที่ 1-20 เครื่องวัดพีเอชที่ใช้ในการทดลองเกิดความเสียหาย ทำให้การวัดค่าพีเอชของน้ำเสียขาเข้าผิดพลาดโดยวัดค่าพีเอชได้ 7.75 ± 0.14 และวัดค่าพีเอชของน้ำทิ้งของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ได้ 8.16 ± 0.33 และ 8.52 ± 0.25 ทำให้ในช่วงการเดินระบบวันที่ 1-20 ไม่มีการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตลงไปในระบบ แต่เมื่อได้นำเครื่องวัดพีเอชอีกเครื่องที่ผ่านการสอบเทียบมาวัดค่าพีเอชของน้ำเสียขาเข้าผลปรากฏว่าวัดค่าพีเอชได้ 6.45 ± 0.14 และวัดค่าพีเอชน้ำทิ้งของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ได้ 6.86 ± 0.33 และ 7.22 ± 0.25 พบว่าระบบสามารถบำบัดซีโอดีได้หมดตั้งแต่ช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบเนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟหรือจุลินทรีย์ที่ใช้สารอินทรีย์เป็นตัวให้อิเล็กตรอน (ใช้สารอินทรีย์เป็นอาหาร) เจริญเติบโตได้ดีและสร้างเป็นฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่บนตัวกลาง

มีค่าซีไออยู่ที่ 0.30-0.50 กรัมวีเอสเอสต่อกรัมซีไอดี (Metcalf และ Eddy, 2014) โดยระบบสามารถลดซีไอได้ถึง 95.7% และ 97.7% เหลือซีไอที่ออกไปกับน้ำทิ้ง 22 ± 18 และ 12 ± 4 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 และ 5:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ ต่อมาได้มีการปรับพีเอชของการเดินระบบเพิ่มขึ้น (ช่วงวันที่ 21-49) จากเดิมที่พีเอชของน้ำเสียขาเข้าอยู่ที่ 6.45 ± 0.14 ปรับพีเอชน้ำเสียขาเข้าเป็น 7.71 ± 0.11 โดยใช้โซเดียมไบคาร์บอเนตในอัตราส่วน 11.8 กรัมโซเดียมไบคาร์บอเนตต่อกรัมไนโตรเจนที่ถูกกำจัด (คำนวณการใช้โซเดียมไบคาร์บอเนตจากสมการ 2.10) พบว่าเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ระบบสามารถลดซีไอได้ถึง 95.9% และ 95.2% เหลือซีไอที่ออกไปกับน้ำทิ้ง 22 ± 8 และ 26 ± 4 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยวัดค่าพีเอชน้ำทิ้งได้ 8.30 ± 0.17 และ 8.73 ± 0.12 ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 และ 5:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าเมื่อเดินระบบในสภาวะที่ค่าพีเอชของระบบค่อนข้างคงที่ (พีเอชอยู่ในช่วง 6.0-7.0) และสภาวะที่ค่าพีเอชของระบบค่อนข้างคงที่ (พีเอชอยู่ในช่วง 8.0-9.0) ระบบยังสามารถบำบัดซีไอได้ดีและมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีไอไม่แตกต่างกันมาก โดยมีประสิทธิภาพมากกว่า 90%

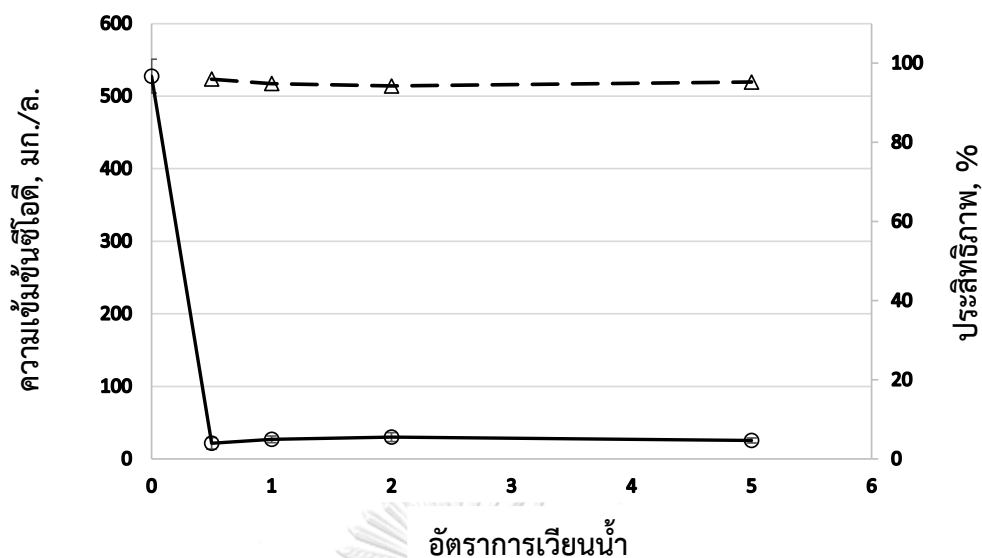
จากนั้นจึงเปลี่ยนอัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้าระบบเป็น 1:1 และ 2:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ ปรับพีเอชน้ำเสียขาเข้าโดยใช้โซเดียมไบคาร์บอเนตที่คำนวณได้จากข้างต้น วัดค่าพีเอชน้ำเสียขาเข้าได้ 7.72 ± 0.08 มีค่าซีไอเฉลี่ยในการเดินระบบช่วงนี้อยู่ที่ 524 ± 15 มิลลิกรัมต่อลิตร พบว่าระบบสามารถบำบัดซีไอได้หมดตั้งแต่ช่วงแรกของการเดินระบบเนื่องจากช่วงการทดลองนี้ได้ดำเนินการต่อจากการทดลองข้างต้น ทำให้ตัวกลางในถังปฏิกรณ์มีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่ ระบบสามารถลดซีไอได้ถึง 94.8% และ 94.2% เหลือซีไอที่ออกไปกับน้ำทิ้ง 27 ± 4 และ 30 ± 6 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยวัดค่าพีเอชน้ำทิ้งได้ 8.24 ± 0.05 และ 8.50 ± 0.09 ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 1:1 และ 2:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าที่อัตราการเวียนน้ำต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดซีไอ ซึ่งทั้ง 4 อัตราการเวียนน้ำกลับสามารถบำบัดซีไอได้ดี (ประสิทธิภาพมากกว่า 90%) มีค่าซีไอในน้ำทิ้งผ่านเกณฑ์มาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งของกรมควบคุมมลพิษ (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) จากการทดลองที่ 1 แสดงให้เห็นว่าอัตราการเวียนน้ำกลับที่เปลี่ยนไปไม่ได้ส่งผลอย่างมีนัยสำคัญต่อประสิทธิภาพในการบำบัดซีไอของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Leick และคณะ (2017) ที่ทำการศึกษาผลของอัตราการเวียนน้ำ

ต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีของระบบบำบัดน้ำเสียถึงกรองชีวภาพเติมอากาศชนิดไหลขึ้น โดยใช้น้ำเสียจริงที่เก็บจากท่อระบายน้ำของเมืองมีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 224-308 มิลลิกรัมต่อลิตร เติกระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 12 ชั่วโมง โดยทดลองเปลี่ยนอัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้าที่ 1:1 2:1 และ 3:1 ผลการทดลองพบว่าระบบสามารถลดซีโอดีลงได้ 73.0% 78.1% และ 79.0% เหลือซีโอดีออกไปกับน้ำทิ้ง 61 ± 9 51 ± 22 และ 58 ± 18 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งแสดงให้เห็นว่า อัตราการเวียนน้ำที่เปลี่ยนไปไม่ได้ส่งผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด แต่ที่ประสิทธิภาพการบำบัดต่ำกว่างานวิจัยนี้เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียจริงที่เก็บจากท่อระบายน้ำซึ่งการย่อยสลายจะย่อยสลายได้ยากกว่าน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมจากน้ำตาลกลูโคสของงานวิจัยนี้ ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีจึงต่ำกว่าและมีซีโอดีในน้ำทิ้งที่สูงกว่างานวิจัยนี้

อย่างไรก็ตามจะเห็นได้ว่าที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 ไม่ได้ส่งผลอย่างมีนัยสำคัญต่อประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีของถึงกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ดังแสดงในรูปที่ 4.4 โดยระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยเป็น $95.0 \pm 0.7\%$ มีความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำทิ้งเฉลี่ย 26 ± 4 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถรับภาระบรรทุกซีโอดีได้ 1.58 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมง



รูปที่ 4.3 กราฟแสดงความเข้มข้นของซีโอดีตลอดการทดลองที่ 1 (ก) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 0.5 (ข) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 1 (ค) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 (ง) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 5



รูปที่ 4.4 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของซีโอติน้ำทิ้งและประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอติที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่างๆ โดย \circ คือค่าซีโอติในน้ำทิ้ง และ Δ คือประสิทธิภาพการบำบัด

4.2.2 ไนโตรเจน

การทดลองนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีแอมโมเนียมคลอไรด์เป็นแหล่งแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ภาพรวมตลอดการทดลองของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจน ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 แสดงในรูป 4.5 4.6 และ 4.7 โดยเริ่มต้นเดินระบบที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้าที่ 0.5:1 และ 5:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ มีค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนเฉลี่ยในการเดินระบบช่วงนี้อยู่ที่ 49.7 ± 1.3 มิลลิกรัมต่อลิตร จากรูป 4.5 (ก) และ 4.5 (ง) จะเห็นได้ว่าในช่วงแรกความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้ามีค่าความเข้มข้นที่ไม่คงที่ เนื่องจากเกิดความผิดพลาดในการคำนวณและการซั่งน้ำหนักของสาร (ช่วงวันที่ 1-14) จึงแก้ปัญหาโดยการคำนวณใหม่อีกครั้ง โดยวิธีการเทียบบัญญัติไตรยางค์และเปลี่ยนเครื่องซั่งน้ำหนักสารเพื่อควบคุมให้ค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้ามีค่าคงที่ (ช่วงวันที่ 15-49) ขณะเดียวกันช่วงวันที่ 1-20 เครื่องวัดพีเอชที่ใช้ในการทดลองเกิดความเสียหาย ทำให้การวัดค่าพีเอชของน้ำเสียเข้าผิดพลาดโดยวัดค่าพีเอชได้ 7.75 ± 0.14 และวัดค่าพีเอชของน้ำทิ้งของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ได้ 8.16 ± 0.33 และ 8.52 ± 0.25 แต่เมื่อได้นำเครื่องวัดพีเอชอีกเครื่องที่ผ่านการสอบเทียบมาวัดค่าพีเอชของน้ำเสียเข้าผลปรากฏว่าวัดค่าพีเอชได้ 6.45 ± 0.14 และวัดค่าพีเอชน้ำทิ้งของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ได้ 6.86 ± 0.33

และ 7.22 ± 0.25 ทำให้ในช่วงการเดินระบบวันที่ 1-20 ไม่มีการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตลงไปในระบบ โดยที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า $0.5:1$ ในถึงปฏิกรณ์ที่ 1 พบว่าในช่วงแรกค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งลดลงจนเกือบหมดและค่อยๆเพิ่มขึ้น ซึ่งไปสัมพันธ์กับค่าไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งที่ในช่วงแรกเกิดไนเตรต-ไนโตรเจนในปริมาณที่สูงและค่อยๆลดลงจนหมด ในขณะที่ไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเกิดขึ้นได้น้อย ที่เป็นเช่นนี้เพราะว่าในช่วงแรกของการเดินระบบไนตริฟิเคชัน แอมโมเนียม-ไนโตรเจนถูกเปลี่ยนไปเป็นไนเตรต-ไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์กลุ่มเอโอบี เนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่มเอโอบีมีค่ายิลด์ที่สูงกว่าจุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอบี ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอบีที่ทำหน้าที่เปลี่ยนไนเตรต-ไนโตรเจนไปเป็นไนเตรต-ไนโตรเจนเจริญเติบโตขึ้นมาไม่ทันในช่วงแรก (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545) จึงพบความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งปริมาณที่สูง (ช่วงวันที่ 3-14) ต่อมาเมื่อจุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอบีเจริญเติบโตได้มากพอจนได้สมดุลไนเตรต-ไนโตรเจนจะลดหายไป (ช่วงวันที่ 15-20) เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวในช่วงการเดินระบบที่พีเอชต่ำพบว่ามีความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 26.5 ± 4.4 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่หายไปเป็น 24.6 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 48.1% มีความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเกิดขึ้น 0.107 ± 0.091 และ 8.38 ± 0.70 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เมื่อพิจารณาค่าไนโตรเจนทั้งหมดพบว่าปริมาณไนโตรเจนที่หายไป 16.1 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 31.5% จะเห็นได้ว่าระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ต่ำในช่วงที่มีการเดินระบบที่ค่าพีเอชในระบบค่อนข้างต่ำ (พีเอชอยู่ในช่วง $6.0-7.0$) ซึ่งเป็นไปตามสมการที่ 2.10 โดยปฏิกิริยารวมของไนตริฟิเคชันจะถูกจำกัดด้วยปริมาณสภาพต่างในระบบ ซึ่งในการทดลองนี้ในช่วงแรกไม่มีการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตลงไป น้ำเสียเข้าเนื่องจากเครื่องวัดพีเอชเกิดความเสียหายทำให้อ่านค่าพีเอชที่วัดได้ผิดเพี้ยนไปจากความเป็นจริง ส่งผลให้ระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ต่ำมีแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งในปริมาณที่สูง เมื่อปล่อยลงสู่แหล่งรองรับน้ำทิ้ง (แหล่งน้ำตามธรรมชาติ แม่น้ำ ลำคลอง) จะเกิดการใช้ออกซิเจนจากแหล่งน้ำเพื่อมาออกซิไดซ์แอมโมเนียม-ไนโตรเจนไปเป็นไนเตรต-ไนโตรเจนหรือเรียกว่าความต้องการออกซิเจนโดยไนโตรเจนทำให้แหล่งรองรับน้ำทิ้งเกิดการเน่าเสียได้เนื่องจากขาดออกซิเจน นอกจากนี้ยังส่งผลให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันอีกด้วย หลังจากนั้นได้มีการปรับพีเอชของการเดินระบบเพิ่มขึ้น (ช่วงวันที่ 21-49) จากเดิมที่พีเอชของน้ำเสียเข้าอยู่ที่ 6.45 ± 0.14 ปรับพีเอชน้ำเสียเข้าเป็น 7.71 ± 0.11 โดยใช้โซเดียมไบคาร์บอเนต

ในอัตราส่วน 11.8 กรัมโซเดียมไบคาร์บอเนตต่อกรัมไนโตรเจนที่ถูกกำจัด (คำนวณการใช้โซเดียมไบคาร์บอเนตจากสมการ 2.10) ในช่วงแรกระบบสามารถบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนได้หมด มีไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเกิดขึ้นอยู่มาก แต่ยังคงพบไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง เพราะว่าจุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอปิยังเจริญเติบโตได้ไม่เต็มที่ ส่งผลให้ระบบต้องใช้ระยะเวลาในการปรับตัวเพื่อให้จุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอปิเจริญเติบโตสมดุลกับจุลินทรีย์กลุ่มเอโอปิเพื่อที่จะสามารถออกซิไดซ์ไนเตรต-ไนโตรเจนไปเป็นไนเตรต-ไนโตรเจนได้หมด เป็นระยะเวลา 14 วัน (ช่วงวันที่ 21-35) ระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 35 พบว่ามีความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 0.549 ± 0.061 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่หายไปเป็น 48.7 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 98.9% มีความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจน ในน้ำทิ้งเกิดขึ้น 0.193 ± 0.191 และ 31.4 ± 0.4 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เห็นได้ชัดว่าน้ำทิ้งที่สภาวะคงตัวแอมโมเนียม-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจนมีค่าน้อยมากเมื่อเทียบกับไนเตรต-ไนโตรเจน ตามรูปที่ 4.5 (ก) 4.6 (ก) และ 4.7 (ก) แสดงว่าระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้สมบูรณ์ จุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงสามารถออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนเตรต และออกซิไดซ์ไนเตรตไปเป็นไนเตรตได้หมด เมื่อพิจารณาค่าไนโตรเจนทั้งหมดพบว่ามีปริมาณไนโตรเจนที่หายไป 17.1 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 34.8% ไนโตรเจนส่วนใหญ่ถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ในกระบวนการหายใจแบบใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ตามอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน 150:5 (Metcalf และ Eddy, 2014) และบางส่วนอาจจะถูกเปลี่ยนไปเป็นไนโตรเจนแก๊ส จากการที่ไนเตรตถูกเวียนกลับมาในระบบในอัตราการเวียนน้ำต่ออัตราน้ำเสียเข้า 0.5:1 เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ที่ไม่มีการเติมอากาศ เมื่อเปรียบเทียบระหว่างเดินระบบในสภาวะที่ค่าพีเอชของระบบค่อนข้างต่ำ (พีเอชอยู่ในช่วง 6.0-7.0) และสภาวะที่ค่าพีเอชของระบบค่อนข้างต่ำ (พีเอชอยู่ในช่วง 8.0-9.0) ปริมาณไนโตรเจนที่หายไปคิดเป็น 16.1 และ 17.1 มิลลิกรัมต่อลิตร และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเป็น 31.5% และ 34.8% ตามลำดับ ซึ่งมีค่าไม่ได้แตกต่างกันมากนัก ไนโตรเจนที่หายไปถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์และถูกเปลี่ยนไปเป็นไนโตรเจนแก๊สดังที่กล่าวข้างต้น แต่จะแตกต่างกันเห็นได้ชัดคือความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจน และความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง โดยในสภาวะที่ค่าพีเอชของระบบค่อนข้างต่ำ (พีเอชอยู่ในช่วง 6.0-7.0) ไม่มีการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตหรือสภาพต่างลงไป พบว่ามีความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเป็น 26.5 ± 4.4 และ 8.38 ± 0.70 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

แต่ในสภาวะที่ค่าพีเอชของระบบค่อนข้างต่ำ (พีเอชอยู่ในช่วง 8.0-9.0) มีการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตหรือสภาพต่างลงไป พบว่ามีความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเป็น 0.549 ± 0.061 และ 31.4 ± 0.4 มิลลิกรัมต่อลิตร แสดงให้เห็นว่าการที่จะทำให้ระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์โดยเปลี่ยนแอมโมเนียม-ไนโตรเจนไปเป็นไนเตรต-ไนโตรเจนได้หมดสภาพต่างในระบบจะต้องมีเพียงพอ โดยระบบจะมีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนเพิ่มขึ้นจาก 48.1% ไปเป็น 98.9% เมื่อมีการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตหรือสภาพต่างลงไป

ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า 5:1 ในถึงปฏิกรณ์ที่ 2 ในช่วงที่ไม่มีการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตหรือสภาพต่างลงไปในระบบ พบว่าระบบไม่สามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ขึ้นได้ เนื่องจากมีค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่ยังสูงอยู่ในน้ำทิ้งมีไนโตรต-ไนโตรเจนเกิดขึ้น และพบไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเพียงเล็กน้อย (ช่วงวันที่ 3-20) แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิง (ทั้งจุลินทรีย์กลุ่มเอโอบีและเอ็นโอบี) ที่ทำหน้าที่ในการออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนเตรต และออกซิไดซ์ไนเตรตไปเป็นไนเตรตไม่สามารถทำงานได้หรือเจริญเติบโตได้ไม่เต็มที่เพราะถูกจำกัดด้วยปริมาณสภาพต่างในระบบ เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวในช่วงการเดินระบบที่พีเอชต่ำพบว่ามีความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 23.4 ± 3.3 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่หายไปเป็น 27.7 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 54.1% มีความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเกิดขึ้น 1.97 ± 0.54 และ 1.26 ± 0.44 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับเมื่อพิจารณาค่าไนโตรเจนทั้งหมดพบว่าปริมาณไนโตรเจนที่หายไป 24.4 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 47.8% ซึ่งไนโตรเจนที่หายไปเกิดจากการที่จุลินทรีย์นำไปใช้ในการสร้างเซลล์และบางส่วนถูกเปลี่ยนไปเป็นไนโตรเจนแก๊ส หลังจากนั้นได้มีการปรับพีเอชของการเดินระบบเพิ่มขึ้น (ช่วงวันที่ 21-49) จากเดิมที่พีเอชของน้ำเสียเข้าอยู่ที่ 6.45 ± 0.14 ปรับพีเอชน้ำเสียเข้าเป็น 7.71 ± 0.11 โดยใช้โซเดียมไบคาร์บอเนตในอัตราส่วน 11.8 กรัมโซเดียมไบคาร์บอเนตต่อกรัมไนโตรเจนที่ถูกกำจัด (คำนวณการใช้โซเดียมไบคาร์บอเนตจากสมการ 2.10) ในช่วงแรกระบบสามารถบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนได้หมด เริ่มมีไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเพิ่มมากขึ้น แต่ยังคงพบไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งในปริมาณสูง ส่งผลให้ต้องเดินระบบต่อไปอีก 14 วัน (ช่วงวันที่ 21-35) จึงทำให้ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนถูกออกซิไดซ์ไปเป็น

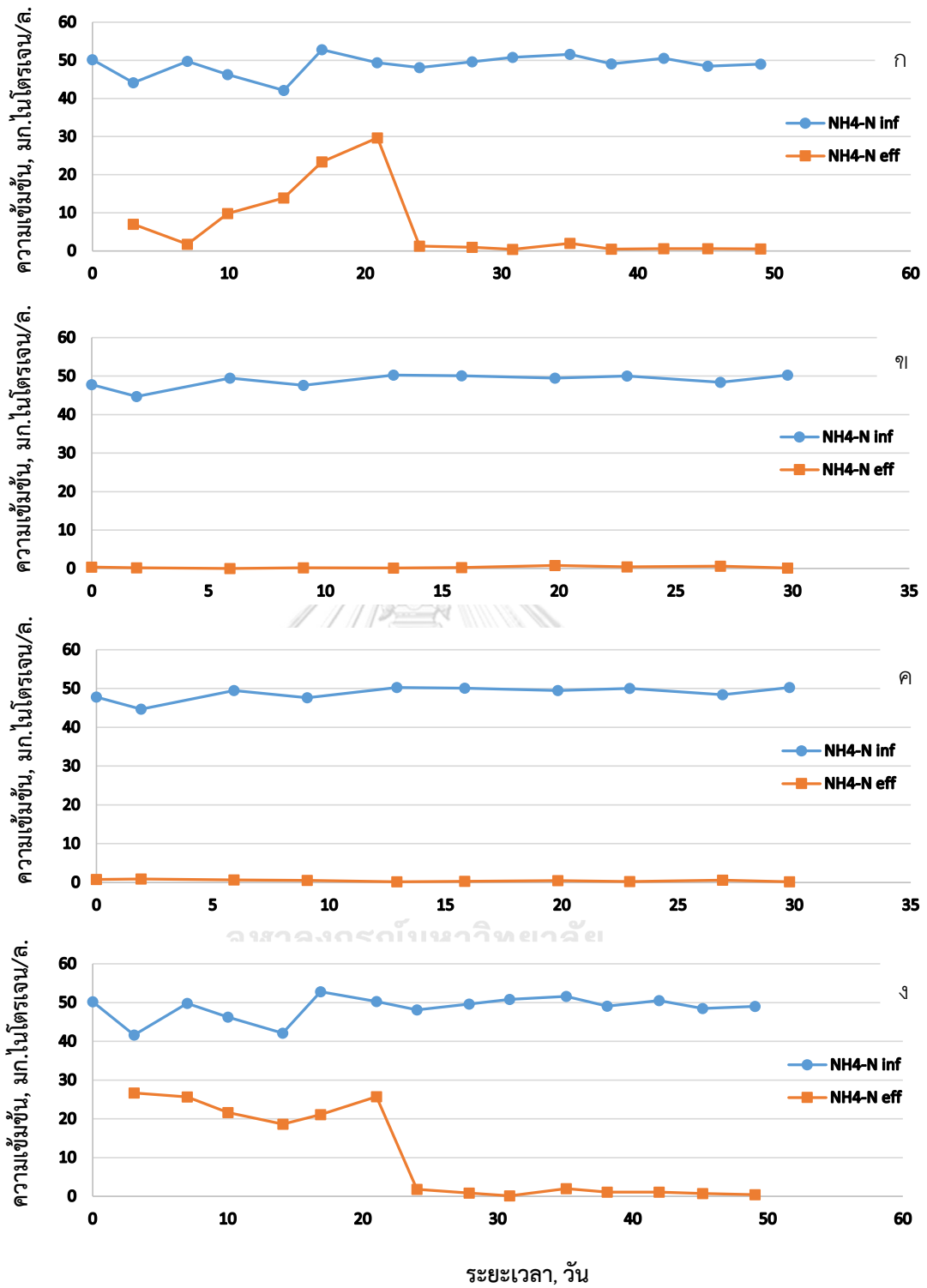
ไนเตรต-ไนโตรเจนได้หมด ระบบเริ่มเข้าสู่สภาวะคงตัวในวันที่ 35 พบว่ามีความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 1.07 ± 0.58 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่หายไปเป็น 48.7 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 97.9% มีความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจน ในน้ำทิ้งเกิดขึ้น 0.120 ± 0.142 และ 10.6 ± 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เห็นได้ชัดว่าน้ำทิ้งที่สภาวะคงตัวแอมโมเนียม-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจนมีค่าน้อยมากเมื่อเทียบกับไนเตรต-ไนโตรเจน ดังแสดงในรูป 4.5 (ง) 4.6 (ง) และ 4.7 (ง) แสดงว่าระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้สมบูรณ์ จุลินทรีย์กลุ่มไนตรฟายอิงสามารถออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนเตรต และออกซิไดซ์ไนเตรตไปเป็นไนเตรตได้หมด เมื่อพิจารณาค่าไนโตรเจนทั้งหมดพบว่ามีปริมาณไนโตรเจนที่หายไป 37.9 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 76.2% ไนโตรเจนถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ในกระบวนการหายใจแบบใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ตามอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน 150:5 (Metcalf และ Eddy, 2014) และส่วนใหญ่ถูกเปลี่ยนไปเป็นไนโตรเจนแก๊ส จากการที่ไนเตรตถูกเวียนกลับมาในระบบในอัตราการเวียนน้ำต่ออัตราน้ำเสียเข้า 5:1 เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ที่ไม่มีการเติมอากาศ เมื่อเปรียบเทียบระหว่างสภาวะที่ค่าพีเอชของระบบก่อนไปทางกรด (พีเอชอยู่ในช่วง 6.0-7.0) ซึ่งไม่มีการเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์หรือสภาพต่างลงไป และสภาวะที่ค่าพีเอชของระบบก่อนไปทางด่าง (พีเอชอยู่ในช่วง 8.0-9.0) ซึ่งมีการเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์หรือสภาพต่างลงไป พบว่าระบบมีความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งอยู่ที่ 23.4 ± 3.3 และ 1.07 ± 0.58 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 54.1% และ 97.8% ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าถ้าต้องการให้ระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์จะต้องมีสภาพต่างที่เพียงพอ ดังสมการที่ 2.10 โดยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะต้องการสภาพต่าง 7.14 กรัมแคลเซียมคาร์บอเนตต่อกรัมไนโตรเจนที่ถูกกำจัด (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545) การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ก็จะส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำอีกด้วย เพราะเมื่อแอมโมเนียมถูกออกซิไดซ์เป็นไนเตรตได้หมด ไนเตรตจะถูกเวียนกลับเข้ามาในส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศได้มากขึ้น เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันส่งผลให้เกิดไนโตรเจนแก๊สที่มากขึ้นด้วย ถือเป็นการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำอย่างสมบูรณ์ โดยประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเพิ่มขึ้นจาก 47.8% ไปเป็น 76.2% เมื่อระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์

จากนั้นจึงเปลี่ยนอัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้าระบบเป็น 1:1 และ 2:1 ในถึงปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ ปรับพีเอชน้ำเสียขาเข้าโดยใช้โซเดียมไบคาร์บอเนตที่คำนวณได้จากข้างต้น วัดค่าพีเอชน้ำเสียขาเข้าได้ 7.72 ± 0.08 มีค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนเฉลี่ยในการเดินระบบ ช่วงนี้อยู่ที่ 49.6 ± 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 1:1 ในถึงปฏิกรณ์ที่ 1 ช่วงแรกเมื่อระบบมีการปรับอัตราการเวียนน้ำกลับเพิ่มขึ้นจาก 0.5 เป็น 1 เท่าของอัตราน้ำเสียขาเข้า ระบบสามารถบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนได้หมดแต่ยังคงพบไนโตรด-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง ทำให้ต้องเดินระบบต่อไปอีก 16 วัน (ช่วงวันที่ 1-16) จึงไม่พบไนโตรด-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง และแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเริ่มคงที่ เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่าระบบสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้สมบูรณ์ มีความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 0.439 ± 0.273 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่หายไปเป็น 49.2 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 99.1% ขณะที่มีความเข้มข้นไนโตรด-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจน ในน้ำทิ้งเกิดขึ้น 0.195 ± 0.100 และ 25.6 ± 0.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ดังแสดงในรูป 4.5 (ข) 4.6 (ข) และ 4.7 (ข) และเมื่อพิจารณาค่าไนโตรเจนทั้งหมดพบว่าปริมาณไนโตรเจนที่หายไป 23.4 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 47.1% ไนโตรเจนถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ในกระบวนการหายใจแบบใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ตามอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน 150:5 (Metcalf และ Eddy, 2014) และส่วนใหญ่จะถูกเปลี่ยนไปเป็นไนโตรเจนแก๊ส จากการที่ไนเตรตถูกเวียนกลับมาในระบบในอัตราการเวียนน้ำต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 1:1 เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ที่ไม่มีการเติมอากาศ

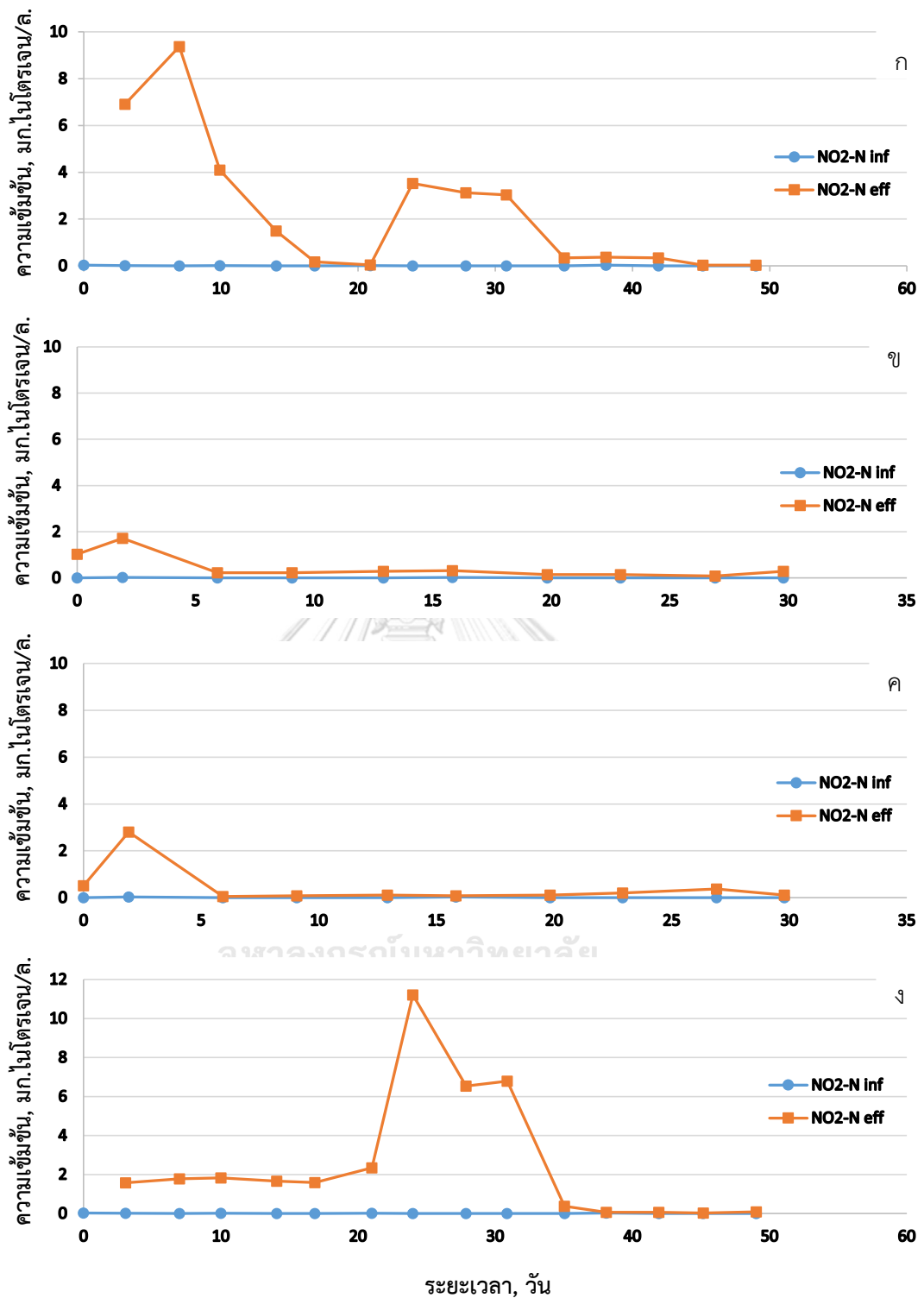
ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 2:1 ในถึงปฏิกรณ์ที่ 2 ช่วงแรกเมื่อระบบมีการปรับอัตราการเวียนน้ำกลับลดลงจาก 5 เป็น 2 เท่าของอัตราน้ำเสียขาเข้า ระบบสามารถบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนได้หมดแต่ยังคงพบไนโตรด-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง ทำให้ต้องเดินระบบต่อไปอีก 16 วัน (ช่วงวันที่ 1-16) จึงไม่พบไนโตรด-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง และแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเริ่มคงที่ เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่าระบบสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้สมบูรณ์ มีความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 0.367 ± 0.173 มิลลิกรัมต่อลิตร แอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่หายไปเป็น 49.3 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 99.3% ขณะที่มีความเข้มข้นไนโตรด-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจน ในน้ำทิ้งเกิดขึ้น 0.178 ± 0.117 และ 18.3 ± 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ดังแสดงในรูป 4.5 (ค) 4.6 (ค) และ 4.7 (ค)

และเมื่อพิจารณาค่าไนโตรเจนทั้งหมดพบว่ามีปริมาณไนโตรเจนที่หายไป 30.8 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 62.0% ไนโตรเจนส่วนใหญ่ถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ในกระบวนการหายใจแบบใช้ออกซิเจนของจุลินทรีย์ตามอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน 150:5 (Metcalf และ Eddy, 2014) และส่วนใหญ่อาจจะถูกเปลี่ยนไปเป็นไนโตรเจนแก๊ส จากการที่ไนเตรตถูกเวียนกลับมาในระบบในอัตราการเวียนน้ำต่ออัตราน้ำเสียเข้า 2:1 เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันใน ส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ที่ไม่มีการเติมอากาศ

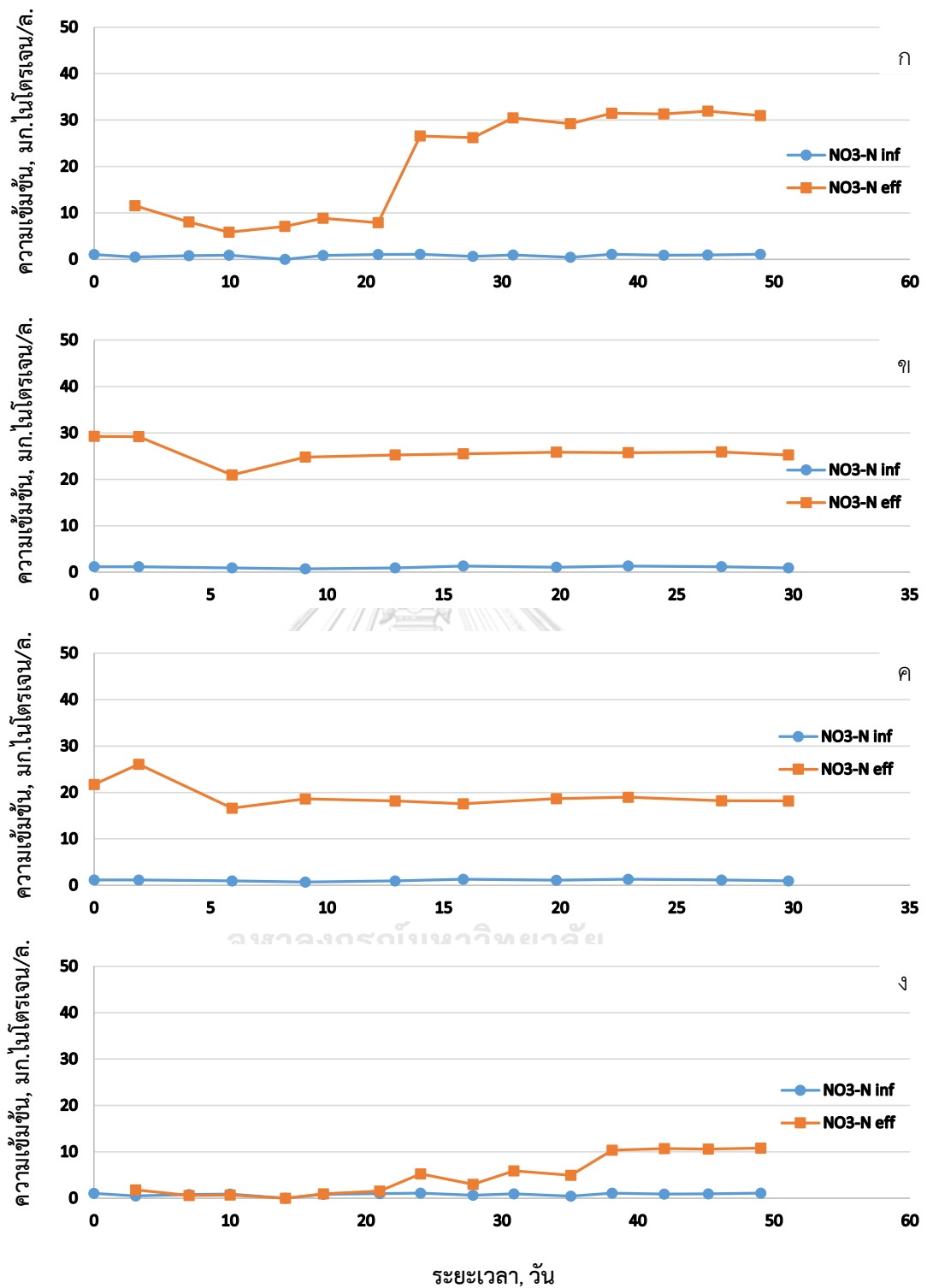




รูปที่ 4.5 กราฟแสดงความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 1 (ก) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 0.5 (ข) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 1 (ค) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 (ง) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 5



รูปที่ 4.6 กราฟแสดงความเข้มข้นของไนไตรต์-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 1 (ก) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 0.5 (ข) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 1 (ค) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 (ง) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 5

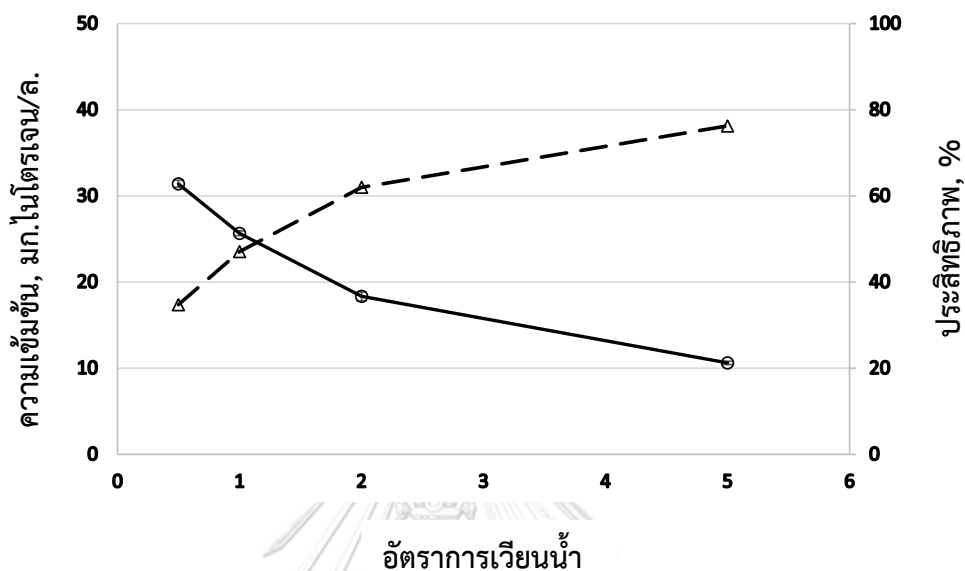


รูปที่ 4.7 กราฟแสดงความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 1 (ก) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 0.5 (ข) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 1 (ค) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 (ง) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 5

อย่างไรก็ตามในงานวิจัยนี้ ในส่วนของการทดลองที่ 1 เป็นการศึกษาหาอัตราการเวียนน้ำกลับที่เหมาะสมของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น พบว่าที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 มีความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 31.4 ± 0.4 25.6 ± 0.3 18.3 ± 0.5 และ 10.6 ± 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 34.8% 47.1% 62.0% และ 76.2% ตามลำดับ แสดงดังรูป 4.8 จะเห็นได้ว่าที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมงและระบบมีสภาพต่างที่เพียงพอจะส่งผลให้เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ สามารถออกซิไดซ์แอมโมเนีย-ไนโตรเจนไปเป็นไนเตรต-ไนโตรเจนได้หมด ขณะที่ระบบมีการเพิ่มอัตราการเวียนน้ำกลับที่มากขึ้น เป็นการดึงไนเตรตกลับกลับเข้ามามากขึ้นด้วยในส่วนที่ไม่เติมอากาศส่วนล่างของถังปฏิกรณ์ เพื่อเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน เกิดเป็นไนโตรเจนแก๊ส ซึ่งถือว่าเป็นการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำอย่างสมบูรณ์ อัตราการเวียนน้ำกลับจึงเป็นปัจจัยสำคัญต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนออกจากน้ำเสียของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น จากงานวิจัยของ Leick และคณะ (2017) ในการใช้ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ โดยใช้น้ำเสียจริงที่เก็บจากท่อระบายมีค่าที่เคเอ็นอยู่ในช่วง 38 – 61 มิลลิกรัมต่อลิตร เติกระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 12 ชั่วโมง โดยเปลี่ยนอัตราการเวียนน้ำกลับที่แตกต่างกัน 1 2 และ 3 เท่าของอัตราการไหลของน้ำที่เข้าถังปฏิกรณ์ พบว่าอัตราการเวียนน้ำกลับจะส่งผลอย่างมีนัยสำคัญต่อการกำจัดไนโตรเจนพบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเป็น 32% 55% และ 40% ที่อัตราการเวียนน้ำ 1 2 และ 3 ตามลำดับ

จากข้อมูลข้างต้นจะเห็นได้ว่าเมื่อระบบเพิ่มอัตราการเวียนน้ำกลับจาก 0.5 เป็น 1 1 เป็น 2 และ 2 เป็น 5 เท่า จะมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเพิ่มขึ้น 12.3% 14.9% และ 14.2% เห็นได้ชัดว่าที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 เท่าจะเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดได้เหมาะสมที่สุด เนื่องจากเมื่ออัตราการเวียนน้ำกลับเพิ่มขึ้น 1 เท่าจาก 1 เป็น 2 เท่า มีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้น 14.9% แต่ในขณะที่อัตราการเวียนน้ำกลับเพิ่มขึ้น 2.5 เท่า จาก 2 เป็น 5 เท่า มีประสิทธิภาพเพิ่มขึ้นเพียงแค่ 14.2% ประกอบกับเมื่อพิจารณาปัจจัยภายนอกอื่นๆ เช่น การใช้ไฟฟ้าของระบบ จำนวนปั้มน้ำที่ใช้ในการเวียนน้ำกลับและความง่ายในการเดินระบบ พบว่าที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 เท่า ระบบง่ายต่อการควบคุมมากกว่าเนื่องจากใช้ปั้มในการเวียนน้ำกลับเพียงแค่ 1 ตัว แต่สำหรับที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 5 เท่าต้องเพิ่มปั้มในการเวียนน้ำกลับเป็น 2 ตัว ทำให้ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 5 เท่า ระบบจึงใช้ไฟฟ้ามากกว่าที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 เท่าด้วย

ดังนั้นทางผู้วิจัยจึงเลือกอัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 2:1 ไปใช้ในการทำงานวิจัยในช่วงการทดลองที่ 2 ต่อไป



รูปที่ 4.8 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของไนเตรตในน้ำทิ้งและประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่างๆ โดย ○ คือค่าไนเตรตในน้ำทิ้ง และ △ คือประสิทธิภาพการบำบัด

4.2.3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นตามระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์

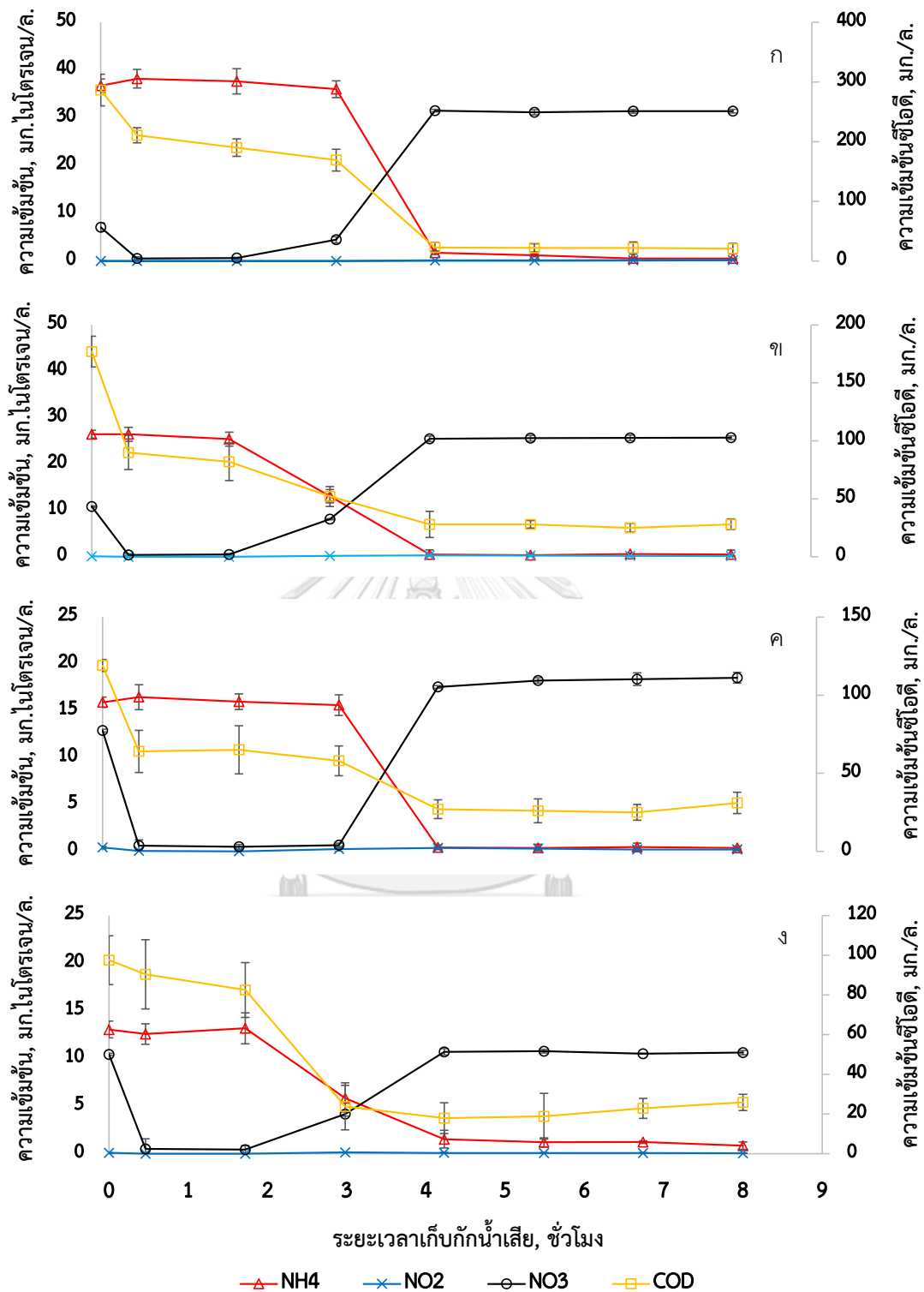
พิจารณาที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 0 ชั่วโมง (P_1) โดยที่จุด P_1 (จุดที่น้ำเสียขาเข้าผสมกับน้ำที่เวียนกลับมาในระบบ) พบความเข้มข้นของซีโอดี 292 ± 26 180 ± 13 121 ± 6 และ 100 ± 12 มิลลิกรัมต่อลิตร ความเข้มข้นของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน 36.7 ± 1.4 26.4 ± 1.3 15.7 ± 0.6 และ 12.9 ± 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร และความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจน 7.10 ± 0.88 10.5 ± 0.7 12.8 ± 0.6 และ 10.4 ± 1.1 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าความเข้มข้นของซีโอดีและแอมโมเนีย-ไนโตรเจนลดลงเนื่องจากถูกเจือจางจากการเวียนน้ำกลับเข้าระบบ ยิ่งอัตราการเวียนน้ำกลับเพิ่มมากขึ้นความเข้มข้นของซีโอดีและแอมโมเนียก็จะถูกเจือจางน้อยลง ขณะเดียวกันจะพบออกซิเจนละลายและไนเตรต-ไนโตรเจนที่จุด P_1 ด้วยซึ่งปริมาณความเข้มข้นจะเพิ่มตามอัตราการเวียนน้ำกลับ

สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 0.46 ชั่วโมง (P_2) เป็นส่วนล่างสุดของถังปฏิกรณ์โดยไม่มี การเติมอากาศ พบความเข้มข้นของซีโอดี 208 ± 13 88 ± 13 68 ± 15 และ 96 ± 19 มิลลิกรัมต่อลิตร ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 38.2 ± 2.0 26.2 ± 1.3 16.3 ± 1.2 และ 12.1 ± 1.7 มิลลิกรัมต่อลิตร และความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจน 0.566 ± 0.306 0.394 ± 0.160 0.672 ± 0.250 และ 0.511 ± 0.417 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าจากจุด P_1 ถึงจุด P_2 เป็นส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศ ระบบเกิดปฏิกิริยาคาร์บอน ออกซิเดชันในช่วงแรกโดยสารอินทรีย์คาร์บอนทำปฏิกิริยากับออกซิเจนที่ถูกเวียนกลับเข้ามาในระบบ ส่งผลให้ซีโอดีลดลง 3.09 6.14 6.80 และ 7.06 มิลลิกรัมต่อลิตร และปริมาณออกซิเจนละลายลดลง จนหมด หลังจากนั้นระบบเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้อย่างรวดเร็วและสมบูรณ์ ความเข้มข้นของซี โอดีลดลงเล็กน้อย คิดเป็นอัตราการบำบัดซีโอดีจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน 182 199 114 22.6 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง ตามลำดับ ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนค่อยๆลดลงจนหมด คิดเป็น อัตราการกำจัดไนเตรตจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน 14.2 22.1 26.3 และ 21.6 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อ ชั่วโมง ตามลำดับ ขณะที่ความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนค่อนข้างคงที่

สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 1.72 ชั่วโมง (P_3) ซึ่งเป็นส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศ พบความเข้มข้นของซีโอดี 184 ± 19 80 ± 14 66 ± 14 และ 89 ± 19 มิลลิกรัมต่อลิตร ความเข้มข้นของ แอมโมเนียม-ไนโตรเจน 37.6 ± 2.6 25.5 ± 1.2 16.2 ± 0.9 และ 12.3 ± 2.2 มิลลิกรัมต่อลิตรและความ เข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจน 0.620 ± 0.174 0.482 ± 0.122 0.555 ± 0.245 และ 0.438 ± 0.215 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าที่ จุด P_3 ความเข้มข้นของซีโอดี แอมโมเนียม-ไนโตรเจน และไนเตรต-ไนโตรเจน ค่อนข้างคงที่ทั้งหมด เนื่องจากระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียสั้นเกินไป (ช่วงที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 0.46-1.72 ชั่วโมง) ไม่พอที่จะทำให้เกิดสภาวะการย่อยสลายแบบไร้อากาศและในขณะเดียวกันไนเตรต-ไนโตรเจนลดลง จนหมดไปแล้ว ทำให้ไม่สามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ สำหรับงานวิจัยในอนาคตอาจจะ สามารถลดปริมาตรของส่วนแอนอกซิกลงได้เพื่อให้สามารถเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียต่ำลง ได้ หรือจะเพิ่มระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ เพื่อให้ระบบสามารถเกิดสภาวะการ ย่อยสลายแบบไร้อากาศขึ้นได้ เพื่อให้ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นมีสภาวะการ ทำงานคล้ายกับระบบรีเวอร์สเอพูโอ (Fang และคณะ, 2016)

สำหรับที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 2.98 – 8.00 ชั่วโมง ($P_4 - P_8$) เป็นส่วนที่มีการเติมอากาศพบว่าซีโอติและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนลดลงจนหมดในส่วนนี้ โดยคิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัดซีโอติในส่วนที่มีการเติมอากาศเป็น 88.0% 66.3% 71.6% และ 70.8% และมีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในส่วนที่มีการเติมอากาศเป็น 98.5% 98.3% 97.7% และ 91.3% ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 ตามลำดับ มีไนเตรต-ไนโตรเจนและไนเตรต-ไนโตรเจนเกิดขึ้น เมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.9 จะเห็นว่าหลังจากซีโอติลดลงจนคงที่ หลังจากนั้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนค่อยๆลดลงและลดลงคงที่จนหมดที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 4.23 ชั่วโมง (P_5) ขณะเดียวกันไนเตรต-ไนโตรเจนเริ่มเกิดขึ้นที่ 2.98 ชั่วโมง (P_4) และเพิ่มขึ้นจนคงที่ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 4.23 ชั่วโมง (P_5) ซึ่งแสดงให้เห็นว่าระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้อย่างสมบูรณ์

อย่างไรก็ตามเมื่อพิจารณาการทำงานของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นในงานวิจัยนี้ พบว่าถังปฏิกรณ์ช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศสามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันได้ มีอัตราส่วนซีโอติต่อไนเตรต-ไนโตรเจนที่ถูกกำจัดเฉลี่ยอยู่ที่ 6.80 ± 5.16 มิลลิกรัมซีโอติต่อมิลลิกรัมไนเตรต-ไนโตรเจน ซึ่งมีค่าอยู่ในช่วง 5-10 มิลลิกรัมซีโอติต่อมิลลิกรัมไนเตรต-ไนโตรเจน สอดคล้องกับอัตราส่วนซีโอติต่อไนเตรต-ไนโตรเจนที่ถูกกำจัดทางทฤษฎี (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545) และถังปฏิกรณ์ช่วงที่มีการเติมอากาศสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ มีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนสูงกว่า 90% ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Han และคณะ (2001) ที่พบว่าถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นทั่วไปสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้อย่างสมบูรณ์ มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมมากกว่า 90%

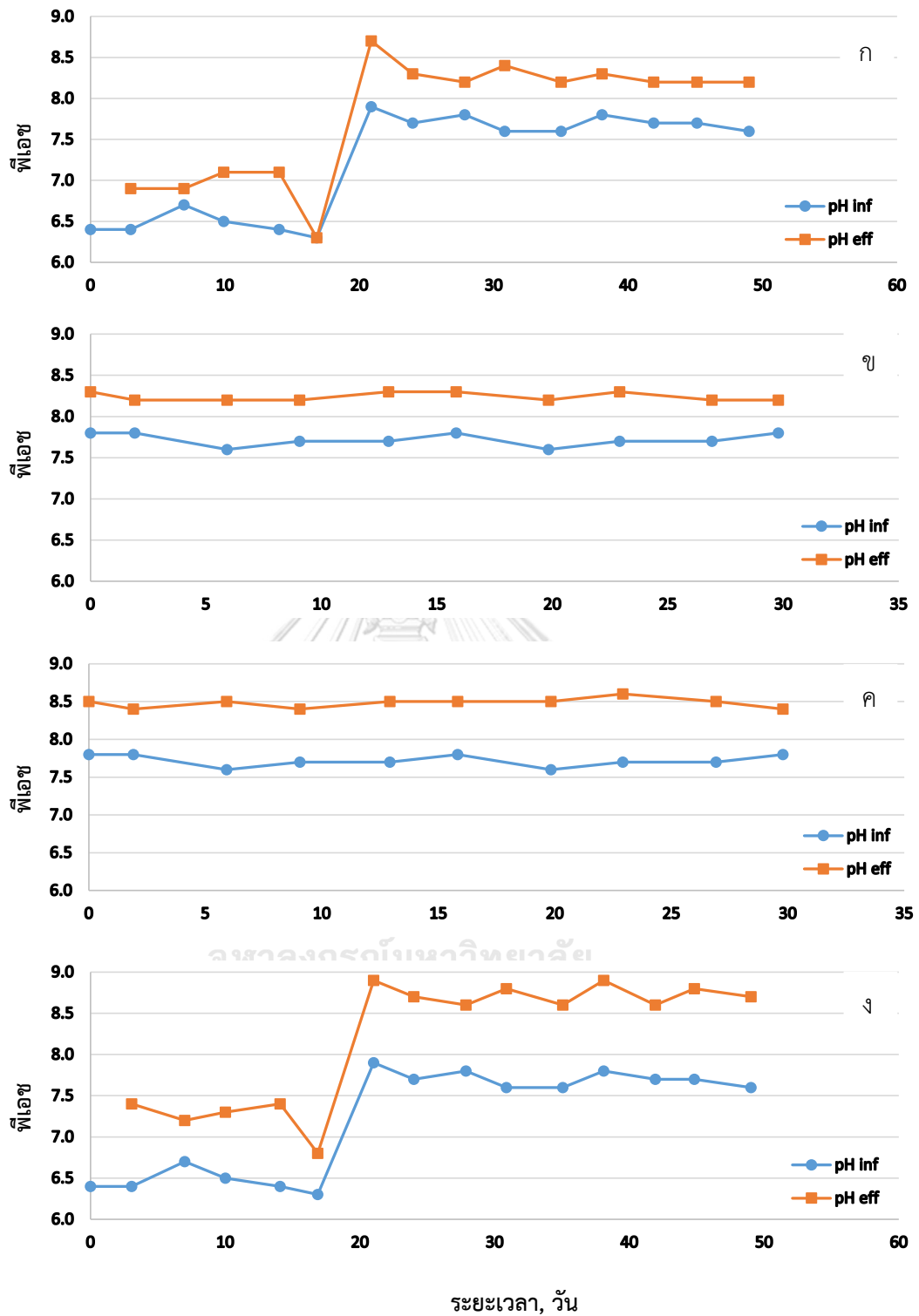


รูปที่ 4.9 กราฟแสดงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นต่างๆที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ (ก) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 0.5 (ข) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 1 (ค) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 (ง) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 5

4.2.4 พีเอช

ในการทดลองอัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 และ 5:1 ช่วงวันที่ 1-20 เครื่องวัดพีเอชที่ใช้ในการทดลองเกิดความเสียหาย ทำให้การวัดค่าพีเอชของน้ำเสียขาเข้าผิดพลาด โดยวัดค่าพีเอชได้ 7.75 ± 0.14 และวัดค่าพีเอชของน้ำทิ้งของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ได้ 8.16 ± 0.33 และ 8.52 ± 0.25 ทำให้ในช่วงการเดินระบบวันที่ 1-20 ไม่มีการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตลงไปในระบบแต่เมื่อได้นำเครื่องวัดพีเอชอีกเครื่องที่ผ่านการสอบเทียบมาวัดค่าพีเอชของน้ำเสียขาเข้า ผลปรากฏว่าวัดค่าพีเอชได้ 6.45 ± 0.14 และวัดค่าพีเอชน้ำทิ้งของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ได้ 6.86 ± 0.33 และ 7.22 ± 0.25 ต่อมาได้มีการปรับพีเอชของการเดินระบบเพิ่มขึ้น (ช่วงวันที่ 21-49) จากเดิมที่พีเอชของน้ำเสียขาเข้าอยู่ที่ 6.45 ± 0.14 ปรับพีเอชน้ำเสียขาเข้าเป็น 7.71 ± 0.11 และวัดค่าพีเอชน้ำทิ้งของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ได้ 8.30 ± 0.17 และ 8.73 ± 0.12 โดยใช้โซเดียมไบคาร์บอเนตในอัตราส่วน 11.8 กรัมโซเดียมไบคาร์บอเนตต่อกรัมไนโตรเจนที่ถูกกำจัด (คำนวณการใช้โซเดียมไบคาร์บอเนตจากสมการ 2.10) ขณะที่การทดลองอัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 1:1 และ 2:1 ได้มีการปรับพีเอชตั้งแต่เริ่มการทดลอง โดยใช้โซเดียมไบคาร์บอเนตในอัตราส่วน 11.8 กรัมโซเดียมไบคาร์บอเนตต่อกรัมไนโตรเจนที่ถูกกำจัด วัดค่าพีเอชน้ำเสียขาเข้าได้เป็น 7.72 ± 0.08 และวัดค่าพีเอชน้ำทิ้งของถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ได้ 8.24 ± 0.05 และ 8.50 ± 0.09

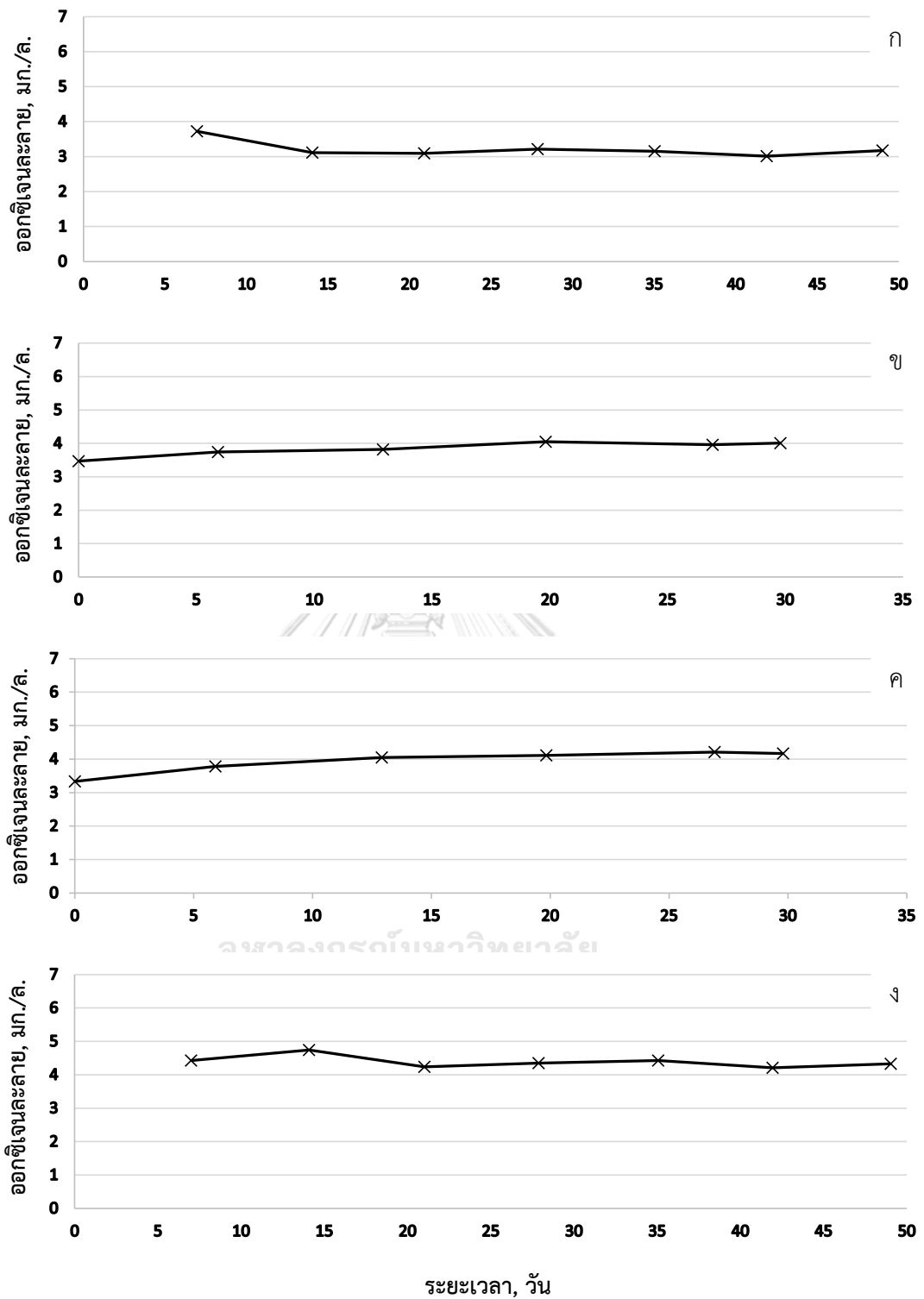
ในการทดลองนี้พบว่าเมื่อมีการคุมพีเอชโดยการเติมสภาพต่างหรือโซเดียมไบคาร์บอเนตในปริมาณ 11.8 กรัมโซเดียมไบคาร์บอเนตต่อกรัมไนโตรเจนที่ถูกกำจัด ซึ่งคำนวณได้จากสมการไนตริฟิเคชัน (สมการที่ 2.10) ในทุกๆอัตราการเวียนน้ำกลับที่แตกต่างกัน พบว่าเมื่ออัตราการเวียนน้ำกลับสูงขึ้น ทำให้ไนเตรตถูกเวียนกลับเข้าไปในระบบส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศมากขึ้น เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันสูงขึ้นไปด้วย ส่งผลให้มีสภาพต่างคืนกลับมาให้แก่ระบบมากขึ้นจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ค่าพีเอชของน้ำทิ้งจึงสูงขึ้นตามอัตราการเวียนน้ำกลับที่เพิ่มขึ้น โดยที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 มีค่าพีเอชในน้ำทิ้ง 8.30 ± 0.17 8.24 ± 0.05 8.50 ± 0.09 และ 8.73 ± 0.12 ตามลำดับ ภาพรวมของพีเอชน้ำขาเข้าและน้ำทิ้งตลอดการทดลองแสดงในรูปที่ 4.10



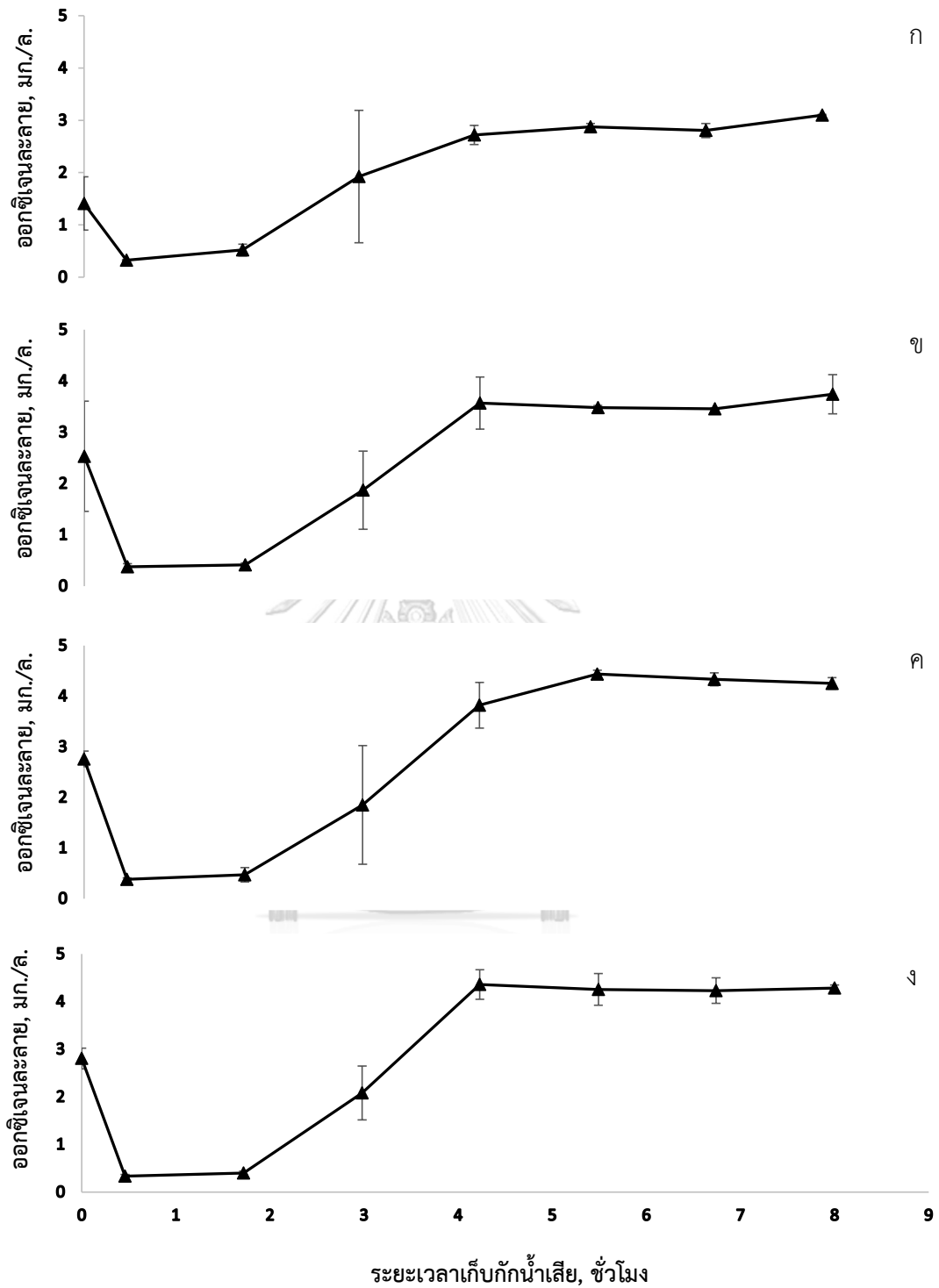
รูปที่ 4.10 กราฟแสดงค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ 1 (ก) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 0.5 (ข) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 1 (ค) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 (ง) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 5

4.2.5 ค่าออกซิเจนละลาย

ค่าออกซิเจนละลายเป็นอีกหนึ่งค่าที่ใช้เป็นตัวชี้วัดการทำงานของระบบ เนื่องจากในระบบมีการแยกส่วนระหว่างส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศ ตั้งแต่ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 0 – 2.98 ชั่วโมง และส่วนที่มีการเติมอากาศ ตั้งแต่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 2.98 – 8.00 ชั่วโมง โดยในงานวิจัยนี้ ควบคุมให้ค่าออกซิเจนละลายในถังปฏิกรณ์ส่วนเติมอากาศมากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อให้ระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ พบว่าค่าออกซิเจนละลายในน้ำทิ้งเฉลี่ยตลอดการทดลองอยู่ที่ 3.21 ± 0.23 3.84 ± 0.22 3.94 ± 0.34 และ 4.39 ± 0.18 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 ตามลำดับ ดังรูปที่ 4.11 และทำการวัดค่าออกซิเจนละลายในตอนแรกและตอนปิดการทดลองที่จุดเก็บน้ำเสียทั้ง 8 จุด (P_1 - P_8) ดังแสดงในรูป 4.12 เพื่อดูการเปลี่ยนแปลงค่าออกซิเจนละลายภายในถังปฏิกรณ์ พบว่าช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 0 – 1.72 ชั่วโมง (P_1 - P_3) เป็นส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศ ค่าออกซิเจนละลายค่อยๆลดลงจนเกือบหมดที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 1.72 ชั่วโมง (P_3) มีค่าเฉลี่ยออกซิเจนละลายส่วนนี้เป็น 0.453 ± 0.054 มิลลิกรัมต่อลิตร และช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 2.98 – 8.00 ชั่วโมง (P_4 - P_8) เป็นส่วนเติมอากาศ ค่าออกซิเจนละลายค่อยๆเพิ่มขึ้นจากจุดเติมอากาศ (P_4) และเริ่มคงที่ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 4.23 ชั่วโมง (P_5) มีค่าออกซิเจนละลายส่วนนี้เป็น 3.84 ± 0.55 มิลลิกรัมต่อลิตร



รูปที่ 4.11 กราฟแสดงค่าออกซิเจนละลายในน้ำที่จุดลดการทดลองที่ 1 (ก) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 0.5 (ข) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 1 (ค) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 (ง) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 5



รูปที่ 4.12 กราฟแสดงการเปลี่ยนแปลงค่าออกซิเจนละลายที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ (ก) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 0.5 (ข) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 1 (ค) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 (ง) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 5

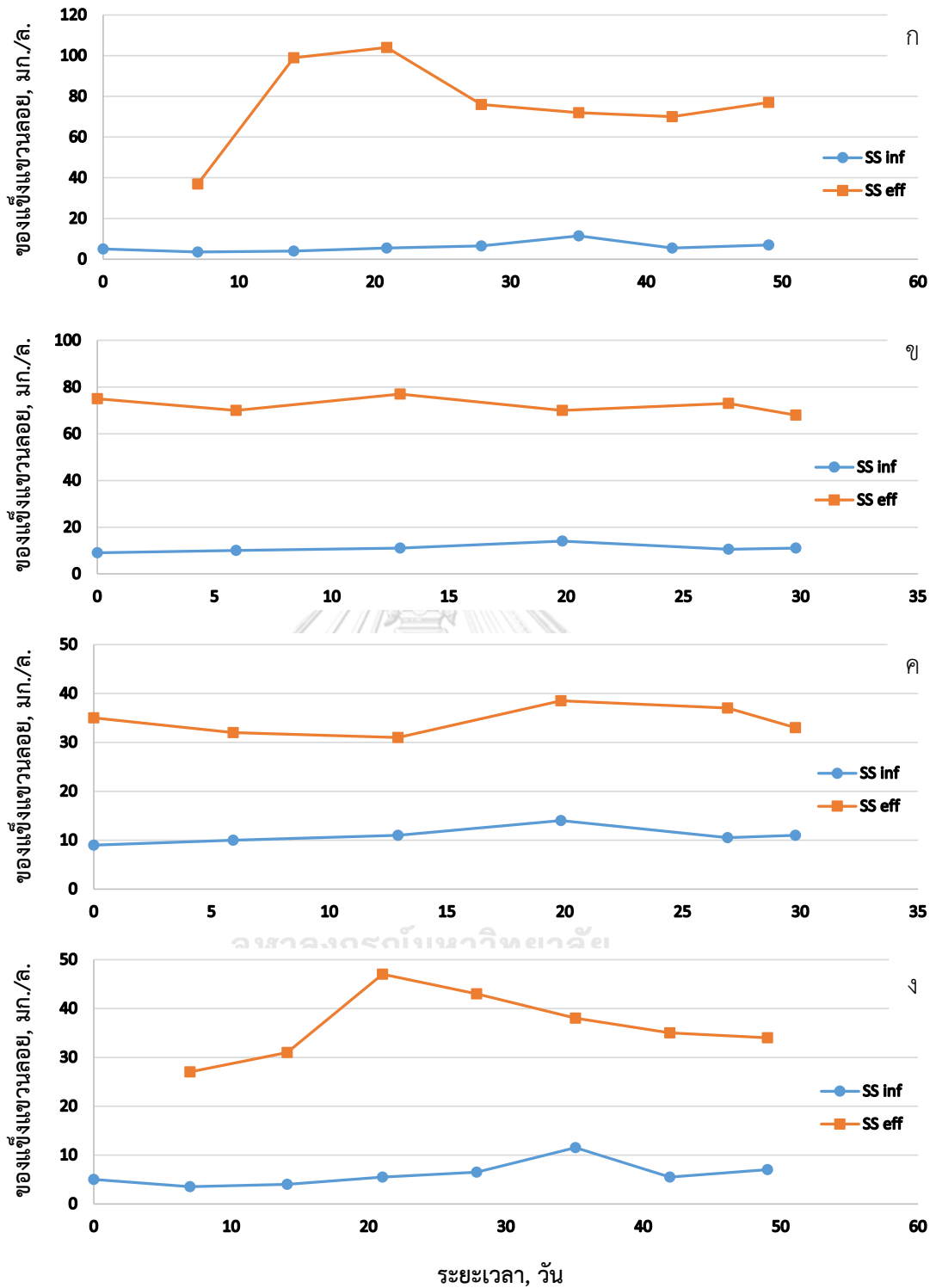
4.2.6 ค่าของแข็งแขวนลอย

ผลจากการวัดปริมาณของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองด้วยวิธีการกรองและอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส วัดทั้งในน้ำเสียขาเข้าและน้ำทิ้ง แสดงในรูปที่ 4.13 พบว่าในน้ำเสียขาเข้าเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ซึ่งสารที่ใช้เตรียมสามารถละลายน้ำได้ทั้งหมด และมีความถี่ในการเปลี่ยนน้ำเสียขาเข้าทุกวัน จึงพบปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียขาเข้าได้น้อยเนื่องจากไม่มีการสะสมของตะกอนในถังน้ำเสียขาเข้า โดยมีค่าเฉลี่ยของปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียขาเข้าอยู่ที่ 8.48 ± 3.42 มิลลิกรัมต่อลิตร ขณะที่ปริมาณของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยในน้ำทิ้งที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 อยู่ที่ 76.4 ± 21.9 72.5 ± 3.4 34.4 ± 2.9 และ 36.4 ± 6.9 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.1 จะเห็นได้ว่าเมื่ออัตราการเวียนน้ำกลับสูงขึ้นจะมีปริมาณของแข็งแขวนลอยหลุดออกมากับน้ำทิ้งลดลง เพราะเวลาที่อัตราการเวียนน้ำกลับสูงขึ้นจะทำให้ค่าซีโอดีและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนถูกเจือจาง ส่งผลให้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ลดลงฟิล์มชีวภาพจึงเกาะได้น้อยลงตามไปด้วย ทำให้ปริมาณฟิล์มชีวภาพหลุดออกมาน้อย ขณะที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ำ จะมีปริมาณของแข็งแขวนลอยหลุดออกมากับน้ำทิ้งสูง เพราะเวลาที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ำจะทำให้ค่าซีโอดีและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนถูกเจือจางลงเล็กน้อย ส่งผลให้อัตราการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ยังคงสูงจึงเจริญเติบโตเกาะเป็นฟิล์มชีวภาพได้มาก ทำให้ปริมาณฟิล์มชีวภาพหลุดออกมามากขึ้นด้วย

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 4.1 ปริมาณของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยในน้ำเสียขาเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1

อัตราการเวียนน้ำ : อัตราน้ำเสียขาเข้า	ของแข็งแขวนลอย, มก./ล.	
	น้ำเข้า	น้ำออก
0.5 : 1	6.06 ± 2.48	76.4 ± 21.9
1 : 1	10.9 ± 1.7	72.5 ± 3.4
2 : 1	10.9 ± 1.7	34.4 ± 2.9
5 : 1	6.06 ± 2.48	36.4 ± 6.9



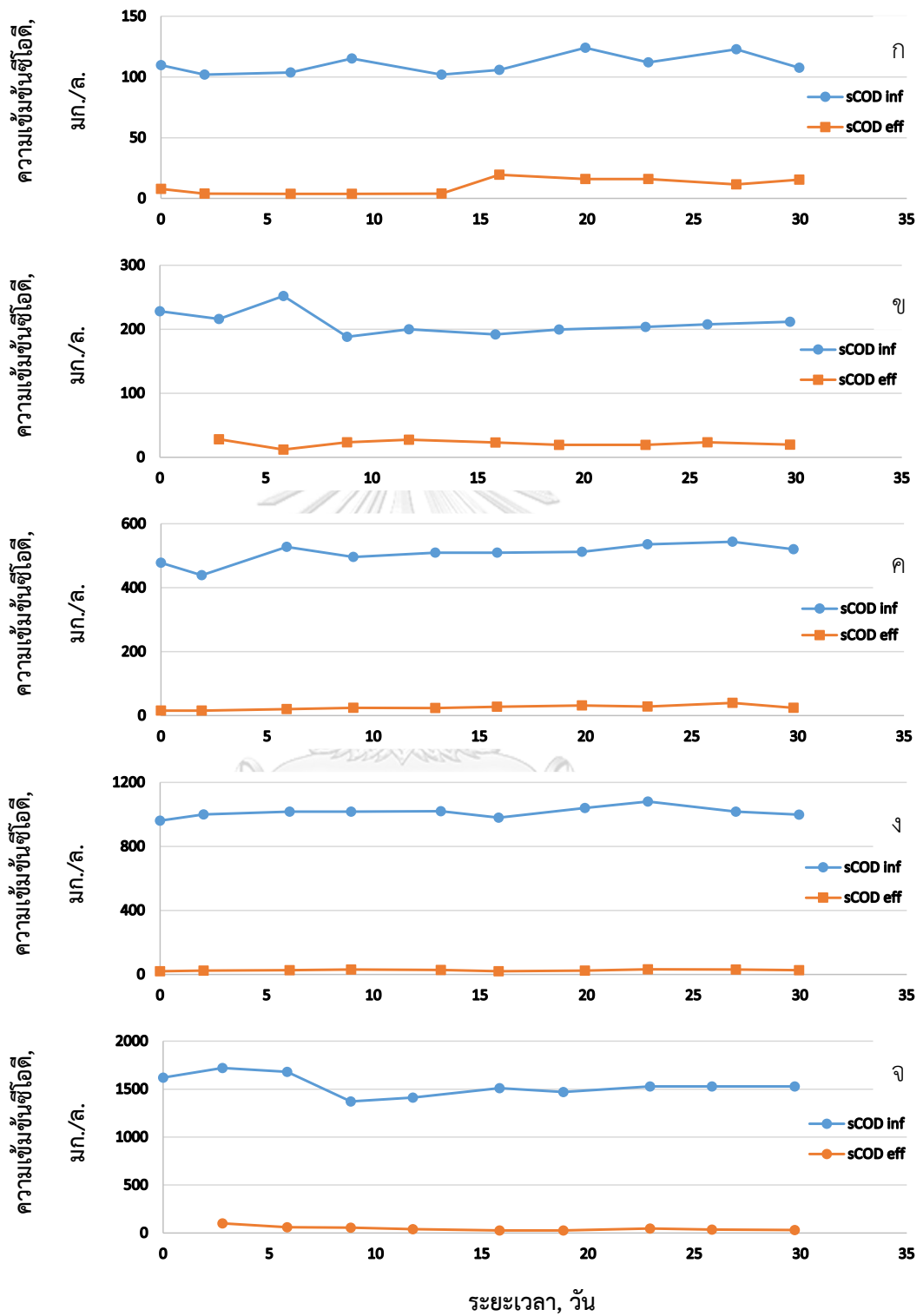
รูปที่ 4.13 กราฟแสดงปริมาณของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองที่ 1 (ก) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 0.5 (ข) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 1 (ค) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 2 (ง) ที่อัตราการเวียนน้ำกลับ 5

4.3 การศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนที่ความเข้มข้นของน้ำเสียสังเคราะห์ ต่างๆ

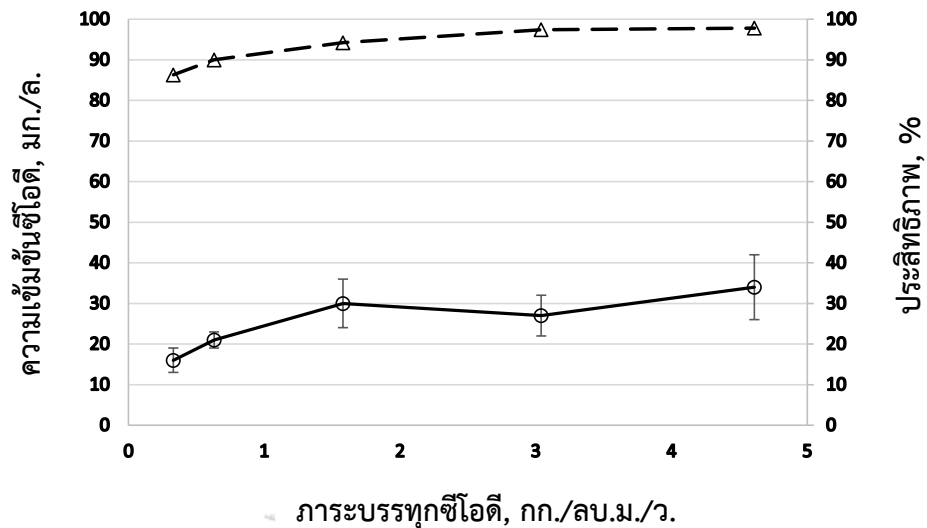
การทดลองที่ 2 เป็นการทดลองเดินระบบแบบต่อเนื่องด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศ แยกชั้นชนิดไหลขึ้น พร้อมกัน 2 ถังปฏิกรณ์ ภายใต้สภาวะที่ควบคุมอัตราการไหลน้ำเข้าที่เท่ากันคือ 1.25 ลิตรต่อชั่วโมง คิดเป็นระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมง อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 2:1 โดยใช้ระยะเวลาทั้งหมด 62 วัน แบ่งเป็นการทดลองเดินระบบที่น้ำเสียขาเข้ามีความเข้มข้นซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 1500:150 และ 200:20 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ เป็นเวลา 31 วัน เดินระบบที่น้ำเสียขาเข้ามีความเข้มข้นซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 1000:100 และ 100:10 มิลลิกรัมต่อลิตร ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 และ 2 ตามลำดับ เป็นเวลา 31 วัน และนำผลการเดินระบบจากการทดลองที่ 1 ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 2:1 น้ำเสียขาเข้ามีความเข้มข้นซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 500:50 มิลลิกรัมต่อลิตร มาประกอบผลการพิจารณาด้วย ผลจากการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆที่ใช้เป็นตัวชี้วัดระบบเป็นดังนี้

4.3.1 ซีโอดี

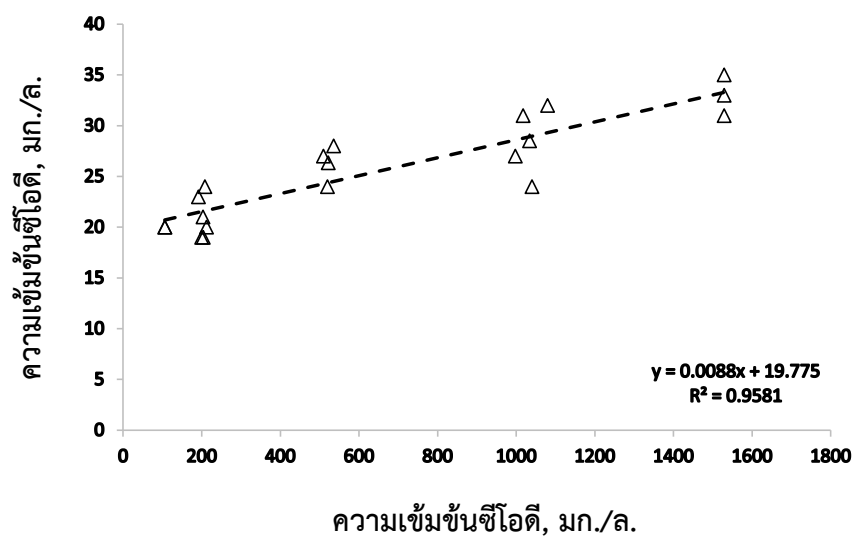
น้ำเสียขาเข้าโดยใช้กลูโคสเป็นแหล่งซีโอดีที่ความเข้มข้น 100 200 500 1000 และ 1500 มิลลิกรัมต่อลิตร มีค่าซีโอดีเฉลี่ยตลอดการทดลอง 110 ± 8 210 ± 19 507 ± 31 1013 ± 33 และ 1537 ± 110 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ จากรูป 4.14 ระบบสามารถบำบัดซีโอดีได้ตั้งแต่ช่วงแรกของการทดลอง เนื่องจากในการทดลองนี้เป็นการเดินระบบแบบต่อเนื่องจากการทดลองที่ 1 ตัวกลางจึงมีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่แล้ว ส่งผลให้ระบบสามารถลดซีโอดีได้ตั้งแต่ช่วงแรกของการทดลอง เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวสามารถลดซีโอดีลงได้ 86.3% 90.0% 94.2% 97.4% และ 97.8% เหลือซีโอดีออกไปกับน้ำทิ้ง 16 ± 3 21 ± 2 30 ± 6 27 ± 5 และ 34 ± 8 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถรับภาระบรรทุกซีโอดีได้ 0.330 0.630 1.58 3.04 และ 4.61 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มภาระบรรทุกซีโอดีระบบยังสามารถบำบัดซีโอดีได้ดี (ประสิทธิภาพมากกว่า 85%) มีค่าซีโอดีในน้ำทิ้งต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งของประเทศไทย (กรมควบคุมมลพิษ, 2545) ดังแสดงในรูปที่ 4.15 และในงานวิจัยนี้ระบบสามารถรับภาระบรรทุกซีโอดีสูงสุดได้ 4.61 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งสูงกว่างานวิจัยของ Han และคณะ (2009) ที่ทำการหาประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีโดยใช้ น้ำเสียสังเคราะห์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นมีเซรามิกที่ทำจากแก้วมวลเบา เป็นตัวกลาง พบว่าสามารถรับภาระบรรทุกซีโอดีสูงสุดได้ 4.06 กิโลกรัมซีโอดีต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน



รูปที่ 4.14 กราฟแสดงความเข้มข้นซีโอดีตลอดการทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเสีย
 ขาเข้า 100(ก) 200(ข) 500(ค) 1000(ง) และ 1500(จ) มิลลิกรัมต่อลิตร



รูปที่ 4.15 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของซีโอดีน้ำทิ้งและประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีที่ภาวะบรรทุคซีโอดีต่างๆ โดย ○ คือค่าซีโอดีในน้ำทิ้ง และ Δ คือประสิทธิภาพการบำบัด อย่างไรก็ตามในงานวิจัยนี้ใช้กลูโคสเป็นแหล่งซีโอดีสามารถย่อยสลายได้ง่าย แต่จากการศึกษาค่าซีโอดีเทียบกับระยะเวลาข้างต้น เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว จะเห็นได้ว่ามีค่าซีโอดีที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพเกิดขึ้น เมื่อนำไปสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีน้ำเสียเข้ากับค่าซีโอดีในน้ำทิ้ง ดังรูป 4.16 พบว่าค่าซีโอดีที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพเฉลี่ยอยู่ที่ 19.8 มิลลิกรัมต่อลิตร เนื่องจากกลูโคสที่ใช้ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์อาจจะไม่มีความบริสุทธิ์ 100% ทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถย่อยสลายได้



รูปที่ 4.16 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีไอทีในน้ำทิ้งและค่าซีไอทีในน้ำเสียขาเข้า

4.3.2 ไนโตรเจน

พิจารณาแอมโมเนียม-ไนโตรเจน โดยน้ำเสียขาเข้าใช้แอมโมเนียมคลอไรด์ เป็นแหล่งแอมโมเนียม-ไนโตรเจนที่ความเข้มข้น 10 20 50 100 และ 150 มิลลิกรัมต่อลิตร มีค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้าเฉลี่ยตลอดการทดลอง 11.4 ± 1.0 21.6 ± 2.5 48.8 ± 1.8 102 ± 2 และ 164 ± 13 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ จากรูป 4.17 ระบบสามารถบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนได้ดี ตั้งแต่ช่วงแรกของการทดลอง เนื่องจากในการทดลองนี้เป็นการเดินระบบแบบต่อเนื่องจากการทดลองที่ 1 ตัวกลางจึงมีฟิล์มชีวภาพเกาะอยู่แล้ว และระบบได้รับสภาพต่างในปริมาณที่พอเหมาะแก่การเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ส่งผลให้ระบบสามารถลดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนได้ตั้งแต่ช่วงแรกของการทดลอง เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวสามารถลดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนลงได้ 98.9% 96.8% 99.3% 99.6% และ 98.9% เหลือแอมโมเนียม-ไนโตรเจนออกไปกับน้ำทิ้ง 0.123 ± 0.093 0.657 ± 0.252 0.367 ± 0.173 0.438 ± 0.232 และ 1.69 ± 0.61 มิลลิกรัมต่อลิตร สามารถรับภาระบรรทุกแอมโมเนียม-ไนโตรเจนได้ 0.034 0.065 0.146 0.306 และ 0.492 กิโลกรัมไนโตรเจนต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มภาระบรรทุกแอมโมเนียม-ไนโตรเจนระบบยังสามารถบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนได้ดี (ประสิทธิภาพมากกว่า 95%) มีค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนออกไปกับน้ำทิ้งที่น้อยมากและในงานวิจัยนี้ระบบสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ ลดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนมากกว่า 95% สามารถรับภาระบรรทุกแอมโมเนียม-ไนโตรเจนสูงสุดได้ 0.492 กิโลกรัมไนโตรเจนต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งสูงกว่างานวิจัยของ ญัฐธัญญา เตียะเพชร (2561) ที่ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น มีพลาสติกเป็นตัวกลาง โดยใช้แอมโมเนียมคลอไรด์เป็นแหล่งแอมโมเนียม-ไนโตรเจนเช่นเดียวกันกับงานวิจัยนี้ พบว่าในสภาวะที่ระบบสามารถมีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 99.4% สามารถรับภาระบรรทุกแอมโมเนียม-ไนโตรเจนได้เพียง 0.121 กิโลกรัมไนโตรเจนต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ขณะที่ Stephenson, Pollard และ Cartmell (2004) ใช้ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศชนิดไหลขึ้นมีคริสตัล ควอตซ์ และทรายเป็นตัวกลางในการบำบัดน้ำเสียจากหลุมฝังกลบขยะ พบว่าในสภาวะที่ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 97% สามารถรับภาระบรรทุกแอมโมเนียม-ไนโตรเจนได้เพียง 0.07 กิโลกรัมไนโตรเจนต่อลูกบาศก์เมตรต่อวัน ซึ่งข้อมูลต่างๆได้นำมาเปรียบเทียบกับตารางที่ 4.3 แสดงให้เห็นว่าน้ำเสียจริงจะทำให้ระบบรับ

ภาวะบรรทุกแอมโมเนียม-ไนโตรเจนได้น้อยกว่าน้ำเสียสังเคราะห์ในสภาวะที่ระบบสามารถเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้อย่างสมบูรณ์ เนื่องจากน้ำเสียจริงย่อยสลายได้ยากกว่า รวมถึงองค์ประกอบอื่นๆของถังปฏิกรณ์ที่ทำให้มีจำนวนจุลินทรีย์กลุ่มไนตริฟายอิงอยู่ในระบบมากน้อยต่างกัน ทำให้ประสิทธิภาพและความสามารถในการรับภาระบรรทุกต่างกันอีกด้วย

ตารางที่ 4.3 ค่าภาวะบรรทุกแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในงานวิจัยนี้เปรียบเทียบกับงานวิจัยก่อนหน้า

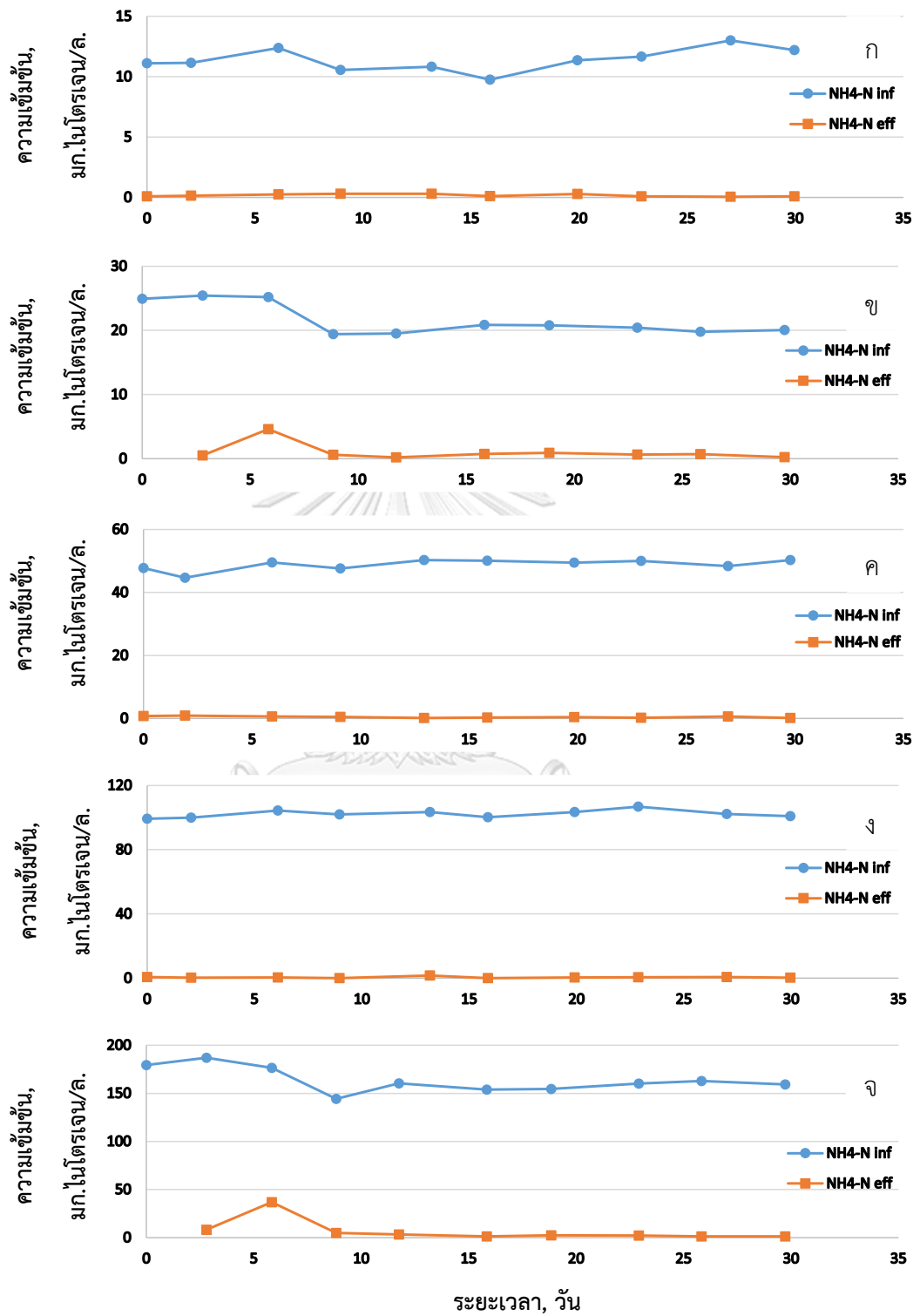
น้ำเสียที่ใช้	รูปแบบถังปฏิกรณ์	แอมโมเนียม-ไนโตรเจนน้ำเข้า (มก./ล.)	ประสิทธิภาพการบำบัด (%)	ภาวะบรรทุกแอมโมเนียม-ไนโตรเจน (กก./ลบ.ม/ว)	อ้างอิง
น้ำเสียจากหลุมฝังกลบขยะ	U-BAF	50	97	0.07	Stephenson, Pollard, Cartmell (2004)
น้ำเสียสังเคราะห์จากแอมโมเนียมคลอไรด์	U-BAF	40.4	99.4	0.121	ณัฐธินิชา เตียะเพชร (2561)
น้ำเสียสังเคราะห์จากแอมโมเนียมคลอไรด์	U-BAF	164	98.9	0.492	งานวิจัยนี้

เมื่อพิจารณาไนโตรต-ไนโตรเจนในการทดลองนี้ ดังรูปที่ 4.18 ที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้าเฉลี่ยตลอดการทดลอง 11.4 ± 1.0 21.6 ± 2.5 48.8 ± 1.8 102 ± 2 และ 164 ± 13 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่ามีความเข้มข้นไนโตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 0.0318 ± 0.0071 0.0573 ± 0.0415 0.178 ± 0.117 0.274 ± 0.123 และ 0.605 ± 0.212 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ซึ่งถือว่าไม่พบหรือพบไนโตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งในปริมาณที่น้อยมากเมื่อเทียบกับแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า เนื่องจากเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้วจุลินทรีย์กลุ่มเอ็นโอบีที่ทำหน้าที่ในการออกซิไดซ์ไนโตรตไปเป็นไนเตรตเจริญเติบโตจนสมดุลกับจุลินทรีย์กลุ่มเอโอบีที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียมไปเป็นไนโตรต (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545) ส่งผลให้แอมโมเนียม-ไนโตรเจนถูกออกซิไดซ์กลายเป็นไนเตรต-ไนโตรเจนจนหมดจากการทำงานของจุลินทรีย์ในτριฟายอิงทั้งสองกลุ่มข้างต้น จึงไม่พบความเข้มข้นของไนโตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง และถือว่าระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์

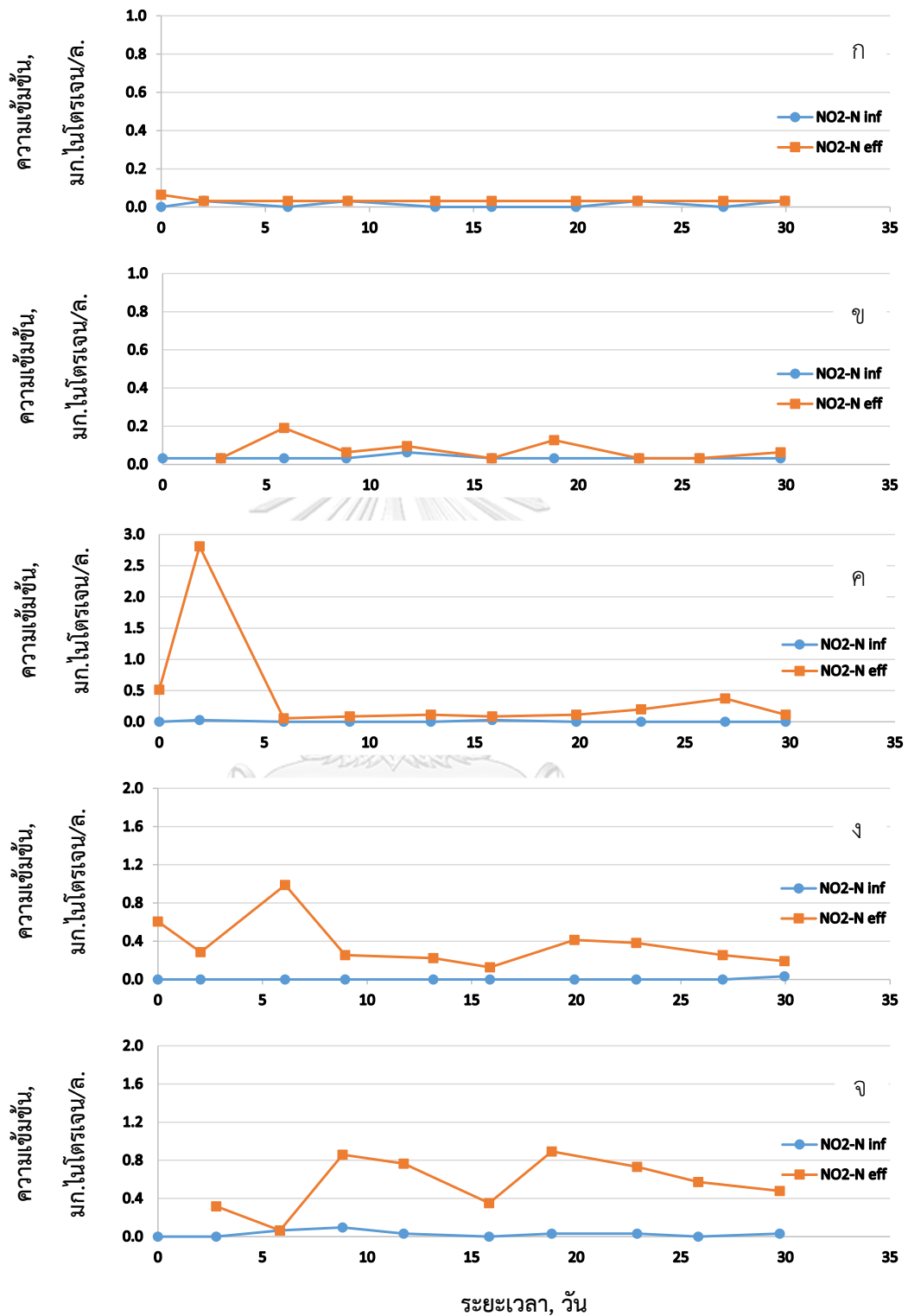
เมื่อพิจารณาไนเตรต-ไนโตรเจนในการทดลองนี้ ดังรูปที่ 4.19 ที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้าเฉลี่ยตลอดการทดลอง 11.4 ± 1.0 21.6 ± 2.5 48.8 ± 1.8 102 ± 2 และ 164 ± 13 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่ามีความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 5.15 ± 0.27 8.61 ± 0.17 18.3 ± 0.5 44.9 ± 1.8 และ 63.9 ± 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เมื่อนำค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้าไปสร้างกราฟความสัมพันธ์กับค่าไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง จะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า พบว่าค่าไนเตรต-ไนโตรเจนที่เกิดขึ้นมีสัดส่วนเป็น 0.411 เท่าของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า ดังแสดงในรูปที่ 4.20 เมื่อดูสัดส่วนแอมโมเนียมที่ถูกใช้ไปกับไนเตรตที่เกิดขึ้นในสมการการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน (สมการที่ 2.10) พบว่าสัดส่วนอยู่ที่ 1 : 0.98 ในขณะที่งานวิจัยนี้ได้สัดส่วนแอมโมเนียมที่ถูกใช้ไปกับไนเตรตที่เกิดขึ้นอยู่ที่ 1 : 0.41 แสดงให้เห็นว่าในงานวิจัยนี้มีปริมาณไนเตรตหายไป เนื่องจากระบบมีการเวียนไนเตรตกลับเข้าไปในส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศ ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 2:1 เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันทำให้ไนเตรตถูกเปลี่ยนเป็นไนโตรเจนแก๊ส

เมื่อพิจารณาปริมาณไนโตรเจนทั้งหมดในการทดลองนี้ ที่มีความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้าเฉลี่ยตลอดการทดลอง 11.4 ± 1.0 21.6 ± 2.5 48.8 ± 1.8

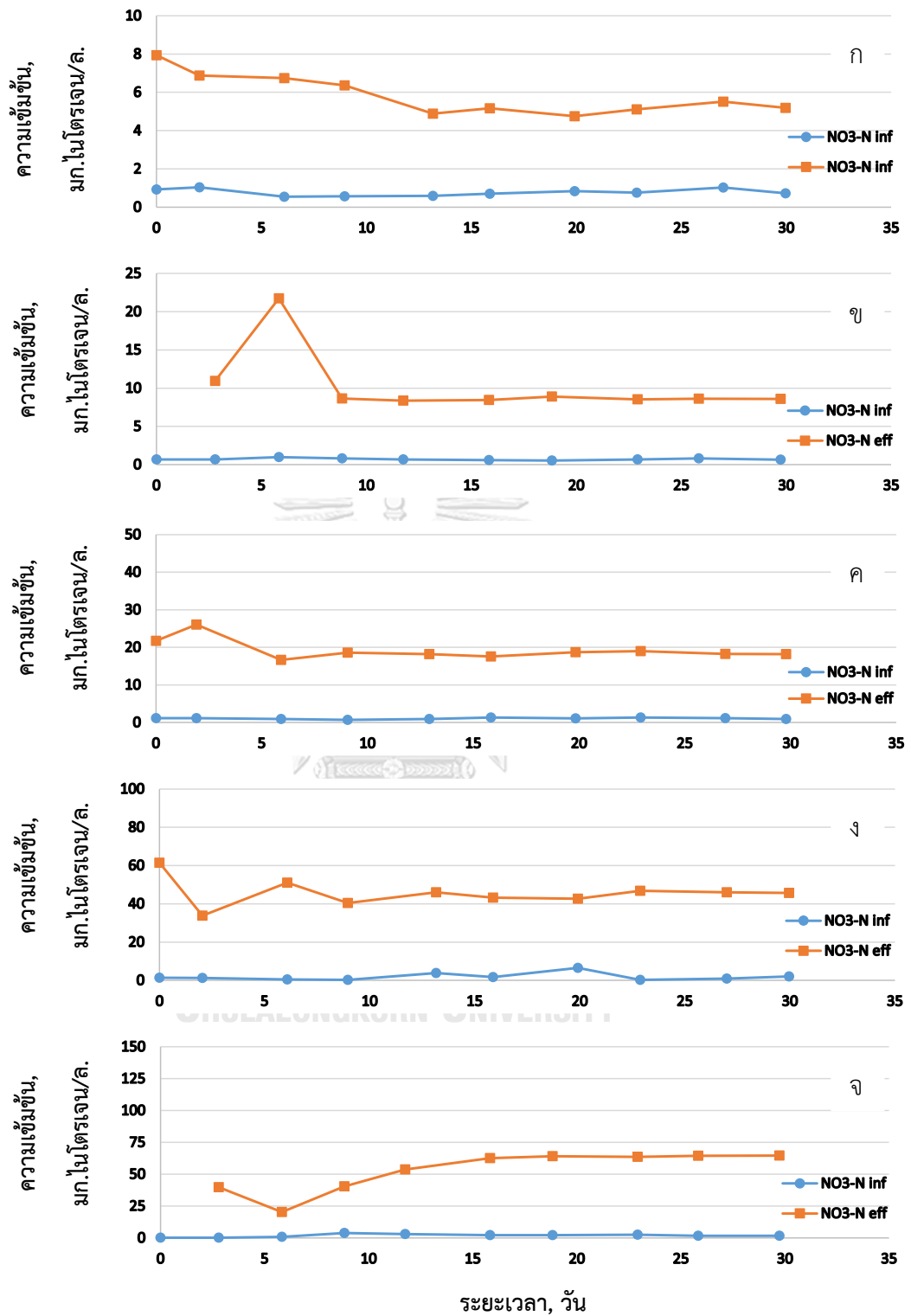
102±2 และ 164±13 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่าปริมาณไนโตรเจนหายออกไปจากระบบ 6.30 11.1 30.8 57.1 และ 92.0 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 54.3% 54.3% 62.0% 55.6% และ 58.1% ตามลำดับ เมื่อนำค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ในน้ำเสียเข้าปสร้างกราฟความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดจะเห็นได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนยังคงเดิมตลอด โดยประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ยอยู่ที่ 56.9±3.3% ดังแสดงใน รูปที่ 4.21 จากการทดลองที่ 2 สรุปได้ว่าถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น โดยมีพลาสติกเป็นตัวกลาง ปริมาตรถังปฏิกรณ์รวม 10 ลิตร ส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศต่อส่วนที่เติมอากาศ 2:3 ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมง อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า 2:1 และใช้น้ำเสียสังเคราะห์ในการทดลองที่มีสัดส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน 10:1 พบว่าถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดและมีไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 56.9% และ 41.1% ตามลำดับ



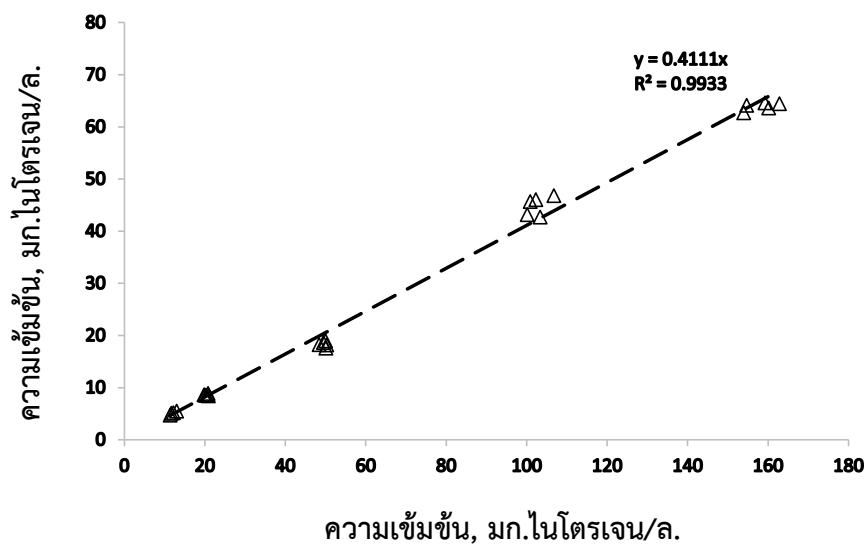
รูปที่ 4.17 กราฟแสดงความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า 10(ก) 20(ข) 50(ค) 100(ง) และ 150(จ) มิลลิกรัมต่อลิตร



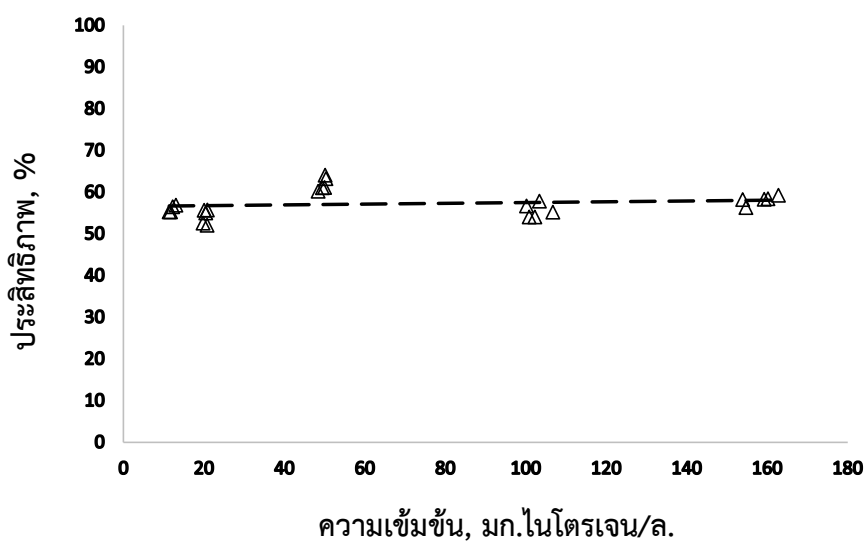
รูปที่ 4.18 กราฟแสดงความเข้มข้นไนไตรต์-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นแอมโมเนีย-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า 10(ก) 20(ข) 50(ค) 100(ง) และ 150(จ) มิลลิกรัมต่อลิตร



รูปที่ 4.19 กราฟแสดงความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนตลอดการทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า 10(ก) 20(ข) 50(ค) 100(ง) และ 150(จ) มิลลิกรัมต่อลิตร



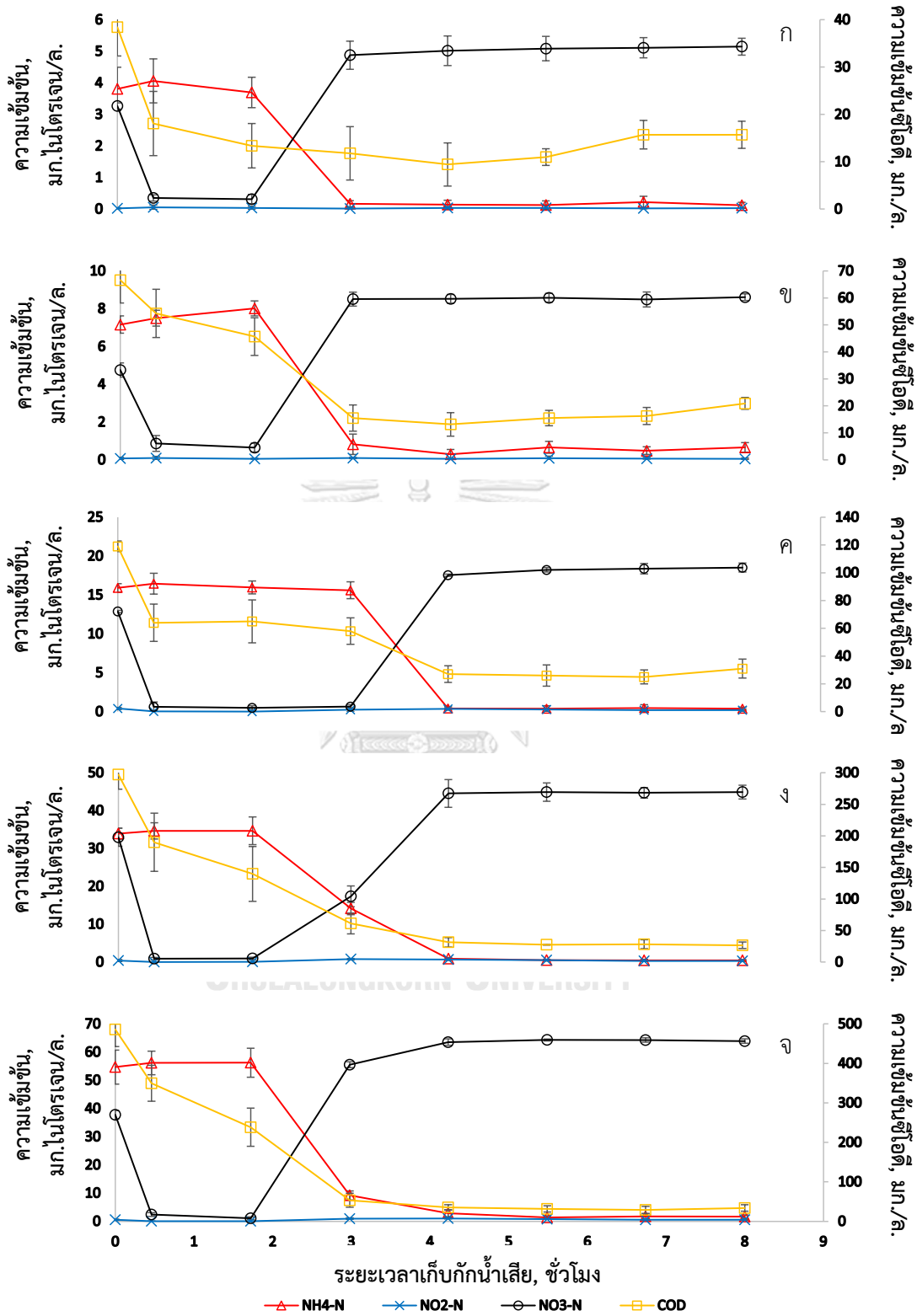
รูปที่ 4.20 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า



รูปที่ 4.21 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า

4.3.3 การเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นตามระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์

เมื่อพิจารณาที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียต่างๆตามจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 9 จุด (P_0 - P_8) ของถังปฏิกรณ์ ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมง โดยให้ P_1 ซึ่งเป็นจุดที่น้ำเสียเข้าผสมกับน้ำที่เวียนกลับเข้ามาในระบบ เป็นระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย (HRT) 0 ชั่วโมง และที่ P_2 - P_8 มีระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียเป็น 0.46 1.72 2.98 4.23 5.49 6.74 และ 8.00 ตามลำดับ จุดเดิมอากาศอยู่ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 2.98 ชั่วโมง ผลการทดลองทุกอัตราภาระบรระทุกซีโอดีและอัตราภาระบรทุกแอมโมเนียม-ไนโตรเจนเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแสดงในรูปที่ 4.22 ที่ P_1 ซึ่งเป็นจุดที่น้ำเสียเข้าผสมกับน้ำที่เวียนกลับเข้ามาในระบบ จึงทำให้ค่าซีโอดีและแอมโมเนียม-ไนโตรเจนถูกเจือจางและไนเตรต-ไนโตรเจนเพิ่มขึ้นในจุดนี้ และที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 2.98 ชั่วโมงเป็นจุดที่เดิมอากาศ พบว่าค่าซีโอดีลดลงจนคงที่ และแอมโมเนียม-ไนโตรเจนค่อยๆลดลงและลดลงคงที่จนหมดที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 4.23 ชั่วโมง ขณะเดียวกันไนเตรต-ไนโตรเจนเริ่มเกิดขึ้นที่ 2.98 ชั่วโมง และเพิ่มขึ้นจนคงที่ ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 4.23 ชั่วโมง ในขณะที่ไนเตรต-ไนโตรเจนที่น้ำทิ้งจะถูกเวียนกลับเข้ามาในระบบด้วยอัตราการเวียนน้ำ 2:1 จะเห็นได้ว่าส่วนต้นของระบบตั้งแต่ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 0 จนถึง 2.98 ชั่วโมง เป็นส่วนแอนออกซิกหรือเป็นส่วนที่ไม่เติมอากาศ ซีโอดีและไนเตรต-ไนโตรเจนถูกกำจัดด้วยปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ทำให้ความเข้มข้นซีโอดีลดลงเล็กน้อย และไนเตรต-ไนโตรเจนค่อยๆลดลงจนหมดและเมื่อดูรูปแบบการไหลของน้ำเสียในถังปฏิกรณ์พบว่าช่วงแอนออกซิกหรือเป็นส่วนที่ไม่เติมอากาศ ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 0 – 4.23 ชั่วโมง มีการไหลของน้ำเสียเป็นแบบไหลตามกัน (Plug Flow) แต่ช่วงที่มีการเติมอากาศ ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำ 4.23 – 8 ชั่วโมง มีการไหลของน้ำเสียเป็นแบบกวนผสมสมบูรณ์ (CSTR)



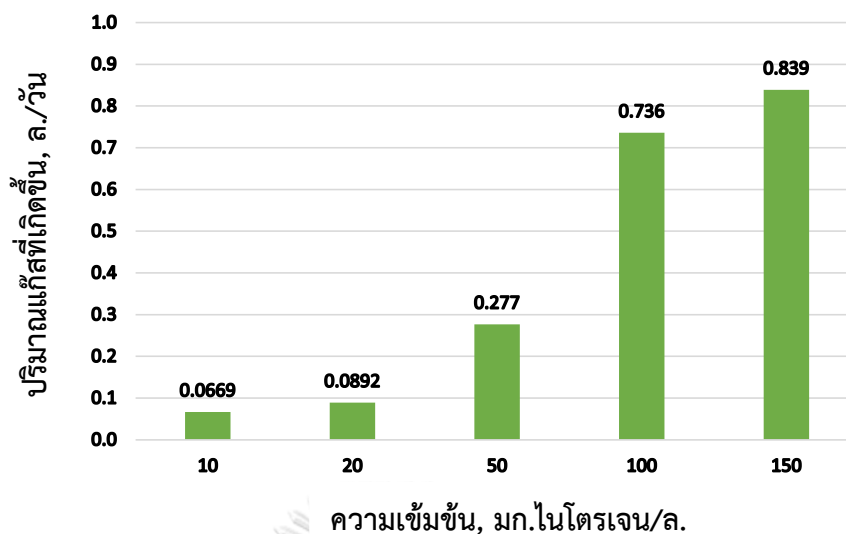
รูปที่ 4.22 กราฟแสดงการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นต่างๆที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์

4.3.4 ปริมาณไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นด้วยปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

จากหัวข้อ 4.3.3 จะเห็นได้ว่าที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ 0 - 0.46 ชั่วโมง (P₁-P₂) เป็นส่วนที่ไม่มีมีการเติมอากาศ ระบบเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนลดลงจนหมดและความเข้มข้นของซีโอติลดลงเล็กน้อย สามารถนำค่าไนเตรต-ไนโตรเจนที่วิเคราะห์ได้จากผลการทดลองมาคำนวณปริมาณไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นตามทฤษฎีได้ โดยสมการเคมีที่ใช้กลูโคสเป็นตัวให้อิเล็กตรอน และไนเตรต-ไนโตรเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังสมการที่ 4.1 (กำหนดให้ค่าyield 0.30 กรัมแอสเอสต่อกรัมซีโอติ)



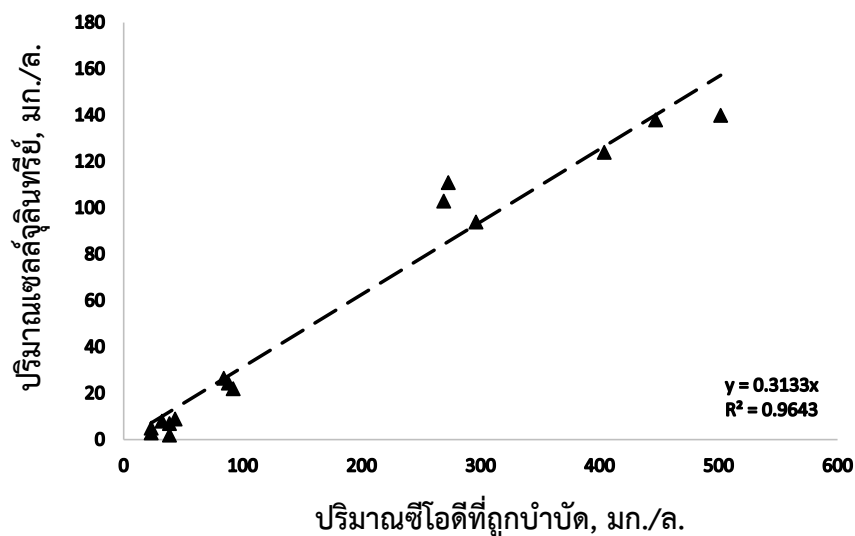
จากการทดลองที่ 2 เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวที่จุด P₁ (จุดที่น้ำเสียเข้าผสมกับน้ำที่เวียนกลับเข้ามาในระบบ) มีไนเตรต-ไนโตรเจนถูกเวียนกลับเข้ามา 3.27±0.10 4.76±0.38 12.8±0.6 33.0±2.4 และ 37.8±1.5 มิลลิกรัมต่อลิตร และที่จุด P₂ (ส่วนที่ไม่มีมีการเติมอากาศ) มีไนเตรต-ไนโตรเจนเหลืออยู่ 0.352±0.100 0.871±0.416 0.672±0.250 0.889±0.348 และ 1.11±0.50 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจนที่หายไปจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน 2.92 3.89 12.1 32.1 และ 36.6 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ เมื่อนำไปคำนวณปริมาณไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นตามทฤษฎี ดังรูปที่ 4.23 พบว่ามีปริมาณแก๊สที่เกิดขึ้นเท่ากับ 0.0669 0.0892 0.277 0.736 และ 0.839 ลิตรต่อวัน (อัตราน้ำเสียเข้าระบบ 30 ลิตรต่อวันและที่ 28 องศาเซลเซียส แก๊ส 1 โมล มีปริมาตร 24.4 ลิตร)



รูปที่ 4.23 ปริมาณไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นตามทฤษฎีจากการทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า 10 20 50 100 และ 150 มิลลิกรัมต่อลิตร

4.3.5 ค่ายิลด์ของจุลินทรีย์

จากการศึกษาค่าซีโอดีที่ถูกบำบัด (ΔCOD) ทั้งจากปฏิกิริยาคาร์บอนออกซิเดชันและปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน เมื่อเพิ่มค่าความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเสียขาเข้า ปริมาณซีโอดีที่ถูกบำบัดจะเพิ่มตามขึ้นด้วย เนื่องจากเมื่อมีปริมาณอาหารเข้าสู่ระบบมากขึ้นส่งผลให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตเพิ่มมากขึ้น ทำให้ในน้ำทิ้งมีปริมาณของแข็งแขวนลอย (ΔSS) หลุดออกมามากขึ้นเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสียขาเข้า อย่างไรก็ตามปริมาณของแข็งแขวนลอยที่หลุดออกมากับน้ำทิ้งก็คือจุลินทรีย์ที่หลุดออกมาจากฟิล์มชีวภาพที่เกาะติดอยู่บนตัวกลาง ดังนั้นเมื่อนำไปสร้างกราฟความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีที่ถูกบำบัด (ΔCOD) กับปริมาณเซลล์จุลินทรีย์ (ΔSS) ดังรูปที่ 4.24 พบว่าจะได้ค่ายิลด์ของจุลินทรีย์จากค่าความชันของกราฟ โดยค่ายิลด์อยู่ที่ 0.313 มิลลิกรัมวีเอสต่อมิลลิกรัมซีโอดี โดยค่ายิลด์ที่ได้นี้เป็นค่ายิลด์ของจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟและจุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรฟรวมกัน

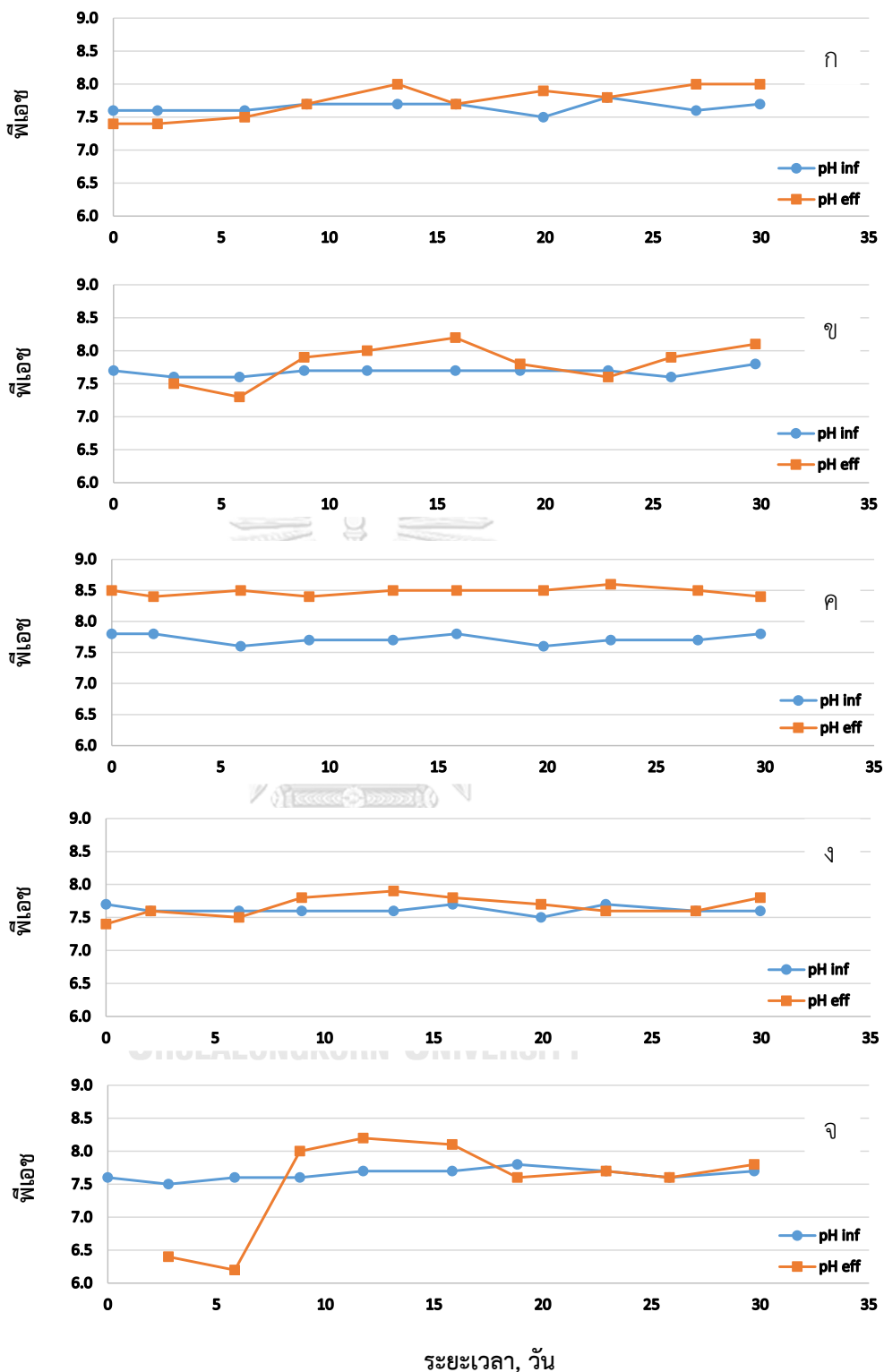


รูปที่ 4.24 ค่ายิลด์ของจุลินทรีย์

4.3.6 พีเอช

จากการทดลองที่ 1 พบว่าเมื่อมีการคุมพีเอชโดยการเติมสภาพต่างหรือโซเดียมไบคาร์บอเนต ในปริมาณ 11.8 กรัมโซเดียมไบคาร์บอเนตต่อกรัมไนโตรเจนที่ถูกกำจัด ซึ่งคำนวณได้จากสมการ ไนตริฟิเคชัน (สมการที่ 2.10) ทำให้ค่าพีเอชในน้ำทิ้งมีค่าสูง (พีเอชในน้ำทิ้งมีค่ามากกว่า 8) ทำให้ในการทดลองที่ 2 จึงลดปริมาณการเติมสภาพต่างหรือโซเดียมไบคาร์บอเนต ทำการเติมอยู่ที่ 7.70 กรัมโซเดียมไบคาร์บอเนตต่อกรัมไนโตรเจนที่ถูกกำจัด พบว่าระบบยังเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันที่สมบูรณ์ และมีค่าพีเอชในน้ำทิ้งไม่สูงมากอยู่ในช่วง 7.5 – 8.0 จะเห็นได้ว่าถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น สามารถลดการใช้สภาพต่างหรือโซเดียมไบคาร์บอเนตที่ต้องการเติมลงไปในระบบได้ เนื่องจากระบบเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันจึงมีการคืนสภาพต่างกลับคืนมาบางส่วน

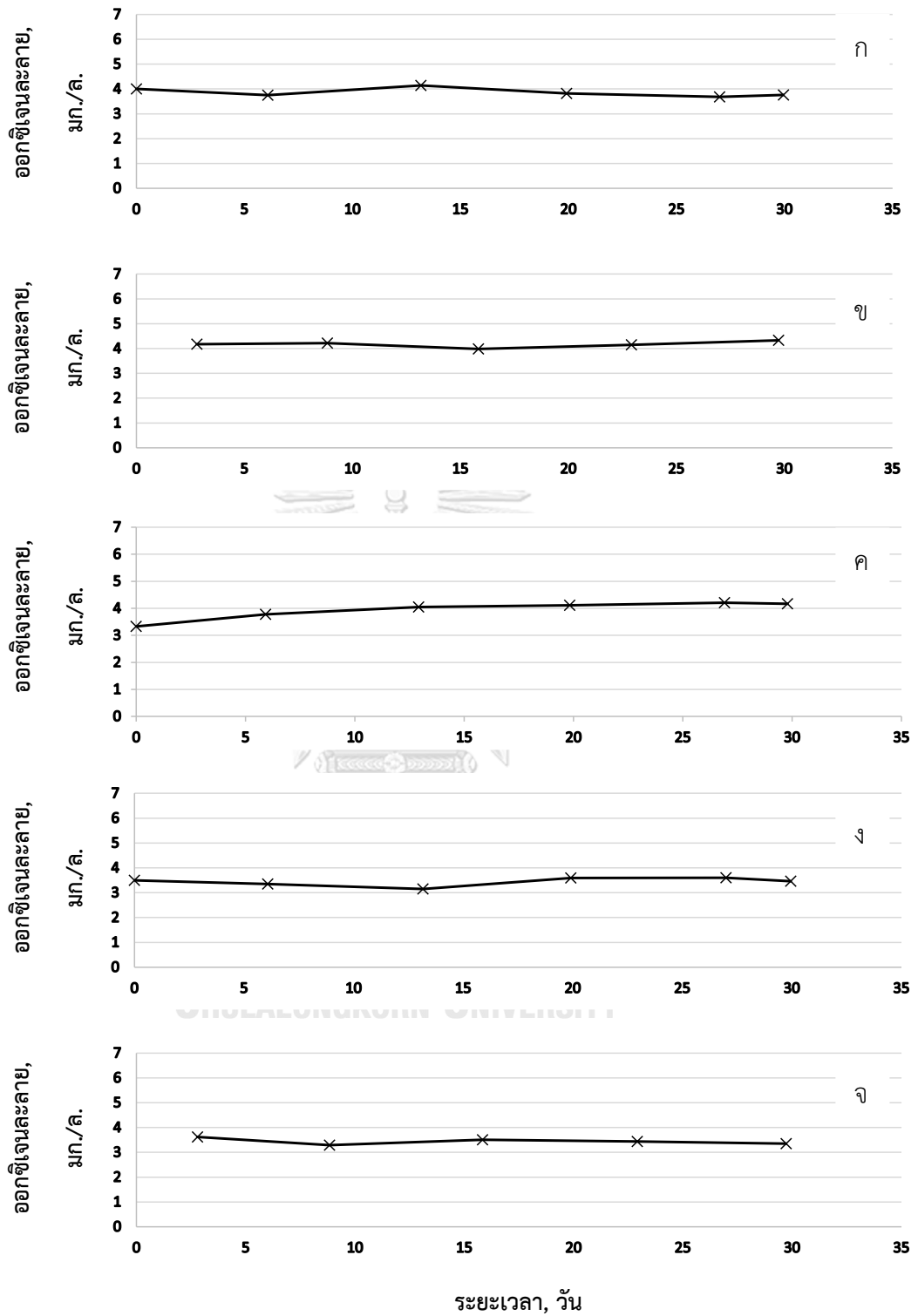
ในการทดลองนี้เมื่อมีการคุมการเติมสภาพต่างหรือโซเดียมไบคาร์บอเนตที่ 7.70 กรัมโซเดียมไบคาร์บอเนตต่อกรัมไนโตรเจนที่ถูกกำจัด พบว่ามีค่าพีเอชในน้ำทิ้งเฉลี่ยตลอดการทดลอง 7.74 ± 0.24 7.81 ± 0.29 8.48 ± 0.06 7.67 ± 0.16 และ 7.51 ± 0.72 ที่ ความเข้มข้นซีโอติต่อแอมโมเนียมไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า 100:10 200:20 500:50 1000:100 และ 1500:150 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ โดยภาพรวมของพีเอชที่น้ำเสียขาเข้าและน้ำทิ้งตลอดการทดลองแสดงในรูปที่ 4.25



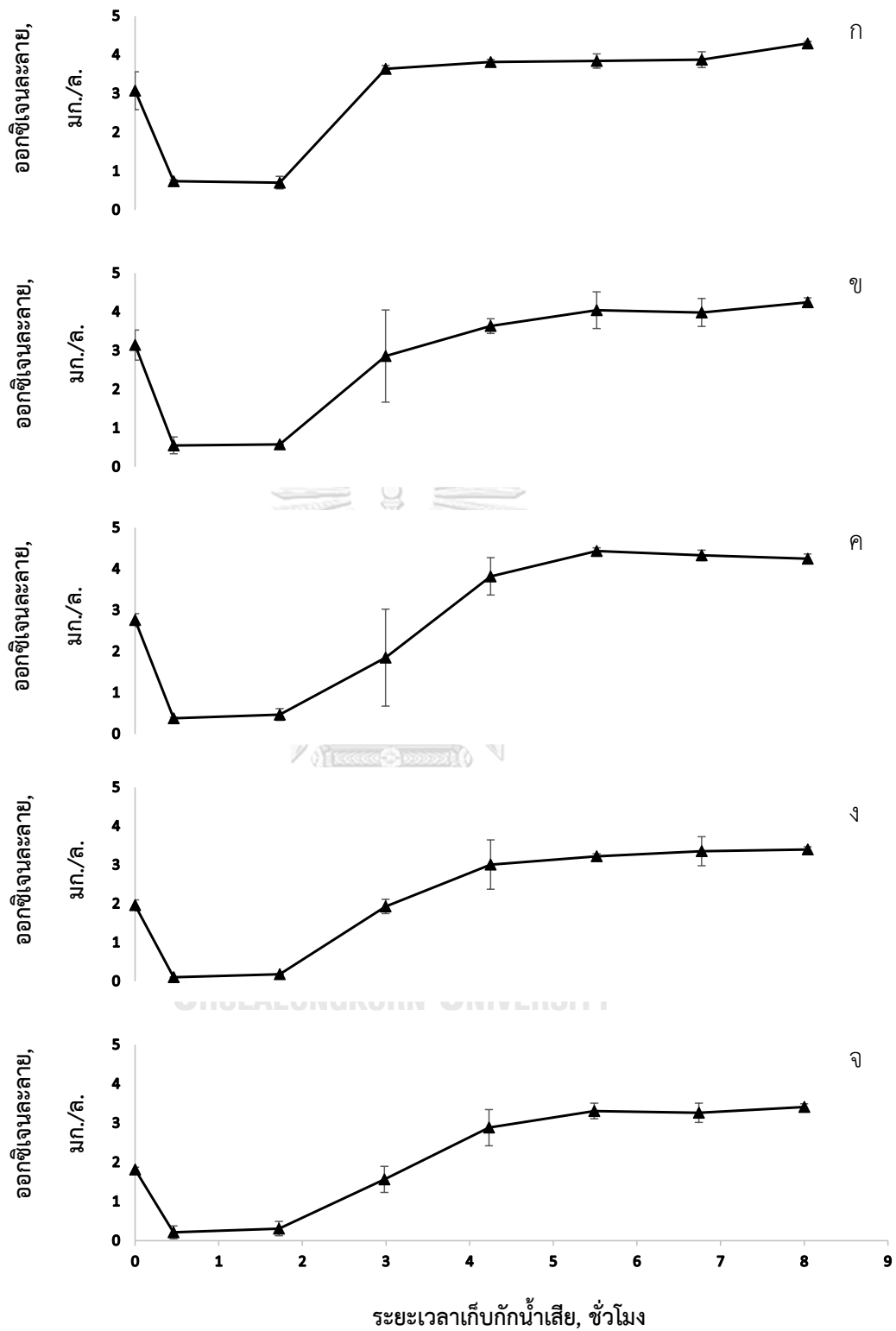
รูปที่ 4.25 กราฟแสดงค่าพีเอชตลอดการทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นซีโอทีในน้ำเสียขาเข้า 100(ก) 200(ข) 500(ค) 1000(ง) และ 1500(จ) มิลลิกรัมต่อลิตร

4.3.7 ค่าออกซิเจนละลาย

ค่าออกซิเจนละลายเป็นอีกหนึ่งค่าที่ใช้เป็นตัวชี้วัดการทำงานของระบบ เนื่องจากในระบบ มีการแยกส่วนระหว่างส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศ ตั้งแต่ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 0 – 2.98 ชั่วโมง และส่วนที่มีการเติมอากาศ ตั้งแต่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 2.98 – 8.00 ชั่วโมง โดยในงานวิจัยนี้ ควบคุมให้ค่าออกซิเจนละลายในถังปฏิกรณ์ส่วนเติมอากาศมากกว่า 2 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อให้ระบบ เกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ พบว่าค่าออกซิเจนละลายในน้ำทิ้งเฉลี่ยตลอดการทดลองอยู่ที่ 3.86 ± 0.18 4.17 ± 0.13 3.94 ± 0.34 3.44 ± 0.17 และ 3.44 ± 0.13 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ความเข้มข้น ซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า 100:10 200:20 500:50 1000:100 และ 1500:150 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ดังรูปที่ 4.26 และทำการวัดค่าออกซิเจนละลายในตอนแรกและตอนปิด การทดลองที่จุดเก็บน้ำเสียทั้ง 8 จุด (P_1 - P_8) ดังแสดงในรูป 4.27 เพื่อดูการเปลี่ยนแปลงค่าออกซิเจน ละลายภายในถังปฏิกรณ์ พบว่าช่วงระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 0 – 1.72 ชั่วโมง (P_1 - P_3) เป็นส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศ ค่าออกซิเจนละลายค่อยๆลดลงจนเกือบหมดที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 1.72 ชั่วโมง (P_3) มีค่าเฉลี่ยออกซิเจนละลายส่วนนี้เป็น 0.450 ± 0.207 มิลลิกรัมต่อลิตร และช่วงระยะเวลาเก็บกัก น้ำเสีย 2.98 – 8.00 ชั่วโมง (P_4 - P_8) เป็นส่วนเติมอากาศ ค่าออกซิเจนละลายค่อยๆเพิ่มขึ้นจากจุดเติม อากาศ (P_4) และเริ่มคงที่ที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 4.23 ชั่วโมง (P_5) มีค่าออกซิเจนละลายส่วนนี้ เป็น 3.72 ± 0.47 มิลลิกรัมต่อลิตร



รูปที่ 4.26 กราฟแสดงค่าออกซิเจนละลายในน้ำทั้งตลอดการทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเสียเข้า 100(ก) 200(ข) 500(ค) 1000(ง) และ 1500(จ) มิลลิกรัมต่อลิตร



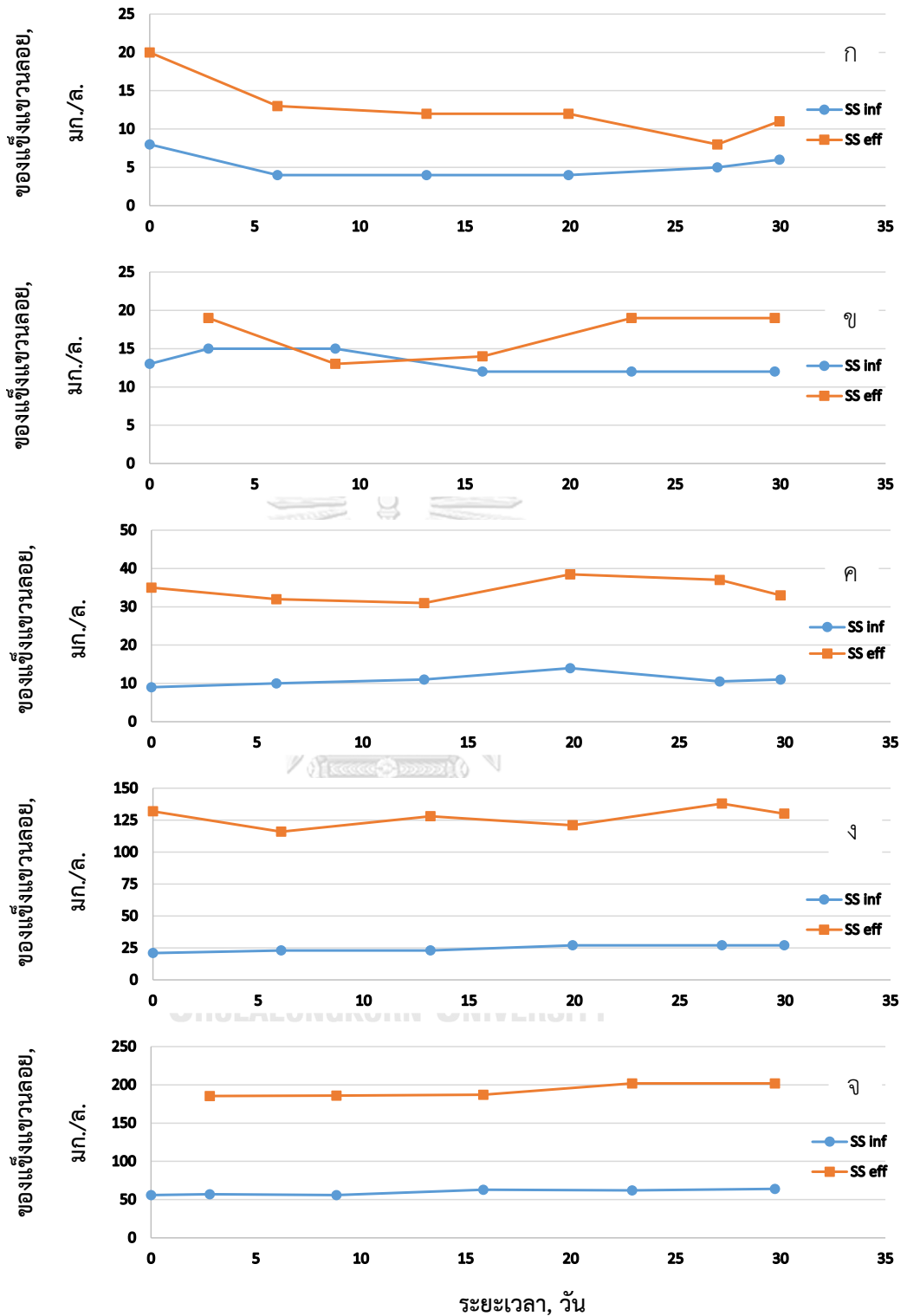
รูปที่ 4.27 กราฟแสดงการเปลี่ยนแปลงค่าออกซิเจนละลายที่ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ ที่ความเข้มข้นซีโอดี 100(ก) 200(ข) 500(ค) 1000(ง) และ 1500(จ) มิลลิกรัมต่อลิตร

4.3.8 ค่าของแข็งแขวนลอย

ผลจากการวัดปริมาณของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองด้วยวิธีการกรองและอบที่อุณหภูมิ 105 องศาเซลเซียส วัดทั้งในน้ำเสียขาเข้าและน้ำทิ้ง แสดงในรูปที่ 4.28 พบว่าในน้ำเสียขาเข้าซึ่งเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมขึ้นจากสารเคมีต่างๆ (ดังตารางที่ 3.1) มีค่าของแข็งแขวนลอยเพิ่มขึ้นตามความเข้มข้นที่เตรียมจึงพบปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำเสียขาเข้าเฉลี่ยอยู่ที่ 5.17 ± 1.60 12.3 ± 1.6 10.9 ± 1.7 24.7 ± 2.7 และ 59.7 ± 3.7 มิลลิกรัมต่อลิตร ขณะที่ปริมาณของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งเฉลี่ยอยู่ที่ 12.7 ± 4.0 16.8 ± 3.0 34.4 ± 2.9 128 ± 8 และ 193 ± 9 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ความเข้มข้นซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า 100:10 200:20 500:50 1000:100 และ 1500:150 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4.4 จะเห็นได้ว่าเมื่อความเข้มข้นของน้ำเสียขาเข้าเพิ่มขึ้นจะมีปริมาณของแข็งแขวนลอยหลุดออกมากับน้ำทิ้งเพิ่มขึ้นตามด้วย เนื่องจากระบบได้รับสารอาหารที่เพิ่มมากขึ้นส่งผลให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตได้ดีและเกาะเป็นฟิล์มชีวภาพได้มาก ปริมาณฟิล์มชีวภาพจึงหลุดออกมามากขึ้นด้วยในน้ำทิ้ง

ตารางที่ 4.4 ปริมาณของแข็งแขวนลอยเฉลี่ยในน้ำเสียขาเข้าและน้ำทิ้งที่ความเข้มข้นซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า 100:10 200:20 500:50 1000:100 และ 1500:150 มิลลิกรัมต่อลิตร

ซีโอดี : แอมโมเนียม-ไนโตรเจน	ของแข็งแขวนลอย, มก./ล.	
	น้ำเข้า	น้ำออก
100 : 10	5.17 ± 1.60	12.7 ± 4.0
200 : 20	12.3 ± 1.6	16.8 ± 3.0
500 : 50	10.9 ± 1.7	34.4 ± 2.9
1000 : 100	24.7 ± 2.7	128 ± 8
1500 : 150	59.7 ± 3.7	193 ± 9

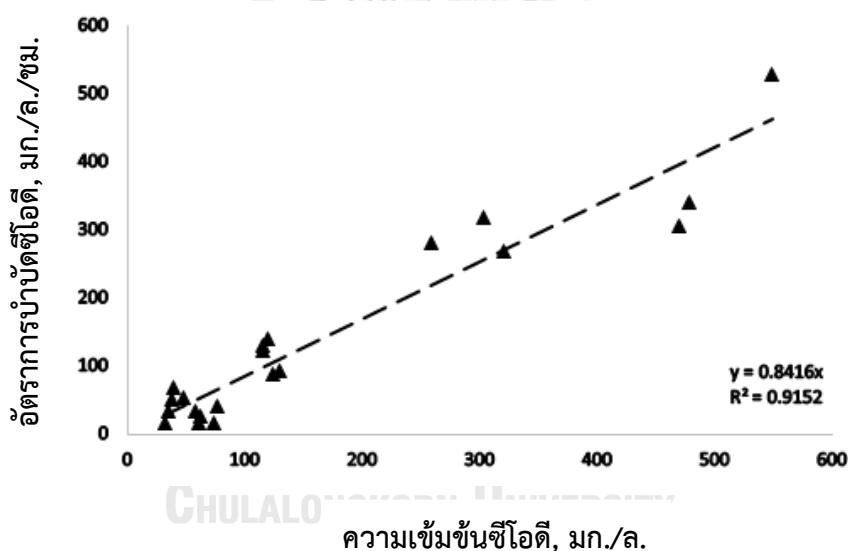


รูปที่ 4.28 กราฟแสดงปริมาณของแข็งแขวนลอยตลอดการทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นซีโอทีในน้ำเสีย
 ขาเข้า 100(ก) 200(ข) 500(ค) 1000(ง) และ 1500(จ) มิลลิกรัมต่อลิตร

4.4 การศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

4.4.1 ค่าจลนพลศาสตร์ช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ (แอนอกซิก)

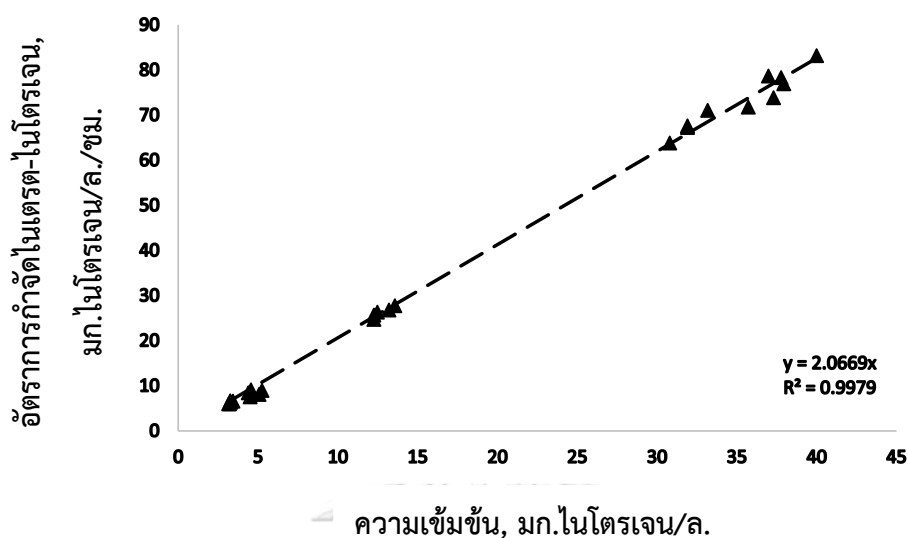
จากการทดลองที่ 2 เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ผลจากการวิเคราะห์ห้อตรากการบำบัดซีโอดีในช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ (แอนอกซิก) ที่ความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเสียขาเข้าแตกต่างกัน คือ 100 200 500 1000 และ 1500 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อนำไปสร้างกราฟหาความสัมพันธ์กับความเข้มข้นซีโอดีที่เข้าระบบ แสดงในรูปที่ 4.29 พบว่าความสัมพันธ์ดังกล่าวเป็นเส้นตรง มีแนวโน้มเป็นปฏิกิริยาอันดับที่ 1 และค่าคงที่ของปฏิกิริยาอันดับที่ 1 ได้จากค่าความชันของกราฟมีค่า $0.842 \text{ ชั่วโมง}^{-1}$ นอกจากนี้พบว่าห้อตรากการบำบัดซีโอดีสูงสุดในช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ (แอนอกซิก) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 297 ± 119 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี 28.0% ที่ความเข้มข้นซีโอดีน้ำเสียขาเข้า 1500 มิลลิกรัมต่อลิตร



รูปที่ 4.29 กราฟแสดงอัตราการบำบัดซีโอดีช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศต่อความเข้มข้นซีโอดีที่เข้าระบบ

เมื่อพิจารณาไนเตรต-ไนโตรเจน ผลจากการวิเคราะห์ห้อตรากการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจนช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ (แอนอกซิก) ที่ความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้าแตกต่างกัน คือ 10 20 50 100 และ 150 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อนำไปสร้างกราฟหาความสัมพันธ์กับความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนที่ถูกเวียนกลับเข้ามาในระบบ แสดงในรูปที่ 4.30 พบว่าความสัมพันธ์ดังกล่าวเป็นเส้นตรง มีแนวโน้มเป็นปฏิกิริยาอันดับที่ 1 และค่าคงที่ของปฏิกิริยาอันดับที่ 1 ได้จากค่าความชันของกราฟมีค่า $2.07 \text{ ชั่วโมง}^{-1}$ นอกจากนี้พบว่าห้อตรากการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจนสูงสุดในช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ (แอนอกซิก) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 76.8 ± 4.4 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง คิดเป็นประสิทธิภาพ

ในการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจน 94.4% ที่ความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า 150 มิลลิกรัมต่อลิตร



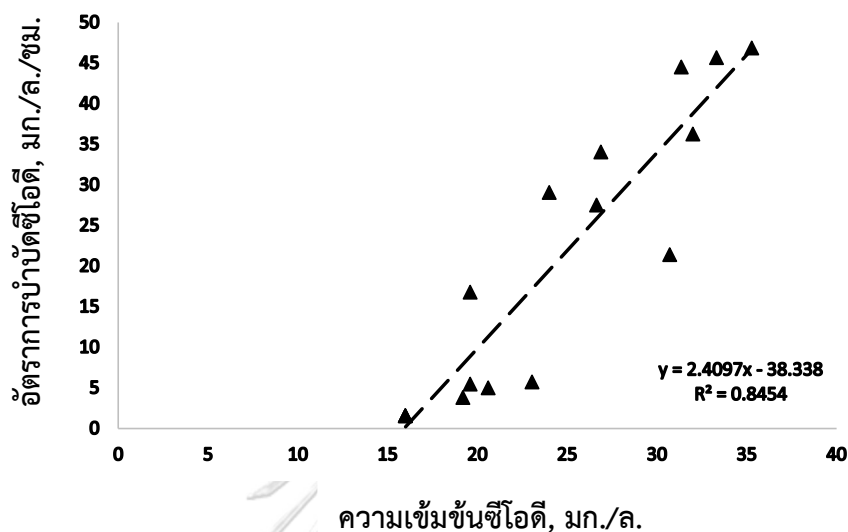
รูปที่ 4.30 กราฟแสดงอัตราการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจนต่อความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนที่ถูกเวียนกลับเข้ามาในระบบ

จากการวิเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ส่วนที่ไม่มี การเติมอากาศ (แอนอกซิก) ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ซึ่งค่าคงที่ของปฏิกิริยาที่ได้จากการวิเคราะห์การทดลองจะเป็นประโยชน์ในการนำไปใช้ในการออกแบบระบบในส่วนที่ไม่มี การเติมอากาศ เมื่อทราบความเข้มข้นที่เข้าและออกจากระบบในส่วนที่ไม่มี การเติมอากาศ ก็สามารถคำนวณหาระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียในส่วนนี้และเมื่อทราบอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบก็สามารถคำนวณปริมาตรส่วนที่ไม่มี การเติมอากาศของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นได้

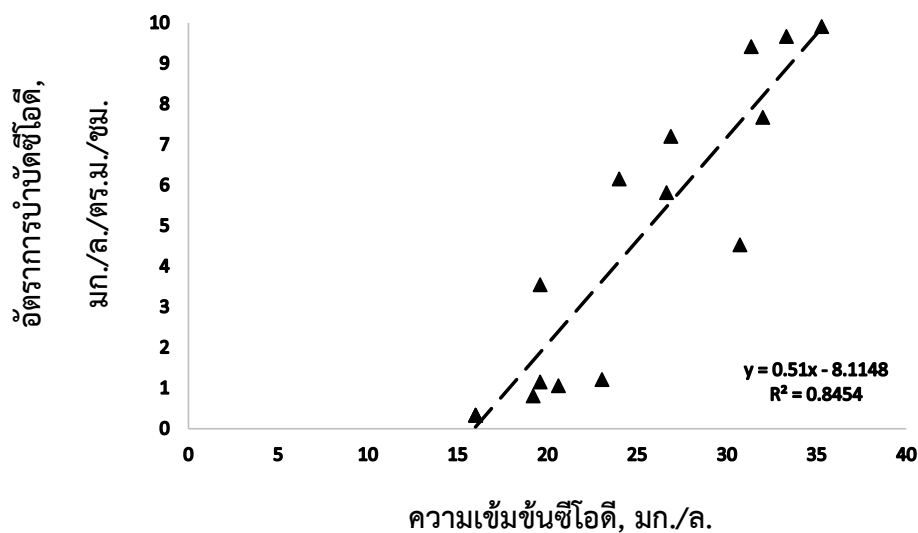
4.4.2 ค่าจลนพลศาสตร์ช่วงที่มีการเติมอากาศ (ออกซิก)

จากการทดลองที่ 2 เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ผลจากการวิเคราะห์อัตราการบำบัดซีโอดีช่วงที่มีการเติมอากาศ (ออกซิก) ที่ความเข้มข้นซีโอดีในน้ำเสียเข้าแตกต่างกัน คือ 100 200 500 1000 และ 1500 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อนำไปสร้างกราฟหาความสัมพันธ์กับความเข้มข้นซีโอดีในน้ำทิ้งแสดงในรูปที่ 4.31 พบว่าความสัมพันธ์ดังกล่าวเป็นเส้นตรง มีแนวโน้มเป็นปฏิกิริยาอันดับที่ 1 และค่าคงที่ของปฏิกิริยาอันดับที่ 1 ได้จากค่าความชันของกราฟมีค่า $2.41 \text{ ชั่วโมง}^{-1}$ มีค่าซีโอดีที่บำบัดไม่ได้ $15.9 \text{ มิลลิกรัมต่อลิตร}$ และพบว่าอัตราการบำบัดซีโอดีสูงสุดในช่วงที่มีการเติมอากาศ (ออกซิก) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ $46 \pm 2 \text{ มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง}$ คิดเป็นประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี 87.5%

ที่ความเข้มข้นซีโอดีน้ำเสียเข้า 1500 มิลลิกรัมต่อลิตร นอกจากนี้ได้ศึกษาอัตราการบำบัดจำเพาะ เทียบกับความเข้มข้นของซีโอดี แสดงในรูปที่ 4.32 ทั้งนี้จากการวิเคราะห์พบว่าความสัมพันธ์ดังกล่าว เป็นเส้นตรง ได้ค่าความชันของกราฟเท่ากับ 0.51 ตารางเมตร⁻¹ชั่วโมง⁻¹

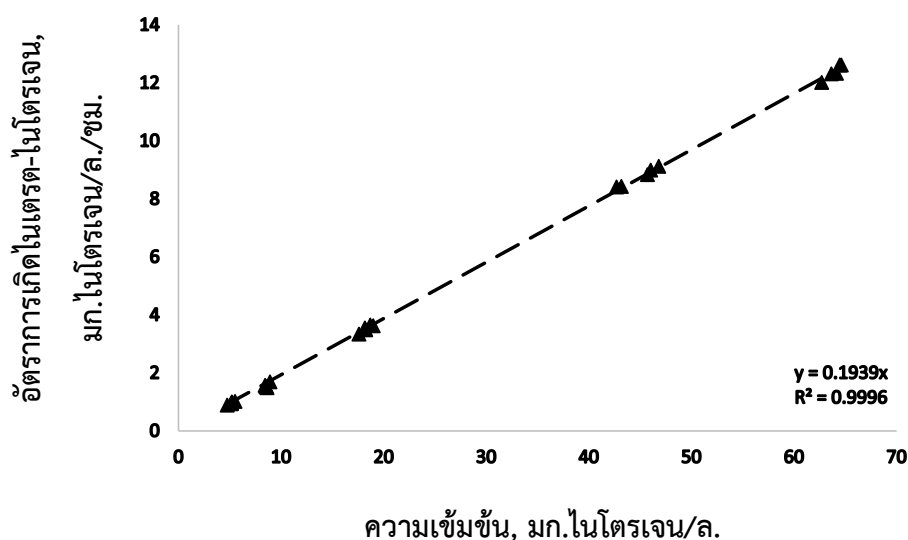


รูปที่ 4.31 กราฟแสดงอัตราการบำบัดซีโอดีช่วงที่มีการเติมอากาศต่อความเข้มข้นซีโอดีในน้ำทิ้ง

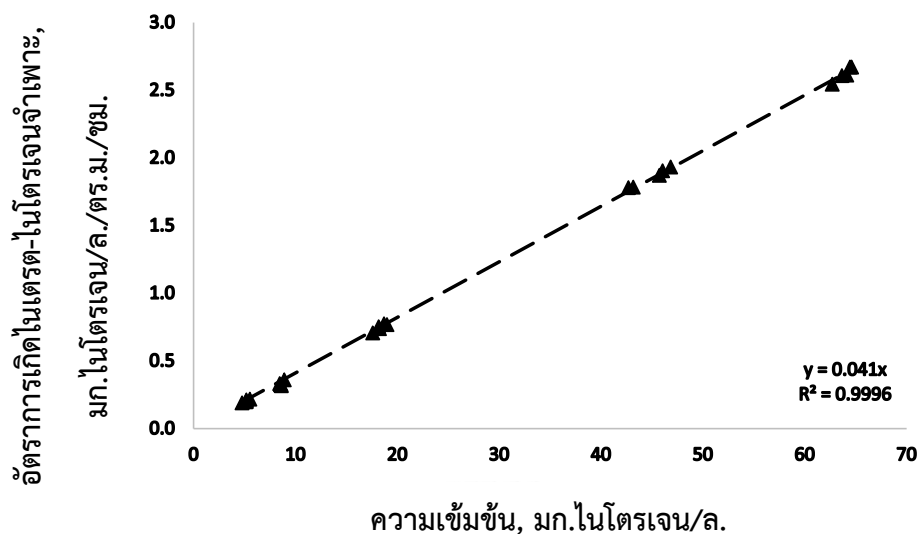


รูปที่ 4.32 กราฟแสดงอัตราการบำบัดซีโอดีจำเพาะช่วงที่มีการเติมอากาศต่อความเข้มข้นซีโอดีในน้ำทิ้ง

เมื่อพิจารณาไนเตรต-ไนโตรเจน ผลจากการวิเคราะห์อัตราการเกิดไนเตรต-ไนโตรเจนช่วงที่มีการเติมอากาศ (ออกซิก) ที่ความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้าแตกต่างกัน คือ 10 20 50 100 และ 150 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อนำไปสร้างกราฟหาความสัมพันธ์กับความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง แสดงในรูปที่ 4.33 พบว่าความสัมพันธ์ดังกล่าวเป็นเส้นตรง มีแนวโน้มเป็นปฏิกิริยาอันดับที่ 1 และค่าคงที่ของปฏิกิริยาอันดับที่ 1 ได้จากค่าความชันของกราฟมีค่า $0.194 \text{ ชั่วโมง}^{-1}$ (แต่จากงานวิจัยของณัฐธิดา เตียะเพชร, 2561 ที่ศึกษาค่าจลนพลศาสตร์อัตราการเกิดไนเตรต-ไนโตรเจนของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นพบว่าความสัมพันธ์ดังกล่าวคงที่ มีแนวโน้มเป็นปฏิกิริยาอันดับ 0) และพบว่าอัตราการเกิดไนเตรต-ไนโตรเจนสูงสุดในช่วงที่มีการเติมอากาศ (ออกซิก) มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 12.4 ± 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อชั่วโมง ที่ความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า 150 มิลลิกรัมต่อลิตร นอกจากนี้ได้ศึกษาอัตราการเกิดไนเตรต-ไนโตรเจนจำเพาะเทียบกับความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจน แสดงในรูปที่ 4.34 ทั้งนี้จากการวิเคราะห์พบว่าความสัมพันธ์ดังกล่าวเป็นเส้นตรง ได้ค่าความชันของกราฟเท่ากับ $0.041 \text{ ตารางเมตร}^{-1} \text{ ชั่วโมง}^{-1}$



รูปที่ 4.33 กราฟแสดงอัตราการเกิดไนเตรต-ไนโตรเจนต่อความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง



รูปที่ 4.34 กราฟแสดงอัตราการเกิดไนเตรต-ไนโตรเจนจำเพาะต่อความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งจากการวิเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ส่วนที่มีการเติมอากาศ (ออกซิก) ของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น ซึ่งค่าคงที่ของปฏิกิริยาที่ได้จากการวิเคราะห์การทดลองจะเป็นประโยชน์ในการนำไปใช้ในการออกแบบระบบในส่วนที่มีการเติมอากาศ เมื่อทราบความเข้มข้นที่เข้าและออกจากระบบในส่วนที่มีการเติมอากาศ ก็สามารถคำนวณหาระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียในส่วนนี้ และเมื่อทราบอัตราการไหลน้ำเสียเข้าระบบก็สามารถคำนวณปริมาตรส่วนที่มีการเติมอากาศของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นได้

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

งานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษาผลของความเข้มข้นน้ำเข้าและอัตราการเวียนน้ำในการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นเพื่อบำบัดน้ำเสียชุมชนของประเทศไทย โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนเป็น 10:1 มีน้ำตาลกลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอนและแอมโมเนียมคลอไรด์เป็นแหล่งไนโตรเจน เปลี่ยนแปลงอัตราการเวียนน้ำเพื่อหาอัตราการเวียนน้ำที่เหมาะสม เปลี่ยนแปลงความเข้มข้นน้ำเข้าเพื่อหาประสิทธิภาพการบำบัดโดยรวมและวิเคราะห์ค่าจลนพลศาสตร์ของระบบนี้ โดยสรุปผลการทดลอง ดังนี้

5.1.1 ศึกษาผลของอัตราการเวียนน้ำของถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

- ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น มีระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียทั้งหมด 8 ชั่วโมง พบว่าที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีเฉลี่ยอยู่ที่ $95.0 \pm 0.7\%$ ความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำทิ้งเฉลี่ย 26 ± 4 มิลลิกรัมต่อลิตร

- ระบบเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันได้ดีที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 0.5:1 1:1 2:1 และ 5:1 มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจนไม่ได้แตกต่างกันมาก เฉลี่ยอยู่ที่ $98.8 \pm 0.6\%$ ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเฉลี่ย 0.606 ± 0.318 มิลลิกรัมต่อลิตร แต่จะแตกต่างกันเห็นได้ชัดในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเป็น 34.8% 47.1% 62.0% และ 76.2% ในขณะที่ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้งเป็น 31.4 ± 0.4 25.6 ± 0.3 18.3 ± 0.5 และ 10.6 ± 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

5.1.2 ศึกษาผลของความเข้มข้นซีโอดีและไนโตรเจนต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

- ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น มีระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมง ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียขาเข้า 2:1 มีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดี 86.3%

90.0% 94.2% 97.4% และ 97.8% เหลือซีโอไดออกไซด์กับน้ำทิ้ง 16 ± 3 21 ± 2 30 ± 6 27 ± 5 และ 34 ± 8 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่น้ำเสียเข้ามีความเข้มข้นซีโอได 100 200 500 1000 และ 1500 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

- ระบบเกิดปฏิกิริยาไนโตรฟิเคชันที่สมบูรณ์ที่น้ำเสียเข้ามีความเข้มข้นแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 10 20 50 100 และ 150 มิลลิกรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน 98.9% 96.8% 99.3% 99.6% และ 98.9% เหลือแอมโมเนียม-ไนโตรเจนออกกับน้ำทิ้ง 0.123 ± 0.093 0.657 ± 0.252 0.367 ± 0.173 0.438 ± 0.232 และ 1.69 ± 0.61 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ในขณะที่ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเป็น 54.3% 54.3% 62.0% 55.6% และ 58.1% มีความเข้มข้นไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 5.15 ± 0.27 8.61 ± 0.17 18.3 ± 0.5 44.9 ± 1.8 และ 63.9 ± 0.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ

- ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น โดยมีพลาสติกเป็นตัวกลางปริมาตรถังปฏิกรณ์รวม 10 ลิตร ส่วนที่ไม่มีการเติมอากาศต่อส่วนที่เติมอากาศ $2:3$ ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสีย 8 ชั่วโมง อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า $2:1$ และใช้น้ำเสียสังเคราะห์ในการทดลองที่มีสัดส่วนซีโอไดต่อไนโตรเจน $10:1$ พบว่าถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดและมีไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำทิ้ง 56.9% และ 41.1% ตามลำดับ

5.1.3 ศึกษาค่าจลนพลศาสตร์ของการบำบัดน้ำเสียด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น

- ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ (แอนอกซิก) รูปแบบของกราฟจลนพลศาสตร์มีแนวโน้มเป็นปฏิกิริยาอันดับ 1 โดยมีค่าคงที่ของปฏิกิริยา (k_1) สำหรับการบำบัดซีโอไดอยู่ที่ 0.842 ชั่วโมง⁻¹ และค่าคงที่ของปฏิกิริยา (k_1) สำหรับการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจนอยู่ที่ 2.07 ชั่วโมง⁻¹

- ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้นช่วงที่มีการเติมอากาศ (ออกซิก) รูปแบบของกราฟจลนพลศาสตร์มีแนวโน้มเป็นปฏิกิริยาอันดับ 1 โดยมีค่าคงที่ของปฏิกิริยา (k_1) สำหรับการบำบัดซีโอไดอยู่ที่ 2.41 ชั่วโมง⁻¹ และค่าคงที่ของปฏิกิริยา (k_1) สำหรับการเกิดไนเตรต-ไนโตรเจนอยู่ที่ 0.194 ชั่วโมง⁻¹

5.2 ข้อเสนอแนะ

- 1) ควรใช้น้ำเสียจริงในการทดลองเพื่อหาประสิทธิภาพในการบำบัด
- 2) เพื่อหารูปแบบและค่าจลนพลศาสตร์ที่ชัดเจนมากขึ้น ควรเพิ่มความเข้มข้นของน้ำเสียที่เข้าระบบ
- 3) เนื่องจากปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นอย่างรวดเร็ว จึงควรเพิ่มจุดเก็บตัวอย่างน้ำเสียช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศเพื่อที่จะได้รู้ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียที่แท้จริงในการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ทำให้ได้อัตราการบำบัดช่วงดีไนตริฟิเคชันแม่นยำมากขึ้น
- 4) ลดระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียช่วงที่มีการเติมอากาศ โดยการขยับหัวฟุ้งเติมอากาศขึ้นจากจุดเดิม เพื่อไปเพิ่มระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ ทำให้ระบบอาจมีการทำงานแบบรีเวอร์สเอซูโอ คือมีการจัดเรียงฟังก์ชันการทำงานของระบบเป็น แอนอกซิก แอนแอโรบิก และแอโรบิก ตามลำดับ

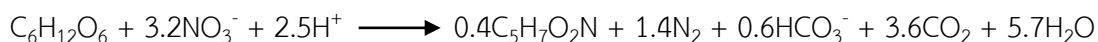







ก-1 การคำนวณปริมาณไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นที่ความเข้มข้นซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า 100:10 มิลลิกรัมต่อลิตร

จากสมการเคมี (กำหนดให้ค่าyield 0.30 กรัมวีเอสเอสต่อกรัมซีโอดี)



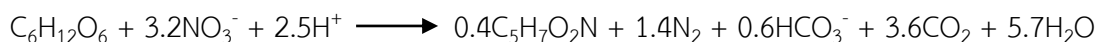
NO_3^-		N_2
= 3.2 โมล		= 1.4 โมล
= 3.2 โมล (14 กรัม/โมล)		= 1.4 โมล (28 กรัม/โมล)
= 44.8 กรัม		= 39.2 กรัม

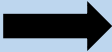
คิดจาก เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ ไนเตรต-ไนโตรเจนเข้าระบบ 3.27 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนเตรต-ไนโตรเจนก่อนเข้าช่วงเติมอากาศ 0.352 มิลลิกรัมต่อลิตร (อัตราน้ำเสียเข้าระบบ 30 ลิตรต่อวันและที่ 28 องศาเซลเซียส แก๊ส 1 โมล มีปริมาตร 24.45 ลิตร)

เข้า	=	3.27	มิลลิกรัมต่อลิตร
ออก	=	0.352	มิลลิกรัมต่อลิตร
ใช้ไป	=	2.92	มิลลิกรัมต่อลิตร
	=	0.0876	กรัมต่อวัน
ถูกจุลินทรีย์ใช้ไปในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	=	(0.0876/14)	โมลต่อวัน
	=	6.26×10^{-3}	โมลต่อวัน
ที่ไนเตรต-ไนโตรเจน 3.2 โมล	เกิดเป็นไนโตรเจนแก๊ส	1.4	โมล
เกิดไนโตรเจนแก๊ส	=	$(6.26 \times 10^{-3} \times 1.4)/3.2$	โมลต่อวัน
	=	2.74×10^{-3}	โมลต่อวัน
ที่ 28 องศาเซลเซียสแก๊ส 1 โมล	มีปริมาตร	24.45	ลิตร
	=	$2.74 \times 10^{-3} \times 24.45$	ลิตรต่อวัน
ดังนั้น ไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้น	=	0.0669	ลิตรต่อวัน

ก-2 การคำนวณปริมาณไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นที่ความเข้มข้นซีไอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า 200:20 มิลลิกรัมต่อลิตร

จากสมการเคมี (กำหนดให้ค่าyield 0.30 กรัมวีเอสเอสต่อกรัมซีไอดี)



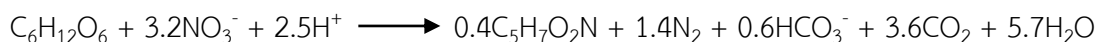
NO_3^-		N_2
= 3.2 โมล		= 1.4 โมล
= 3.2 โมล (14 กรัม/โมล)		= 1.4 โมล (28 กรัม/โมล)
= 44.8 กรัม		= 39.2 กรัม

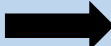
คิดจาก เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ ไนเตรต-ไนโตรเจนเข้าระบบ 4.76 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนเตรต-ไนโตรเจนก่อนเข้าช่วงเติมอากาศ 0.871 มิลลิกรัมต่อลิตร (อัตราน้ำเสียเข้าระบบ 30 ลิตรต่อวันและที่ 28 องศาเซลเซียส แก๊ส 1 โมล มีปริมาตร 24.45 ลิตร)

เข้า	=	4.76	มิลลิกรัมต่อลิตร
ออก	=	0.871	มิลลิกรัมต่อลิตร
ใช้ไป	=	3.89	มิลลิกรัมต่อลิตร
	=	0.117	กรัมต่อวัน
ถูกจุลินทรีย์ใช้ไปในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	=	(0.117/14)	โมลต่อวัน
	=	8.33×10^{-3}	โมลต่อวัน
ที่ไนเตรต-ไนโตรเจน	3.2 โมล	เกิดเป็นไนโตรเจนแก๊ส	1.4 โมล
เกิดไนโตรเจนแก๊ส	=	$(8.33 \times 10^{-3} \times 1.4)/3.2$	โมลต่อวัน
	=	3.65×10^{-3}	โมลต่อวัน
ที่ 28 องศาเซลเซียสแก๊ส 1 โมล	มีปริมาตร	24.45	ลิตร
	=	$3.65 \times 10^{-3} \times 24.45$	ลิตรต่อวัน
ดังนั้น ไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้น	=	0.0892	ลิตรต่อวัน

ก-3 การคำนวณปริมาณไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นที่ความเข้มข้นซีไอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนใน
น้ำเสียเข้า 500:50 มิลลิกรัมต่อลิตร

จากสมการเคมี (กำหนดให้ค่าyield 0.30 กรัมวีเอสเอสต่อกรัมซีไอดี)



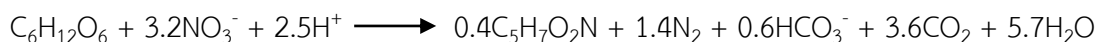
NO_3^-		N_2
= 3.2 โมล		= 1.4 โมล
= 3.2 โมล (14 กรัม/โมล)		= 1.4 โมล (28 กรัม/โมล)
= 44.8 กรัม		= 39.2 กรัม

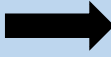
คิดจาก เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ ไนเตรต-ไนโตรเจนเข้าระบบ
12.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนเตรต-ไนโตรเจนก่อนเข้าช่วงเติมอากาศ 0.672 มิลลิกรัมต่อลิตร (อัตรา
น้ำเสียเข้าระบบ 30 ลิตรต่อวันและที่ 28 องศาเซลเซียส แก๊ส 1 โมล มีปริมาตร 24.45 ลิตร)

เข้า	=	12.8	มิลลิกรัมต่อลิตร
ออก	=	0.672	มิลลิกรัมต่อลิตร
ใช้ไป	=	12.1	มิลลิกรัมต่อลิตร
	=	0.364	กรัมต่อวัน
ถูกจุลินทรีย์ใช้ไปในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	=	(0.364/14)	โมลต่อวัน
	=	25.9×10^{-3}	โมลต่อวัน
ที่ไนเตรต-ไนโตรเจน	3.2 โมล	เกิดเป็นไนโตรเจนแก๊ส	1.4 โมล
เกิดไนโตรเจนแก๊ส	=	$(25.9 \times 10^{-3} \times 1.4)/3.2$	โมลต่อวัน
	=	11.4×10^{-3}	โมลต่อวัน
ที่ 28 องศาเซลเซียสแก๊ส 1 โมล	มีปริมาตร	24.45	ลิตร
	=	$11.4 \times 10^{-3} \times 24.45$	ลิตรต่อวัน
ดังนั้น ไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้น	=	0.277	ลิตรต่อวัน

ก-4 การคำนวณปริมาณไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นที่ความเข้มข้นซีไอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียเข้า 1000:100 มิลลิกรัมต่อลิตร

จากสมการเคมี (กำหนดให้ค่ายิลด์ 0.30 กรัมวีเอสเอสต่อกรัมซีไอดี)



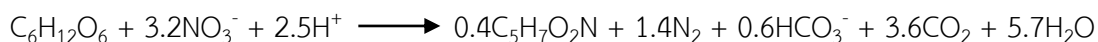
NO_3^-		N_2
= 3.2 โมล		= 1.4 โมล
= 3.2 โมล (14 กรัม/โมล)		= 1.4 โมล (28 กรัม/โมล)
= 44.8 กรัม		= 39.2 กรัม

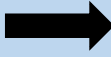
คิดจาก เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ ไนเตรต-ไนโตรเจนเข้าระบบ 33.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนเตรต-ไนโตรเจนก่อนเข้าช่วงเติมอากาศ 0.889 มิลลิกรัมต่อลิตร (อัตราน้ำเสียเข้าระบบ 30 ลิตรต่อวันและที่ 28 องศาเซลเซียส แก๊ส 1 โมล มีปริมาตร 24.45 ลิตร)

เข้า	=	33.0	มิลลิกรัมต่อลิตร
ออก	=	0.889	มิลลิกรัมต่อลิตร
ใช้ไป	=	32.1	มิลลิกรัมต่อลิตร
	=	0.963	กรัมต่อวัน
ถูกจุลินทรีย์ใช้ไปในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	=	(0.963/14)	โมลต่อวัน
	=	68.8×10^{-3}	โมลต่อวัน
ที่ไนเตรต-ไนโตรเจน	3.2 โมล	เกิดเป็นไนโตรเจนแก๊ส	1.4 โมล
เกิดไนโตรเจนแก๊ส	=	$(68.8 \times 10^{-3} \times 1.4)/3.2$	โมลต่อวัน
	=	30.1×10^{-3}	โมลต่อวัน
ที่ 28 องศาเซลเซียสแก๊ส 1 โมล	มีปริมาตร	24.45	ลิตร
	=	$30.1 \times 10^{-3} \times 24.45$	ลิตรต่อวัน
ดังนั้น ไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้น	=	0.736	ลิตรต่อวัน

ก-5 การคำนวณปริมาณไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้นที่ความเข้มข้นซีไอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า 1500:150 มิลลิกรัมต่อลิตร

จากสมการเคมี (กำหนดให้ค่าyield 0.30 กรัมวีเอสเอสต่อกรัมซีไอดี)



NO_3^-		N_2
= 3.2 โมล		= 1.4 โมล
= 3.2 โมล (14 กรัม/โมล)		= 1.4 โมล (28 กรัม/โมล)
= 44.8 กรัม		= 39.2 กรัม

คิดจาก เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ ไนเตรต-ไนโตรเจนเข้าระบบ 37.8 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนเตรต-ไนโตรเจนก่อนเข้าช่วงเติมอากาศ 1.11 มิลลิกรัมต่อลิตร (อัตราน้ำเสียเข้าระบบ 30 ลิตรต่อวันและที่ 28 องศาเซลเซียส แก๊ส 1 โมล มีปริมาตร 24.45 ลิตร)

เข้า	=	37.8	มิลลิกรัมต่อลิตร
ออก	=	1.11	มิลลิกรัมต่อลิตร
ใช้ไป	=	36.7	มิลลิกรัมต่อลิตร
	=	1.10	กรัมต่อวัน
ถูกจุลินทรีย์ใช้ไปในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	=	(1.10/14)	โมลต่อวัน
	=	78.5×10^{-3}	โมลต่อวัน
ที่ไนเตรต-ไนโตรเจน 3.2 โมล	เกิดเป็นไนโตรเจนแก๊ส	1.4	โมล
เกิดไนโตรเจนแก๊ส	=	$(78.5 \times 10^{-3} \times 1.4) / 3.2$	โมลต่อวัน
	=	34.3×10^{-3}	โมลต่อวัน
ที่ 28 องศาเซลเซียสแก๊ส 1 โมล	มีปริมาตร	24.45	ลิตร
	=	$34.3 \times 10^{-3} \times 24.45$	ลิตรต่อวัน
ดังนั้น ไนโตรเจนแก๊สที่เกิดขึ้น	=	0.839	ลิตรต่อวัน



ข-1 การวิเคราะห์ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด โดยวิธีทำให้แห้งที่ 103 -105 องศาเซลเซียส

วิธีวิเคราะห์

1. นำกระดาษกรอง GF/C ไปอบที่อุณหภูมิ 103 – 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง ปล่อยให้เย็นในโถทำแห้ง
2. ชั่งน้ำหนักกระดาษกรอง GF/C สมมติให้มีน้ำหนัก A กรัม วางไว้บนถ้วยหรือฟอยล์
3. นำกระดาษกรองมาวางไว้บนชุดกรวยกรองบุชเนอร์ เปิดเครื่องดูดสุญญากาศ ล้างกระดาษกรองด้วยน้ำกลั่น เปิดเครื่องดูดสุญญากาศต่อให้ตูดน้ำออกจนแห้ง ทิ้งน้ำล้างไป
4. เทน้ำตัวอย่างลงกระดาษกรองโดยค่อยๆ เทอย่างต่อเนื่องจนหมด ใช้น้ำกลั่นฉีดล้างภาชนะที่ใช้ตวง เทลงกรอง และฉีดน้ำกลั่นที่ด้านข้างของกรวยบุชเนอร์รวมทั้งบนกระดาษกรอง GF/C ปล่อยให้เครื่องดูดสุญญากาศตูดน้ำออกจนแห้ง ปิดเครื่อง
5. นำกระดาษกรองที่ผ่านการกรองแล้ว ไปอบที่อุณหภูมิ 103 -105 องศาเซลเซียส อย่างน้อยเป็นเวลา 1 ชั่วโมง นำออกจากตู้อบ ปล่อยให้เย็นในโถทำแห้ง ชั่งน้ำหนักกระดาษกรอง สมมติให้มีน้ำหนัก B กรัม

การคำนวณ

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

โดย A = น้ำหนักกระดาษกรองอย่างเดียว (กรัม)

B = น้ำหนักกระดาษกรองและของแข็ง (กรัม)

ข-2 การวิเคราะห์ซีโอดี โดยวิธีฟลักซ์แบบปิด

วิธีวิเคราะห์

1. เลือกปริมาตรตัวอย่างน้ำเสียให้เหมาะสม จากการทดลองเลือกใช้ตัวอย่างน้ำเสีย 5 มิลลิลิตร ต่อการเติมโปแทสเซียมไดโครเมต 3 มิลลิลิตร และกรดซัลฟิวริกเข้มข้นผสมซิลเวอร์ซัลเฟต 7 มิลลิลิตร

2. ใส่ส่วนผสมดังกล่าว ลงในหลอดทดลองที่มีขนาดเหมาะสม ปิดฝาให้แน่น นำไปอบที่อุณหภูมิ 150 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 2 ชั่วโมง เมื่อครบ 2 ชั่วโมงแล้ว นำออกจากตู้อบปล่อยให้เย็น

3. เติมเฟอร์โรอินอินดิเคเตอร์ 2-3 หยด แล้วไตเตรทด้วยสารละลายมาตรฐานเอฟเอเอส สีของสารละลายจะค่อยๆเปลี่ยนจากสีเหลือง เป็นสีน้ำตาลแดง ซึ่งแสดงว่าถึงจุดยุติ แล้วจดปริมาณเอฟเอเอสที่ใช้ไป

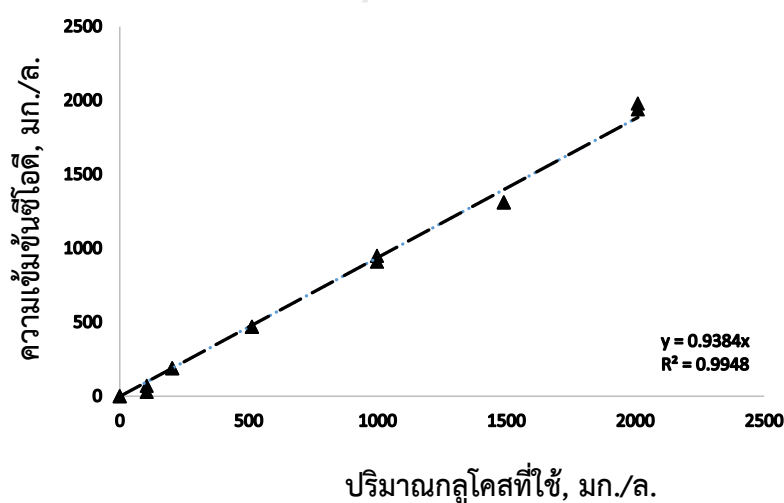
การคำนวณ

$$\text{ซีโอดี (มก./ล.)} = [(A - B) \times N \times 8000] / \text{ปริมาตรน้ำตัวอย่าง}$$

โดย A = มล. ของเอฟเอเอส ที่ใช้ในการไตเตรทแบบล่งค์

B = มล. ของเอฟเอเอส ที่ใช้ไตเตรทตัวอย่างน้ำ

N = ความเข้มข้นของเอฟเอเอส, นอร์มอล

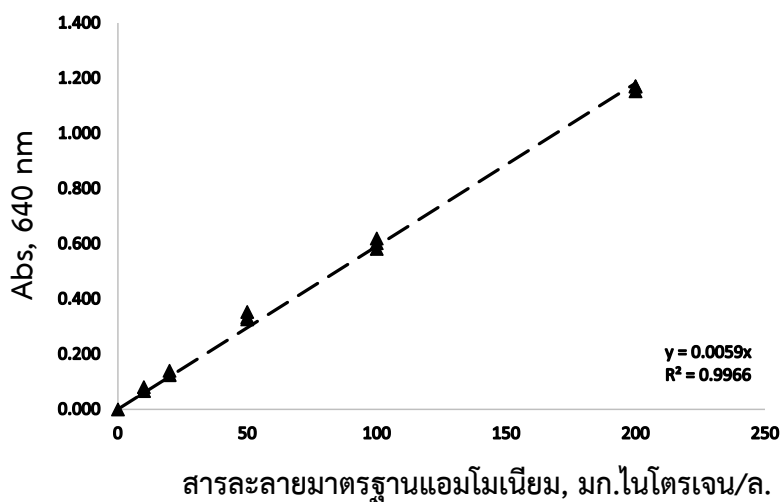


รูปที่ ข-1 กราฟมาตรฐานของน้ำเสียสังเคราะห์

ข-3 การวิเคราะห์แอมโมเนียม-ไนโตรเจน โดยวิธีซาลิไซเลต

วิธีวิเคราะห์

1. กรองน้ำตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง GF/C ปิดเต้าน้ำตัวอย่างเจือจางด้วยอัตราส่วน 1:200 ให้ได้ปริมาตรตัวอย่างรวม 5 มิลลิลิตร
2. ใส่สารละลายซาลิไซเลตปริมาตร 0.6 มิลลิลิตร
3. ใส่สารละลายผสมอัลคาไลน์ซีเตรตกับไฮโปคลอไรต์ ในอัตราส่วน 9:1 ปริมาตร 1 มิลลิลิตรทิ้งไว้ในที่มืด 1 ชั่วโมง
4. นำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ค่าความยาวคลื่น 640 นาโนเมตร แล้วนำไปเทียบกับค่าจากกราฟมาตรฐานแอมโมเนียม-ไนโตรเจน
5. ทำกราฟมาตรฐานสารละลายแอมโมเนียม-ไนโตรเจนตามขั้นตอนที่ 1-4 แต่เปลี่ยนจากน้ำตัวอย่างเป็นสารละลายมาตรฐานแอมโมเนียม-ไนโตรเจน โดยเตรียมจากแอมโมเนียมคลอไรด์ ที่ความเข้มข้น 0 10 20 50 100 และ 200 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร



รูปที่ ข-2 กราฟมาตรฐานของการวิเคราะห์แอมโมเนียม-ไนโตรเจน

ข-4 การวิเคราะห์ไนไตรต์-ไนโตรเจน โดยวิธีสเปกโตรโฟโตมิเตอร์

วิธีเตรียมสารเคมี

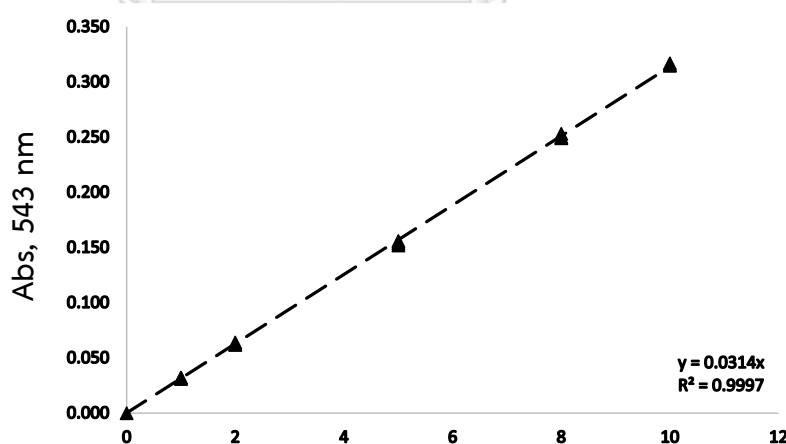
1. น้ำยาทำให้เกิดสี เตรียมจาก 85% ของกรดฟอสฟอริก 10 มิลลิลิตร ซัลฟานิลาไมด์ 1 กรัม ละลายในน้ำกลั่น 80 มิลลิลิตร แล้วเติมเอน-(1-แนฟทิล) เอทิลีนไดอะมีนไฮโดรคลอไรด์ 0.1 กรัม ผสมให้เข้ากัน ปรับปริมาตรด้วยน้ำกลั่นให้ได้ 100 มิลลิลิตร

วิธีวิเคราะห์

1. กรองน้ำตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง GF/C บีบน้ำตัวอย่างเจือจางด้วยอัตราส่วน 1:100 ให้ได้ปริมาตรตัวอย่างรวม 5 มิลลิลิตร

2. ใส่ น้ำยาทำให้เกิดสี ปริมาตร 0.2 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน ทิ้งไว้ 10 นาที แล้วนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ ที่ความยาวคลื่น 543 นาโนเมตร นำไปเทียบกับค่าจากกราฟมาตรฐานไนไตรต์-ไนโตรเจน

3. ทำกราฟมาตรฐานไนไตรต์-ไนโตรเจนตามขั้นตอนที่ 1-2 แต่เปลี่ยนจากน้ำตัวอย่างเป็นสารละลายมาตรฐานไนไตรต์-ไนโตรเจน โดยเตรียมจากโซเดียมไนไตรต์ ที่ความเข้มข้น 0 1 2 5 8 และ 10 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร



สารละลายมาตรฐานไนไตรต์, มก.ไนโตรเจน/ล.

รูปที่ ข-3 กราฟมาตรฐานของการวิเคราะห์ไนไตรต์-ไนโตรเจน

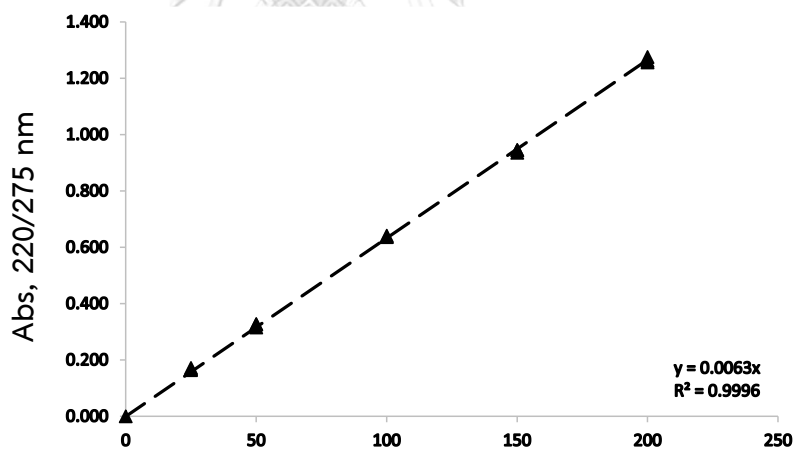
ข-5 การวิเคราะห์ไนเตรต-ไนโตรเจน โดยวิธีสเปกโตรโฟโตมิเตอร์

วิธีวิเคราะห์

1. กรองน้ำตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง GF/C ปิดเต้าน้ำตัวอย่างเจือจางด้วยอัตราส่วน 1:50 ให้ได้ปริมาตรตัวอย่างรวม 5 มิลลิลิตร

2. เติมสารละลายกรดไฮโดรคลอริกความเข้มข้น 1 นอร์มอล ปริมาตร 0.1 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน ทิ้งไว้ 10 นาที แล้วนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงด้วยเครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ ที่ความยาวคลื่น 220 และ 275 นาโนเมตร นำค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 275 นาโนเมตร ลบด้วยสองเท่าของค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่น 220 นาโนเมตร แล้วนำไปเทียบกับค่าจากกราฟมาตรฐานไนเตรต-ไนโตรเจน

3. ทำกราฟมาตรฐานไนเตรต-ไนโตรเจนตามขั้นตอนที่ 1-2 แต่เปลี่ยนจากน้ำตัวอย่าง เป็นสารละลายมาตรฐานไนเตรต-ไนโตรเจน โดยเตรียมจากโพแทสเซียมไนเตรต ที่ความเข้มข้น 0 25 50 100 150 และ 200 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร



สารละลายมาตรฐานไนเตรต, มก.ไนโตรเจน/ล.

รูปที่ ข-4 กราฟมาตรฐานของการวิเคราะห์ไนเตรต-ไนโตรเจน



ค-1 ค่าแอมโมเนียม-ไนโตรเจนช่วงการเลี้ยงเชื้อจุลินทรีย์ในระบบ

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)
11/7/2562	P ₀	46.754
12/7/2562	P ₀	33.728
13/7/2562	P ₀	10.899
13/7/2562	P ₀	50.307
15/7/2562	P ₀	34.781
15/7/2562	P ₀	67.171
16/7/2562	P ₀	51.579
17/7/2562	P ₀	39.759
18/7/2562	P ₀	24.583
19/7/2562	P ₀	12.961
19/7/2562	P ₀	31.689
20/7/2562	P ₀	21.009
21/7/2562	P ₀	3.816
22/7/2562	P ₀	0.307
22/7/2562	P ₀	37.478
23/7/2562	P ₀	18.051
24/7/2562	P ₀	3.263
24/7/2562	P ₀	51.568
25/7/2562	P ₀	38.347
26/7/2562	P ₀	9.534
26/7/2562	P ₀	49.004
27/7/2562	P ₀	44.492
28/7/2562	P ₀	35.636
29/7/2562	P ₀	30.212
30/7/2562	P ₀	24.004

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)
31/7/2562	P ₀	14.364
1/8/2562	P ₀	6.589
1/8/2562	P ₀	122.966
2/8/2562	P ₀	96.271
3/8/2562	P ₀	88.051
4/8/2562	P ₀	77.034
5/8/2562	P ₀	64.576
6/8/2562	P ₀	46.949
7/8/2562	P ₀	36.610
8/8/2562	P ₀	29.237
10/8/2562	P ₀	21.483
11/8/2562	P ₀	1.949
11/8/2562	P ₀	158.814
12/8/2562	P ₀	132.203
13/8/2562	P ₀	124.915
14/8/2562	P ₀	123.390
15/8/2562	P ₀	107.373
17/8/2562	P ₀	104.322
18/8/2562	P ₀	96.271
19/8/2562	P ₀	88.983
20/8/2562	P ₀	79.831
21/8/2562	P ₀	55.508
22/8/2562	P ₀	53.644
23/8/2562	P ₀	45.254
24/8/2562	P ₀	32.034
25/8/2562	P ₀	14.322
26/8/2562	P ₀	4.492

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)
26/8/2562	P ₀	206.271
27/8/2562	P ₀	171.017
29/8/2562	P ₀	159.746
30/8/2562	P ₀	152.203
31/8/2562	P ₀	143.644
2/9/2562	P ₀	112.627
3/9/2562	P ₀	107.966
4/9/2562	P ₀	96.017
5/9/2562	P ₀	85.339
6/9/2562	P ₀	69.322
7/9/2562	P ₀	51.017
9/9/2562	P ₀	30.932
10/9/2562	P ₀	31.102
11/9/2562	P ₀	12.373
12/9/2562	P ₀	6.525

ค-2 ค่าพีเอช ซีโอดี แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน ตลอดจนการทดลองที่ 1 ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า 0.5:1

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
1/12/2563	P ₀		6.4	455	50.198	0.029	1.058
4/12/2562	P ₀		6.4	212	41.655	0.014	0.511
	P ₁	0.00		24	19.371	3.209	4.818
	P ₂	0.46		94	23.957	0.201	0.657
	P ₃	1.72		110	26.691	0.057	0.292
	P ₄	2.98		8	9.460	6.633	10.219
	P ₅	4.23		31	8.489	6.977	10.766
	P ₆	5.49		39	8.138	7.106	10.766
	P ₇	6.74		31	7.626	7.063	11.022
	P ₈	8.00	6.9	55	7.014	6.905	11.569
8/12/2562	P ₀		6.7	499	49.766	0.000	0.803
	P ₁	0.00		138	21.061	3.109	1.387
	P ₂	0.46		146	22.302	0.000	0.000
	P ₃	1.72		115	22.716	0.029	0.000
	P ₄	2.98		8	5.234	6.705	5.985
	P ₅	4.23		0	3.705	9.470	7.737
	P ₆	5.49		0	2.932	8.653	8.358
	P ₇	6.74		0	2.176	9.155	7.993
	P ₈	8.00	6.9	0	1.763	9.370	8.066
11/12/2562	P ₀		6.5	541	45.935	0.014	0.876

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₁	0.00		220	24.694	0.043	0.255
	P ₂	0.46		220	26.727	0.029	0.182
	P ₃	1.72		188	25.881	0.057	0.219
	P ₄	2.98		67	13.795	2.034	3.212
	P ₅	4.23		39	12.158	3.840	5.073
	P ₆	5.49		35	10.036	3.868	5.766
	P ₇	6.74		51	10.396	4.198	5.547
	P ₈	8.00	7.1	43	9.784	4.097	5.839
15/12/2562	P ₀		6.4	517	39.065	0.000	0.000
	P ₁	0.00		325	33.058	0.129	0.985
	P ₂	0.46		184	32.932	0.014	0.000
	P ₃	1.72		153	28.076	0.043	0.000
	P ₄	2.98		20	17.194	1.734	5.912
	P ₅	4.23		16	15.755	1.834	6.752
	P ₆	5.49		16	15.809	1.633	7.336
	P ₇	6.74		8	15.018	1.791	6.606
	P ₈	8.00	7.1	12	13.921	1.490	7.080
18/12/2562	P ₀		6.3	494	52.770	0.000	0.839
	P ₁	0.00		274	21.025	0.014	2.555
	P ₂	0.46		157	37.230	0.014	0.584
	P ₃	1.72		149	38.183	0.000	0.912
	P ₄	2.98		39	25.701	0.115	4.307
	P ₅	4.23		27	24.820	0.201	7.591

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₆	5.49		8	23.363	0.229	8.832
	P ₇	6.74		8	24.029	0.186	8.869
	P ₈	8.00	6.3	12	23.363	0.172	8.869
22/12/2562	P ₀		7.9	494	49.388	0.014	1.022
	P ₁	0.00		337	44.371	0.100	2.445
	P ₂	0.46		110	37.788	0.057	0.511
	P ₃	1.72		106	38.831	0.029	0.146
	P ₄	2.98		98	38.058	0.029	0.693
	P ₅	4.23		8	33.615	0.029	5.219
	P ₆	5.49		0	30.558	0.057	5.255
	P ₇	6.74		0	30.288	0.057	5.474
	P ₈	8.00	8.7	8	29.640	0.043	7.883
25/12/2562	P ₀		7.7	502	48.094	0.000	1.095
	P ₁	0.00		251	37.698	0.974	8.905
	P ₂	0.46		153	38.058	0.029	1.387
	P ₃	1.72		149	36.691	0.057	1.022
	P ₄	2.98		82	22.914	1.289	8.248
	P ₅	4.23		27	1.259	3.725	26.423
	P ₆	5.49		24	0.863	3.725	26.715
	P ₇	6.74		20	0.719	3.696	26.496
	P ₈	8.00	8.3	20	1.259	3.534	26.569
29/12/2562	P ₀		7.8	517	49.640	0.000	0.657
	P ₁	0.00		200	32.050	0.602	8.686

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₂	0.46		110	29.101	0.000	0.219
	P ₃	1.72		114	29.137	0.000	0.438
	P ₄	2.98		39	12.914	1.289	8.394
	P ₅	4.23		31	0.899	2.865	25.547
	P ₆	5.49		43	0.647	3.066	26.058
	P ₇	6.74		27	0.576	2.980	25.839
	P ₈	8.00	8.2	20	0.935	3.123	26.204
1/1/2563	P ₀		7.6	560	50.791	0.000	0.949
	P ₁	0.00		312	37.410	0.487	7.007
	P ₂	0.46		276	39.748	0.000	0.949
	P ₃	1.72		232	38.669	0.029	1.314
	P ₄	2.98		144	27.770	0.774	5.036
	P ₅	4.23		20	0.540	2.951	30.876
	P ₆	5.49		28	0.612	3.037	29.927
	P ₇	6.74		16	0.540	2.923	30.657
	P ₈	8.00	8.4	24	0.432	3.037	30.438
5/1/2563	P ₀		7.6	544	51.583	0.000	0.438
	P ₁	0.00		312	37.302	0.086	8.248
	P ₂	0.46		196	30.540	0.000	0.730
	P ₃	1.72		160	31.403	0.000	0.511
	P ₄	2.98		116	24.856	0.057	3.869
	P ₅	4.23		32	1.475	0.201	29.416
	P ₆	5.49		24	2.014	0.487	29.854

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₇	6.74		20	1.475	0.430	29.781
	P ₈	8.00	8.2	24	1.978	0.344	29.197
8/1/2563	P ₀		7.8	544	49.065	0.029	1.095
	P ₁	0.00		324	38.633	0.057	6.131
	P ₂	0.46		220	38.993	0.000	0.876
	P ₃	1.72		208	38.561	0.000	0.438
	P ₄	2.98		192	37.014	0.029	5.036
	P ₅	4.23		32	1.655	0.372	31.241
	P ₆	5.49		32	1.007	0.401	30.730
	P ₇	6.74		36	0.216	0.344	31.460
	P ₈	8.00	8.3	32	0.468	0.372	31.460
12/1/2563	P ₀		7.7	568	50.540	0.000	0.876
	P ₁	0.00		264	36.942	0.000	7.810
	P ₂	0.46		192	39.820	0.000	0.584
	P ₃	1.72		172	39.460	0.000	0.511
	P ₄	2.98		148	36.727	0.000	4.964
	P ₅	4.23		24	2.194	0.201	31.314
	P ₆	5.49		16	1.331	0.258	31.168
	P ₇	6.74		20	0.612	0.258	30.949
	P ₈	8.00	8.2	24	0.612	0.344	31.314
15/1/2563	P ₀		7.7	494	48.489	0.000	0.949
	P ₁	0.00		286	35.576	0.000	6.569
	P ₂	0.46		216	38.597	0.000	0.657

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₃	1.72		188	38.813	0.000	0.730
	P ₄	2.98		165	36.835	0.029	3.650
	P ₅	4.23		24	1.871	0.172	31.825
	P ₆	5.49		20	1.619	0.172	31.898
	P ₇	6.74		20	0.791	0.086	31.898
	P ₈	8.00	8.2	16	0.576	0.029	31.898
19/1/2563	P ₀		7.6	504	48.993	0.000	1.095
	P ₁	0.00		272	35.827	0.000	7.883
	P ₂	0.46		216	35.360	0.000	0.146
	P ₃	1.72		192	33.705	0.000	0.803
	P ₄	2.98		172	33.381	0.000	4.234
	P ₅	4.23		12	1.295	0.057	31.679
	P ₆	5.49		20	0.863	0.086	30.803
	P ₇	6.74		12	0.540	0.029	31.168
	P ₈	8.00	8.2	12	0.540	0.029	30.949

ค-3 ค่าพีเอช ซีโอดี แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน ตลอดการทดลองที่ 1 ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า 1:1

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
20/1/2563	P ₀		7.8	478	47.770	0.000	1.168
	P ₁	0.00		223	27.158	0.458	14.745
	P ₂	0.46		110	30.504	0.659	2.263
	P ₃	1.72		137	30.144	0.086	0.146
	P ₄	2.98		90	22.410	0.430	6.131
	P ₅	4.23		24	0.432	0.802	29.197
	P ₆	5.49		24	0.899	0.774	29.781
	P ₇	6.74		24	0.683	0.774	29.416
	P ₈	8.00	8.3	24	0.360	1.032	29.270
22/1/2563	P ₀		7.8	439	44.676	0.029	1.168
	P ₁	0.00		212	24.532	0.774	13.796
	P ₂	0.46		98	28.957	0.000	0.146
	P ₃	1.72		86	29.460	0.201	1.095
	P ₄	2.98		51	13.489	1.289	15.985
	P ₅	4.23		24	0.144	1.948	30.000
	P ₆	5.49		24	0.827	2.034	29.781
	P ₇	6.74		16	0.576	1.920	29.927
	P ₈	8.00	8.2	20	0.180	1.719	29.197
26/1/2563	P ₀		7.6	528	49.496	0.000	0.949
	P ₁	0.00		264	31.115	0.115	15.182

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₂	0.46		156	29.928	0.000	0.292
	P ₃	1.72		128	31.691	0.000	0.511
	P ₄	2.98		56	8.597	0.573	11.606
	P ₅	4.23		20	0.180	0.287	20.803
	P ₆	5.49		20	0.072	0.229	21.168
	P ₇	6.74		24	0.360	0.229	20.876
	P ₈	8.00	8.2	32	0.036	0.229	20.949
29/1/2563	P ₀		7.7	496	47.626	0.000	0.730
	P ₁	0.00		248	28.381	0.287	10.219
	P ₂	0.46		100	27.914	0.000	0.438
	P ₃	1.72		80	25.827	0.000	0.365
	P ₄	2.98		40	12.842	0.716	7.883
	P ₅	4.23		20	0.252	0.573	24.088
	P ₆	5.49		16	0.360	0.401	24.453
	P ₇	6.74		40	0.216	0.287	24.745
	P ₈	8.00	8.2	16	0.216	0.229	24.818
2/2/2563	P ₀		7.7	510	50.288	0.000	0.949
	P ₁	0.00		180	28.633	0.086	10.730
	P ₂	0.46		90	28.345	0.000	0.365
	P ₃	1.72		82	27.338	0.029	0.657
	P ₄	2.98		51	12.158	0.229	8.467
	P ₅	4.23		20	0.504	0.630	24.526
	P ₆	5.49		31	0.108	0.458	24.745

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₇	6.74		20	0.108	0.315	25.036
	P ₈	8.00	8.3	24	0.108	0.287	25.255
5/2/2563	P ₀		7.8	510	50.108	0.029	1.314
	P ₁	0.00		192	26.115	0.229	9.270
	P ₂	0.46		82	25.576	0.000	0.438
	P ₃	1.72		74	26.079	0.000	0.365
	P ₄	2.98		47	11.942	0.229	7.664
	P ₅	4.23		20	0.072	0.573	25.474
	P ₆	5.49		20	0.036	0.430	26.131
	P ₇	6.74		24	0.324	0.287	25.839
	P ₈	8.00	8.3	24	0.252	0.315	25.474
9/2/2563	P ₀		7.6	512	49.460	0.000	1.095
	P ₁	0.00		168	25.899	0.057	10.657
	P ₂	0.46		72	25.540	0.029	0.146
	P ₃	1.72		68	25.000	0.000	0.511
	P ₄	2.98		40	12.698	0.401	7.226
	P ₅	4.23		20	0.288	0.258	25.547
	P ₆	5.49		28	0.468	0.229	25.693
	P ₇	6.74		24	2.014	0.172	25.766
	P ₈	8.00	8.2	24	0.791	0.143	25.839
12/2/2563	P ₀		7.7	536	50.000	0.000	1.314
	P ₁	0.00		164	25.324	0.057	11.241
	P ₂	0.46		88	25.000	0.029	0.584

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₃	1.72		72	24.101	0.000	0.511
	P ₄	2.98		56	12.950	0.143	8.467
	P ₅	4.23		44	0.180	0.344	25.839
	P ₆	5.49		24	0.252	0.229	25.693
	P ₇	6.74		28	0.216	0.143	25.766
	P ₈	8.00	8.3	32	0.432	0.143	25.766
16/2/2563	P ₀		7.7	544	48.381	0.000	1.168
	P ₁	0.00		192	25.863	0.258	10.803
	P ₂	0.46		108	26.763	0.029	0.438
	P ₃	1.72		104	24.964	0.000	0.365
	P ₄	2.98		60	14.460	0.057	8.248
	P ₅	4.23		28	1.043	0.287	25.766
	P ₆	5.49		28	0.612	0.143	26.204
	P ₇	6.74		28	0.108	0.115	25.985
	P ₈	8.00	8.2	32	0.612	0.086	25.912
19/2/2563	P ₀		7.8	520	50.288	0.000	0.949
	P ₁	0.00		184	28.633	0.086	10.730
	P ₂	0.46		92	28.345	0.000	0.365
	P ₃	1.72		84	27.338	0.029	0.657
	P ₄	2.98		52	12.158	0.229	8.467
	P ₅	4.23		20	0.504	0.344	24.526
	P ₆	5.49		32	0.108	0.344	24.745
	P ₇	6.74		20	0.108	0.315	25.036
	P ₈	8.00	8.2	24	0.108	0.287	25.255

ค-4 ค่าพีเอช ซีโอดี แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน ตลอดการ
ทดลองที่ 1 ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า 2:1

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
20/1/2563	P ₀		7.8	478	47.770	0.000	1.168
	P ₁	0.00		114	13.813	0.745	14.599
	P ₂	0.46		55	14.784	0.458	0.949
	P ₃	1.72		63	15.719	0.000	0.292
	P ₄	2.98		47	15.504	1.347	1.168
	P ₅	4.23		31	0.072	0.946	21.022
	P ₆	5.49		12	0.935	0.716	21.533
	P ₇	6.74		12	2.194	0.716	21.533
	P ₈	8.00	8.5	16	0.755	0.516	21.752
22/1/2563	P ₀		7.8	439	44.676	0.029	1.168
	P ₁	0.00		141	14.424	2.321	16.496
	P ₂	0.46		86	20.863	0.000	0.292
	P ₃	1.72		102	21.259	0.029	0.219
	P ₄	2.98		78	18.561	1.261	0.584
	P ₅	4.23		27	0.540	3.066	25.474
	P ₆	5.49		16	1.223	2.894	25.620
	P ₇	6.74		8	0.971	2.951	25.350
	P ₈	8.00	8.4	16	0.899	2.808	26.058
26/1/2563	P ₀		7.6	528	49.496	0.000	0.949
	P ₁	0.00		112	17.374	0.458	10.292

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₂	0.46		92	17.446	0.000	0.000
	P ₃	1.72		84	17.770	0.000	0.292
	P ₄	2.98		76	16.583	0.000	0.584
	P ₅	4.23		12	0.360	0.430	16.642
	P ₆	5.49		16	0.468	0.201	17.080
	P ₇	6.74		12	0.638	0.143	17.153
	P ₈	8.00	8.5	20	0.647	0.057	16.642
29/1/2563	P ₀		7.7	496	47.626	0.000	0.730
	P ₁	0.00		120	15.108	0.372	12.409
	P ₂	0.46		92	17.950	0.000	0.073
	P ₃	1.72		80	17.986	0.000	0.073
	P ₄	2.98		64	17.302	0.000	0.146
	P ₅	4.23		12	0.108	0.344	18.248
	P ₆	5.49		16	0.504	0.229	18.832
	P ₇	6.74		12	0.036	0.143	18.832
	P ₈	8.00	8.4	24	0.540	0.086	18.613
2/2/2563	P ₀		7.7	510	50.288	0.000	0.949
	P ₁	0.00		114	15.612	0.229	12.482
	P ₂	0.46		55	14.892	0.029	0.365
	P ₃	1.72		59	15.719	0.029	0.292
	P ₄	2.98		51	15.180	0.057	0.438
	P ₅	4.23		20	0.252	0.229	17.153
	P ₆	5.49		16	0.036	0.229	17.372

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₇	6.74		24	0.108	0.143	17.737
	P ₈	8.00	8.5	24	0.180	0.115	18.175
5/2/2563	P ₀		7.8	510	50.108	0.029	1.314
	P ₁	0.00		129	14.964	0.201	12.263
	P ₂	0.46		86	15.468	0.000	0.876
	P ₃	1.72		71	17.158	0.000	0.803
	P ₄	2.98		59	15.827	0.057	0.657
	P ₅	4.23		27	0.324	0.258	16.788
	P ₆	5.49		12	0.144	0.201	17.226
	P ₇	6.74		16	0.144	0.172	17.372
	P ₈	8.00	8.5	27	0.324	0.086	17.591
9/2/2563	P ₀		7.6	512	49.460	0.000	1.095
	P ₁	0.00		120	15.288	0.516	12.263
	P ₂	0.46		56	17.554	0.029	0.438
	P ₃	1.72		56	16.115	0.029	0.292
	P ₄	2.98		56	16.835	0.000	0.730
	P ₅	4.23		32	0.396	0.287	17.737
	P ₆	5.49		24	0.576	0.229	18.686
	P ₇	6.74		24	0.647	0.172	18.613
	P ₈	8.00	8.5	32	0.468	0.115	18.686
12/2/2563	P ₀		7.7	536	50.000	0.000	1.314
	P ₁	0.00		116	16.511	0.372	13.212
	P ₂	0.46		60	15.755	0.115	0.876

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₃	1.72		56	15.036	0.000	0.657
	P ₄	2.98		52	14.317	0.516	0.657
	P ₅	4.23		24	0.288	0.430	17.737
	P ₆	5.49		32	0.036	0.258	18.832
	P ₇	6.74		20	0.144	0.143	19.051
	P ₈	8.00	8.6	28	0.252	0.201	18.978
16/2/2563	P ₀		7.7	544	48.381	0.000	1.168
	P ₁	0.00		124	16.223	0.516	13.577
	P ₂	0.46		84	17.590	0.000	0.803
	P ₃	1.72		88	17.014	0.000	0.730
	P ₄	2.98		72	16.079	0.401	0.803
	P ₅	4.23		32	0.755	0.487	17.518
	P ₆	5.49		32	0.827	0.430	18.029
	P ₇	6.74		32	0.971	0.372	18.102
	P ₈	8.00	8.5	40	0.612	0.372	18.248
19/2/2563	P ₀		7.8	520	50.288	0.000	0.949
	P ₁	0.00		116	15.612	0.229	12.482
	P ₂	0.46		56	14.892	0.029	0.365
	P ₃	1.72		60	15.719	0.029	0.292
	P ₄	2.98		52	15.180	0.057	0.438
	P ₅	4.23		20	0.252	0.229	17.153
	P ₆	5.49		16	0.036	0.229	17.372
	P ₇	6.74		24	0.108	0.143	17.737
	P ₈	8.00	8.4	24	0.108	0.115	18.175

ค-5 ค่าพีเอช ซีโอดี แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน ตลอดการทดลองที่ 1 ที่อัตราการเวียนน้ำกลับต่ออัตราน้ำเสียเข้า 5:1

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
1/12/2563	P ₀		6.4	455	50.198	0.029	1.058
4/12/2562	P ₀		6.4	212	41.655	0.014	0.511
	P ₁	0.00		71	31.853	0.917	1.022
	P ₂	0.46		94	29.856	0.000	0.730
	P ₃	1.72		55	31.259	0.072	0.365
	P ₄	2.98		39	27.194	1.160	1.277
	P ₅	4.23		63	28.903	1.447	1.095
	P ₆	5.49		94	29.766	1.762	1.314
	P ₇	6.74		102	29.676	1.819	1.387
	P ₈	8.00	7.4	47	26.673	1.576	1.788
8/12/2562	P ₀		6.7	499	49.766	0.000	0.803
	P ₁	0.00		31	27.140	0.688	0.000
	P ₂	0.46		15	27.428	0.000	0.036
	P ₃	1.72		100	26.241	0.000	0.000
	P ₄	2.98		38	24.784	0.186	0.000
	P ₅	4.23		23	24.712	1.060	0.000
	P ₆	5.49		8	24.278	1.261	0.000
	P ₇	6.74		23	24.424	1.275	0.000
	P ₈	8.00	7.2	15	25.683	1.777	0.584
11/12/2562	P ₀		6.5	541	45.935	0.014	0.876

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₁	0.00		86	27.086	0.115	0.219
	P ₂	0.46		94	27.716	0.043	0.146
	P ₃	1.72		71	26.367	0.043	0.109
	P ₄	2.98		63	24.982	0.057	0.255
	P ₅	4.23		27	23.399	1.275	0.292
	P ₆	5.49		47	23.381	1.447	0.328
	P ₇	6.74		8	22.932	1.519	0.365
	P ₈	8.00	7.3	16	21.619	1.834	0.693
15/12/2562	P ₀		6.4	517	39.065	0.000	0.000
	P ₁	0.00		74	23.939	0.487	0.000
	P ₂	0.46		55	23.112	0.000	0.000
	P ₃	1.72		43	25.468	0.000	0.000
	P ₄	2.98		16	20.216	0.587	0.000
	P ₅	4.23		24	20.180	1.232	0.000
	P ₆	5.49		12	19.335	1.905	0.000
	P ₇	6.74		27	20.683	1.777	0.000
	P ₈	8.00	7.4	8	18.651	1.662	0.000
18/12/2562	P ₀		6.3	494	52.770	0.000	0.839
	P ₁	0.00		125	27.482	1.361	1.752
	P ₂	0.46		78	26.906	0.000	0.511
	P ₃	1.72		67	27.806	0.000	0.365
	P ₄	2.98		35	26.727	0.831	0.036
	P ₅	4.23		27	25.576	1.562	0.912

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₆	5.49		16	22.482	1.605	1.131
	P ₇	6.74		24	20.719	1.619	1.168
	P ₈	8.00	6.8	12	21.115	1.590	0.949
22/12/2562	P ₀		7.9	494	49.388	0.014	1.022
	P ₁	0.00		137	35.252	1.605	1.241
	P ₂	0.46		114	35.018	0.000	0.073
	P ₃	1.72		114	34.155	0.000	0.292
	P ₄	2.98		90	32.356	0.057	0.255
	P ₅	4.23		12	26.619	1.891	1.095
	P ₆	5.49		27	25.234	2.178	1.277
	P ₇	6.74		31	26.817	2.407	1.423
	P ₈	8.00	8.9	16	25.737	2.350	1.569
25/12/2562	P ₀		7.7	502	48.094	0.000	1.095
	P ₁	0.00		98	12.410	8.997	4.672
	P ₂	0.46		98	17.338	0.000	0.511
	P ₃	1.72		67	17.050	0.029	0.730
	P ₄	2.98		71	18.165	0.057	0.876
	P ₅	4.23		39	13.489	2.894	1.898
	P ₆	5.49		39	2.086	11.318	5.766
	P ₇	6.74		12	2.050	11.777	5.620
	P ₈	8.00	8.7	8	1.799	11.203	5.255
29/12/2562	P ₀		7.8	517	49.640	0.000	0.657
	P ₁	0.00		86	12.122	5.100	2.482

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₂	0.46		47	11.151	0.000	0.000
	P ₃	1.72		51	11.799	0.057	0.000
	P ₄	2.98		20	2.770	5.702	2.190
	P ₅	4.23		12	1.978	6.218	2.847
	P ₆	5.49		16	2.374	6.103	3.212
	P ₇	6.74		20	1.079	6.533	3.212
	P ₈	8.00	8.6	27	0.863	6.533	2.993
1/1/2563	P ₀		7.6	560	50.791	0.000	0.949
	P ₁	0.00		100	10.827	5.645	5.766
	P ₂	0.46		92	12.338	0.029	0.292
	P ₃	1.72		76	12.374	0.000	0.438
	P ₄	2.98		24	2.086	5.731	3.796
	P ₅	4.23		28	0.144	7.507	6.204
	P ₆	5.49		28	0.180	7.192	5.985
	P ₇	6.74		24	0.072	7.221	5.766
	P ₈	8.00	8.8	16	0.108	6.791	5.912
5/1/2563	P ₀		7.6	544	51.583	0.000	0.438
	P ₁	0.00		108	12.158	0.172	3.212
	P ₂	0.46		116	10.360	0.000	0.073
	P ₃	1.72		116	8.921	0.000	0.365
	P ₄	2.98		28	5.576	0.458	4.380
	P ₅	4.23		32	1.978	0.487	5.109
	P ₆	5.49		28	2.338	0.516	4.818

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₇	6.74		36	1.655	0.401	4.745
	P ₈	8.00	8.6	24	1.978	0.372	4.964
8/1/2563	P ₀		7.8	544	49.065	0.029	1.095
	P ₁	0.00		108	11.691	0.115	9.635
	P ₂	0.46		72	10.719	0.000	0.292
	P ₃	1.72		80	11.376	0.000	0.438
	P ₄	2.98		40	6.403	0.143	4.015
	P ₅	4.23		28	1.799	0.143	10.657
	P ₆	5.49		36	1.259	0.143	10.803
	P ₇	6.74		28	1.259	0.115	10.584
	P ₈	8.00	8.9	32	1.115	0.057	10.365
12/1/2563	P ₀		7.7	568	50.540	0.000	0.876
	P ₁	0.00		84	13.417	0.201	11.898
	P ₂	0.46		80	11.727	0.000	0.511
	P ₃	1.72		64	12.950	0.000	0.365
	P ₄	2.98		24	4.676	0.172	4.015
	P ₅	4.23		20	0.935	0.086	10.438
	P ₆	5.49		12	1.259	0.029	10.730
	P ₇	6.74		24	1.187	0.115	10.292
	P ₈	8.00	8.6	24	1.115	0.057	10.730
15/1/2563	P ₀		7.7	494	48.489	0.000	0.949
	P ₁	0.00		90	12.806	0.029	10.584
	P ₂	0.46		110	14.173	0.000	1.095

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₃	1.72		94	14.101	0.000	0.730
	P ₄	2.98		20	5.504	0.057	4.672
	P ₅	4.23		12	2.014	0.029	10.803
	P ₆	5.49		16	1.295	0.029	10.803
	P ₇	6.74		24	1.691	0.057	10.365
	P ₈	8.00	8.8	24	0.719	0.029	10.584
19/1/2563	P ₀		7.6	504	48.993	0.000	1.095
	P ₁	0.00		108	14.245	0.057	9.635
	P ₂	0.46		100	13.669	0.000	0.146
	P ₃	1.72		92	14.281	0.000	0.219
	P ₄	2.98		12	6.763	0.201	4.015
	P ₅	4.23		12	1.403	0.086	10.876
	P ₆	5.49		12	1.007	0.086	10.803
	P ₇	6.74		16	0.755	0.057	10.803
	P ₈	8.00	8.7	24	0.432	0.086	10.803

ค-6 ค่าพีเอช ซีโอดี แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน ตลอดจนการทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นของซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า 100:10 มิลลิกรัมต่อลิตร

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
23/3/2563	P ₀		7.6	110	11.109	0.000	0.928
	P ₁	0.00		59	4.394	0.159	8.731
	P ₂	0.46		12	5.400	1.306	3.428
	P ₃	1.72		20	5.626	1.306	2.538
	P ₄	2.98		8	0.185	0.064	7.746
	P ₅	4.23		0	0.226	0.032	7.822
	P ₆	5.49		0	0.205	0.032	7.898
	P ₇	6.74		4	0.123	0.064	7.746
	P ₈	8.00	7.4	8	0.082	0.064	7.936
25/3/2563	P ₀		7.6	102	11.150	0.032	1.042
	P ₁	0.00		31	4.168	0.032	4.545
	P ₂	0.46		20	4.682	0.605	2.064
	P ₃	1.72		20	4.394	0.446	1.553
	P ₄	2.98		0	0.103	0.032	6.742
	P ₅	4.23		8	0.082	0.032	6.894
	P ₆	5.49		0	0.185	0.032	6.932
	P ₇	6.74		12	0.021	0.032	6.648
	P ₈	8.00	7.4	4	0.144	0.032	6.875
29/3/2563	P ₀		7.6	104	12.382	0.000	0.549
	P ₁	0.00		27	4.184	0.000	4.508

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₂	0.46		8	4.887	0.605	1.780
	P ₃	1.72		8	4.641	0.510	0.985
	P ₄	2.98		4	0.185	0.096	6.667
	P ₅	4.23		4	0.103	0.000	6.686
	P ₆	5.49		4	0.062	0.032	6.742
	P ₇	6.74		8	0.062	0.000	6.742
	P ₈	8.00	7.5	4	0.246	0.032	6.742
1/4/2563	P ₀		7.7	115	10.554	0.032	0.568
	P ₁	0.00		35	3.532	0.000	3.958
	P ₂	0.46		8	4.045	0.446	0.455
	P ₃	1.72		8	4.784	0.159	0.303
	P ₄	2.98		15	0.452	0.000	6.307
	P ₅	4.23		8	0.226	0.000	6.326
	P ₆	5.49		8	0.205	0.032	6.705
	P ₇	6.74		0	0.349	0.032	6.269
	P ₈	8.00	7.7	4	0.308	0.032	6.364
5/4/2563	P ₀		7.7	102	10.821	0.000	0.587
	P ₁	0.00		51	3.840	0.064	3.087
	P ₂	0.46		8	2.957	0.032	0.208
	P ₃	1.72		8	3.450	0.032	0.284
	P ₄	2.98		12	0.287	0.127	4.564
	P ₅	4.23		8	0.308	0.032	4.735
	P ₆	5.49		8	0.185	0.032	4.678

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₇	6.74		12	0.062	0.032	4.735
	P ₈	8.00	8.0	4	0.308	0.032	4.886
8/4/2563	P ₀		7.7	106	9.754	0.000	0.701
	P ₁	0.00		39	3.552	0.032	3.428
	P ₂	0.46		8	3.634	0.000	0.379
	P ₃	1.72		8	3.840	0.000	0.455
	P ₄	2.98		4	0.041	0.032	5.019
	P ₅	4.23		4	0.329	0.096	5.170
	P ₆	5.49		8	0.329	0.032	5.189
	P ₇	6.74		16	0.287	0.032	5.076
	P ₈	8.00	7.7	20	0.103	0.032	5.170
12/4/2563	P ₀		7.5	124	11.355	0.000	0.833
	P ₁	0.00		48	3.491	0.032	3.277
	P ₂	0.46		24	3.121	0.096	0.341
	P ₃	1.72		16	2.998	0.032	0.189
	P ₄	2.98		16	0.123	0.032	4.186
	P ₅	4.23		16	0.082	0.032	4.318
	P ₆	5.49		12	0.164	0.000	4.451
	P ₇	6.74		20	0.493	0.000	4.602
	P ₈	8.00	7.9	16	0.287	0.032	4.754
15/4/2563	P ₀		7.8	112	11.663	0.032	0.758
	P ₁	0.00		32	3.326	0.032	3.163
	P ₂	0.46		24	4.107	0.032	0.398

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₃	1.72		20	3.429	0.000	0.473
	P ₄	2.98		16	0.205	0.032	5.152
	P ₅	4.23		8	0.021	0.000	5.189
	P ₆	5.49		12	0.021	0.159	5.114
	P ₇	6.74		16	0.041	0.032	5.227
	P ₈	8.00	7.8	16	0.082	0.032	5.114
19/4/2563	P ₀		7.6	123	12.998	0.000	1.023
	P ₁	0.00		35	5.010	0.032	3.220
	P ₂	0.46		19	4.784	0.159	0.455
	P ₃	1.72		12	4.025	0.127	0.303
	P ₄	2.98		8	0.164	0.000	5.322
	P ₅	4.23		12	0.021	0.032	5.568
	P ₆	5.49		12	0.021	0.000	5.492
	P ₇	6.74		12	0.226	0.032	5.473
	P ₈	8.00	8.0	12	0.062	0.032	5.511
22/4/2563	P ₀		7.7	108	12.197	0.032	0.720
	P ₁	0.00		38	3.676	0.000	3.258
	P ₂	0.46		15	4.661	0.000	0.189
	P ₃	1.72		12	4.189	0.032	0.152
	P ₄	2.98		15	0.308	0.000	4.716
	P ₅	4.23		8	0.246	0.032	4.848
	P ₆	5.49		12	0.123	0.000	5.189
	P ₇	6.74		15	0.062	0.032	5.189
	P ₈	8.00	8.0	15	0.082	0.032	5.189

ค-7 ค่าพีเอช ซีโอดี แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน ตลอดจนการทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นของซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า 200:20 มิลลิกรัมต่อลิตร

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
20/2/2563	P ₀		7.7	228	24.908	0.032	0.682
23/2/2563	P ₀		7.6	216	25.421	0.032	0.663
	P ₁	0.00		60	5.729	0.096	7.879
	P ₂	0.46		36	7.290	0.892	3.333
	P ₃	1.72		28	7.413	0.064	0.833
	P ₄	2.98		32	0.431	0.159	10.398
	P ₅	4.23		24	0.144	0.127	10.739
	P ₆	5.49		20	0.370	0.096	10.739
	P ₇	6.74		20	0.021	0.064	10.852
	P ₈	8.00	7.5	28	0.513	0.032	10.928
26/2/2563	P ₀		7.6	252	25.175	0.032	0.985
	P ₁	0.00		84	9.692	0.191	16.742
	P ₂	0.46		60	8.830	0.605	9.545
	P ₃	1.72		56	8.029	0.032	1.705
	P ₄	2.98		28	5.216	0.446	20.814
	P ₅	4.23		24	5.606	0.382	20.758
	P ₆	5.49		12	4.559	0.318	20.795
	P ₇	6.74		16	4.271	0.287	20.947
	P ₈	8.00	7.3	12	4.600	0.191	21.742
1/3/2563	P ₀		7.7	188	19.405	0.032	0.814

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₁	0.00		67	5.339	0.510	8.848
	P ₂	0.46		59	6.653	0.064	0.833
	P ₃	1.72		55	7.885	0.064	0.473
	P ₄	2.98		24	0.226	0.159	8.409
	P ₅	4.23		24	0.390	0.127	8.580
	P ₆	5.49		24	0.226	0.127	8.636
	P ₇	6.74		27	0.287	0.064	8.504
	P ₈	8.00	7.9	24	0.616	0.064	8.636
4/3/2563	P ₀		7.7	200	19.528	0.064	0.682
	P ₁	0.00		67	5.195	0.255	5.189
	P ₂	0.46		59	6.304	0.064	0.568
	P ₃	1.72		63	6.797	0.064	0.777
	P ₄	2.98		24	0.554	0.159	8.239
	P ₅	4.23		16	0.205	0.127	8.258
	P ₆	5.49		16	0.082	0.096	8.674
	P ₇	6.74		27	0.329	0.096	8.201
	P ₈	8.00	8.0	27	0.205	0.096	8.371
8/3/2563	P ₀		7.7	192	20.862	0.032	0.606
	P ₁	0.00		61	7.556	0.096	4.564
	P ₂	0.46		54	7.290	0.032	0.379
	P ₃	1.72		50	8.049	0.064	0.739
	P ₄	2.98		12	0.534	0.127	8.163
	P ₅	4.23		12	0.123	0.096	8.163

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₆	5.49		12	0.945	0.032	8.504
	P ₇	6.74		19	0.246	0.032	7.841
	P ₈	8.00	8.2	23	0.760	0.032	8.447
11/3/2563	P ₀		7.7	200	20.780	0.032	0.549
	P ₁	0.00		77	7.310	0.159	4.394
	P ₂	0.46		58	7.351	0.255	0.492
	P ₃	1.72		50	7.331	0.064	0.303
	P ₄	2.98		15	1.561	0.127	9.034
	P ₅	4.23		12	0.739	0.032	8.523
	P ₆	5.49		15	0.924	0.287	8.826
	P ₇	6.74		19	0.534	0.191	8.788
	P ₈	8.00	7.8	19	0.924	0.127	8.902
15/3/2563	P ₀		7.7	204	20.431	0.032	0.663
	P ₁	0.00		58	6.674	0.032	5.246
	P ₂	0.46		42	7.536	0.064	1.098
	P ₃	1.72		35	8.275	0.032	0.568
	P ₄	2.98		15	0.554	0.064	8.542
	P ₅	4.23		19	0.267	0.064	8.655
	P ₆	5.49		15	0.267	0.032	8.655
	P ₇	6.74		12	0.801	0.032	8.731
	P ₈	8.00	7.6	19	0.637	0.032	8.523
18/3/2563	P ₀		7.6	208	19.774	0.032	0.814
	P ₁	0.00		74	7.598	0.032	5.076

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₂	0.46		67	8.193	0.064	1.345
	P ₃	1.72		51	8.296	0.032	0.909
	P ₄	2.98		24	1.211	0.127	8.144
	P ₅	4.23		8	0.246	0.064	8.504
	P ₆	5.49		20	0.780	0.032	8.220
	P ₇	6.74		16	0.431	0.032	8.371
	P ₈	8.00	7.9	24	0.719	0.032	8.617
22/3/2563	P ₀		7.8	212	20.062	0.032	0.644
	P ₁	0.00		63	6.674	0.064	4.508
	P ₂	0.46		51	7.125	0.064	1.042
	P ₃	1.72		43	8.131	0.096	0.739
	P ₄	2.98		12	0.267	0.064	8.655
	P ₅	4.23		16	0.123	0.032	8.788
	P ₆	5.49		16	0.390	0.032	8.693
	P ₇	6.74		16	0.411	0.032	8.712
	P ₈	8.00	8.1	20	0.246	0.064	8.580

ค-8 ค่าพีเอช ซีโอดี แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน ตลอดจนการทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นของซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า 1000:100 มิลลิกรัมต่อลิตร

วันที่	จุดเก็บตัวอย่าง	ระยะเวลาเก็บกักน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
23/3/2563	P ₀		7.7	960	99.297	0.000	1.429
	P ₁	0.00		263	34.688	0.223	41.429
	P ₂	0.46		129	51.641	0.032	1.429
	P ₃	1.72		78	48.828	0.032	2.063
	P ₄	2.98		43	13.750	0.796	40.794
	P ₅	4.23		24	2.422	1.115	57.937
	P ₆	5.49		16	0.313	1.019	60.952
	P ₇	6.74		24	0.156	0.701	61.270
	P ₈	8.00	7.4	20	0.703	0.605	61.429
25/3/2563	P ₀		7.6	1000	99.922	0.000	1.270
	P ₁	0.00		310	41.641	0.478	18.889
	P ₂	0.46		125	31.797	0.032	1.270
	P ₃	1.72		74	29.375	0.032	1.746
	P ₄	2.98		43	10.156	1.210	20.635
	P ₅	4.23		27	0.469	0.764	31.270
	P ₆	5.49		129	0.547	0.414	32.540
	P ₇	6.74		20	0.156	0.191	33.175
	P ₈	8.00	7.6	24	0.391	0.287	33.810
29/3/2563	P ₀		7.6	1018	104.297	0.000	0.476
	P ₁	0.00		211	36.406	0.860	33.651

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₂	0.46		73	37.422	0.032	1.746
	P ₃	1.72		100	37.188	0.032	1.429
	P ₄	2.98		38	18.281	1.815	14.921
	P ₅	4.23		27	0.234	3.376	43.968
	P ₆	5.49		42	0.859	2.389	46.825
	P ₇	6.74		31	1.016	1.401	49.048
	P ₈	8.00	7.5	27	0.469	0.987	51.111
1/4/2563	P ₀		7.6	1018	101.953	0.000	0.317
	P ₁	0.00		261	29.531	0.127	31.905
	P ₂	0.46		111	30.938	0.032	0.794
	P ₃	1.72		134	26.797	0.032	0.794
	P ₄	2.98		61	11.641	0.796	11.111
	P ₅	4.23		15	0.469	0.987	37.778
	P ₆	5.49		35	0.313	0.382	39.683
	P ₇	6.74		19	0.078	0.032	39.683
	P ₈	8.00	7.8	31	0.078	0.255	40.476
5/4/2563	P ₀		7.6	1019	103.438	0.000	3.810
	P ₁	0.00		251	36.563	0.127	34.921
	P ₂	0.46		86	35.156	0.032	0.635
	P ₃	1.72		63	37.891	0.032	0.476
	P ₄	2.98		27	10.313	0.637	12.222
	P ₅	4.23		24	1.406	0.478	44.286
	P ₆	5.49		24	2.031	0.541	44.762

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₇	6.74		35	1.641	0.287	45.556
	P ₈	8.00	7.9	27	1.641	0.223	46.036
8/4/2563	P ₀		7.7	980	100.156	0.000	1.746
	P ₁	0.00		259	35.625	0.223	36.984
	P ₂	0.46		129	34.375	0.032	0.794
	P ₃	1.72		78	35.391	0.032	0.952
	P ₄	2.98		47	14.297	0.478	12.698
	P ₅	4.23		35	0.313	0.255	41.270
	P ₆	5.49		27	0.391	0.159	42.857
	P ₇	6.74		27	0.078	0.127	43.651
	P ₈	8.00	7.8	20	0.078	0.127	43.175
12/4/2563	P ₀		7.5	1040	103.359	0.000	6.508
	P ₁	0.00		320	33.359	0.096	33.175
	P ₂	0.46		196	37.344	0.000	0.476
	P ₃	1.72		144	38.906	0.000	0.476
	P ₄	2.98		52	13.750	0.860	17.302
	P ₅	4.23		24	0.938	0.732	40.635
	P ₆	5.49		28	0.625	0.510	41.905
	P ₇	6.74		24	0.781	0.287	42.857
	P ₈	8.00	7.7	24	0.469	0.414	42.698
15/4/2563	P ₀		7.7	1080	106.719	0.000	0.317
	P ₁	0.00		308	34.141	0.223	31.905
	P ₂	0.46		236	32.422	0.000	0.794

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₃	1.72		192	32.891	0.000	1.270
	P ₄	2.98		88	12.266	0.924	18.413
	P ₅	4.23		40	1.172	0.892	48.254
	P ₆	5.49		28	0.313	0.637	46.349
	P ₇	6.74		36	0.234	0.287	45.556
	P ₈	8.00	7.6	32	0.547	0.382	46.825
19/4/2563	P ₀		7.6	1018	102.266	0.000	0.952
	P ₁	0.00		303	34.609	0.924	31.905
	P ₂	0.46		157	36.250	0.032	0.952
	P ₃	1.72		119	36.719	0.064	0.794
	P ₄	2.98		54	13.750	0.860	19.683
	P ₅	4.23		35	0.859	0.892	48.254
	P ₆	5.49		27	0.625	0.414	47.778
	P ₇	6.74		35	0.703	0.287	46.349
	P ₈	8.00	7.6	31	0.703	0.255	46.032
22/4/2563	P ₀		7.6	998	100.859	0.032	2.063
	P ₁	0.00		296	31.797	0.382	30.794
	P ₂	0.46		230	32.734	0.032	1.429
	P ₃	1.72		165	29.453	0.096	1.270
	P ₄	2.98		65	16.719	0.701	18.730
	P ₅	4.23		23	1.172	0.701	44.286
	P ₆	5.49		27	0.625	0.796	45.556
	P ₇	6.74		19	0.391	0.350	45.079
	P ₈	8.00	7.8	27	0.391	0.191	45.714

ค-9 ค่าพีเอช ซีโอดี แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ไนไตรต์-ไนโตรเจน ไนเตรต-ไนโตรเจน ตลอดการ

ทดลองที่ 2 ที่ความเข้มข้นของซีโอดีต่อแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียขาเข้า 1500:150

มิลลิกรัมต่อลิตร

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
20/2/2563	P ₀		7.6	1620	179.375	0.000	0.159
23/2/2563	P ₀		7.5	1720	187.031	0.000	0.159
	P ₁	0.00		500	61.719	0.255	28.413
	P ₂	0.46		460	67.813	0.000	0.159
	P ₃	1.72		500	64.219	0.000	0.000
	P ₄	2.98		140	11.563	0.032	37.143
	P ₅	4.23		200	9.531	0.541	39.048
	P ₆	5.49		100	8.750	0.414	39.683
	P ₇	6.74		80	9.688	0.382	39.365
	P ₈	8.00	6.4	100	8.281	0.318	39.841
26/2/2563	P ₀		7.6	1680	176.406	0.064	0.794
	P ₁	0.00		440	70.938	0.159	15.397
	P ₂	0.46		280	73.594	0.000	0.635
	P ₃	1.72		240	69.063	0.000	0.159
	P ₄	2.98		100	49.375	0.064	8.095
	P ₅	4.23		120	36.094	0.127	20.317
	P ₆	5.49		60	36.094	0.127	19.206
	P ₇	6.74		80	36.406	0.096	19.841
	P ₈	8.00	6.2	60	36.875	0.064	20.317
1/3/2563	P ₀		7.6	1372	144.219	0.096	3.810

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกรณ์ (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₁	0.00		345	40.000	1.465	27.619
	P ₂	0.46		274	47.188	0.032	1.111
	P ₃	1.72		196	46.875	0.191	2.698
	P ₄	2.98		59	12.500	2.261	28.730
	P ₅	4.23		47	4.688	1.656	36.190
	P ₆	5.49		39	4.063	1.242	38.254
	P ₇	6.74		39	2.813	0.955	38.571
	P ₈	8.00	8.0	55	4.844	0.860	40.476
4/3/2563	P ₀		7.7	1411	160.469	0.032	3.016
	P ₁	0.00		329	37.656	0.605	32.063
	P ₂	0.46		227	42.500	0.064	0.794
	P ₃	1.72		204	41.250	0.064	0.794
	P ₄	2.98		63	14.531	1.083	33.333
	P ₅	4.23		31	4.531	1.210	43.810
	P ₆	5.49		43	2.969	1.019	47.302
	P ₇	6.74		35	3.906	0.764	51.429
	P ₈	8.00	8.2	39	3.281	0.764	53.651
8/3/2563	P ₀		7.7	1509	153.906	0.000	2.222
	P ₁	0.00		431	44.063	0.478	37.302
	P ₂	0.46		376	51.406	0.000	3.333
	P ₃	1.72		282	51.719	0.032	1.429
	P ₄	2.98		39	11.719	1.115	55.238
	P ₅	4.23		24	4.063	1.242	61.746

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสีย ภายในถัง ปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₆	5.49		24	0.625	0.764	63.968
	P ₇	6.74		20	1.094	0.510	63.333
	P ₈	8.00	8.1	27	1.250	0.350	62.698
11/3/2563	P ₀		7.8	1470	154.688	0.032	2.222
	P ₁	0.00		502	57.813	0.892	35.714
	P ₂	0.46		416	52.969	0.127	2.698
	P ₃	1.72		298	51.875	0.064	1.746
	P ₄	2.98		71	7.344	0.637	54.127
	P ₅	4.23		35	4.063	0.764	64.127
	P ₆	5.49		27	1.406	0.892	64.444
	P ₇	6.74		27	2.031	0.764	64.127
	P ₈	8.00	7.6	27	2.500	0.892	64.127
15/3/2563	P ₀		7.7	1529	160.156	0.032	2.540
	P ₁	0.00		549	57.500	0.573	37.937
	P ₂	0.46		306	57.656	0.032	2.540
	P ₃	1.72		212	54.844	0.000	1.111
	P ₄	2.98		43	9.531	1.115	56.190
	P ₅	4.23		39	1.875	1.083	63.810
	P ₆	5.49		43	1.719	0.955	64.444
	P ₇	6.74		43	2.188	0.732	64.603
	P ₈	8.00	7.7	47	2.188	0.732	63.651
18/3/2563	P ₀		7.6	1529	162.813	0.000	1.746
	P ₁	0.00		470	58.594	0.382	37.778

วันที่	จุดเก็บ ตัวอย่าง	ระยะเวลา เก็บกักน้ำ เสียภายใน ถังปฏิกิริยา (ชั่วโมง)	pH	COD (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg-N/L)	NO ₂ ⁻ (mg-N/L)	NO ₃ ⁻ (mg-N/L)
	P ₂	0.46		329	62.031	0.064	1.746
	P ₃	1.72		212	63.750	0.064	0.476
	P ₄	2.98		39	8.438	1.178	56.825
	P ₅	4.23		39	2.969	1.051	64.762
	P ₆	5.49		35	2.188	0.892	64.762
	P ₇	6.74		24	2.969	0.446	63.968
	P ₈	8.00	7.6	35	1.250	0.573	64.444
22/3/2563	P ₀		7.7	1529	159.219	0.032	1.746
	P ₁	0.00		478	55.469	0.446	40.000
	P ₂	0.46		321	56.875	0.064	1.746
	P ₃	1.72		188	59.063	0.127	0.794
	P ₄	2.98		74	8.906	0.764	55.238
	P ₅	4.23		39	1.250	0.987	63.175
	P ₆	5.49		27	0.938	0.605	63.968
	P ₇	6.74		31	0.625	0.287	65.397
	P ₈	8.00	7.8	31	1.250	0.478	64.603



รูปที่ ค-1 ถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยกชั้นชนิดไหลขึ้น



รูปที่ ค-2 ตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์ช่วงที่ไม่มีการเติมอากาศ



รูปที่ ค-3 ตัวอย่างภายในถังปฏิกรณ์จุดเติมอากาศ (P₄)



รูปที่ ค-4 ตัวอย่างภายในถังปฏิกรณ์ช่วงที่มีการเติมอากาศ



รูปที่ ค-5 ตัวกลางที่มีฟิล์มชีวภาพมาเกาะ



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

บรรณานุกรม



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

ประวัติผู้เขียน

ชื่อ-สกุล	ยุทธกิจ ชูสุทธิ
วัน เดือน ปี เกิด	23 กันยายน 2535
สถานที่เกิด	สุราษฎร์ธานี
วุฒิการศึกษา	สำเร็จการศึกษาปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต คณะสิ่งแวดล้อมและทรัพยากรศาสตร์ มหาวิทยาลัยมหิดล ในปีการศึกษา 2559
ที่อยู่ปัจจุบัน	129/281 หมู่บ้านศุภาลัยการ์เด้นวิลล์ ตำบลบางชะแยง อำเภอเมือง จังหวัดปทุมธานี 12000



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

- Albuquerque, A., Makinia, J. and 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.
- Arthur, J. W., West, C. W., Allen, K. N. and Hedtke, S. F. (1987). Seasonal toxicity of ammonia to five fish and nine invertebrate species. *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, 38(2), 324-331.
- Barnard, J. (1973). Biological denitrification. *Water Pollution Control*, 72(6), 705-720.
- Biplob, P., Fatihah, S., Shahrom, Z. and 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(1), 27-35.
- Bitton, G. and Gerba, C. P., 1994. Groundwater pollution microbiology. Krieger Publishing Company.
- Burrell, P. C., Keller, J. and Blackall, L. L. (1998). Microbiology of a nitrite-oxidizing bioreactor. *Appl. Environ. Microbiol*, 64(5), 1878-1883.
- Fang, F., Qiao, L.-L., Cao, J.-S., Li, Y., Xie, W.-M., Sheng, G.-P., Yu, H.-Q. J. S. and Technology, P. (2016). Quantitative evaluation of A2O and reversed A2O processes for biological municipal wastewater treatment using a projection pursuit method. 166, 164-170.
- Farabegoli, G., Chiavola, A. and 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, C., DIGGER, G. and LIM, H., 1999. Biological wastewater treatment. New York: IWA. New York :IWA.
- Han, D. W., Yun, H. J., Kim, D. J. J. J. o. C. T., Biotechnology: International Research in Process, E. and Technology, C. (2001). Autotrophic nitrification and denitrification characteristics of an upflow biological aerated filter. 76(11), 1112-1116.
- Han, S., Yue, Q., Yue, M., Gao, B., Zhao, Y. and Cheng, W. J. B. T. (2009). Effect of sludge-fly ash ceramic particles (SFCP) on synthetic wastewater treatment in an A/O combined biological aerated filter. 100(3), 1149-1155.

- Hanaki, K., Hong, Z. and Matsuo, T. (1992). Production of nitrous oxide gas during denitrification of wastewater. *Water Science Technology*, 26(5-6), 1027-1036.
- Hansen, R., Thøgersen, T. and 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 Technology*, 55(8-9), 99-106.
- Henze, M., Grady Jr, C. L., Gujer, W., Marais, G. and Matsuo, T. (1987). A general model for single-sludge wastewater treatment systems. *Water Research*, 21(5), 505-515.
- Henze, M. (1997). Waste design for households with respect to water, organics and nutrients. *Water Science Technology*, 35(9), 113-120.
- Idelovitch, E. and Michail, M. (1981). Nitrogen removal by free ammonia stripping from high pH ponds. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1391-1401.
- Leick, S. A., Oliveira, J. G. B. D., Tavares, K. A., Lopes, D. D. and Barana, A. C. J. E. A. (2017). Effect of aeration and recirculation in the removal of nitrogen and chemical oxygen demand from sanitary sewage in a structured bed reactor. *37(6)*, 1236-1243.
- Leopoldo, M.-E. and Tom, S. (1999). A Review of Biological Aerated Filters (BAFs) for Wastewater Treatment. *ENVIRONMENT ENGINEERING SCIENCE*, 16, November 3, 1999.
- Lim, S., Kim, S., Yeon, K.-M., Sang, B.-I., Chun, J. and Lee, C.-H. (2012). Correlation between microbial community structure and biofouling in a laboratory scale membrane bioreactor with synthetic wastewater. *Desalination*, 287, 209-215.
- Metcalf, M. and Eddy, I., 2014. *Wastewater engineering-treatment and reuse*. USA. McGraw-Hill.
- Moore, R., Quarmby, J. and Stephenson, T. (2001). The effects of media size on the performance of biological aerated filters. *Water Research*, 35(10), 2514-2522.
- Panswad, T. and Anan, C. (1999). Impact of high chloride wastewater on an anaerobic/anoxic/aerobic process with and without inoculation of chloride acclimated seeds. *Water Research*, 33(5), 1165-1172.

- Randall, C., Stansel, H. and Barnard, J. (1992). Design of activated sludge biological nutrient removal plants. *Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal*, 125-126.
- Ren, J., Cheng, W., Wan, T., Wang, M., Jiao, M. J. E. S. W. R. and Technology. (2018). Effect of aeration rates on hydraulic characteristics and pollutant removal in an up-flow biological aerated filter. 4(12), 2041-2050.
- Ryu, H.-D., Kim, D., Lim, H.-E. and 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.
- Stenstrom, M. K. and Poduska, R. A. J. W. R. (1980). The effect of dissolved oxygen concentration on nitrification. *Water Research*, 14(6), 643-649.
- Stephenson, T., Pollard, S. J. and Cartmell, E. J. E. t. (2004). Feasibility of biological aerated filters (BAFs) for treating landfill leachate. 25(3), 349-354.
- Tao, C., Peng, T., Feng, C., Chen, N., Hu, Q. and Hao, C. (2016). The feasibility of an up-flow partially aerated biological filter (U-PABF) for nitrogen and COD removal from domestic wastewater. *Bioresour Technol*, 218, 307-317.
- Terai, H. and Mori, T. (1975). Studies on phosphorylation coupled with denitrification and aerobic respiration in *Pseudomonas denitrificans*. *The botanical magazine= Shokubutsu-gaku-zasshi*, 88, 231-244.
- Trulear, M. G. and Characklis, W. (1982). Dynamics of biofilm processes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1288-1301.
- Turk, O. and Mavinic, D. (1986). Preliminary assessment of a shortcut in nitrogen removal from wastewater. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 13(6), 600-605.
- Zhao, X., Wang, Y., Ye, Z., Borthwick, A. G. and Ni, J. J. P. B. (2006). Oil field wastewater treatment in biological aerated filter by immobilized microorganisms. 41(7), 1475-1483.

- กรมควบคุมมลพิษ, 2545. น้ำเสียชุมชนและระบบบำบัดน้ำเสีย. กรุงเทพฯ. โรงพิมพ์คุรุสภาลาดพร้าว.
กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2554. ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. กรุงเทพฯ. กรมโรงงานอุตสาหกรรม.
ชวลิต รัตนธรรมสกุล, 2560. วิศวกรรมการบำบัดน้ำเสียขั้นสูงเพื่อการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่
(Advanced Wastewater Treatment Engineering For Water Recycling and
Reuse). กรุงเทพมหานคร. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
ณัฐธินิชา เตี่ยะเพชร, 2561. การกำจัดซีโอดีและไนโตรเจนด้วยถังกรองชีวภาพแบบเติมอากาศแยก
ชั้นชนิดไหลขึ้น. ปริญญามหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์
มหาวิทยาลัย
ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. กรุงเทพฯ. สมาคม
วิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
มันลีน ตันตุลเวศม์, 2551. เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. กรุงเทพมหานคร. โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์
มหาวิทยาลัย.
สุบัณฑิต นิมรัตน์, 2548. จุลชีววิทยาของน้ำเสีย. กรุงเทพมหานคร. สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์
มหาวิทยาลัย.