



การพัฒนาถังปฏิกรณ์เดี่ยวสำหรับกำจัดไนโตรเจน
ภายใต้การเติมอากาศแบบสลับ

DEVELOPMENT OF SINGLE REACTOR FOR NITROGEN REMOVAL
UNDER INTERMITTENT AERATION

นางสาวมลธิรา โนจิตร รหัส 53364529
นางสาววรรณิตา ทองพัด รหัส 53354550

ห้องสมุดคณะวิศวกรรมศาสตร์
วันที่รับ..... 20 ก.ค. 2558
เลขทะเบียน..... 13900410
เลขเรียกหนังสือ..... ๗๘.
มหาวิทยาลัยนครสวรรค์ 211 ก 2๕5๖

ปริญญานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมโยธา
คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยนครสวรรค์
ปีการศึกษา 2556



ใบรับรองปริญญาานิพนธ์

ชื่อหัวข้อโครงการ การพัฒนาดังปฏิกรณ์เดียวสำหรับกำจัดไนโตรเจนภายใต้การเติมอากาศ
แบบสลับ

ผู้ดำเนินโครงการ นางสาวมลธิรา โนจิตร รหัส 53364529
 นางสาววรรณิตา ทองพัด รหัส 53364550

ที่ปรึกษาโครงการ ดร. วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ภาควิชา วิศวกรรมโยธา

ปีการศึกษา 2556

.....

คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยธนบุรี อนุมัติให้ปริญญาานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่ง
ของการศึกษาตามหลักสูตรวิศวกรรมศาสตรบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

Wilawan Uที่ปรึกษาโครงการ

(ดร. วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา)

Janprกรรมการ

(ดร. ธนพล เพ็ญรัตน์)

Janprกรรมการ

(อาจารย์อำพล เตโชวานิชย์)

ชื่อหัวข้อโครงการ	การพัฒนาถังปฏิกรณ์เดี่ยวสำหรับกำจัดไนโตรเจนภายใต้การเติมอากาศแบบสลับ		
ผู้ดำเนินโครงการ	นางสาวมลธิรา	โนจิตร	รหัส 53364529
	นางสาววรรณิตา	ทองพืด	รหัส 53364550
ที่ปรึกษาโครงการ	ดร. วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา		
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม		
ภาควิชา	วิศวกรรมโยธา		
สถาบัน	มหาวิทยาลัยนเรศวร		
ปีการศึกษา	2556		

บทคัดย่อ

การปล่อยน้ำเสียชุมชนลงสู่สิ่งแวดล้อม กำลังเป็นปัญหาที่พบบ่อยในปัจจุบันซึ่งส่งผลกระทบต่อตรงต่อคุณภาพแหล่งน้ำ และสิ่งแวดล้อมอื่นๆ มลพิษที่สำคัญในน้ำเสียชุมชน ได้แก่ ไนโตรเจน โดยเฉพาะอย่างยิ่ง แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ($\text{NH}_4\text{-N}$) และในโครงการนี้ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไนโตรเจนแบบถังปฏิกรณ์ได้ถูกพัฒนาขึ้น โดยถังปฏิกรณ์ที่ออกแบบนี้จะเติมอากาศแบบสลับ 2 ชั่วโมง กล่าวคือ เติมอากาศเป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง เพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน จากนั้นหยุดเติมอากาศเป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง เพื่อให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน อัตราการเติมอากาศจะควบคุมอยู่ที่ 0.5 ลิตรต่อนาที (ต่ำ) ในช่วงแรก ซึ่งพบว่าให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนสูงถึง 68% และอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันเป็น 0.2 และ 1.8 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที ตามลำดับ เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มสูงขึ้นเป็น 1 (กลาง) และ 2 (สูง) ลิตรต่อนาที เป็นผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลงเป็น 47% และ 30% ตามลำดับ เช่นเดียวกับ อัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่จะลดลงตามอัตราการเติมอากาศที่เพิ่มขึ้น (1.6 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที เมื่อเติมอากาศระดับกลาง และ 1.2 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที เมื่อเติมอากาศระดับสูง) ในทางตรงกันข้ามอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันจะสูงขึ้น เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้น (0.3 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที เมื่อเติมอากาศระดับกลาง และ 0.7 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที เมื่อเติมอากาศระดับสูง) ทั้งนี้เป็นเพราะการเพิ่มจำนวนของแบคทีเรียกลุ่มเฮเทอโรโทรป ซึ่งไม่มีบทบาทในกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ส่งผลให้ประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์เดี่ยวลดลง

Project title DEVELOPMENT OF SINGLE REACTOR FOR NITROGEN REMOVAL
 UNDER INTERMITTENT AERATION

Name Miss Montira Nojit ID. 53364529
 Miss Wannita Thongpat ID. 53364550

Project advisor Dr. Wilawan Khanitchaidecha

Major Environmental Engineering

Department Civil Engineering

Institution Naresuan University

Academic year 2013

Abstract

Discharging of the municipal wastewater has become serious issue affecting the water quality and environment. The significant pollutant in the municipal wastewater is nitrogen, especially ammonium-nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$). An alternative wastewater treatment was developed in this project for nitrogen-rich wastewater. The developed single bioreactor was operated under intermittent aeration of 2 hours for achieving nitrification and denitrification processes. The air was supplied with the flow rate of 0.5 L/min (low aeration) in the aeration period, and no air was supplied in the non-aeration period. The results show that the nitrogen removal efficiency reached 68%, and rates of nitrification and denitrification were approximately 0.2 and 1.8 mg/L-min respectively. The nitrogen removal efficiencies were decreased to 47% and 30%, when the flow rates of aeration were increased to 1 L/min (medium aeration) and 2 L/min (high aeration) respectively. Similarly, the denitrification rates were also decreased with increasing aeration flow rates (1.6 mg/L-min for medium aeration and 1.2 mg/L-min for high aeration). On the other hand, the nitrification rates were enhanced with increasing aeration flow rates (0.3 mg/L-min for medium aeration and 0.7 mg/L-min for high aeration). The increase in other heterotrophic bacteria which are competitive microorganisms was the significant reason for lower performance of single reactor.

สารบัญ

	หน้า
ใบรับรองปริญญาโท.....	ก
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ข
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	ค
กิตติกรรมประกาศ.....	ง
สารบัญ.....	จ
สารบัญตาราง.....	ฉ
สารบัญรูป.....	ช
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 ที่มาและความสำคัญ.....	1
1.2 วัตถุประสงค์.....	2
1.3 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	2
1.4 ขอบเขตการทำโครงการ.....	2
1.5 ขั้นตอนการดำเนินงาน.....	2
1.6 แผนการดำเนินงาน.....	3
1.7 รายละเอียดงบประมาณตลอดโครงการ.....	3
บทที่ 2 หลักการและทฤษฎีเบื้องต้น.....	4
2.1 น้ำเสียปนเปื้อนไนโตรเจน.....	4
2.2 ผลกระทบของไนโตรเจนต่อสิ่งแวดล้อม.....	6
2.3 กระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ.....	7
2.4 อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย.....	11
2.5 ระบบบำบัดน้ำเสียไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบพื้นฐาน.....	12

สารบัญ(ต่อ)

	หน้า
บทที่ 3 วิธีดำเนินโครงการ.....	15
3.1 อุปกรณ์และสารเคมี.....	15
3.2 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์.....	16
3.3 การเตรียมสารละลายโซเดียมอะซิเตท.....	17
3.4 การเตรียมสลัดจ์.....	17
3.5 วิธีดำเนินการ.....	18
3.6 วิธีวิเคราะห์.....	20
3.7 วิธีคำนวณ.....	21
บทที่ 4 ผลการทดลองและอภิปรายผล.....	23
4.1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์เดียว.....	23
4.2 ผลของการเติมอากาศต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน.....	29
บทที่ 5 สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ.....	33
เอกสารอ้างอิง.....	34
ภาคผนวก.....	36

กิตติกรรมประกาศ

โครงการวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมฉบับนี้สำเร็จเรียบร้อยด้วยดีได้ โดยได้รับความอนุเคราะห์ และสนับสนุนจาก ดร. วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา อาจารย์ที่ปรึกษาปริญญาโท ซึ่งได้เสียสละเวลาในการให้คำปรึกษาและคำแนะนำ รวมทั้งแนวทางแก้ไขแก้ไขในระหว่างการศึกษาโครงการนี้

คณะผู้ดำเนินโครงการขอขอบพระคุณ คุณวิชญา อัมระจ่าง และ คุณยุพา เอี่ยมบัวหลวง ที่ให้ความช่วยเหลือและคำแนะนำอย่างดีในการวิเคราะห์ทางเคมีในห้องปฏิบัติการสิ่งแวดล้อม และขอขอบพระคุณ น.พ. สมเกียรติ ตั้งพิทักษ์กุล (โรงสีเอี่ยมเฮงล้าง (สระบุรี) จำกัด) สำหรับทุนการศึกษาที่ใช้ในระหว่างการศึกษา ซึ่งส่งผลให้โครงการนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

นอกจากนี้คณะผู้ดำเนินโครงการขอขอบพระคุณ อาจารย์อำพล เตโชวานิชย์, ดร.ธนพล เพ็ญรัตน์ และอาจารย์ทุกท่านที่ได้ให้ความรู้และข้อเสนอแนะต่างๆ รวมทั้งเจ้าหน้าที่ฝ่ายธุรการทุกท่าน สำหรับการประสานงานที่ติดต่อระยะเวลาในการทำปริญญาโท

คณะผู้ดำเนินงานหวังว่า ข้อมูลในโครงการฉบับนี้คงเป็นประโยชน์แก่ผู้ที่สนใจในด้านเทคโนโลยีการบำบัดน้ำ หรือหน่วยงานที่เกี่ยวข้องไม่มากนัก

คณะผู้ดำเนินโครงการ

นางสาวมลธิรา โนจิตร

นางสาววรรณิตา ทองพัด

ธันวาคม 2556

สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้า
1.1 แผนการดำเนินงาน	3
2.1 ปริมาณไนโตรเจนในน้ำเสียประเภทต่างๆ	4
2.2 ผลกระทบของโลหะหนักต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน	10
3.1 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ 1 ลิตร	16
3.2 การเตรียมธาตุอาหาร 1 ลิตร	16
3.3 สรุปเงื่อนไขการดำเนินการทดลอง	19
4.1 สรุปอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันที่อัตราการเติมอากาศต่างๆ.....	32



สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1 ค่าความต้องการออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอน และไนโตรเจน.....	7
2.2 กระบวนการไนตริฟิเคชันที่ค่า pH ต่างๆ.....	9
2.3 อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่ระยะต่างๆ	12
2.4 ระบบพรีแอนน็อกซิก (Pre-anoxic process หรือ Ludzak-Ettingernitrogenremoval.....	13
2.5 ระบบโพสแอนน็อกซิก (Post-anoxic process หรือ Single-sludgenitrogen removal)	13
2.6 ระบบบาร์เดนโฟ (Bardenpho Nitrogen Removal).....	14
3.1 สกัดจากรบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทีเวเตดสลัดจ์ ของโรงพยาบาลวังทอง.....	17
3.2 การเลี้ยงสลัดจ์ในถังปฏิกรณ์	18
3.3 ระบบบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนไนโตรเจนแบบถังปฏิกรณ์ และการดำเนินระบบ	19
4.1 ปริมาณแอมโมเนียม ($\text{NH}_4\text{-N}$), ไนไตรต์ ($\text{NO}_2\text{-N}$) และไนเตรต ($\text{NO}_3\text{-N}$) ของน้ำหลังการบำบัด..	24
4.2 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์	24
4.3 การเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ในแต่ละรอบการเติมอากาศแบบสลับ (ชั่วโมงที่ 0-2, 4-6, 8-10 : เติมอากาศ และชั่วโมงที่ 2-4, 6-8, 10-12 : หยุดเติมอากาศ).....	25
4.4 การเปลี่ยนแปลงของค่า $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ในแต่ละรอบการเติมอากาศแบบสลับ (ชั่วโมงที่ 0-2, 4-6, 8-10: เติมอากาศ และชั่วโมงที่ 2-4, 6-8, 10-12:หยุดเติมอากาศ)... ..	26
4.5 การเปลี่ยนแปลงของค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในแต่ละรอบการเติมอากาศแบบสลับ (ชั่วโมงที่ 0-2, 4-6, 8-10: เติมอากาศ และชั่วโมงที่ 2-4, 6-8, 10-12: หยุดเติมอากาศ).....	27
4.6 การเปลี่ยนแปลงของ $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ $\text{NO}_3\text{-N}$ และไนโตรเจนทั้งหมด (TN) เมื่อเติมอากาศอย่างสม่ำเสมอ	28
4.7 การเปลี่ยนแปลงของ $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ และไนโตรเจนทั้งหมด (TN) เมื่อหยุดเติมอากาศและเติมสารละลายโซเดียมอะซิเตท	28
4.8 ปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ของน้ำหลังการบำบัดที่อัตราการเติมอากาศ 1 ลิตรต่อนาที.....	29
4.9 ปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ของน้ำหลังการบำบัดที่อัตราการเติมอากาศ 2 ลิตรต่อนาที.....	30

4.10 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่อัตราการเติมอากาศ 1 และ 2 ลิตรต่อนาที	30
4.11 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 (ต่ำ) 1 (กลาง) และ 2 ลิตรต่อนาที (สูง).....	31
4.12 เปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงของสัณฐานหลังสิ้นสุดการทดลองที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 (ต่ำ) 1 (กลาง) และ 2 ลิตรต่อนาที (สูง) (เรียงจากซ้ายไปขวา)	32



บทที่ 1

บทนำ

1.1 ที่มาและความสำคัญ

น้ำเป็นทรัพยากรที่ความจำเป็นต่อการดำรงชีวิตของมนุษย์ และมีความสำคัญต่อเศรษฐกิจ พื้นฐาน เช่น การประมง การเกษตร การคมนาคม และการอุตสาหกรรม เนื่องจากการขยายตัวทางเศรษฐกิจ และสังคมอย่างรวดเร็ว ปัจจุบันประเทศไทยมีจำนวนประชากรเพิ่มมากขึ้น ตลอดจนกิจกรรมต่างๆ ทางภาคอุตสาหกรรมและเกษตรกรรมเหล่านี้ ส่งผลให้ปริมาณน้ำที่ต้องการใช้ในแต่ละวันสูงขึ้น ขณะเดียวกันปริมาณน้ำเสียที่ปล่อยสู่แหล่งน้ำธรรมชาติก็สูงขึ้น เพื่อป้องกันปัญหาสิ่งแวดล้อม ที่อาจจะเกิดขึ้นโดยเฉพาะอย่างยิ่งมลพิษทางน้ำ ทำให้มีการออกมาตรฐานคุณภาพน้ำทิ้ง เพื่อควบคุมพารามิเตอร์ต่างๆ เช่น ปริมาณอินทรีย์คาร์บอน ปริมาณไนโตรเจน และ ความเป็นกรด-ด่าง เป็นต้น โดยน้ำเสียที่มีคุณภาพน้ำต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งจำเป็นอย่างยิ่ง ต้องผ่านกระบวนการบำบัดก่อน สำหรับระบบบำบัดน้ำเสียโดยทั่วไป จะเน้นการลดปริมาณอินทรีย์คาร์บอนเป็นหลัก โดยลดโดยการกำจัดธาตุอาหาร เช่น ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ซึ่งธาตุอาหารเหล่านี้ เป็นสาเหตุหลักในการเกิดยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication) หรือ การเจริญเติบโตของพืชน้ำอย่างรวดเร็ว ซึ่งจะก่อให้เกิดปัญหามลพิษทางน้ำตามมา

ไนโตรเจนที่พบปนเปื้อนในน้ำเสียจะอยู่ในรูปของ แอมโมเนียม - ไนโตรเจน ($\text{NH}_4\text{-N}$), ไนโตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_2\text{-N}$) และ ไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) ซึ่งพบในน้ำเสียชุมชน น้ำเสียเกษตรกรรม และน้ำเสียอุตสาหกรรมบางประเภท เช่น อุตสาหกรรมอาหารจากข้อมูลกรมควบคุมมลพิษ น้ำเสียชุมชนจะมีการปนเปื้อนของ $\text{NH}_4\text{-N}$ ประมาณ 40 มิลลิกรัมต่อลิตร และไม่พบการปนเปื้อนของ $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ในขณะที่มาตรฐานคุณภาพผิวน้ำต้องมีค่าการปนเปื้อนของ $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ไม่เกิน 5.0 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับประเทศไทยประชาชนส่วนใหญ่ยังใช้แหล่งน้ำผิวดินในการบริโภค ซึ่งการบริโภคน้ำที่มีการปนเปื้อนของ $\text{NO}_3\text{-N}$ เกินกว่า 11 มิลลิกรัมต่อลิตร จะทำให้เกิดโรคบลูเบบี้ (Blue baby syndrome) ในเด็ก โรคมะเร็งกระเพาะปัสสาวะ มะเร็งต่อทางเดินอาหาร โรคเบาหวาน ในผู้ใหญ่ รวมถึงอาการผิดปกติของเด็กแรกเกิด การแท้งบุตรของหญิงตั้งครรภ์

ดังนั้นการบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนไนโตรเจนก่อนปล่อยลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ และการปรับปรุงคุณภาพน้ำก่อนการบริโภคจึงมีความสำคัญมาก หนึ่งในกระบวนการบำบัดน้ำปนเปื้อนไนโตรเจนที่มีประสิทธิภาพและได้รับความนิยมในปัจจุบัน ได้แก่ การบำบัดแบบชีวภาพด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) และ ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) โดยงานวิจัยนี้จะมุ่งเน้นการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมอากาศแบบสลับเพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันอย่างต่อเนื่อง และผลของอัตราการเติมอากาศต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน และอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน - ดีไนตริฟิเคชัน

1.2 วัตถุประสงค์

- 1.2.1 ออกแบบถังปฏิกรณ์ที่มีประสิทธิภาพ สำหรับบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนไนโตรเจน
- 1.2.2 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์ และกระบวนการบำบัดไนโตรเจนที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์
- 1.2.3 ศึกษาปัจจัยของอัตราการเติมอากาศต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน
- 1.2.4 ศึกษาปัจจัยของอัตราการเติมอากาศต่ออัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

1.3 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

- 1.3.1 ระบบบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนไนโตรเจนชนิดถังปฏิกรณ์ต้นแบบ
- 1.3.2 เข้าใจหลักการทำงานของถังปฏิกรณ์ที่ออกแบบ
- 1.3.3 ทราบปัจจัยพื้นฐานที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดที่ออกแบบ ตลอดจนกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน
- 1.3.4 สามารถพัฒนาถังปฏิกรณ์ต้นแบบไปใช้บำบัดน้ำเสียปนเปื้อนไนโตรเจน เช่น น้ำเสียชุมชนต่อไป

1.4 ขอบเขตการทำโครงการ

- 1.4.1 เก็บสลัดจ์ (Sludge) จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ที่มีประสิทธิภาพสูง และเลี้ยงสลัดจ์ด้วยน้ำเสียแอมโมเนียมสังเคราะห์ เป็นเวลา 1-2 เดือน
- 1.4.2 ออกแบบและติดตั้งถังปฏิกรณ์ขนาด 10 ลิตร พร้อมระบบปั๊มต่างๆ สำหรับการศึกษาทดลอง
- 1.4.3 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ภายใต้อัตราการเติมอากาศต่างๆ เป็นเวลา 3 เดือน

1.5 ขั้นตอนการดำเนินงาน

- 1.5.1 ศึกษางานวิจัยที่เกี่ยวข้อง
- 1.5.2 เก็บและเลี้ยงสลัดจ์ภายใต้สภาวะที่กำหนด
- 1.5.3 ออกแบบและติดตั้งถังปฏิกรณ์ต้นแบบ
- 1.5.4 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนภายใต้การเติมอากาศแบบสลับที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 ลิตรต่อนาที (ต่ำ) 1 ลิตรต่อนาที (กลาง) และ 2 ลิตรต่อนาที (สูง) และอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน
- 1.5.6 สรุปผลและเขียนเล่มวิทยานิพนธ์

1.6 แผนการดำเนินงาน

ตารางที่ 1.1 แผนการดำเนินงาน

รายละเอียด	เดือน					
	ก.ค.	ส.ค.	ก.ย.	ต.ค.	พ.ย.	ธ.ค.
1. ศึกษางานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	←				→	
2. เก็บและเลี้ยงสัตว์ภายใต้สภาวะที่กำหนด	↔					
3. ออกแบบและติดตั้งถังปฏิกรณ์ต้นแบบ		↔				
4. ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนภายใต้การเติมอากาศแบบสลับ			↔			
5. ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนภายใต้การเติมอากาศแบบสลับที่อัตราการเติมอากาศต่างๆ				↔	→	
6. ศึกษากระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์			←		→	
7. สรุปผลและเขียนเล่มวิทยานิพนธ์						↔

1.7 รายละเอียดงบประมาณตลอดโครงการ

1.7.1 อุปกรณ์ที่ใช้ในการติดตั้งถังปฏิกรณ์ต้นแบบ	1,200 บาท
1.7.2 ถ่ายเอกสารและเข้าเล่มวิทยานิพนธ์	800 บาท
รวมเป็นเงิน	2,000 บาท

บทที่ 2

หลักการและทฤษฎีเบื้องต้น

2.1 น้ำเสียปนเปื้อนไนโตรเจน

น้ำเสียที่มักพบไนโตรเจนปนเปื้อนในปริมาณค่อนข้างสูง ได้แก่ น้ำเสียชุมชนน้ำเสียเกษตรกรรม น้ำเสียอุตสาหกรรมอาหารและปศุสัตว์ นอกจากนี้ยังมาจากการชะล้างการบำบัด เช่น การฝังกลบ การหมักแบบไร้อากาศ ดังแสดงในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 ปริมาณไนโตรเจนในน้ำเสียประเภทต่างๆ (Henze M. และคณะ 2543)

ประเภทน้ำเสีย	ปริมาณไนโตรเจน (มิลลิกรัมต่อลิตร)
น้ำเสียชุมชน	20
น้ำเสียเกษตรกรรม	120
น้ำเสียอุตสาหกรรมอาหาร	100
น้ำเสียจากการฝังกลบ	100-500
น้ำเสียจากการหมักแบบไร้อากาศ	200-1500

2.1.1 รูปแบบของไนโตรเจนในน้ำ

สารประกอบไนโตรเจนที่ปนเปื้อนในน้ำแบ่งออกเป็น 2 ประเภทใหญ่ๆ ได้แก่ สารอินทรีย์ไนโตรเจน เช่น โปรตีนกรดนิวคลีอิก กรดอะมิโน สารประเภทนี้เป็นส่วนประกอบของร่างกายมนุษย์ สัตว์ และพืช ซึ่งพบมากในสิ่งขับถ่ายของมนุษย์และสัตว์ สารประกอบไนโตรเจนอีกชนิดหนึ่ง คือ สารอนินทรีย์ไนโตรเจน เช่น แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ($\text{NH}_4\text{-N}$), ไนไตรต์-ไนโตรเจน ($\text{NO}_2\text{-N}$) และไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) อาจอยู่ในรูปปุ๋ยหรือเกลือในปัสสาวะ

2.1.1.1 สารอินทรีย์ไนโตรเจน

สารอินทรีย์ไนโตรเจน หมายถึง ไนโตรเจนที่พบอยู่ในสารอินทรีย์ต่างๆ เช่น ยูเรีย โปรตีน และกรดอะมิโน เป็นต้น การวิเคราะห์หาปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนใช้วิธีเจลดดาห์ล (Kjeldahl) ซึ่งจะใช้วิธีย่อยสลายสารอินทรีย์ไนโตรเจนให้กลายเป็น แอมโมเนีย-ไนโตรเจน จากนั้นวิเคราะห์ปริมาณแอมโมเนีย-ไนโตรเจนทั้งหมด เรียกว่า ทีเคเอ็น (TotalKjeldahlNitrogen ; TKN) ดังแสดงในสมการที่ 2.1 น้ำเสียชุมชนมีอินทรีย์ไนโตรเจนปริมาณต่ำ เนื่องจากยูเรียซึ่งเป็นองค์ประกอบที่สำคัญในปัสสาวะ และส่วนใหญ่ถูกสลายเป็นแอมโมเนีย ในระบบที่อน้ำเสียน้ำเสียอุตสาหกรรมบางประเภท อาจพบอินทรีย์ไนโตรเจนปริมาณสูง ได้แก่ อุตสาหกรรมแปรรูปอาหารที่ทิ้งของเสียโปรตีน เป็นต้น

$$\text{TKN} = \text{สารอินทรีย์ไนโตรเจน} + \text{แอมโมเนีย-ไนโตรเจน} \quad (2.1)$$

2.1.1.2 แอมโมเนีย - ไนโตรเจน (NH₄-N)

แอมโมเนีย-ไนโตรเจน หมายถึง ไนโตรเจนทั้งหมดอยู่ในรูปแอมโมเนียอิสระ (NH₃) หรือ แอมโมเนียมไอออน (NH₄⁺) ที่อุณหภูมิ และความดัน ปกติแอมโมเนียจะอยู่ในสภาวะก๊าซ และพบได้ในแหล่งน้ำโดยมีสมดุลเคมี ดังสมการที่ 2.2 และ 2.3 โดยปฏิกิริยาที่มีค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) เป็นกลางแอมโมเนียก็อยู่ในรูปแอมโมเนียมไอออนมากกว่าก๊าซแอมโมเนีย แต่ถ้าค่า pH สูงขึ้นปฏิกิริยาจะเคลื่อนไปทางซ้าย ทำให้เกิดก๊าซแอมโมเนียมากขึ้น และแอมโมเนียมไอออนจะน้อยลง ถ้าสารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปแบบของก๊าซ และระเหยสู่สิ่งแวดล้อม มีผลทำให้ปริมาณไนโตรเจนในน้ำมีค่าลดลง ดังสมการที่ 2.4 ปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อปริมาณแอมโมเนียทั้งหมดในน้ำ ได้แก่ ค่า pH และอุณหภูมิ โดยปริมาณแอมโมเนียอิสระเพิ่มขึ้นตามระดับค่า pH และอุณหภูมิ



2.1.1.3 ไนไตรต์ - ไนโตรเจน (NO₂-N)

เนื่องจาก ไนไตรต์เป็นไอออนที่ไม่คงตัว และเปลี่ยนเป็นไนเตรตได้อย่างรวดเร็ว ดังนั้นในธรรมชาติจึงไม่พบไนไตรต์ ที่มีความเข้มข้นเกิน 1 มิลลิกรัมต่อลิตรบ่อยนัก น้ำผิวดิน และน้ำบาดาลมักพบไนไตรต์ไม่เกิน 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร แม้แต่น้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ ก็ยังมีไนไตรต์ที่ไม่สูงมากนัก ยกเว้นระบบบำบัดบางประเภทที่ไม่มีประสิทธิภาพจะมีไนไตรต์สูง เช่น ระบบบำบัดแบบแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ ที่มีการเกิดปฏิกิริยานิไตรฟิเคชันที่ไม่สมบูรณ์ การที่ไนไตรต์ไม่สามารถเปลี่ยนเป็นไนเตรตได้ทั้งหมด ทำให้มีการสะสมของไนไตรต์จนเป็นพิษต่อสัตว์น้ำ

2.1.1.4 ไนเตรต - ไนโตรเจน (NO₃-N)

ไนเตรต-ไนโตรเจน เป็นสารประกอบไนโตรเจน ที่จุลินทรีย์สามารถนำไปใช้แหล่งไนโตรเจนในการเจริญเติบโต และพืชสามารถนำไปใช้ในการสร้างโปรตีน เพื่อเป็นอาหารของคน และสัตว์ ไนเตรตในสิ่งแวดล้อมเกิดจากสิ่งมีชีวิตปล่อยของเสีย ซึ่งมีสารประกอบไนโตรเจนออกมานอกจากนี้ เมื่อสิ่งมีชีวิตตายลงโปรตีนภายในสิ่งมีชีวิตจะถูกย่อยสลายกลายเป็นแอมโมเนีย จากนั้นพืชจะนำแอมโมเนียไปใช้ในการสร้างโปรตีน หากแอมโมเนียมีมากเกินไป แอมโมเนียจะถูกออกซิไดซ์โดยแบคทีเรียไปเป็นไนไตรต์ และไนเตรตต่อไป ในน้ำผิวดินมักพบไนเตรต-ไนโตรเจนในปริมาณที่ต่ำกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร หรือ ไม่เกิน 5 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับน้ำใต้ดินอาจพบไนเตรต-ไนโตรเจนสูงตั้งแต่ 0-1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ขึ้นอยู่กับสภาพภูมิประเทศ นอกจากนั้นไนเตรตยังเข้าสู่แหล่งน้ำจากการเน่าเปื่อยของสิ่งมีชีวิตต่างๆ และการใช้ปุ๋ยจากการเกษตรกรรม

2.2 ผลกระทบของไนโตรเจนต่อสิ่งแวดล้อม

2.2.1 ความเป็นพิษต่อมนุษย์

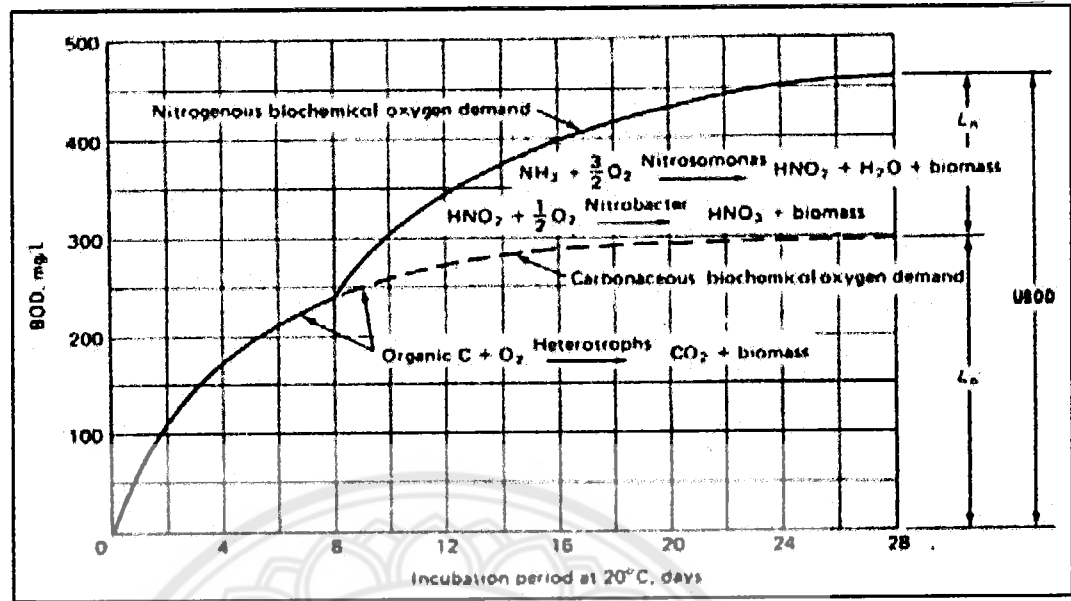
การดื่ม น้ำ หรือบริโภคอาหารที่มีไนเตรตสูง จะส่งผลกระทบต่อทารกในครรภ์ทำให้ทารกคลอดก่อนกำหนด หรือมีโอกาสแท้งได้ ส่วนทารกที่มีอายุน้อยกว่า 6 เดือน จะทำให้เกิดโรคเด็กตัวเขียว (Blue baby syndrome) หรือทางการแพทย์เรียกว่า Methemoglobinemia ซึ่งอาการที่พบในทารก คือ เลือดมีค่าความเป็นกรดสูง การลำเลียงของออกซิเจนในเลือดลดลง นอกจากนี้ยังมีอาการอื่น ๆ ร่วมด้วย เช่น ปลายนิ้วมือนิ้วเท้า ริมฝีปากมีสีเขียวคล้ำ วิงเวียนหน้ามืดคล้ายจะเป็นลม เกิดอาการชักกระตุกของกล้ามเนื้อ บางครั้งสมองจะขาดออกซิเจนสามารถทำให้เสียชีวิตได้ การได้รับไนเตรตเข้าสู่ร่างกาย ปริมาณสูงมีอาการฉับพลัน คือความเจ็บป่วยอย่างรุนแรง และอาจเกิดการเสียชีวิตได้โดยเฉพาะอย่างยิ่งทารก เนื่องจากร่างกายจะมีการเปลี่ยนรูปของไนเตรตเป็นไนไตรต ซึ่งทำให้การขนถ่ายออกซิเจนในเลือดได้น้อยลงมาก สามารถเสียชีวิตได้ภายในหนึ่งวัน

2.2.2 ความเป็นพิษต่อสัตว์น้ำ

ปลาที่อาศัยอยู่ในแหล่งน้ำที่มีไนโตรเจนละลายสูง จะดูดซับไนโตรเจนจากน้ำ เพื่อให้เกิดสมดุลระหว่างไนโตรเจนในน้ำ และเลือดทำให้ปลาที่มีไนโตรเจนละลายอยู่ในเลือดมากเกินไป ดังนั้นหากก๊าซไนโตรเจนละลายเกินจุดอิ่มตัว อาจทำให้เกิดโรคฟองก๊าซในเลือด (Gas bubble disease) ไปอุดตันหลอดเลือดการหมุนเวียนเลือดเกิดติดขัด และเสียชีวิตได้

2.2.3 ผลกระทบต่อแหล่งน้ำ

ปริมาณไนโตรเจนในแหล่งน้ำสูง ทำให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication หรือ Algaebloom) หรือเรียกกันว่าปรากฏการณ์ขึ้นปลาหวา ที่พบตามแนวชายฝั่งทะเล โดยสาเหตุมาจากการเจริญเติบโตของสาหร่ายอย่างรวดเร็วในระยะเวลาสั้น ซึ่งก่อให้เกิดปัญหาน้ำขุ่น มีกลิ่น มีสี และปริมาณออกซิเจนละลายน้ำลดลง ทำให้แหล่งน้ำเกิดการเน่าเสีย นอกจากนี้คุณภาพของแหล่งน้ำสามารถวัดด้วยค่าความต้องการออกซิเจน ในการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอน (Biochemical oxygen demand; BOD) โดยแหล่งน้ำที่มีคุณภาพดีจะมีค่า BOD ต่ำ สารประกอบไนโตรเจนนี้ จะส่งผลให้ค่า BOD ของน้ำสูงขึ้นเป็น 2 เท่าของค่า BOD ปกติ ดังแสดงในรูปที่ 2.1



รูปที่ 2.1 ค่าความต้องการออกซิเจนในการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอน และไนโตรเจน

2.3 กระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

สามารถแบ่งได้เป็น 3 ขั้นตอน คือ

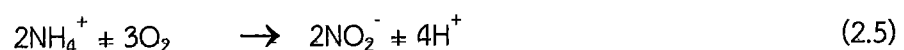
2.3.1 กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (Ammonification)

กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน คือ กระบวนการที่เปลี่ยนรูปสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน ไปอยู่ในรูปของสารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน ซึ่งแบคทีเรียที่มีบทบาทสำคัญในขั้นตอนนี้ ส่วนใหญ่ จะเป็นจุลินทรีย์พวกเฮเทอโรโทรฟ (Heterotroph) กระบวนการนี้ สามารถเกิดขึ้นได้ทั้งในสภาวะที่มี ออกซิเจนและสภาวะไร้ออกซิเจน เนื่องจากสารอินทรีย์ และแบคทีเรีย มักพบได้มากในดินตะกอน แอมโมเนียที่เกิดขึ้นจึงถูกพืชน้ำจืดดูดซึมไปใช้ในการเป็นอาหาร และบางส่วนถูกแบคทีเรียเปลี่ยนเป็น ไนเตรตด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

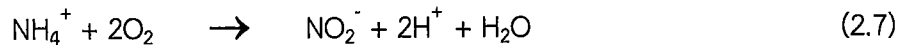
2.3.2 กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification)

กระบวนการไนตริฟิเคชัน หมายถึง กระบวนการเปลี่ยนแปลงแอมโมเนียเป็นสารประกอบ ไนเตรตด้วยปฏิกิริยาออกซิเดชันของแบคทีเรียในดิน และจะเรียกแบคทีเรียเหล่านี้ว่าแบคทีเรีย ประเภทไนตริไฟอิง (Nitrifying bacteria) สำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันมี 2 ขั้นตอน คือ

ขั้นแรกไนโตรเตชัน (Nitritation) หมายถึง แบคทีเรียกลุ่มแอมโมเนียออกซิไดซ์ซึ่งแบคทีเรีย (Ammonium oxidizing bacteria) จะมีหน้าที่ออกซิไดซ์แอมโมเนีย (NH_4^+) เป็นไนเตรต (NO_2^-) ได้แก่ ไนโตโซซิสทีส (Nitrosocystis) ไนโตรโซสปิรา (Nitrosospira) และ ไนโตรโซโมนาส (Nitrosomonas)



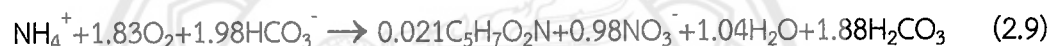
ขั้นสองไนเตรเตชัน (Nitritation) เป็นการเปลี่ยนแปลง ไนไตรต (NO_2^-) เป็นไนเตรต (NO_3^-) แบคทีเรียที่สำคัญในการเปลี่ยนแปลง ได้แก่ ไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) และไนโตรซิซิส (Nitrosistis) นอกจากนี้ยังมีพวกฟังไจ (fungi) ด้วย ดังสมการ



ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน จะเห็นว่า 1 โมลของแอมโมเนีย จะทำปฏิกิริยากับ 2 โมล ออกซิเจน (64 กรัมออกซิเจน ต่อ 18 กรัมแอมโมเนีย เท่ากับ 64 กรัมออกซิเจน ต่อ 14 กรัม ไนโตรเจน หรือเท่ากับ 4.57 กรัมออกซิเจนต่อ 1 กรัมไนโตรเจน) แต่แอมโมเนียไอออนบางส่วนจะถูกนำไปสร้างเซลล์จุลินทรีย์ใหม่ ดังสมการ



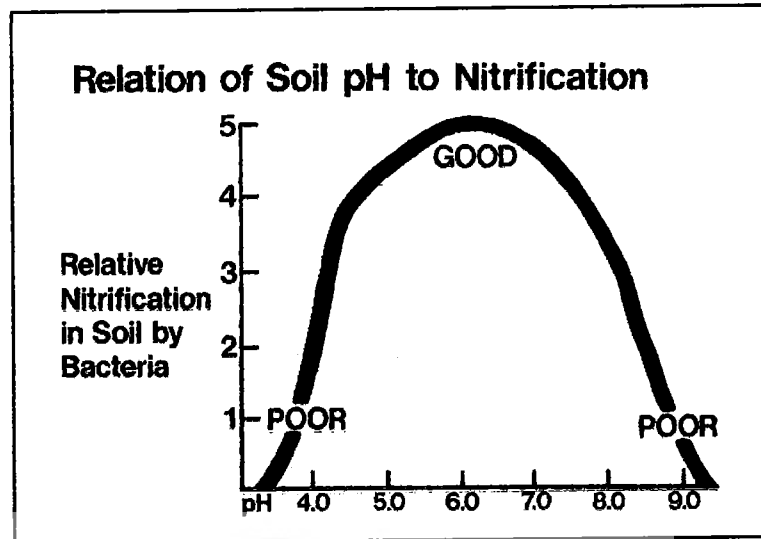
ปฏิกิริยารวมของการเกิดออกซิเดชัน และการสร้างเซลล์จุลินทรีย์



ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

ก. ความเป็นกรด-ด่าง (pH)

แบคทีเรียกลุ่มไนตริฟิเคชันจะมีความไวต่อความเป็นกรด-ด่างมาก และทำงานได้ดีในค่า pH ค่อนไปทางด่าง หรือ ประมาณ 7.5-9.0 ในขณะที่แบคทีเรียส่วนใหญ่เจริญเติบโตได้ดีที่ ค่า pH 6.5-8.5 ถ้าค่า pH ต่ำกว่า 6.5 ว่าจะเติบโตได้ดีกว่าแบคทีเรีย ทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำลง และสลัดจ์จะตกตัวได้ไม่ดี ส่วนค่า pH ที่สูงเกินไป จะทำให้ฟอสฟอรัสแยกตัวออกจากน้ำ ซึ่งจุลินทรีย์ก็ไม่สามารถนำมาใช้ประโยชน์ได้ ในขณะที่เดียวกันถ้าค่า pH สูง หรือ ต่ำเกินไปจุลินทรีย์ก็ไม่สามารถดำรงชีวิตได้ ในกระบวนการเกิดไนตริฟิเคชันนั้น จะพบว่าในขั้นตอนแรกที่มีการเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนไตรตโดยไนโตรโซโมแนส ทำให้ค่า pH ลดต่ำลงนั้น เนื่องจากในปฏิกิริยาจะเกิดไฮโดรเจนไอออนขึ้น (H^+) และมีผลต่อการเจริญเติบโตของไนโตรแบคเตอร์ คือ ทำให้การเจริญเติบโตลดลง หรือ การเจริญเติบโตถูกยับยั้งการเปลี่ยนแอมโมเนียไปเป็นไนไตรต จึงทำให้กระบวนการเกิดไนตริฟิเคชันลดลง หรือช้าลงกว่าเดิม ดังนั้นจึงจำเป็นต้องควบคุมระดับค่า pH ให้มีค่าเหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ เพื่อที่จะให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ สำหรับค่า pH ที่เหมาะต่อการทำงาน และการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ ควรอยู่ในช่วง 7.2-8.0 ดังแสดงในรูปที่ 2.2



รูปที่ 2.2 กระบวนการไนตริฟิเคชันที่ค่า pH ต่างๆ

ข. อุณหภูมิ

อุณหภูมิ มีผลต่อไนโตรแบคทีเรียมากกว่าไนโตรไซโมนาส อุณหภูมิที่เหมาะสมต่อการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน คือช่วง 25-30 องศาเซลเซียส อุณหภูมิเป็นปัจจัยหนึ่ง ของการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ โดยทั่วไปการเพิ่มอุณหภูมิขึ้นทุกๆ 10 องศาเซลเซียส จะทำให้จุลินทรีย์เพิ่มขึ้นเท่าตัว จนถึงอุณหภูมิประมาณ 37 องศาเซลเซียส จากนั้นอุณหภูมิจะสูงเกินไปทำให้จุลินทรีย์เจริญเติบโตน้อยลงอย่างรวดเร็วแต่การควบคุมอุณหภูมิทำได้ยาก ดังนั้นจึงทำการควบคุมความเข้มข้นของแอกทิเวเตดสลัดจ์ในบ่อเติมอากาศ (Mixed liquor suspended solid; MLSS) ให้มีค่าน้อยลงเมื่ออุณหภูมิสูง และเพิ่มให้มากขึ้นเมื่ออุณหภูมิต่ำ

ค. ความเข้มข้นของออกซิเจน (DO)

ค่าออกซิเจนละลายน้ำ(DO) เท่ากับ หรือมากกว่า 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร จะไม่มีผลกระทบต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน แต่ควรให้มีค่า DO เท่ากับ 2.0 มิลลิกรัมต่อลิตร เพื่อเป็นการรักษาความเข้มข้นของออกซิเจนในน้ำ ซึ่งค่า DO นั้น จะขึ้นอยู่กับอุณหภูมิกว่า คือ ถ้าอุณหภูมิสูงออกซิเจนจะมีค่าการละลายน้ำอิมตัวต่ำ ทำให้ต้องมีการเติมออกซิเจนมาก ทำให้เกิดการสิ้นเปลืองในขณะเดียวกัน ถ้าอุณหภูมิต่ำออกซิเจนจะมีค่าการละลายน้ำอิมตัวสูง ทำให้การเติมออกซิเจนน้อยกว่าอุณหภูมิต่ำ

ง. อัตราส่วนบีโอดีต่อทีเคเอ็น (BOD/TKN)

อัตราส่วนบีโอดีต่อทีเคเอ็น มีผลต่อไนโตรไฟอิงแบคทีเรียที่เรียกว่าคือ เมื่ออัตราส่วนของบีโอดีต่อทีเคเอ็นเพิ่มมากขึ้น จะส่งผลให้ไนโตรไฟอิงแบคทีเรียจะลดลง ดังนั้นค่าอัตราส่วนบีโอดีต่อทีเคเอ็นที่เหมาะสมต่อกระบวนการเกิดปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน คือ ไม่เกิน 3

จ. สารเป็นพิษ

มีสารหลากหลายชนิดที่สามารถยับยั้ง การเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกติเวเตดสลัดจ์ได้ สารเป็นพิษแบ่งออกเป็น 2 จำพวก คือ แบบพิษเฉียบพลัน ซึ่งจุลินทรีย์จะตายหมดภายในระยะเวลาไม่กี่ชั่วโมง สารจำพวกนี้ ได้แก่ ไซยาไนด์ อาร์เซนิก เป็นต้น และแบบพิษออกฤทธิ์ช้า ซึ่งใช้เวลานาน และจุลินทรีย์จะค่อยๆตายสารจำพวกนี้ ได้แก่ ทองแดง และโลหะหนักต่างๆ เป็นต้น

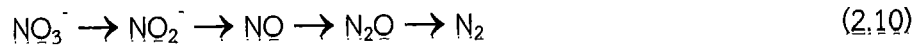
ตารางที่ 2.2 ผลกระทบของโลหะหนักต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Henze M. และคณะ 2543)

ชนิดโลหะหนัก	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ผลกระทบ
ทองแดง	0.05-0.56	ยับยั้งกิจกรรมของแบคทีเรียไนโตรโซโมนาส
ทองแดง	4	ไม่มีความจำเป็นในการเร่งการตกตะกอนของแบคทีเรีย
ทองแดง	150	เกิดการยับยั้งการตกตะกอน 75%
นิกเกิล	>0.25	ยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียไนโตรโซโมนาส
โครเมียม	>0.25	ยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียไนโตรโซโมนาส
โครเมียม	118	เกิดการยับยั้งการตกตะกอน 75%
สังกะสี	0.08-0.5	ยับยั้งแบคทีเรียไนโตรโซโมนาส
โคบอลต์	0.08-0.5	ยับยั้งแบคทีเรียไนโตรโซโมนาส

2.3.3 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเป็นขั้นตอนสุดท้าย ของกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเป็นการเปลี่ยนไนเตรต (NO_3^-) ให้ไปเป็นก๊าซไนโตรเจน (N_2) โดยเกิดขึ้นในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจน แต่สามารถนำออกซิเจนจากแหล่งอื่นมาใช้ได้ เช่น ไนเตรต (NO_3^-) และซัลเฟต (SO_4^{2-}) โดยอาศัยจุลินทรีย์ชนิดดีไนตริฟายอิง (Denitrifying bacteria) โดยเริ่มแรกจะเปลี่ยนไนเตรต (NO_3^-) ให้ไปเป็นไนไตรต์ (NO_2^-) และเปลี่ยนไปเป็นไนตริกออกไซด์ (NO) ไนตรัสออกไซด์ (N_2O) และก๊าซไนโตรเจน (N_2) ตามลำดับ แล้วปล่อยขึ้นสู่บรรยากาศ ดังสมการที่ 2.10 สำหรับไนเตรตมีหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอน และสารอินทรีย์คาร์บอนมีหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอน กระบวนการนี้สามารถจำแนกได้เป็น 2 ประเภท ได้แก่ ชนิดแรกสารอินทรีย์คาร์บอนที่จะเป็นตัวให้อิเล็กตรอนมาจากแหล่งใดก็ได้ ที่ไม่ใช่ได้มาจากคาร์บอนในเซลล์ของจุลินทรีย์ เช่น เมทานอลกลูโคส เอทานอล และอีกชนิดหนึ่ง คือ เอนโดจีนไนเตรตดีไนตริฟิเคชัน (Endogenous denitrification) กรณีนี้ เกิดขึ้นได้เมื่อไม่มีแหล่งคาร์บอนภายนอกจุลินทรีย์ จะใช้แหล่งคาร์บอนภายในเซลล์ของแบคทีเรีย กระบวนการนี้ จึงเสมือนว่าเป็นการย่อยตัวเอง จุลินทรีย์ที่มีความสามารถในการทำหน้าที่ในการเปลี่ยนจากไนเตรตให้เป็นไนโตรเจนมีหลากหลายตระกูล เช่น *Chromobacter* , *Aerobacter*,

Bacillus , *Flavobacterium* , *Pseudomonas* , *Spirillum* , *Lactobacillus* และ *Micrococcus* โดยส่วนใหญ่แล้วถ้ามีออกซิเจนในระบบจุลินทรีย์ใช้กระบวนการไนตริฟิเคชัน ในการเปลี่ยนแปลงรูปของสารประกอบไนโตรเจน จึงไม่เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน



ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ก. อุณหภูมิ

อุณหภูมิมีอิทธิพลในการดำรงชีวิตของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยแบคทีเรียแต่ละกลุ่มในระบบบำบัดน้ำเสียแบบดีไนตริฟิเคชัน จะมีความต้องการอุณหภูมิในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่ 50-60 องศาเซลเซียสซึ่งอุณหภูมิ 52 องศาเซลเซียส เป็นอุณหภูมิที่เหมาะสมมากที่สุด ในการย่อยสลายของแบคทีเรีย

ข. ความเป็นกรด - ด่าง (pH)

ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) เป็นอีกปัจจัยหนึ่งที่มีความสำคัญในการย่อยสลายของแบคทีเรีย ซึ่งควรอยู่ในช่วง 7-9 หากค่า pH ต่ำกว่า 7 จะมีผลต่อผลิตภัณฑ์สุดท้ายที่เกิด จากกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน เช่น การเพิ่มขึ้นของไนตริกออกไซด์ และไนโตรต ซึ่งค่าไนตริกออกไซด์ และไนโตรตที่สูงเกินไป อาจเกิดความเป็นพิษต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้

ค. สารอินทรีย์คาร์บอน

สารอินทรีย์คาร์บอนที่นิยมใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ได้แก่ อะซิเตต เอทานอล และกลูโคส ซึ่งมีหน้าที่หลักเป็นตัวให้อิเล็กตรอนแก่แบคทีเรีย และสารอินทรีย์คาร์บอนแต่ละชนิดมีผลต่ออัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

2.4 อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย

ถ้าสภาพสิ่งแวดล้อมต่างๆ ทั้งทางกายภาพ และทางเคมี ที่ไม่ขัดต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย อัตราเร่งในการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย จะขึ้นอยู่กับปริมาณของอาหารเท่านั้น การวัดอัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่วัดได้ โดยการหาปริมาณแบคทีเรียที่จะเพิ่มขึ้น ของอัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียจะสัมพันธ์ กับระยะเวลา นั่นคือ ถ้าหากเลี้ยงแบคทีเรียในน้ำเสียจะสามารถแบ่งช่วงการเจริญเติบโตของแบคทีเรียได้ ดังนี้

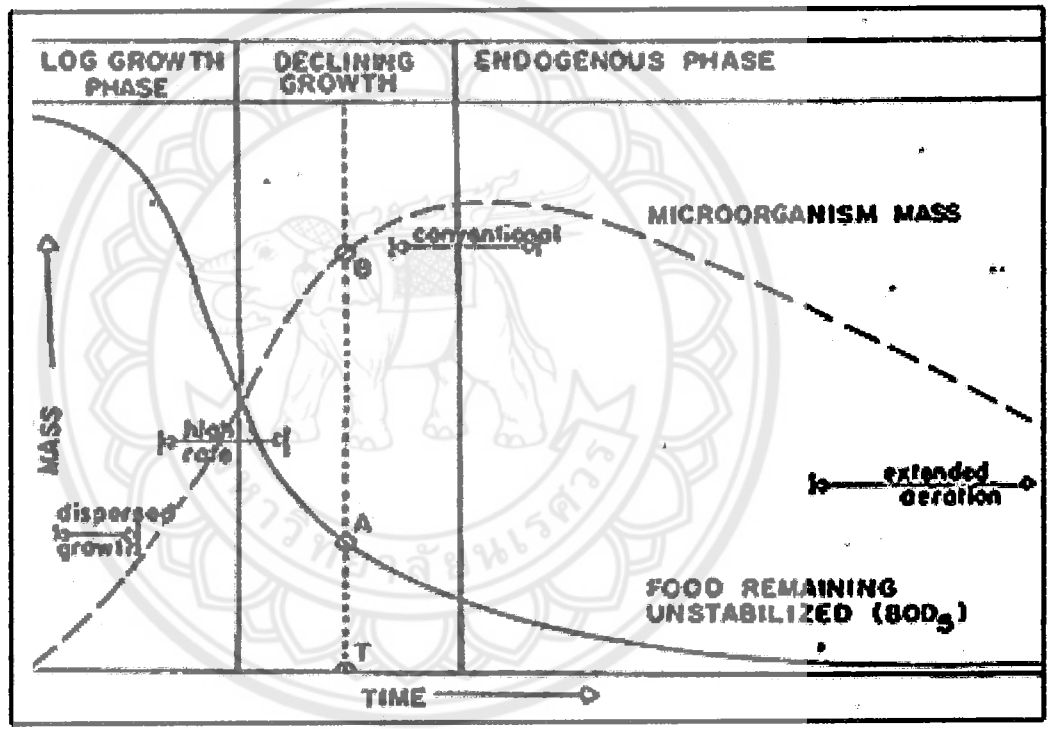
ระยะ Lagphase แบคทีเรียจะมีการปรับตัว และเป็นระยะที่แบคทีเรียได้รับสารอาหาร เพื่อจะนำมาสร้างส่วนประกอบต่างๆ ของเซลล์ดังนั้นระยะนี้จึงยังไม่มีแบ่งตัวอัตราการเจริญเติบโตต่ำ

ระยะ Steadystate เมื่อมีแบคทีเรียปรับตัวได้จะมีการสะสมอาหารเกิดขึ้น และแบ่งตัวอย่างรวดเร็วอย่าง และสม่ำเสมอ ซึ่งอัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในระยะนี้จะสูงสุด

ระยะ *Stationary phase* หลังจากนั้นอาหารต่างๆ ในน้ำเสียจะมีจำนวนลดลงของเสียจากแบคทีเรียจะมีอัตราเพิ่มขึ้น การเจริญเติบโตของแบคทีเรียจะถูกจำกัดโดยแบคทีเรียบางส่วนนั้นที่จะสามารถเจริญเติบโตต่อไปได้ และบางส่วนจะตายลง ทำให้แบคทีเรียโดยรวมค่อนข้างคงที่ นั่นคืออัตราการเจริญเติบโตสุทธิเกือบเป็นศูนย์

ระยะ *Declined growth phase* อาหารจะยิ่งน้อยลง และอัตราการตายจะสูงกว่าอัตราการเจริญเติบโต ปริมาณแบคทีเรียโดยรวมจึงลดลง

ระยะ *Endogenous growth phase* เป็นระยะที่อาหารเหลือน้อยลงจนเกือบหมด แบคทีเรียจะมีการตายมากขึ้น พวกที่ดำรงชีวิตคงอยู่ได้จำเป็นต้องใช้อาหารที่สะสมภายในเซลล์เพื่อดำรงชีวิต เรียกว่า *Auto oxidation* ดังแสดงในรูปที่ 2.3

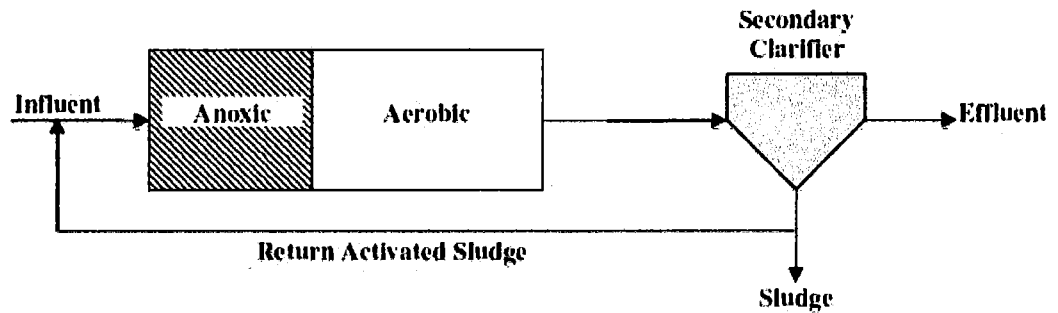


รูปที่ 2.3 อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่ระยะต่างๆ

2.5 ระบบบำบัดน้ำเสียไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันแบบพื้นฐาน

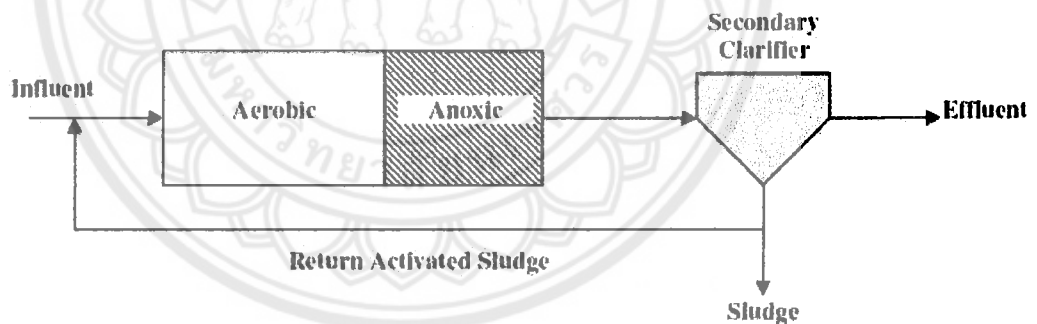
ระบบพรีแอนน็อกซิก (Pre-anoxic) เป็นการออกแบบให้มีถังแอนน็อกซิก (Anoxic tank) แล้วตามด้วยถังแอโรบิก (Aerobic tank) ในการกำจัดไนโตรเจนของระบบนี้จะใช้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันในถังแอนน็อกซิกช่วยลดปริมาณไนโตรต และไนเตรต ให้อยู่ในรูปแบบของก๊าซไนโตรเจนก่อน จากนั้น จะกำจัดไนโตรเจนที่เหลือด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันในถังแอโรบิก ดังรูปที่ 2.4 (Metcalf and Eddy 2003) ระบบนี้ได้ถูกพัฒนาขึ้นโดย Ludzak and Ettinger ซึ่ง ไนเตรตที่เกิดขึ้นในถังแอโรบิกจะถูกเวียนกลับไปยังถังแอนน็อกซิก และตะกอนก็จะถูกเวียนกลับไปยังถังแอนน็อกซิก เช่นเดียวกัน แต่ระบบนี้ มีข้อจำกัดของอัตราการเวียนตะกอนกลับระบบนี้ส่วนใหญ่ มักจะมีการ

เพิ่มขึ้นอัตราการเวียนตะกอนกลับ หรือ รีไซเคิลเพื่อป้องกันไม่ให้เกิดปริมาณกากตะกอนที่เพิ่มขึ้นในถังที่แอนแอโรบิก



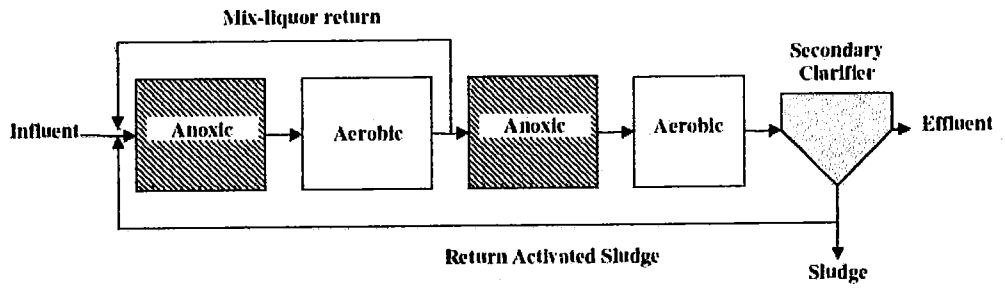
รูปที่ 2.4 ระบบฟรีแอนนอกซิก (Pre-anoxic process หรือ Ludzak-Ettinger nitrogen removal)

กระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพอีกระบบเรียกว่า โปสแอนนอกซิก (Post-anoxic) ระบบนี้พัฒนาโดย Wuhrmann ถังแอโรบิกจะถูกออกแบบให้อยู่ก่อน เพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันก่อน ที่จะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Metcalf and Eddy 2003) เพื่อรักษาประสิทธิภาพภายในถังแอนนอกซิก ให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันให้สูง และการรักษาากตะกอนให้อยู่ภายในถังแอนนอกซิกให้นานมากพอ จะที่สามารถให้อัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งจะมีความสัมพันธ์โดยตรงกับการหายใจภายนอกของจุลินทรีย์ และอัตราการเจริญเติบโตค่อนข้างช้า ดังรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 ระบบโปสแอนนอกซิก (Post-anoxic process หรือ Single-sludge nitrogen removal)

อีกระบบหนึ่งในการกำจัดไนโตรเจนแบบชีวภาพ เป็นการนำทั้งระบบฟรีแอนนอกซิก และโปสแอนนอกซิกมารวมกัน คือ ระบบบาร์เดนโฟ (Bardenpho process) ดังรูปที่ 2.6 ระบบนี้พัฒนาขึ้นเป็นครั้งแรกโดย Bardenpho และได้ใช้ในการบำบัดน้ำเสียในเขตเทศบาลเมือง ในแอฟริกาใต้ ระหว่างกลางปี 2513 ก่อนที่จะถูกนำมาใช้เป็นครั้งแรก ในประเทศสหรัฐอเมริกาในปี 2521 (Metcalf and Eddy 2003) ระบบนี้ประกอบไปด้วยระบบทั้งหมด 4 ระยะ คือสองแอนนอกซิก และสองแอโรบิกวางสลับกันอย่างต่อเนื่อง ระยะเวลาพักเก็บที่นานขึ้น และกากตะกอนที่อยู่อย่างต่อเนื่องในทุกขั้นตอนของระบบ ทำให้กำจัดไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพ



รูปที่ 2.6 ระบบบารเดนโฟ (Bardenpho Nitrogen Removal)



บทที่ 3

วิธีดำเนินงาน

3.1 อุปกรณ์และสารเคมี

3.3.1 อุปกรณ์

- 3.3.1.1 ถังน้ำขนาด 15 ลิตร
- 3.3.1.2 เครื่องเหวี่ยงผสมสาร รุ่น RW20 DIGITAL, IKA
- 3.3.1.3 ปืนน้ำชนิดรีดท่อ รุ่น WATSONMARLOW 313S , MANLDRIVE
- 3.3.1.4 ปืนอากาศ รุ่น BIGBOY 8000
- 3.3.1.5 เครื่องควบคุมเวลา รุ่น TS-ET9
- 3.3.1.6 เครื่องกวนแบบแม่เหล็ก รุ่น C-MAG HS 7
- 3.3.1.7 หัวฟูเติมอากาศ
- 3.3.1.8 สายยาง และระบบท่อต่างๆ
- 3.3.1.9 เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง รุ่น EUTECH PCS Testr35
- 3.3.1.10 เครื่องวัดค่าออกซิเจนละลายน้ำ รุ่น CyberScan DO110
- 3.3.1.11 เครื่องยูวี-วิสิเบิลสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ รุ่น UV-2800
- 3.3.1.12 ปีกเกอร์ขนาด 100, 250 และ 500 มิลลิลิตร
- 3.3.1.13 ปิเปตขนาด 1, 5, 10 และ 25 มิลลิลิตร
- 3.3.1.14 ลูกยาง 2 ลูก
- 3.3.1.15 ตะแกรง
- 3.3.1.16 หลอดซีไอดี
- 3.3.1.17 กระดาษกรอง GC/F

3.3.2 สารเคมี

- 3.3.2.1 แอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl)
- 3.3.2.2 โซเดียมไฮโดรเจนคาร์บอเนต (NaHCO_3)
- 3.3.2.3 โพแทสเซียมไฮโดรเจนออกโทฟอสเฟต (KH_2PO_4)
- 3.3.2.4 แมกนีเซียมซัลเฟต (MgSO_4)
- 3.3.2.5 แคลเซียมคลอไรด์ (CaCl_2)
- 3.3.2.6 เฟอร์ริกซัลเฟต ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$)
- 3.3.2.7 เฟอร์ริกคลอไรด์ ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)
- 3.3.2.8 กรดบอริก (H_3BO_3)

- 3.3.2.9 คอปเปอร์ซัลเฟต ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)
 3.3.2.10 โพแทสเซียมไอโอไดด์ (KI)
 3.3.2.11 แมงกานีสคลอไรด์ ($\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$)
 3.3.2.12 สังกะสีซัลเฟต ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)
 3.3.2.13 โคบอลท์คลอไรด์ (CoCl_2)

3.2 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียแอมโมเนียมสังเคราะห์ เตรียมได้จากการผสมสารเคมีต่างๆ ดังตารางที่ 3.1 ลงในน้ำประปาปริมาณ 1 ลิตร และธาตุอาหารที่ใช้ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ เตรียมได้จากสารเคมีต่างๆ ดังตารางที่ 3.2

สำหรับน้ำเสียไนเตรตสังเคราะห์ เตรียมได้เช่นเดียวกับ ตารางที่ 3.1 แต่ใช้โซเดียมไนเตรต (NaNO_3) ปริมาณ 1.53 กรัม แทนแอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl)

ตารางที่ 3.1 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ 1 ลิตร (Guo J. และคณะ 2556)

สารเคมี	ปริมาณ (กรัม)
NH_4Cl (หรือ NaNO_3)	0.15 (หรือ 1.53)
NaHCO_3	0.48
KH_2PO_3	0.02
MgSO_4	0.06
CaCl_2	0.36
FeSO_4	0.003
ธาตุอาหาร	0.5 มิลลิลิตร

ตารางที่ 3.2 การเตรียมธาตุอาหาร 1 ลิตร (Guo J. และคณะ 2556)

สารเคมี	ปริมาณ (กรัม)
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	1.50
H_3BO_3	0.15
$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0.03
KI	1.18
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.12
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.12
CoCl_2	0.15

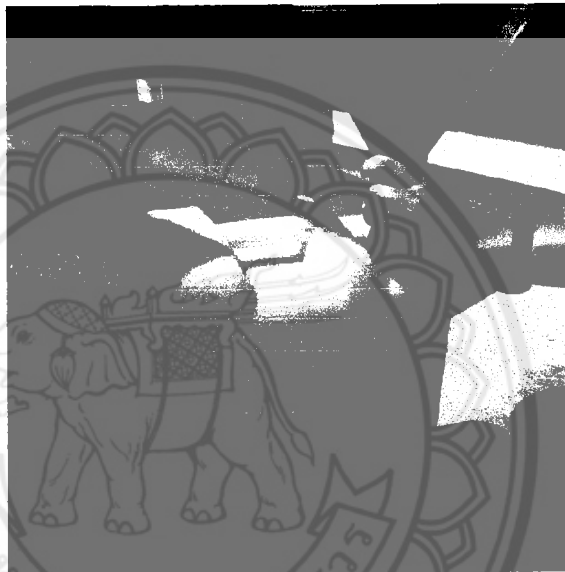
3.3 การเตรียมสารละลายโซเดียมอะซิเตท

ละลายโซเดียมอะซิเตท ($\text{CH}_3\text{COONa}\cdot 3\text{H}_2\text{O}$) ปริมาณ 31.44 กรัม ลงในน้ำประปา 500 มิลลิลิตร ผสมให้เป็นเนื้อเดียวกันด้วยเครื่องกวนแบบแม่เหล็ก

3.4 การเตรียมสลัดจ์

3.4.1 การเก็บสลัดจ์

เก็บสลัดจ์ (Sludge) ปริมาณ 20 ลิตร จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ ของโรงพยาบาลวังทอง อำเภอวังทอง จังหวัดพิษณุโลก สลัดจ์มีสีดำเข้ม และตกตัวได้ดี ดังรูปที่ 3.1

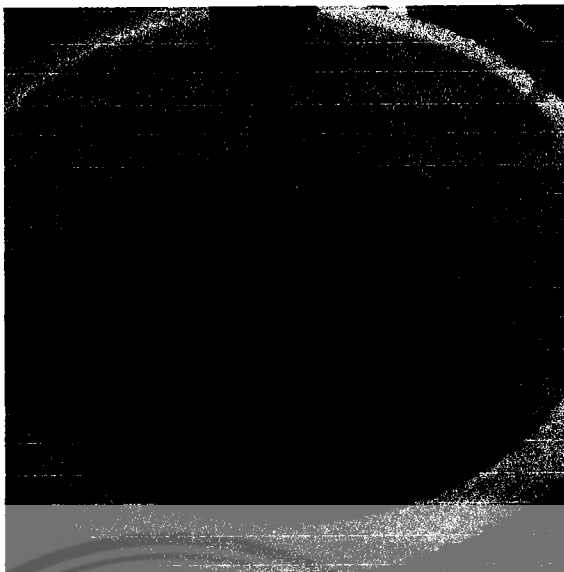


รูปที่ 3.1 สลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบแอกทิเวเตดสลัดจ์ ของโรงพยาบาลวังทอง

3.4.1 การเลี้ยงสลัดจ์

นำสลัดจ์เข้มข้น 2 ลิตรใส่ในถังเปิด และปรับปริมาตรให้เป็น 10 ลิตรด้วยน้ำเสียแอมโมเนียมสังเคราะห์ เติมอากาศอย่างต่อเนื่อง ด้วยอัตราการเติมอากาศ 1 ลิตรต่อนาที และปั่นกวนอย่างสม่ำเสมอด้วยความเร็ว 200 รอบต่อนาที รูปที่ 3.2 ในแต่ละวันน้ำในถังปฏิกรณ์ปริมาตร 7 ลิตร จะถูกเปลี่ยนออกด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ใหม่ เป็นเวลา 30 วัน

จากนั้นเปลี่ยนการเติมอากาศอย่างต่อเนื่อง เป็นการเติมอากาศแบบสลับ 2 ชั่วโมง คือ เติมอากาศ 2 ชั่วโมง และหยุดเติมอากาศ 2 ชั่วโมง สลับกันไปเรื่อยๆ จนครบ 24 ชั่วโมง จากนั้นเปลี่ยนน้ำในถังปฏิกรณ์ปริมาตร 7 ลิตร ด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ใหม่ เป็นเวลา 15 วัน



รูปที่ 3.2 การเลี้ยงสลัดจ์ในถังปฏิกรณ์

3.5 วิธีดำเนินการ

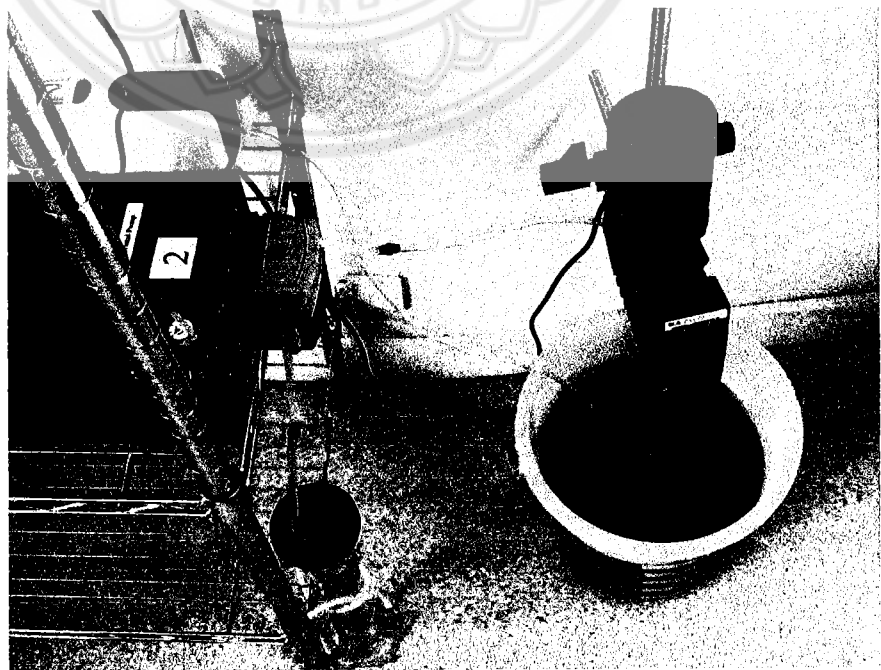
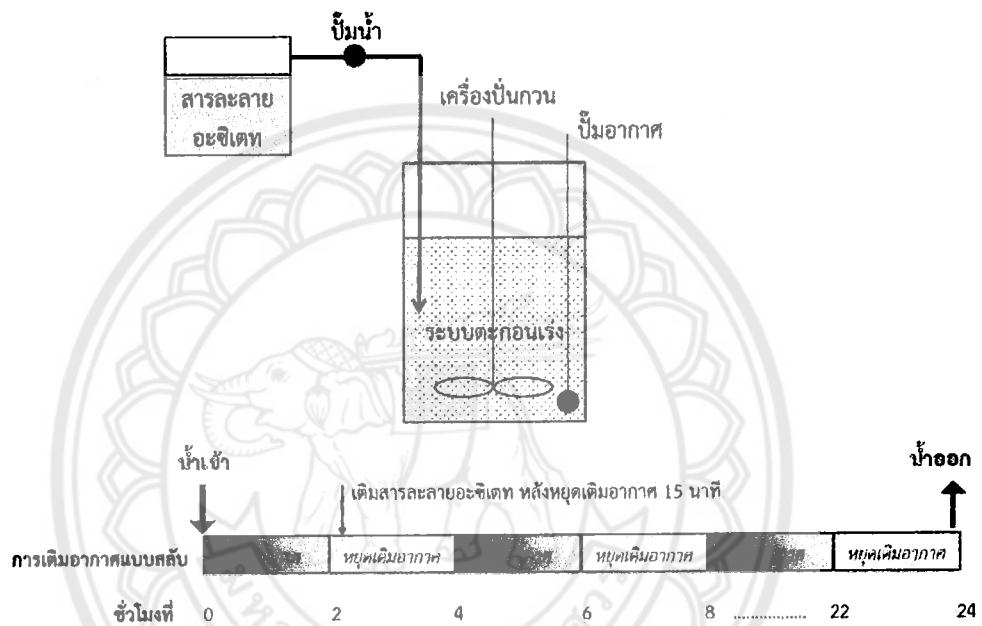
3.5.1 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์

นำสลัดจ์เข้มข้นที่ผ่านการเลี้ยงแล้วปริมาตร 2 ลิตร ใส่ในถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมอากาศแบบ สลับ 2 ชั่วโมง กล่าวคือ ในช่วงเติมอากาศ อากาศจะถูกปั๊มด้วยอัตราการเติมอากาศ 0.5 ลิตรต่อนาที และในช่วงหยุดเติมอากาศ ปั๊มอากาศจะหยุดทำงาน ปรับปริมาณน้ำเสียในถังปฏิกรณ์เป็น 10 ลิตร ด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ และปั่นกวอย่างสม่ำเสมอด้วยความเร็ว 200 รอบต่อนาทีในช่วง 15 นาทีหลัง หยุดเติมอากาศ เติมสารละลายอะซิเตทปริมาณ 50 มิลลิลิตรลงในถังปฏิกรณ์ ในแต่ละวันน้ำในถัง ปฏิกรณ์ปริมาตร 7 ลิตร จะถูกเปลี่ยนออกด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ใหม่ (เวลากักเก็บ ~24 ชั่วโมง) ใน ระหว่างดำเนินการทดลอง ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) และออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ภายในถัง ปฏิกรณ์จะถูกบันทึกไว้ และเก็บน้ำเสียก่อนและหลังบำบัด เพื่อวิเคราะห์คุณภาพปริมาณแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ($\text{NH}_4\text{-N}$) ไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_2\text{-N}$) และไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) ต่อไป

ระบบบำบัดนี้จะดำเนินการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 ลิตรต่อนาที จนประสิทธิภาพคงที่ จากนั้นเพิ่มอัตราการเติมอากาศเป็น 1 และ 2 ลิตรต่อนาที ตามลำดับ ดังสรุปในตารางที่ 3.1

ตารางที่ 3.3 สรุปเงื่อนไขการดำเนินการทดลอง

การทดลอง	ปริมาตรถังปฏิกรณ์ (ลิตร)	การเติมอากาศ	อัตราการเติมอากาศ (ลิตรต่อนาที)
1	10	แบบสลับ 2 ชั่วโมง	0.5
2	10	แบบสลับ 2 ชั่วโมง	1.0
3	10	แบบสลับ 2 ชั่วโมง	2.0



รูปที่ 3.3 ระบบบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนไนโตรเจนแบบถังปฏิกรณ์ และการดำเนินระบบ

3.5.2 ศึกษาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน

สลัดจ์เข้มข้นปริมาตร 2 ลิตร ใส่ลงในถังปฏิกรณ์ และปรับปริมาตรให้เป็น 10 ลิตร ด้วยเติมน้ำเสียแอมโมเนียมเข้มข้น 40 มิลลิกรัมต่อลิตร เติมอากาศอย่างต่อเนื่อง และปั่นกวนอย่างสม่ำเสมอ เก็บน้ำตัวอย่างที่เวลา 0, 10, 20, 30, 60, 90 และ 120 นาที เพื่อนำไปวิเคราะห์ต่อไป

3.5.3 ศึกษาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน

สลัดจ์เข้มข้นปริมาตร 2 ลิตร ใส่ลงในถังปฏิกรณ์ และปรับปริมาตรให้เป็น 10 ลิตร ด้วยเติมน้ำเสียในเตรตเข้มข้น 40 มิลลิกรัมต่อลิตร ปั่นกวนอย่างสม่ำเสมอ แต่ไม่มีการเติมอากาศในระบบ เมื่อค่าออกซิเจนละลายน้ำลดลงเหลือน้อยกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร เติมสารละลายโซเดียมอะซิเตท 50 มิลลิลิตร และเก็บน้ำตัวอย่างที่เวลา 0, 10, 20, 30, 60, 90 และ 120 นาที เพื่อนำไปวิเคราะห์ต่อไป

3.6 วิธีวิเคราะห์

3.6.1 แอมโมเนียม - ไนโตรเจน

นำน้ำตัวอย่างก่อน และหลังบำบัดมากรองด้วยกระดาษกรอง เพื่อเอาของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำ จากนั้นใส่น้ำตัวอย่างปริมาตร 25 มิลลิลิตรลงในขวด COD เติมสารละลายฟีนอล (Phenol solution) 1 มิลลิลิตร สารละลายโซเดียมไนโตรพรัสไซด์ (Sodium nitroprusside solution) 1 มิลลิลิตร และสารละลายออกซิไดซิงค์ (Oxidizing solution) 2.5 มิลลิลิตร จากนั้นปิดฝา และเขย่าให้สารทั้งหมดผสมกันเป็นเนื้อเดียว ตั้งทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องเป็นเวลา 1 ชั่วโมง และนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นแสง 640 นาโนเมตร (American Public Health Association 2541)

3.6.2 ไนเตรต - ไนโตรเจน

นำน้ำตัวอย่างก่อน และหลังบำบัดมากรองด้วยกระดาษกรอง เพื่อเอาของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำ จากนั้นใส่น้ำตัวอย่างปริมาตร 25 มิลลิลิตรลงในขวด COD เติมสารละลายเร่งสี (Color reagent) 1 มิลลิลิตร จากนั้นปิดฝา และเขย่าให้สารทั้งหมดผสมกันเป็นเนื้อเดียว ตั้งทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องเป็นเวลา 10 นาที และนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นแสง 543 นาโนเมตร (American Public Health Association 2541)

3.6.3 ไนเตรต - ไนโตรเจน

นำน้ำตัวอย่างก่อน และหลังบำบัดมากรองด้วยกระดาษกรอง เพื่อเอาของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำ จากนั้นใส่น้ำตัวอย่างปริมาตร 25 มิลลิลิตรลงในขวด COD เติมสารละลายกรดไฮโดรคลอริก (Hydrochloric acid solution) 0.5 มิลลิลิตร จากนั้นปิดฝา และเขย่าให้สารทั้งหมดผสมกันเป็นเนื้อเดียว และนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นแสง 220 และ 275 นาโนเมตร หลังจากนั้นนำค่าที่วัดได้จาก 275 นาโนเมตร ลบกับค่า 220 นาโนเมตร และจะได้ค่าไนเตรตออกมา (American Public Health Association 2541)

3.6.4 ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด

อบด้วยกระเบื้องที่ 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง จากนั้นนำไปเข้าสู่ตู้ดูดความชื้น และ ชั่งน้ำหนักของด้วยกระเบื้อง นำสลัดจ์เข้มข้น 20 มิลลิลิตร ใส่ในด้วยกระเบื้องที่ทำการชั่งน้ำหนัก แล้วจดค่าน้ำหนักเริ่มต้น และนำไปใส่ในอ่างควบคุมอุณหภูมิ 95.5 องศาเซลเซียส จนน้ำระเหยหมด จากนั้นนำด้วยกระเบื้องไปชั่งน้ำหนักสุดท้าย และคำนวณหาค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total suspended solid; TSS)

$$\text{TSS (กรัมต่อลิตร)} = \frac{\text{น้ำหนักด้วย (95.5 องศาเซลเซียส)} - \text{น้ำหนักด้วยเริ่มต้น}}{\text{ปริมาตรน้ำ}} \quad (3.1)$$

3.6.5 ของแข็งแขวนลอยระเหยได้

หลังจากได้ของแข็งแขวนลอยทั้งหมดแล้ว นำด้วยกระเบื้องเดิมเข้าสู่ตู้อบที่ 550 องศาเซลเซียส อบเป็นเวลา 15 นาที จากนั้นนำด้วยกระเบื้องไปชั่งน้ำหนักสุดท้าย และคำนวณหาค่าของแข็งแขวนลอยระเหยได้ (Volatile suspended solid; VSS)

$$\text{VSS (กรัมต่อลิตร)} = \frac{\text{น้ำหนักด้วย (95.5 องศาเซลเซียส)} - \text{น้ำหนักด้วย (550 องศาเซลเซียส)}}{\text{ปริมาตรน้ำ}} \quad (3.2)$$

3.7 วิธีคำนวณ

ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน =

$$\frac{[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{in}} - [\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{out}} - [\text{NO}_2\text{-N}]_{\text{out}} - [\text{NO}_3\text{-N}]_{\text{out}}}{[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{in}}} \times 100 \quad (3.3)$$

$$\text{อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน} = \frac{[\text{NH}_4\text{-N}]_0 - [\text{NH}_4\text{-N}]_t}{t} \quad (3.4)$$

$$\text{อัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน} = \frac{[\text{NO}_3\text{-N}]_0 - [\text{NO}_3\text{-N}]_t}{t} \quad (3.5)$$

เมื่อ $[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{in}}$ = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ก่อนบำบัด (มิลลิกรัมต่อลิตร)

$[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{out}}$ = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำหลังบำบัด (มิลลิกรัมต่อลิตร)

$[\text{NO}_2\text{-N}]_{\text{out}}$ = ความเข้มข้นของไนโตรต-ไนโตรเจนในน้ำหลังบำบัด (มิลลิกรัมต่อลิตร)

$[\text{NO}_3\text{-N}]_{\text{out}}$ = ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำหลังบำบัด (มิลลิกรัมต่อลิตร)

- $[\text{NH}_4\text{-N}]_0$ = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเริ่มต้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)
- $[\text{NH}_4\text{-N}]_t$ = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำที่เวลา t (มิลลิกรัมต่อลิตร)
- $[\text{NO}_3\text{-N}]_0$ = ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำเริ่มต้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)
- $[\text{NO}_3\text{-N}]_t$ = ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำที่เวลา t (มิลลิกรัมต่อลิตร)



บทที่ 4

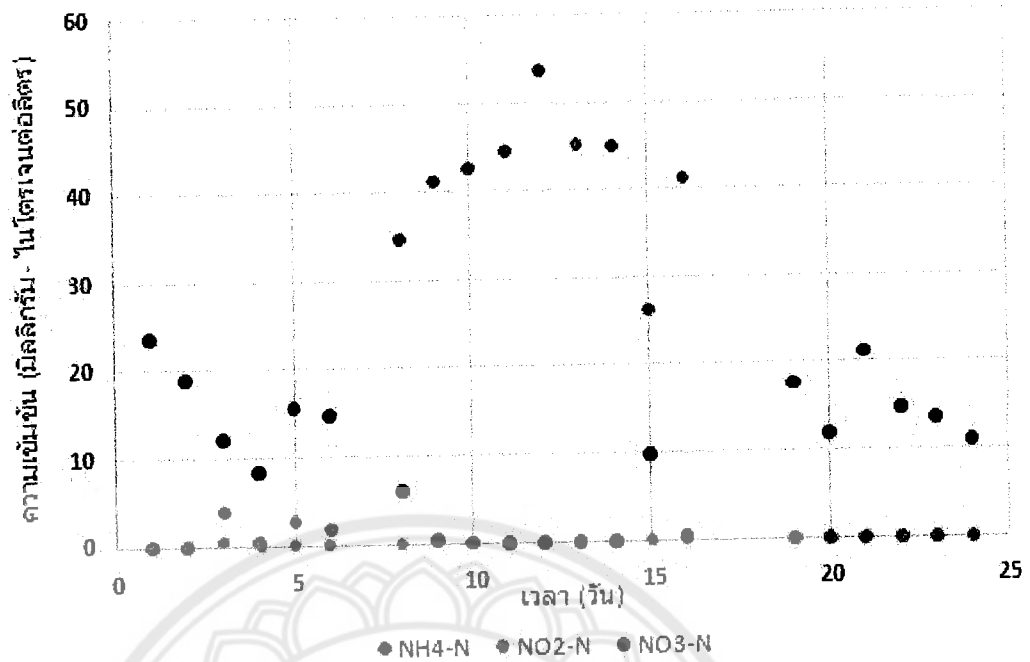
ผลการทดลองและอภิปรายผล

ผลการทดลองของโครงการนี้จะอธิบายใน 2 ส่วน คือ ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์ ที่ออกแบบภายใต้การเติมอากาศแบบสลับ และผลของอัตราการเติมอากาศต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน นอกจากนี้อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน ก็กล่าวถึงเช่นกัน

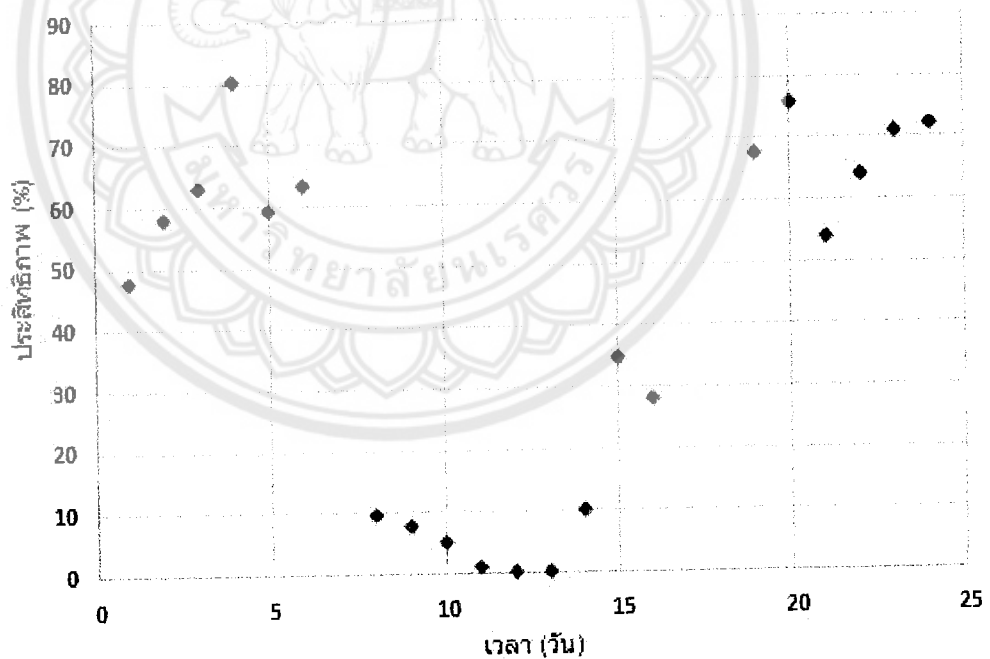
4.1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์เดียว

น้ำเสียแอมโมเนียมสังเคราะห์เข้มข้น 40-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ถูกบำบัดโดยใช้ถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมอากาศแบบสลับ 2 ชั่วโมงกล่าวคือเติมอากาศปริมาณ 0.5 ลิตรต่อนาที เป็นเวลา 2 ชั่วโมง และหยุดเติมอากาศเป็นเวลา 2 ชั่วโมงจากนั้นเติมอากาศอีกครั้งทำเช่นนี้ ไปเรื่อยๆ จนครบเวลากักเก็บ 24 ชั่วโมง จากนั้นนำน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วออกจากถังปฏิกรณ์ และเติมน้ำเสียแอมโมเนียมสังเคราะห์ใหม่อีกครั้ง

ปริมาณแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ($\text{NH}_4\text{-N}$) ไนไตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_2\text{-N}$) และไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) ในน้ำหลังการบำบัดได้ถูกตรวจวัดเป็นเวลา 25 วัน และผลแสดง ดังรูปที่ 4.1 พบว่าการบำบัดในช่วง 7 วันแรกปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ ลดลงจากเริ่มต้น 40-50 มิลลิกรัมต่อลิตร เหลือ 0-5 มิลลิกรัมต่อลิตร เช่นเดียวกับ $\text{NO}_2\text{-N}$ ที่ตรวจพบในน้ำน้อยมาก ประมาณ 0-1 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขณะที่ปริมาณ $\text{NO}_3\text{-N}$ สูงขึ้นเป็น 10-25 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยปริมาณ $\text{NO}_3\text{-N}$ มีแนวโน้มลดลงเรื่อยๆ แสดงถึงประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์ที่ค่อยๆ เพิ่มสูงขึ้นถึง 65% (ดังรูปที่ 4.2) อย่างไรก็ตามจะเห็นได้ว่า ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดอย่างรวดเร็วเหลือน้อยกว่า 10% ในวันถัดมา (วันที่ 8-16) ทั้งนี้เนื่องจากการอุดตันของหัวฟุ้งที่ใช้เติมอากาศทำให้อากาศถูกบีบเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ได้น้อยลง และปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพอต่อการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ ส่งผลให้ปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ ในน้ำเพิ่มสูงขึ้น แต่ภายหลังการเปลี่ยนที่หัวฟุ้งที่เติมอากาศใหม่ ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนกลับเพิ่มสูงขึ้น และคงที่ประมาณ 65-68%



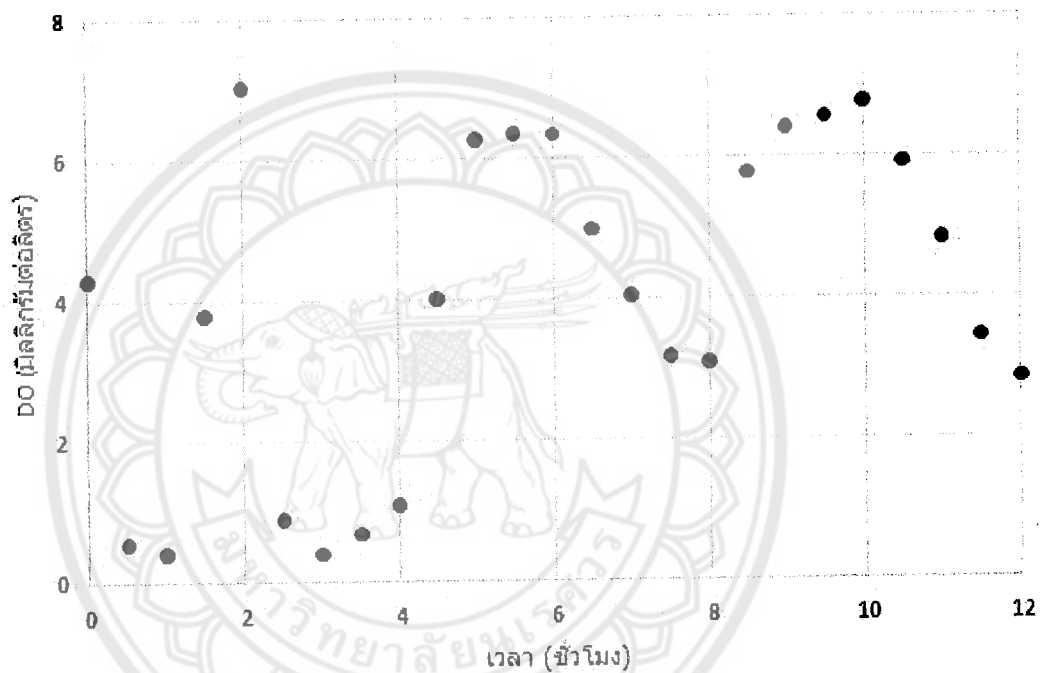
รูปที่ 4.1 ปริมาณแอมโมเนียม (NH₄-N), ไนไตรต์ (NO₂-N) และไนเตรต (NO₃-N) ของน้ำหลังการบำบัด



รูปที่ 4.2 ประสิทธิภาพการกำจัดไนไตรต์ของถังปฏิกรณ์

เมื่อทำการตรวจวัดการเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ในหนึ่งรอบการเติมอากาศแบบสลับ (4 ชั่วโมง) หลังการเติมน้ำเสียแอมโมเนียมสังเคราะห์ ได้ผล ดังรูปที่ 4.3 พบว่าน้ำเสียสังเคราะห์มีค่า DO เริ่มต้นที่ 4.2 มิลลิกรัมต่อลิตร จากนั้นค่า DO ลดลงเหลือ 1.2-1.4 มิลลิกรัมต่อลิตรในชั่วโมงที่ 0.5-1.0 แม้ว่าจะมีการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องอยู่ แต่เนื่องจากแบคทีเรียในถัง

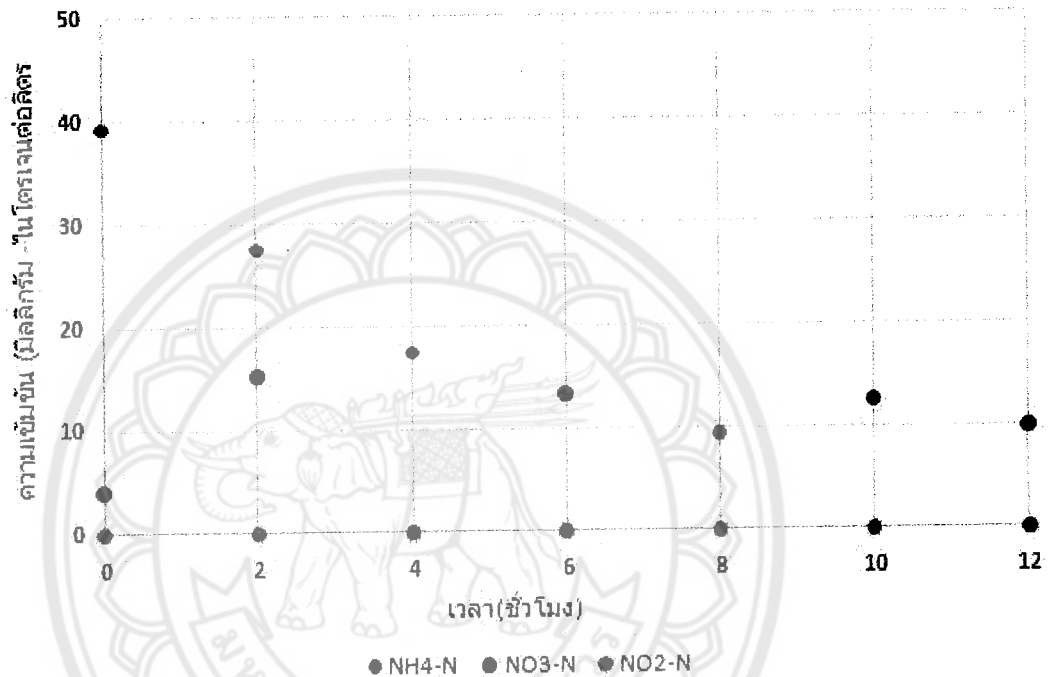
ปฏิกรณ์ใช้ออกซิเจนในการสลายแอมโมเนียม (กระบวนการไนตริฟิเคชัน) ในช่วงแรกสูง เป็นผลให้ค่า DO ลดลงต่ำลง จากนั้นเมื่อปริมาณแอมโมเนียมลดลง ปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการย่อยสลายก็ลดลงตามไปด้วย ทำให้ออกซิเจนเหลือเพิ่มขึ้น ค่า DO ในถังปฏิกรณ์จึงเพิ่มขึ้นเป็น 6.2-6.8 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อสิ้นสุดชั่วโมงที่ 2 ของการเติมอากาศ และเมื่อหยุดเติมอากาศ ค่า DO ลดลงอย่างรวดเร็วอยู่ 1.8 มิลลิกรัมต่อลิตร และคงที่ประมาณ 0.4 มิลลิกรัมต่อลิตร จนสิ้นสุดหนึ่งรอบการเติมอากาศแบบสลับ ในช่วงการหยุดเติมอากาศนี้ กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้น เพื่อกำจัดไนโตรเจนอย่างสมบูรณ์ ในรอบการเติมอากาศถัดๆ ไป ค่า DO จะกลับเพิ่มสูงขึ้นในช่วงการเติมอากาศ และลดต่ำลงในช่วงหยุดเติมอากาศ



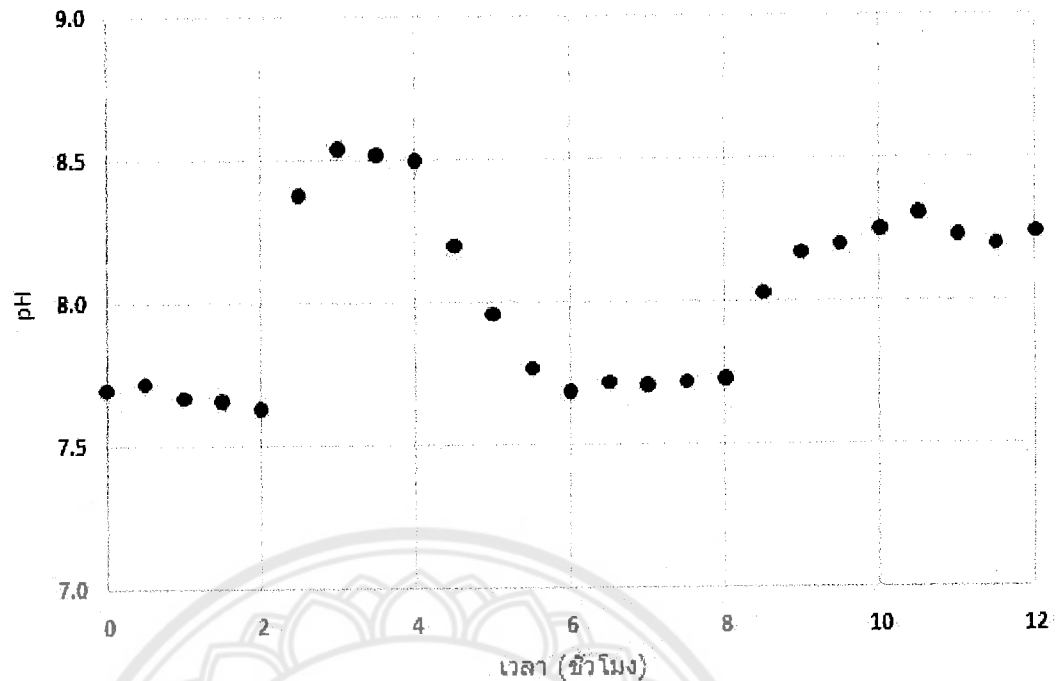
รูปที่ 4.3 การเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ในแต่ละรอบการเติมอากาศแบบสลับ (ชั่วโมงที่ 0-2, 4-6, 8-10 : เติมอากาศ และชั่วโมงที่ 2-4, 6-8, 10-12 : หยุดเติมอากาศ)

จากรูปที่ 4.4 จะเห็นได้ว่าในช่วงการเติมอากาศ (ชั่วโมงที่ 0-2) ปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ เริ่มต้นที่ 40 มิลลิกรัมต่อลิตร ลดลงเหลือ 26 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขณะที่ปริมาณ $\text{NO}_3\text{-N}$ เพิ่มขึ้นเป็น 16 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งแสดงให้เห็นการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3\text{-N}$) และในช่วงการหยุดเติมอากาศ สารละลายอะซิเตทถูกเติมลงในถังปฏิกรณ์ พบว่าไม่มี $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ เหลืออยู่เลย แสดงถึงกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{C} \rightarrow \text{N}_2$) อย่างไรก็ตาม ในช่วงการหยุดเติมอากาศนี้ ปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ ยังคงลดลงเหลือ 18 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งอาจจะเป็นเพราะออกซิเจนละลายน้ำที่เหลืออยู่ถูกใช้ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน ในการเติมอากาศแบบสลับรอบที่ 2 (ชั่วโมงที่ 4-8) การเติมอากาศอีกครั้งส่งผลให้ปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ ลดลงเป็นศูนย์ เมื่อสิ้นสุดการเติมอากาศในชั่วโมงที่ 6 ในขณะที่ปริมาณ $\text{NO}_3\text{-N}$ สูงขึ้น แต่จะเห็นได้ว่าปริมาณ $\text{NO}_2\text{-N}$ เพียง

เล็กน้อยเท่านั้น เมื่อสิ้นสุดการหยุดเติมอากาศในช่วงที่ 8 และคงที่ต่อไป แสดงให้เห็นว่าปริมาณอะซิเตทที่เหลืออยู่ในถังปฏิกรณ์ไม่เพียงพอ ต่อการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ นอกจากนี้การเพิ่มขึ้นของค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) เป็น 8.5 ภายหลังจากเติมสารละลายโซเดียมอะซิเตทในช่วงหยุดเติมอากาศสอดคล้อง กับการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์ แสดงดังรูปที่ 4.5



รูปที่ 4.4 การเปลี่ยนแปลงของค่า NH₄-N NO₂-N และ NO₃-N ในแต่ละรอบการเติมอากาศแบบสลับ (ชั่วโมงที่ 0-2, 4-6, 8-10: เติมอากาศ และชั่วโมงที่ 2-4, 6-8, 10-12: หยุดเติมอากาศ)

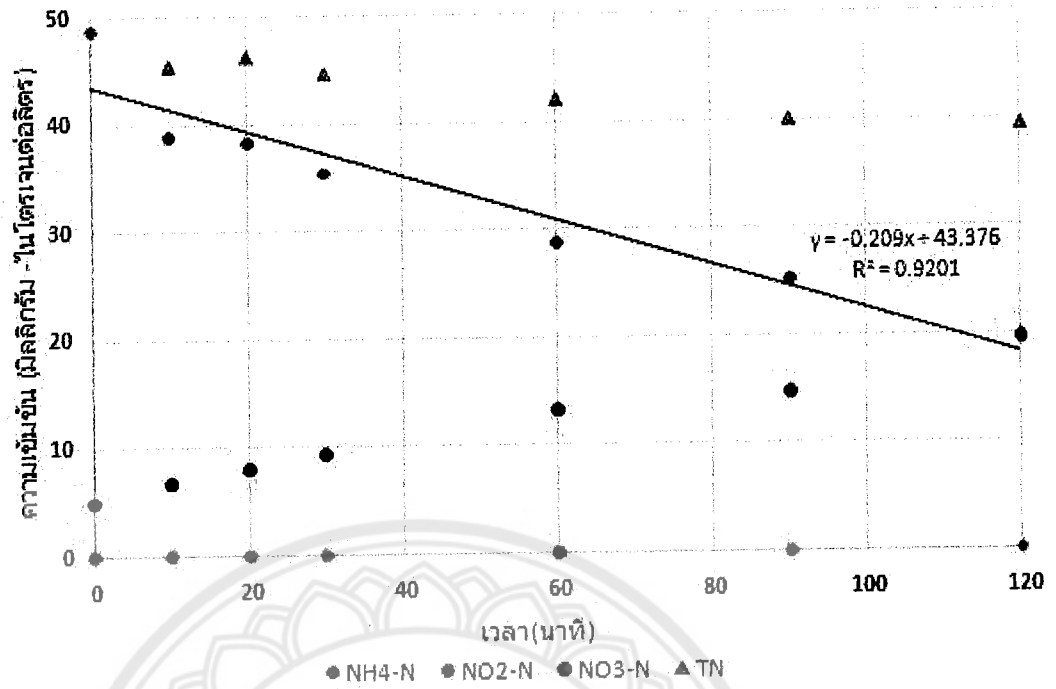


รูปที่ 4.5 การเปลี่ยนแปลงของค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในแต่ละรอบการเติมอากาศแบบสลับ (ชั่วโมงที่ 0-2, 4-6, 8-10: เติมอากาศ และชั่วโมงที่ 2-4, 6-8, 10-12: หยุดเติมอากาศ)

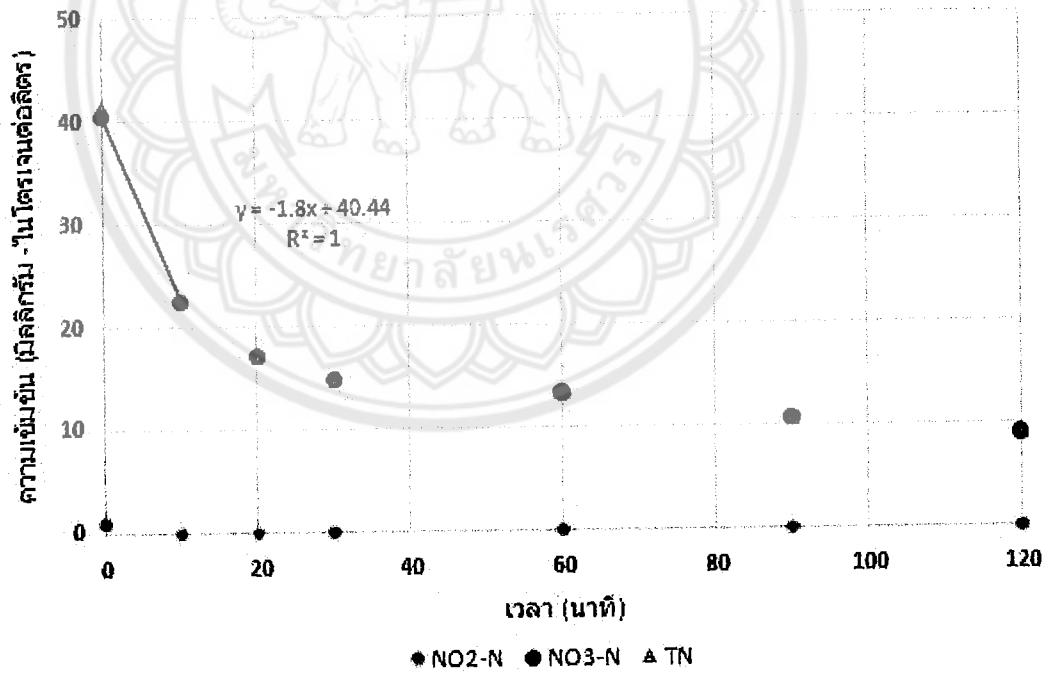
4.1.1 อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

เพื่อยืนยันการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันในช่วงการเติมอากาศ การทดลองแบบกะ (Batch test) ได้ถูกทำขึ้น โดยเติมอากาศอย่างต่อเนื่อง (0.5 ลิตรต่อนาที) เป็นเวลา 120 นาที และวัดค่าการเปลี่ยนแปลงของ $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ในถังปฏิกรณ์ ผลแสดงดังรูปที่ 4.6 พบว่าปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ ลดลงอย่างสม่ำเสมอด้วยอัตรา 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที ในขณะที่ปริมาณ $\text{NO}_3\text{-N}$ เพิ่มขึ้นสอดคล้องกับการลดลงของ $\text{NH}_4\text{-N}$ ในขณะที่ปริมาณ $\text{NO}_2\text{-N}$ ไม่เปลี่ยนแปลง ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่าอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันคิดเป็น 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที

เช่นเดียวกับการทดลองแบบกะเพื่อยืนยันการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ถูกทำขึ้น โดยการเติมสารละลายโซเดียมอะซิเตท ในถังปฏิกรณ์ที่มีน้ำเสียไนเตรตเข้มข้น 40-50 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่า DO น้อยกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร จากนั้นวัดค่าการเปลี่ยนแปลงของ $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ในถังปฏิกรณ์เป็นเวลา 120 นาที ผลแสดงดังรูปที่ 4.7 พบว่าเมื่อเริ่มตรวจวัด ปริมาณ $\text{NO}_3\text{-N}$ ลดลงอย่างรวดเร็วในช่วง 10 นาทีแรก จากนั้นจะลดลงอย่างช้าๆ เหลือ 9 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่เวลา 120 นาที โดยอัตราการลดลงของ TN หรือ อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันคิดเป็น 1.8 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที



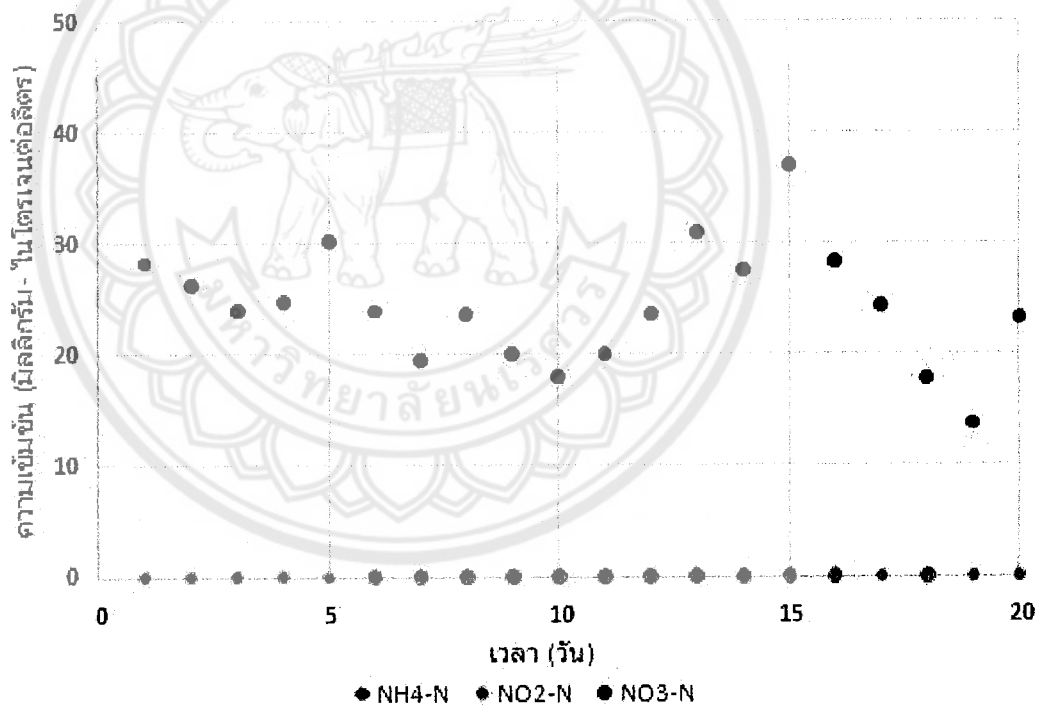
รูปที่ 4.6 การเปลี่ยนแปลงของ NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N และไนโตรเจนทั้งหมด (TN) เมื่อเติมอากาศอย่างสม่ำเสมอ



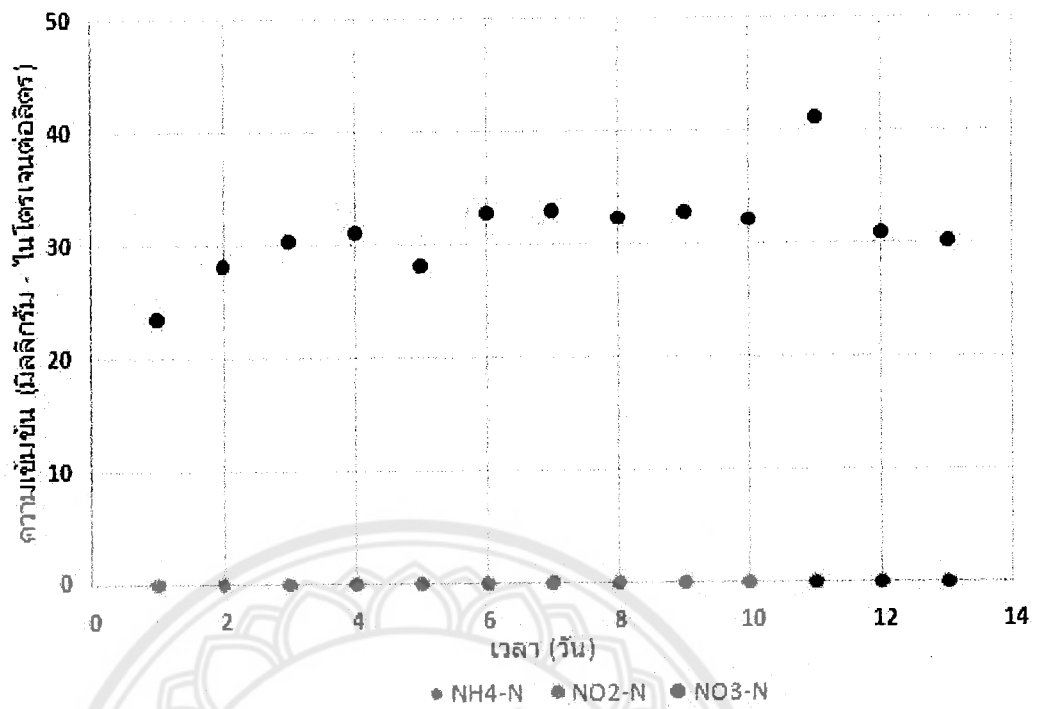
รูปที่ 4.7 การเปลี่ยนแปลงของ NO₂-N, NO₃-N และไนโตรเจนทั้งหมด (TN) เมื่อหยุดเติมอากาศและเติมสารละลายโซเดียมอะซิเตท

4.2 ผลของการเติมอากาศต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน

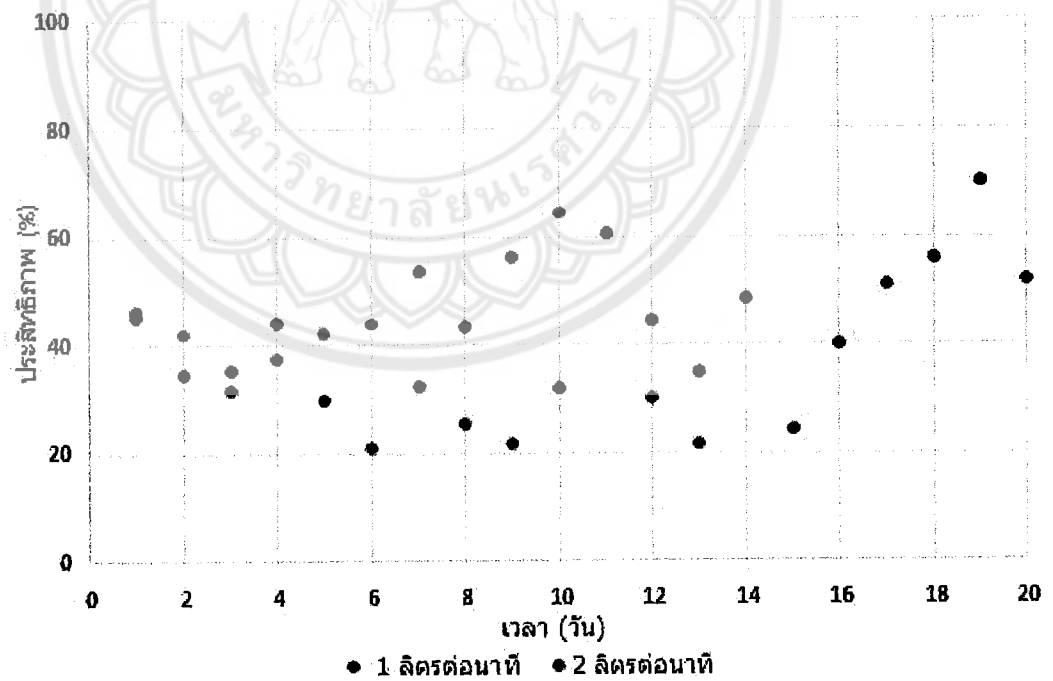
ในการทดลองนี้อัตราการเติมอากาศในช่วงเติมอากาศได้เพิ่มจากเดิม 0.5 ลิตรต่อนาที (ต่ำ) เป็น 1 ลิตรต่อนาที (กลาง) และ 2 ลิตรต่อนาที (สูง) ตามลำดับ อย่างไรก็ตามระยะเวลาการเติมอากาศ และหยุดเติมอากาศยังคงเป็น 2 ชั่วโมง เช่นเดียวกับข้างต้น ปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ของน้ำหลังการบำบัดที่อัตราการเติมอากาศ 1 ลิตรต่อนาที และ 2 ลิตรต่อนาที แสดงในรูปที่ 4.8 และ 4.9 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าไม่พบปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ และ $\text{NO}_2\text{-N}$ เหลือในน้ำหลังการบำบัด แต่ปริมาณ $\text{NO}_3\text{-N}$ อยู่ในช่วง 15-35 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ย 46% ในอัตราการเติมอากาศกลาง รูปที่ 4.10 และปริมาณ $\text{NO}_3\text{-N}$ ประมาณ 25-40 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ย 37% ในอัตราการเติมอากาศสูงรูปที่ 4.10 ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบอัตราการเติมอากาศทั้งสามระดับ พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลง เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้น รูปที่ 4.11



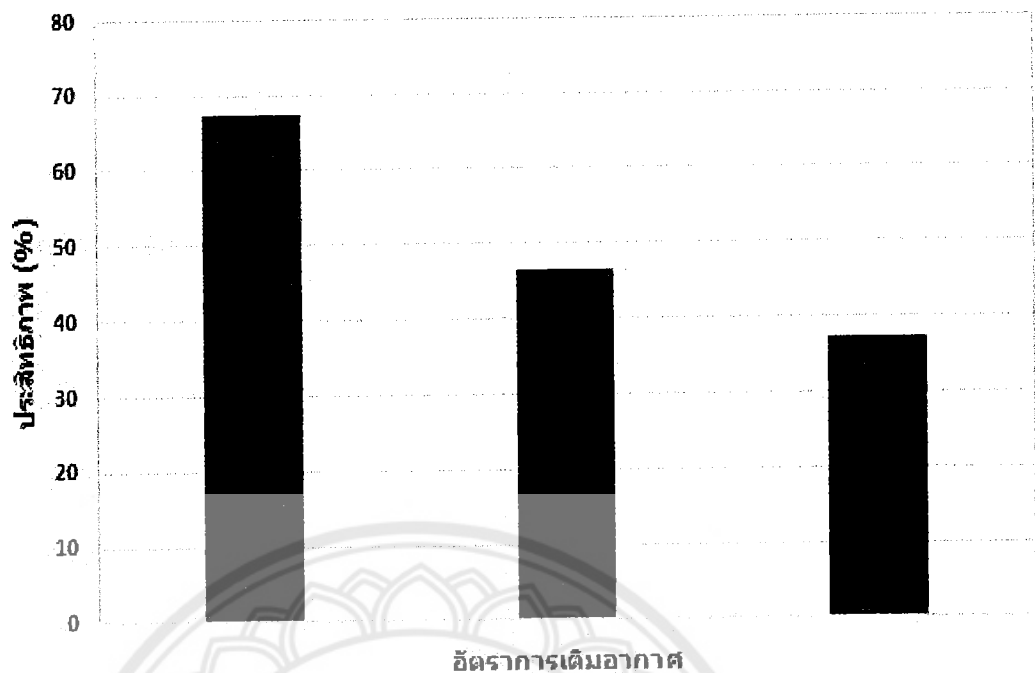
รูปที่ 4.8 ปริมาณ $\text{NH}_4\text{-N}$ $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ของน้ำหลังการบำบัดที่อัตราการเติมอากาศ 1 ลิตรต่อนาที



รูปที่ 4.9 ปริมาณ NH₄-N NO₂-N และ NO₃-N ของน้ำหลังการบำบัดที่อัตราการเติมอากาศ 2 ลิตร ต่อนาที



รูปที่ 4.10 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่อัตราการเติมอากาศ 1 และ 2 ลิตรต่อนาที



รูปที่ 4.11 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 (ต่ำ) 1 (กลาง) และ 2 ลิตรต่อนาที่ (สูง)

4.2.1 อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน

อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันที่อัตราการเติมอากาศ 1 และ 2 ลิตรต่อนาที่ ได้ถูกทำเพื่อศึกษาสาเหตุของการลดลง ของประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่อัตราการเติมอากาศสูงๆ สรุปผลดังตารางที่ 4.1 จะเห็นได้ว่าอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันเพิ่มขึ้นจาก 0.2 เป็น 0.3 และ 0.7 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที่ ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าอัตราการเติมอากาศที่สูงขึ้นมีส่วนช่วยอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน (การลดลงของ $\text{NH}_4\text{-N}$) ให้เร็วขึ้น ในขณะเดียวกัน อัตราการเติมอากาศที่สูงขึ้นนี้ มีผลยับยั้งอัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (การลดลงของ $\text{NO}_3\text{-N}$) โดยจะสังเกตได้ว่าปริมาณ $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ในน้ำหลังการบำบัดที่ค่าสูงขึ้นเรื่อยๆ ทั้งนี้ อาจกล่าวได้ว่าอัตราการเติมอากาศที่สูงขึ้น มีผลต่อกลุ่มของแบคทีเรียในถังปฏิกรณ์ โดยแบคทีเรียดีไนตริไฟอิง (Denitrifying bacteria) จะถูกยับยั้ง เนื่องจากในช่วงหยุดเติมอากาศ ออกซิเจนที่เหลืออยู่ และสารละลายโซเดียมอะซิเตท จะช่วยให้แบคทีเรียกลุ่มเฮเทอโรโทรฟ (Heterotroph) เจริญเติบโตได้ดีและแทนที่แบคทีเรียดีไนตริไฟอิง เป็นผลให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นไม่สมบูรณ์

ตารางที่ 4.1 สรุปอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันที่อัตราการเติมอากาศ
ต่างๆ

อัตราการเติมอากาศ (ลิตรต่อนาทีก)	ไนตริฟิเคชัน	ดีไนตริฟิเคชัน		
	อัตราการเกิด (มิลลิกรัมต่อลิตรต่อ นาทีก)	อัตราการเกิด (มิลลิกรัมต่อ ลิตรต่อนาทีก)	NO ₂ -N (มิลลิกรัมต่อ ลิตร)	NO ₃ -N (มิลลิกรัมต่อ ลิตร)
0.5 (ต่ำ)	0.2	1.8	0	9
1 (กลาง)	0.3	1.6	28	12
2 (สูง)	0.7	1.2	30	18

เมื่อเปรียบเทียบสีของสลัดจ์หลังสิ้นสุดการทดลองที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 (ต่ำ) ,1(กลาง) และ 2 ลิตรต่อนาทีก (สูง) จะเห็นว่าสีของสลัดจ์เมื่อเติมอากาศ 0.5 (ต่ำ) สลัดจ์มีสีเข้มเป็นสีดำ เติมอากาศ 1 (กลาง) สลัดจ์มีสีน้ำตาล และเติมอากาศ 2 (สูง) สลัดจ์มีสีน้ำตาลอ่อน ดังรูปที่ 4.12



รูปที่ 4.12 เปรียบเทียบการเปลี่ยนแปลงของสลัดจ์หลังสิ้นสุดการทดลองที่อัตราการเติมอากาศ 0.5
(ต่ำ) 1 (กลาง) และ 2 ลิตรต่อนาทีก (สูง) (เรียงจากซ้ายไปขวา)

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

จากผลการทดลองเรื่องการพัฒนาถังปฏิกรณ์สำหรับกำจัดไนโตรเจนภายใต้การเติมอากาศแบบสลับ สามารถสรุปได้ ดังนี้

1. ถังปฏิกรณ์ที่ออกแบบสามารถบำบัดน้ำเสียไนโตรเจนได้สูงสุด 68%
2. การเติมอากาศแบบสลับ ช่วยสนับสนุนกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันให้เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ โดยในช่วงการเติมอากาศจะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นหลัก และในช่วงหยุดการเติมอากาศจะเกิดขึ้นกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเป็นหลัก
3. อัตราการเติมอากาศมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน โดยประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนจะลดลงจาก 68% เป็น 47% และ 30% เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้นจาก 0.5 ลิตรต่อนาที เป็น 1 และ 2 ลิตรต่อนาที ตามลำดับ
4. แม้ว่าอัตราการเติมอากาศสูง มีผลทำให้อัตราการเกิดกระบวนการไนตริเคชันเพิ่มขึ้น แต่ก็ตามก็ มีผลทำให้อัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริเคชันลดลง นอกจากนี้แบคทีเรียกลุ่มอื่น เช่น เฮเทอโรโทป ก็เติบโตได้ดีเช่นกัน ซึ่งมีผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยรวมลดลง

5.2 ข้อเสนอแนะ

1. ควรพัฒนาระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์เดียวให้ดีขึ้น เช่น การใช้ระบบป้อนน้ำเข้าระบบ
2. ควรศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่ระยะเวลาการเติมอากาศแบบสลับอื่นๆ เช่น 1 หรือ 3 ชั่วโมง เป็นต้น
3. ควรพัฒนาต่อยอระบบและทดลองใช้น้ำเสียชุมชนจริงในการบำบัด

เอกสารอ้างอิง

- American Public Health Association (2541) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19th edition, Springfield, New York.
- Guo J., Zhang L., Chen W., Ma F., Liu H., Tian Y. (2556) The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. *Bioresource Technology*, เล่ม 133, หน้า 59-67.
- Henze M., Harremoës P., Jansen J.C., Arvin E. (2543) Wastewater treatment biological chemical processes. 3rd edition, Springer - Verlag Berlin Heidelberg Printed in Germany
- Yen H.Y. (2552) Optimization of partial nitrification and denitrification processes in landfill leachate treatment using sequencing batch reactor technique. ปริญญา นิพนธ์ Universite de Liege
- Waltz K.H. (2552) Simultaneous nitrification and denitrification of wastewater using a silicone membrane aerated bioreactor. California . ปริญญา นิพนธ์ Polytechnic State University
- Matsumoto S., Terada A., Tsuneda S. (2550) Modeling of membrane-aerated biofilm: Effects of C/N ratio, biofilm thickness and surface loading of oxygen on feasibility of simultaneous nitrification and denitrification. *Biochemical Engineering Journal*. หน้า 98-107
- Metcalf and Eddy (2534) Wastewater Engineering: Treatment Disposal Reuse. 3rd edition, McGraw-Hill Inc., Singapore
- กรมควบคุมมลพิษ (ปรับปรุงล่าสุด 2555) สืบค้นจาก : <http://www.pcd.go.th> [13 กันยายน 2556]
- กรมโรงงานอุตสาหกรรม กระทรวงอุตสาหกรรม (2554) ระบบบำบัดมลพิษน้ำ. สำนักพิมพ์ พระพุทธศาสนาแห่งชาติ กรุงเทพฯ

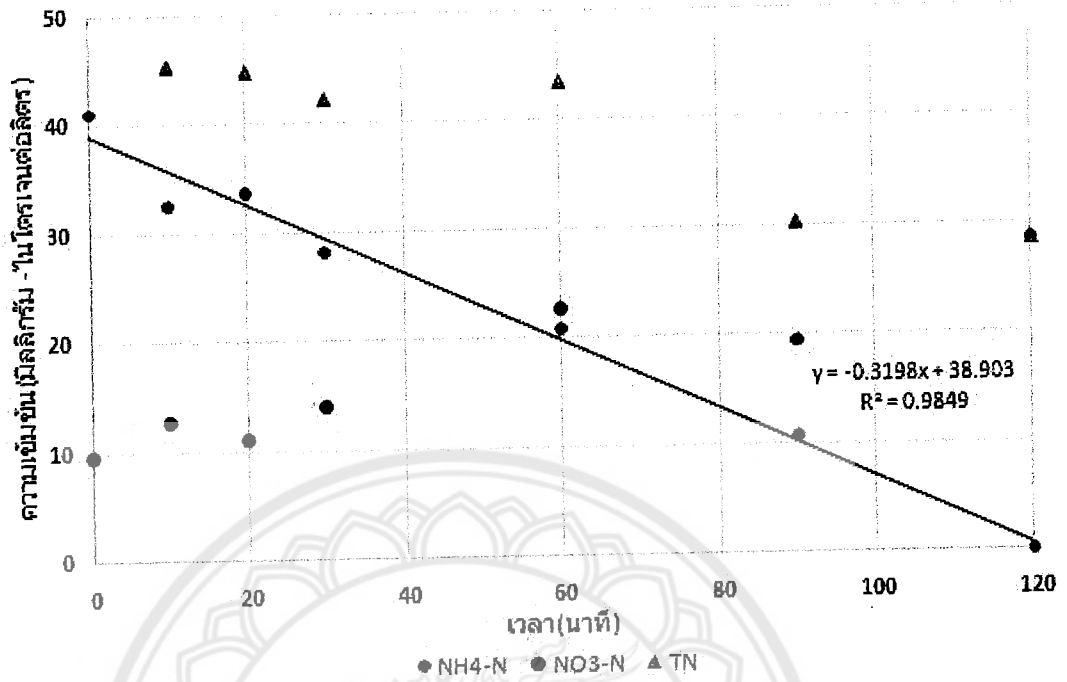
นรินทร์หงษ์ทอง พีรภาส (2553) การยับยั้งกระบวนการ Anammox ด้วย Oxytetracycline
ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิทยาศาสตร์
สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยศิลปากร

เนียมทรัพย์ ปิยะนุช (2555) การควบคุมและตรวจสอบระบบบำบัดน้ำเสียด้วยเทคนิค
ชีววิทยาโมเลกุล มหาวิทยาลัยแม่โจ้

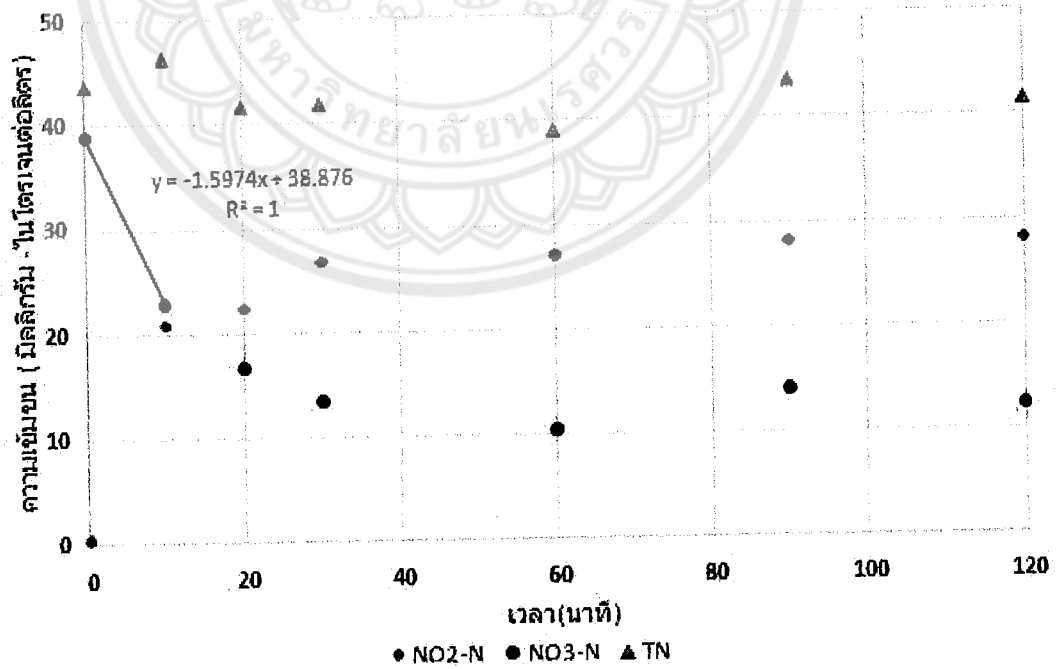




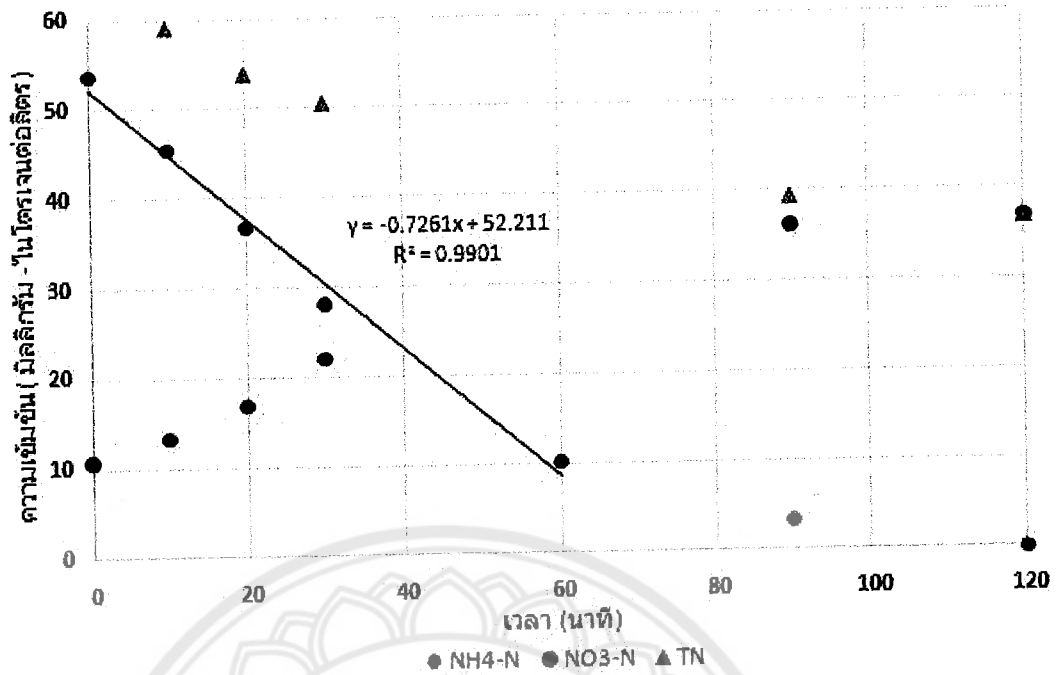




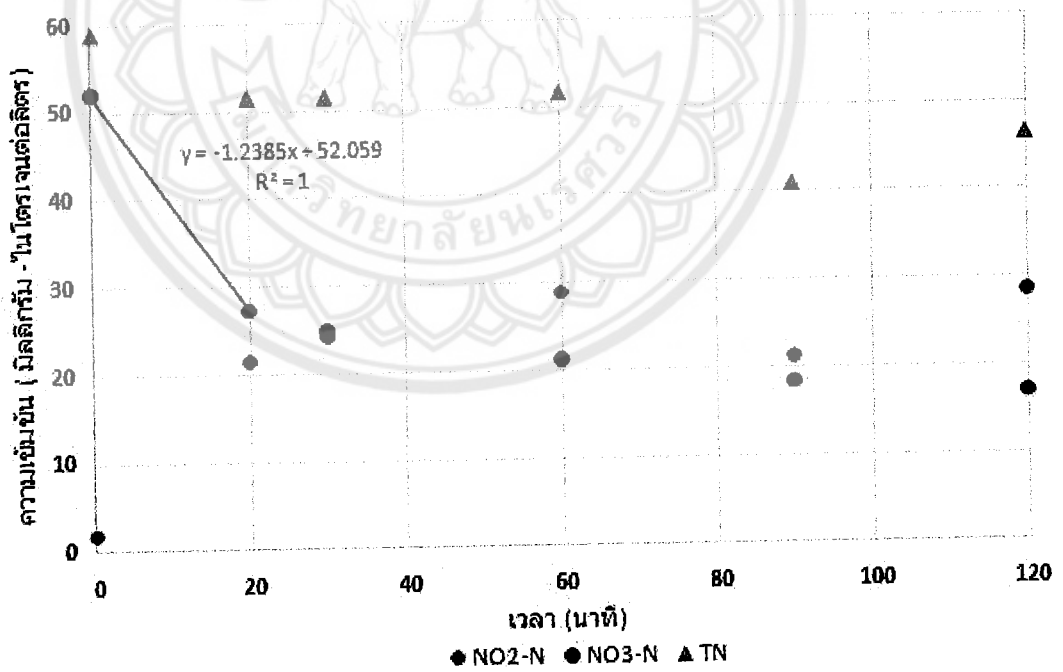
รูปที่ ก1 อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันที่อัตราการเติมอากาศ 1 ลิตรต่อนาที (กลาง)



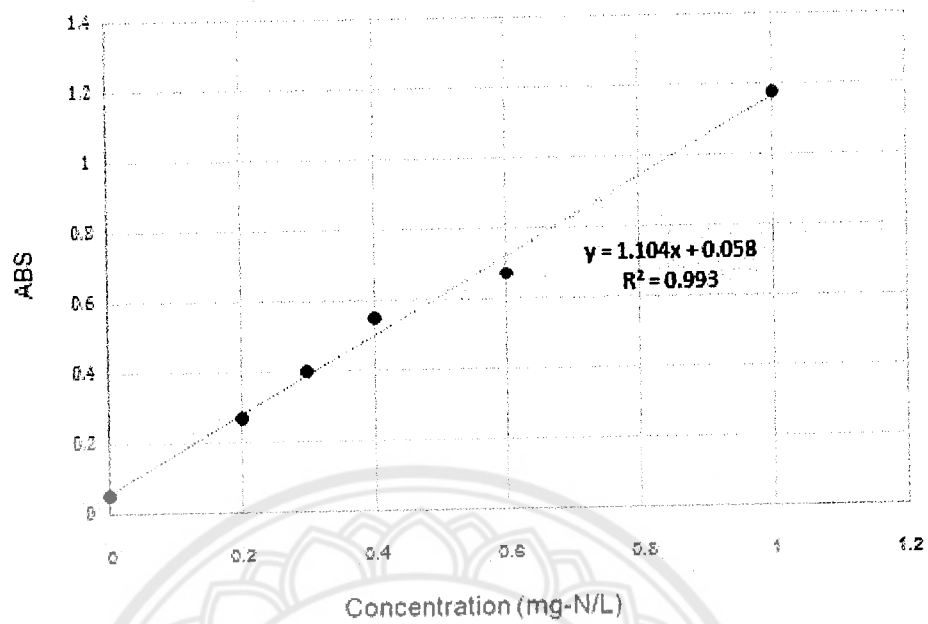
รูปที่ ก2 อัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่อัตราการเติมอากาศ 1 ลิตรต่อนาที (กลาง)



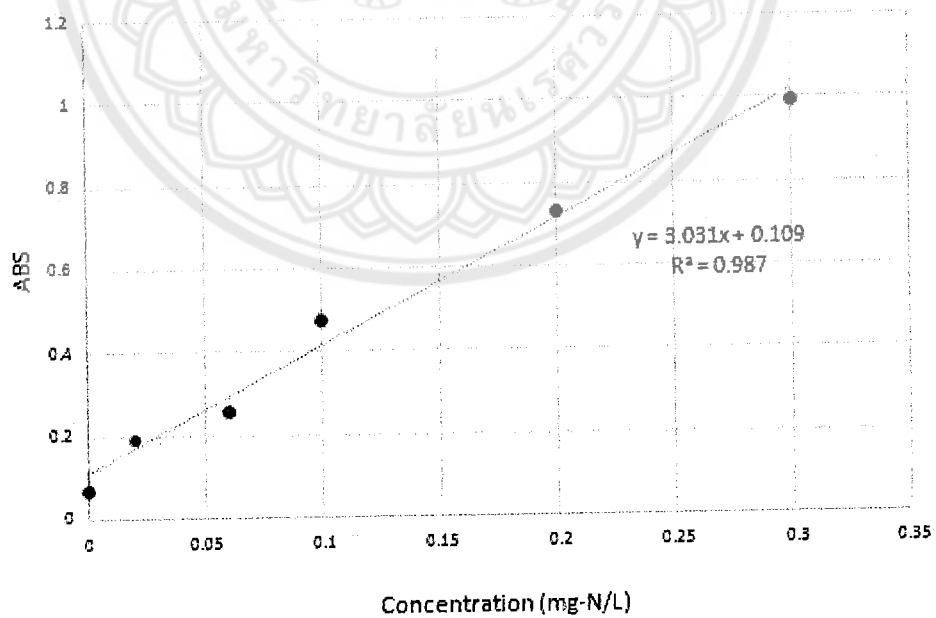
รูปที่ 3 อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันที่อัตราการเติมอากาศ 2 ลิตรต่อนาที (สูง)



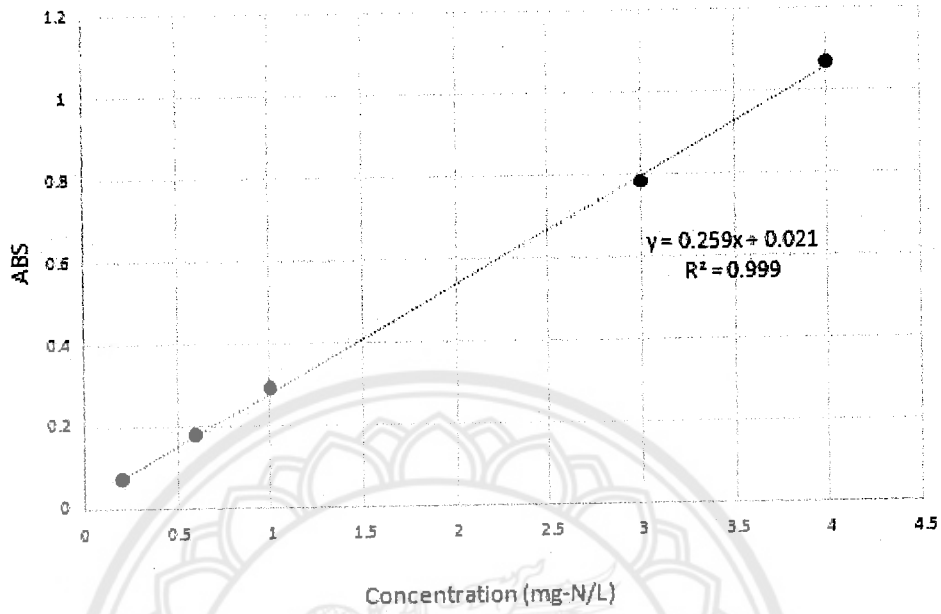
รูปที่ 4 อัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่อัตราการเติมอากาศ 2 ลิตรต่อนาที (สูง)



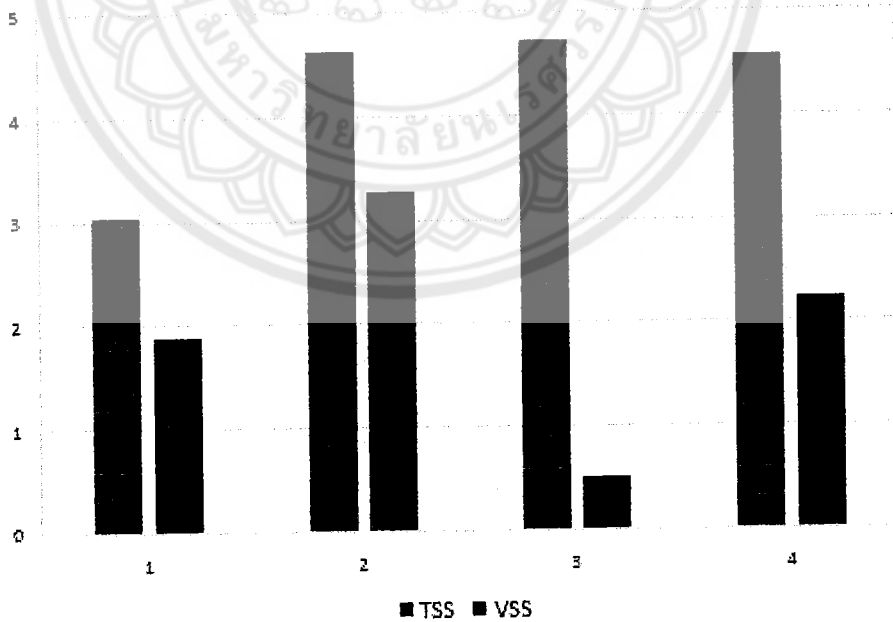
รูปที่ ก5 กราฟมาตรฐานแอมโมเนียม ($\text{NH}_4\text{-N}$)



รูปที่ ก6 กราฟมาตรฐานไนไตรต์ ($\text{NO}_2\text{-N}$)



รูปที่ 7 กราฟมาตรฐานไนเตรต (NO₃-N)



รูปที่ 8 แสดงของแข็งทั้งหมดและของแข็งระเหยได้ เมื่อสิ้นสุดอัตราการเติมอากาศที่ต่างกัน

ตารางที่ ก1 ค่า COD ของสารละลายอะซิเตท และน้ำหลังผ่านการบำบัด

อัตราการเติมอากาศ (ลิตรต่อนาที)	ค่า COD (มิลลิกรัมต่อลิตร)	
	สารละลายอะซิเตท	น้ำหลังผ่านการบำบัด
-	268	-
<1 (ต่ำ)	-	14-17
1 (กลาง)	-	14-15
2 (สูง)	-	12-13

