

ผลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์และอายุสลัดจ์ต่อการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพ

โดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนร่วมกับตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน

นางสาวจุฑามาศ คะตะสมบูรณ์



จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

CHULALONGKORN UNIVERSITY

บทคัดย่อและแฟ้มข้อมูลฉบับเต็มของวิทยานิพนธ์ตั้งแต่ปีการศึกษา 2554 ที่ให้บริการในคลังปัญญาจุฬาฯ (CUIR)

เป็นแฟ้มข้อมูลของนิสิตเจ้าของวิทยานิพนธ์ ที่ส่งผ่านทางบัณฑิตวิทยาลัย

The abstract and full text of theses from the academic year 2011 in Chulalongkorn University Intellectual Repository (CUIR) are the thesis authors' files submitted through the University Graduate School.

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2558

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Effects of sludge recirculation pattern and sludge age on biological nutrient removal  
by two-stage inclined-tube membrane bioreactor

Miss Juthamast Katasoomboon



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

Department of Environmental Engineering

Faculty of Engineering

Chulalongkorn University

Academic Year 2015

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์

ผลของรูปแบบการเวียนสลับและอายุสลับต่อการกำจัด  
ธาตุอาหารทางชีวภาพโดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมม  
เบรนร่วมกับตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน

โดย

นางสาวจุฑามาศ คะตะสมบูรณ์

สาขาวิชา

วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก

รองศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้บัณฑิตวิทยาลัย  
หนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

..... คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์  
(รองศาสตราจารย์ ดร.สุพจน์ เตชวรสินสกุล)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการ  
(รองศาสตราจารย์ ดร.ธเรศ ศรีสถิตย์)

..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก  
(รองศาสตราจารย์ ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล)

..... กรรมการ  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ศรัณย์ เตชะเสน)

..... กรรมการ  
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.เบญจพร สุวรรณศิลป์)

..... กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย  
(ดร. ชลาทิพย์ รัตสุข)

จุฬามาศ คະตะสมบุรณ์ : ผลของรูปแบบการเวียนสัลดจ์และอายุสัลดจ์ต่อการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพโดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนร่วมกับตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน (Effects of sludge recirculation pattern and sludge age on biological nutrient removal by two-stage inclined-tube membrane bioreactor) อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก: รศ. ดร.ชวลิต รัตนธรรมสกุล, 166 หน้า.

งานวิจัยนี้ศึกษาผลของรูปแบบการเวียนสัลดจ์ และอายุสัลดจ์ต่อการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพด้วยระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอนเพื่อนำน้ำเสียจากอาคารกลับมาใช้ใหม่ ระบบมีอัตราภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 1.6 กิโลกรัม.ซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน ระยะเวลาพักน้ำ 5.6 ชั่วโมง ผลการทดลองพบว่ารูปแบบการเวียนสัลดจ์มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและฟอสฟอรัสของระบบแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P < 0.05$ ) แต่ไม่ส่งผลแตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน ส่วนอายุสัลดจ์ไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดของระบบ โดยรูปแบบการเวียนสัลดจ์แบบที่ 2 คือ การเวียนสัลดจ์จากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนอกซิกและจากส่วนแอนอกซิกไปยังส่วนแอนแอโรบิก และอายุสัลดจ์ที่ 40 วัน ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดดีที่สุด ซึ่งพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่สภาวะคงตัวเฉลี่ยร้อยละ 95 มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนที่สภาวะคงตัวเฉลี่ยร้อยละ 96 และมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสที่สภาวะคงตัวเฉลี่ยร้อยละ 94

ในถังปฏิกรณ์พบว่ามีจุลชีพกลุ่ม AOB (Ammonia oxidizing bacteria) , *Nitrospira* และ PAO (Phosphorus Accumulating Organisms) เกิดขึ้นในทุกส่วนของถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน โดยพบในปริมาณมากในส่วนแอโรบิกมีปริมาณเท่ากับ  $6.42 \times 10^9$ ,  $3.35 \times 10^9$  และ  $3.33 \times 10^6$  copies/gMLSS ตามลำดับ และยังพบว่าตัวกลางแบบท่อเอียงที่อยู่ในส่วนแอนแอโรบิกและส่วนแอนอกซิกสามารถกักเก็บจุลชีพไว้บนตัวกลางได้

น้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดในงานวิจัยนี้มีความเหมาะสมกับการนำกลับมาใช้ใหม่ในกรณีที่ไม่มีการสัมผัสกับมนุษย์โดยตรงซึ่งต้องมี  $Cl_2$  ละลายน้ำ 1 มิลลิกรัม/ลิตร จึงจะสามารถนำมาใช้ในระบบทำความเย็นของอาคาร เต็มकुคลองเพื่อเสริมสร้างภูมิทัศน์ และใช้รดน้ำต้นไม้

ภาควิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ลายมือชื่อนิสิต .....

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาหลัก .....

ปีการศึกษา 2558

# # 5570146321 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORDS: BIOLOGICAL NUTRIENT REMOVAL / SLUDGE RECIRCULATION / SLUDGE AGE / MEMBRANE BIOREACTOR

JUTHAMAST KATASOOMBOON: Effects of sludge recirculation pattern and sludge age on biological nutrient removal by two-stage inclined-tube membrane bioreactor. ADVISOR: ASSOC. PROF. CHAVALIT RATANATAMSKUL, Ph.D., 166 pp.

This study investigated effects of sludge recirculation pattern and sludge age on biological nutrient removal by the two-stage inclined-tube membrane bioreactor for reuse of wastewater from high-rise buildings. The membrane bioreactor had organic loading rate  $1.6 \text{ kg.COD/m}^3\text{-day}$ , hydraulic retention time 5.6 hour. The results revealed that sludge recirculation pattern can affect to COD and phosphorus removal efficiencies (different significantly at  $P < 0.05$  level), but it doesn't affect to nitrogen removal efficiencies, significantly. The Sludge age did not significantly change removal efficiencies of membrane bioreactor. By using sludge recirculation pattern type 2 with the sludge recirculation form aerobic to anoxic and sludge recirculation form anoxic to anaerobic, sludge age at 40 day could achieve COD, nitrogen and phosphorus removal efficiencies as high as 95%, 96% and 94%, respectively.

This research also detected bacterial community containing AOB, *Nitrospira* and PAO in all parts of the membrane bioreactor. The population of AOB, *Nitrospira* and PAO, found in the aerobic tank were  $6.42 \times 10^9$ ,  $3.35 \times 10^9$  and  $3.33 \times 10^6$  copies/gMLSS, respectively. Moreover, the anaerobic tank and anoxic tank could also entrap these microorganisms on the Inclined-tube.

Treated water from the membrane bioreactor in this study were suitable for reuse (1 mg/l  $\text{Cl}_2$  residual) for cooling water, landscape and gardening purposes.

Department: Environmental Engineering  
Student's Signature .....  
Advisor's Signature .....

Field of Study: Environmental Engineering

Academic Year: 2015

## กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงได้ด้วยความกรุณาจากรองศาสตราจารย์ ดร. ชวลิต รัตนธรรมสกุล อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่ได้กรุณาให้คำแนะนำแนวคิดอันเป็นประโยชน์ ตลอดจนการสนับสนุนในด้านต่างๆ รวมถึงคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ทุกท่าน ที่กรุณาตรวจทาน ให้คำชี้แนะ และแก้ไขวิทยานิพนธ์ให้สมบูรณ์

ขอขอบพระคุณภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ได้เอื้อเฟื้ออุปกรณ์และสถานที่ในการทดลอง

ขอขอบพระคุณองค์กรความร่วมมือระหว่างประเทศของญี่ปุ่น Japan International Cooperation Agency (JICA) ที่ให้การสนับสนุนสารเคมี อุปกรณ์ และถึงปฏิกรณ์ที่ใช้ในงานวิจัย

ขอขอบพระคุณบริษัท ยีนพลัส จำกัด (GenePlus Co.,Ltd.) ที่ให้การอนุเคราะห์ในการใช้งานเครื่อง Real-Time PCR

ขอขอบพระคุณเจ้าหน้าที่ประจำอาคารมหิตลาธิเบศร และเจ้าหน้าที่สำนักบริหารระบบกายภาพ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่อำนวยความสะดวก และซ่อมแซมถึงปฏิกรณ์

ขอขอบคุณเพื่อน และน้องๆ ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม และภาควิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้คำแนะนำ ช่วยเหลือ และเป็นกำลังใจที่ดีตลอดการทำวิทยานิพนธ์

สุดท้ายนี้ขอขอบพระคุณบิดา มารดา และครอบครัว ที่คอยอบรมสั่งสอน สนับสนุนในทุกๆเรื่อง และเป็นกำลังใจสำคัญที่ทำให้งานวิจัยนี้เสร็จสมบูรณ์

## สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	ฅ
สารบัญภาพ .....	ฉ
บทที่ 1 บทนำ .....	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา .....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย.....	2
1.3 ขอบเขตการวิจัย.....	2
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง .....	4
2.1 น้ำเสียจากอาคาร.....	4
2.1.1 ปริมาณน้ำเสียจากอาคาร.....	4
2.1.2 ลักษณะน้ำเสียจากอาคาร .....	4
2.2 ปัญหาของไนโตรเจน และฟอสฟอรัสต่อสิ่งแวดล้อม .....	5
2.2.1 ความเป็นพิษของแอมโมเนียและไนไตรท์ .....	5
2.2.2 ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication).....	6
2.2.3 โรคเด็กตัวเขียว (Blue Baby).....	6
2.2.4 ความต้องการออกซิเจนของไนโตรเจน .....	7
2.3 การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ .....	7
2.3.1 กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน.....	7
2.3.2 กระบวนการไนตริฟิเคชัน .....	10

2.3.3	ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน .....	11
2.3.4	กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน.....	15
2.3.5	ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน .....	16
2.4	การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ .....	17
2.4.1	กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Enhance Biological Phosphorus Removal, EBPR).....	17
2.4.2	ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ.....	19
2.5	การกำจัดธาตุอาหาร (Biological nutrient removal; BNR) .....	23
2.5.1	กระบวนการที่ใช้ในกำจัดธาตุอาหาร .....	24
2.5.2	ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการกำจัดธาตุอาหาร .....	28
2.5.3	การออกแบบกระบวนการกำจัดธาตุอาหาร.....	29
2.6	ระบบบำบัดน้ำเสียที่ตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียยึดเกาะกับตัวกลาง .....	32
2.6.1	ประเภทของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนจุลินทรีย์ยึดเกาะกับตัวกลาง.....	33
2.6.2	ทฤษฎีของฟิล์มชีวภาพ.....	34
2.7	กระบวนการเมมเบรนสำหรับการบำบัดน้ำเสีย .....	37
2.7.1	การบำบัดน้ำเสียโดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน.....	39
2.7.2	ข้อดีของการบำบัดน้ำเสียโดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน .....	40
2.7.3	ข้อเสียของการบำบัดน้ำเสียโดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน.....	40
2.7.4	การอุดตันของเมมเบรน.....	41
2.7.5	การลดการอุดตันของเมมเบรน.....	41
2.8	การนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วกลับมาใช้ใหม่ .....	42
2.8.1	ประเภทของกิจกรรมการใช้น้ำจากการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่.....	43
2.8.2	กระบวนการนำน้ำเสียจากอาคารกลับมาใช้ใหม่ .....	48



2.8.3 ประเภทของระบบบำบัดน้ำเสียจากอาคาร.....	48
2.9 การศึกษาชนิดของจุลินทรีย์ด้วยเทคนิคพีซีอาร์แบบเรียลไทม์ (PCR Real-Time).....	49
2.9.1 หลักการพีซีอาร์แบบเรียลไทม์.....	50
2.9.2 ขั้นตอนการทำปฏิกิริยาพีซีอาร์.....	51
2.10 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง .....	52
บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	56
3.1 แผนการทดลอง .....	56
3.2 ตัวแปรที่เกี่ยวข้องกับการทดลอง.....	58
3.3 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง.....	58
3.4 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง .....	60
3.4.1 ถังปฏิกรณ์.....	60
3.4.2 ไมโครฟิลเตรชันเมมเบรน (Microfiltration membrane: MF).....	62
3.4.3 ชุดเครื่องเติมอากาศ .....	62
3.4.4 ตัวกลางแบบท่อเอียง.....	63
3.4.5 เครื่องสูบน้ำเข้า.....	63
3.4.6 เครื่องสูบน้ำออก .....	64
3.4.7 เครื่องสูบน้ำเวียนน้ำ .....	64
3.4.8 ถังเก็บน้ำ.....	65
3.5 การควบคุมการทำงานของระบบ .....	65
3.5.1 ระบบการจ่ายน้ำเข้าและน้ำออกจากถังปฏิกรณ์ .....	65
3.5.2 ระบบการทำงานของถังปฏิกรณ์.....	66
3.5.3 การควบคุมอายุสลัดจ์.....	66
3.5.4 การล้างเมมเบรนด้วยสารเคมี .....	67

3.6	ขั้นตอนดำเนินการทดลอง .....	67
3.6.1	การสกัดดีเอ็นเอจากสไลด์จูลซีฟ .....	70
3.6.2	การวิเคราะห์ดีเอ็นเอโดยใช้วิธีพีซีอาร์เรียลไทม์ (Polymerase Chain Reaction Realtime, PCR-Realtime) .....	70
บทที่ 4	ผลการวิจัยและวิเคราะห์ข้อมูล .....	76
4.1	ลำดับการดำเนินการวิจัย .....	76
4.2	ผลของพารามิเตอร์ที่ใช้ควบคุมระบบ .....	79
4.2.1	อุณหภูมิในถังปฏิกรณ์ .....	79
4.2.2	พีเอชในถังปฏิกรณ์ .....	81
4.2.3	ออกซิเจนละลายในถังปฏิกรณ์ .....	82
4.2.4	โออาร์พีในถังปฏิกรณ์ .....	84
4.2.5	ของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกรณ์ .....	85
4.3	ความเข้มข้นของจูลซีฟของระบบ .....	86
4.4	กรดไขมันระเหยง่ายของระบบ .....	88
4.5	การกำจัดซีโอดีของระบบ .....	92
4.5.1	ผลของรูปแบบเวียนสลัดจ์และอายุสลัดจ์ต่อการกำจัดซีโอดีของระบบ .....	94
4.6	การกำจัดไนโตรเจนของระบบ .....	96
4.6.1	การกำจัดที่เคเอ็นของระบบ .....	96
4.6.2	การกำจัดไนโตรท์ของระบบ .....	98
4.6.5	ผลของรูปแบบเวียนสลัดจ์และอายุสลัดจ์ต่อการกำจัดไนโตรเจนของระบบ .....	102
4.7	การกำจัดฟอสฟอรัสของระบบ .....	103
4.7.1	ผลของรูปแบบเวียนสลัดจ์และอายุสลัดจ์ต่อการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบ .....	106
4.8	ชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัด .....	107

4.8.1 AOB (Ammonia oxidizing bacteria) ในถังปฏิกรณ์.....	109
4.8.2 <i>Nitrospira</i> ในถังปฏิกรณ์.....	112
4.8.3 PAO (Phosphorus Accumulating Organisms) ในถังปฏิกรณ์.....	115
4.9 การควบคุมระบบบำบัด.....	118
4.10 มาตรฐานคุณภาพและความเหมาะสมในการใช้น้ำจากระบบ.....	119
บทที่ 5 สรุปผลการทดลองและเสนอแนะ.....	124
5.1 สรุปผลการทดลอง.....	124
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	125
รายการอ้างอิง.....	126
ภาคผนวก ก ผลการทดลอง.....	131
ภาคผนวก ข กราฟมาตรฐาน.....	162
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์.....	166



## สารบัญตาราง

ตารางที่ 2-1	ปริมาณน้ำเสียจากอาคารประเภทต่าง ๆ .....	5
ตารางที่ 2-2	Ammonia oxidizing bacteria.....	10
ตารางที่ 2-3	Nitrite oxidizing bacteria .....	11
ตารางที่ 2-4	ปริมาณโลหะที่ยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน .....	13
ตารางที่ 2-5	สารอนินทรีย์บางชนิดที่ยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน .....	13
ตารางที่ 2-6	สารอนินทรีย์บางชนิดที่ยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน .....	14
ตารางที่ 2-7	แหล่งพลังงานจากภายนอกสำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชัน .....	16
ตารางที่ 2-8	รูปแบบของฟอสฟอรัสในสิ่งแวดล้อม .....	17
ตารางที่ 2-9	แหล่งคาร์บอนที่มีผลต่ออัตราการกำจัดฟอสฟอรัส .....	19
ตารางที่ 2-10	สถานะที่เกิดขึ้นในระบบการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส .....	23
ตารางที่ 2-11	อัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจนที่เหมาะสม .....	28
ตารางที่ 2-12	อัตราส่วนบีโอดีต่อปริมาณฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัด .....	29
ตารางที่ 2-13	อายุสลัดจ์ อัตราการเวียนสลัดจ์ และระยะเวลาพักน้ำ ของกระบวนการกำจัด ธาตุอาหารแบบต่างๆ.....	30
ตารางที่ 2-14	คุณภาพน้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่อายุสลัดจ์แตกต่างกัน .....	31
ตารางที่ 2-15	ค่าอายุสลัดจ์ของระบบ MBR ในน้ำเสียประเภทต่างๆ ที่มีปริมาณจุลินทรีย์และ สารอินทรีย์ต่างกัน.....	31
ตารางที่ 2-16	ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ MBR ที่มีอัตราการเวียนสลัดจ์ต่างกัน .....	32
ตารางที่ 2-17	ประสิทธิภาพระหว่างระบบเอเอสกับระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน .....	39
ตารางที่ 2-18	มาตรฐานน้ำทิ้งสำหรับการเกษตรของประเทศสหรัฐอเมริกา (U.S.EPA, 2004)....	43
ตารางที่ 2-19	มาตรฐานน้ำทิ้งเพื่อใช้ในการเติมน้ำเสียที่บำบัดแล้วลงไปในพื้นที่ดินของ ประเทศสหรัฐอเมริกา (U.S.EPA, 2004) .....	44
ตารางที่ 2-20	มาตรฐานน้ำทิ้งเพื่อใช้ในการเติมในแหล่งพักผ่อนของประเทศสหรัฐอเมริกา .....	45

ตารางที่ 2-21	มาตรฐานน้ำทิ้งเพื่อใช้เพื่อการอุปโภคของประเทศสหรัฐอเมริกา (U.S.EPA, 2004).....	46
ตารางที่ 2-22	มาตรฐานคุณภาพน้ำเบื้องต้นของการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่โดยองค์รพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา (US.EPA., 2004).....	47
ตารางที่ 2-23	สภาวะการเดินระบบสำหรับการทดลองของ Seo et al. (2000).....	53
ตารางที่ 3-1	รายละเอียดการทดลอง .....	56
ตารางที่ 3-2	ตัวแปรที่เกี่ยวข้องกับการทดลอง .....	58
ตารางที่ 3-3	ลักษณะของน้ำเสียของอาคารมหิตลาธิเบศรก่อนเข้าระบบ.....	59
ตารางที่ 3-4	อัตราการทิ้งสลัดจ์ในแต่ละส่วนของถังปฏิกรณ์ .....	67
ตารางที่ 3-5	PCR master mix .....	71
ตารางที่ 3-6	การกำหนดขั้นตอนที่ใช้วิเคราะห์จุลินทรีย์แต่ละชนิดในเครื่อง PCR-Realtime ....	72
ตารางที่ 3-7	ไพรเมอร์ที่ใช้วิเคราะห์จุลินทรีย์ .....	73
ตารางที่ 3-8	จุดเก็บตัวอย่าง และความถี่ในการเก็บตัวอย่าง .....	74
ตารางที่ 3-9	วิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ .....	75
ตารางที่ 4-1	ค่าเฉลี่ยอุณหภูมิภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์.....	80
ตารางที่ 4-2	ค่าเฉลี่ยพีเอชภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ .....	81
ตารางที่ 4-3	ค่าเฉลี่ยปริมาณออกซิเจนละลายภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ .....	83
ตารางที่ 4-4	ค่าเฉลี่ยโออาร์พีภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ .....	84
ตารางที่ 4-5	ปริมาณของแข็งแขวนลอยภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ .....	86
ตารางที่ 4-6	ค่าเอ็มแอลเอสเอส และค่าเอ็มแอลวีเอสเอส ที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์.....	87
ตารางที่ 4-7	กรดไขมันระเหยง่ายเฉลี่ยแต่ละชนิดภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ .....	89
ตารางที่ 4-8	ค่าซีไอดีเฉลี่ยที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ .....	92

ตารางที่ 4-9	การทดสอบทางสถิติเปรียบเทียบรูปแบบการเวียนสลับและอายุสลับต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีด้วย T-Test.....	96
ตารางที่ 4-10	ค่าทีเคเอ็นเฉลี่ยที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ .....	97
ตารางที่ 4-11	ค่าไนโตรเจนเฉลี่ยที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ .....	99
ตารางที่ 4-12	ค่าไนเตรทเฉลี่ยที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์.....	100
ตารางที่ 4-13	ค่าไนโตรเจนทั้งหมดที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ .....	101
ตารางที่ 4-14	การทดสอบทางสถิติเปรียบเทียบรูปแบบการเวียนสลับและอายุสลับต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดด้วย T-Test.....	103
ตารางที่ 4-15	ค่าฟอสฟอรัสเฉลี่ยที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ .....	104
ตารางที่ 4-16	การทดสอบทางสถิติเปรียบเทียบรูปแบบการเวียนสลับและอายุสลับต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสด้วย T-Test.....	107
ตารางที่ 4-17	ปริมาณเฉลี่ยของ AOB ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างถังปฏิกรณ์ .....	109
ตารางที่ 4-18	ปริมาณเฉลี่ยของ Nitrospira ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างถังปฏิกรณ์ .....	112
ตารางที่ 4-19	ปริมาณเฉลี่ยของ PAO ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างถังปฏิกรณ์ .....	115
ตารางที่ 4-20	การดำเนินการเพื่อควบคุมค่าฟลักซ์ของระบบ .....	118
ตารางที่ 4-21	คุณภาพน้ำเฉลี่ยที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดเพื่อการนำกลับมาใช้ใหม่.....	120
ตารางที่ 4-22	เปรียบเทียบคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดกับมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร .....	121
ตารางที่ 4-23	เปรียบเทียบคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดกับมาตรฐานคุณภาพน้ำเบื้องต้น. ....	122
ตารางที่ 4-24	เปรียบเทียบคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดกับมาตรฐานคุณภาพน้ำเบื้องต้น. ....	123

## สารบัญภาพ

ภาพที่ 2-1	ขั้นตอนในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ.....	9
ภาพที่ 2-2	ผลของอุณหภูมิต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน.....	12
ภาพที่ 2-3	ผลของอุณหภูมิต่ออายุสลัดจ์ต่ำสุดสำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชัน.....	15
ภาพที่ 2-4	ผลกระทบของพีเอชที่มีต่ออัตราการใช้ฟอสเฟต.....	20
ภาพที่ 2-5	กระบวนการ 3 Stage Phoredox.....	24
ภาพที่ 2-6	กระบวนการ Modified Bardenpho.....	24
ภาพที่ 2-7	กระบวนการ UCT / VIP.....	25
ภาพที่ 2-8	กระบวนการ SBR แบบฟรี-ดีเอ็น.....	26
ภาพที่ 2-9	กระบวนการ SBR แบบโพสต์-ดีเอ็น.....	27
ภาพที่ 2-10	กระบวนการ MUCT.....	28
ภาพที่ 2-11	กระบวนการในการเกิดฟิล์มชีวภาพ.....	35
ภาพที่ 2-12	ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ที่ชั้นความหนาต่างๆของฟิล์มชีวภาพ.....	36
ภาพที่ 2-13	การกรองแบบไหลผ่านเมมเบรนและการกรองแบบไหลขนานเมมเบรน.....	39
ภาพที่ 2-14	ระบบล้างบำบัดน้ำเสียของ Seo et al. (2000).....	52
ภาพที่ 2-15	ระบบเอ็มปีอาร์ร่วมกับระบบยูซีที.....	55
ภาพที่ 3-1	รูปแบบการเวียนสัจด์จ์ของการทดลอง.....	57
ภาพที่ 3-2	แผนภาพถังพักน้ำของอาคารมหิตลาธิเบศร.....	59
ภาพที่ 3-3	รายละเอียดถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่ใช้ในการทดลอง.....	61
ภาพที่ 3-4	ไมโครฟิลเทรชันชนิดเส้นใยกลวง (Hollow fiber).....	62
ภาพที่ 3-5	ตัวกลางแบบท่อเอียงพลาสติก (inclined-tube).....	63
ภาพที่ 3-6	เครื่องสูบน้ำเข้า.....	63
ภาพที่ 3-7	เครื่องสูบน้ำออก.....	64

ภาพที่ 3-8	เครื่องสูบเวียนน้ำ .....	64
ภาพที่ 3-9	ถังเก็บน้ำ.....	65
ภาพที่ 3-10	รูปแบบการเปรียบเทียบผลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์และอายุสลัดจ์ทางสถิติ.....	69
ภาพที่ 4-1	ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในช่วงเริ่มเดินระบบ .....	77
ภาพที่ 4-2	ประสิทธิภาพการกำจัดทีเคเอ็นในช่วงเริ่มเดินระบบ .....	78
ภาพที่ 4-3	ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในช่วงเริ่มเดินระบบ.....	78
ภาพที่ 4-4	อุณหภูมิภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาการทดลอง.....	81
ภาพที่ 4-5	ค่าพีเอชภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาการทดลอง .....	82
ภาพที่ 4-6	ปริมาณออกซิเจนละลายภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาการทดลอง .....	84
ภาพที่ 4-7	ค่าโออาร์พีภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาการทดลอง .....	85
ภาพที่ 4-8	ปริมาณของแข็งแขวนลอยภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาการทดลอง .....	86
ภาพที่ 4-9	ความเข้มข้นของจุลชีพภายในส่วนเติมอากาศตลอดระยะเวลาการทดลอง .....	88
ภาพที่ 4-10	กรดไขมันระเหยง่ายในถังปฏิกรณ์ของการทดลองที่ 1 .....	90
ภาพที่ 4-11	กรดไขมันระเหยง่ายในถังปฏิกรณ์ของการทดลองที่ 2.....	90
ภาพที่ 4-12	กรดไขมันระเหยง่ายในถังปฏิกรณ์ของการทดลองที่ 3.....	91
ภาพที่ 4-13	กรดไขมันระเหยง่ายในถังปฏิกรณ์ของการทดลองที่ 4.....	91
ภาพที่ 4-14	ค่าซีโอดีที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลอง .....	93
ภาพที่ 4-15	ค่าซีโอดีของระบบตลอดระยะเวลาการทดลอง.....	94
ภาพที่ 4-16	ค่าทีเคเอ็นที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลอง.....	98
ภาพที่ 4-17	ค่าไนโตรที่ที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลอง .....	99
ภาพที่ 4-18	ค่าไนเตรทที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลอง.....	100



ภาพที่ 4-19	ค่าไนโตรเจนทั้งหมดที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการ ทดลอง.....	101
ภาพที่ 4-20	ค่าฟอสฟอรัสที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลอง.....	105
ภาพที่ 4-21	ค่าฟอสฟอรัสของระบบตลอดระยะเวลาการทดลอง.....	105
ภาพที่ 4-22	ชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์.....	108
ภาพที่ 4-23	Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TS1 และ TS2 เทียบกับมาตรฐานของ AOB....	110
ภาพที่ 4-24	Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TL1, TL2 และ A เทียบกับมาตรฐานของ AOB	111
ภาพที่ 4-25	Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TS1 และ TS2 เทียบกับมาตรฐานของ Nitrospira .....	113
ภาพที่ 4-26	Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TL1, TL2 และ A.....	114
ภาพที่ 4-27	Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TS1 และ TS2 เทียบกับมาตรฐานของ PAO....	116
ภาพที่ 4-28	Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TL1, TL2 และ A เทียบกับมาตรฐานของ PAO	117
ภาพที่ 4-29	ค่าความดันลดผ่านแผ่นเยื่อเมมเบรน (Pressure Lose) และค่าฟลักซ์.....	119

## บทที่ 1

### บทนำ

#### 1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

น้ำเสียเป็นปัญหาสำคัญอย่างหนึ่งที่ส่งผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตทุกชนิด เนื่องจากมีอัตราการเพิ่มขึ้นของจำนวนประชากรอย่างรวดเร็วจึงก่อให้เกิดความต้องการใช้น้ำทั้งในการอุปโภค บริโภค มากยิ่งขึ้นตามไปด้วย ส่งผลให้มีปริมาณน้ำเสียเพิ่มขึ้นตามลำดับ ในขณะที่แหล่งน้ำดิบที่มีอยู่มีคุณภาพต่ำลงและหาปริมาณเพิ่มขึ้นได้ยากยิ่งนัก ดังนั้นการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่เพื่อเป็นแหล่งน้ำทดแทนจากแหล่งน้ำเดิม และเพื่อให้เกิดการใช้น้ำที่มีอยู่อย่างจำกัดได้คุ้มค่ามากที่สุด

ในงานวิจัยนี้อาคารสูงเป็นเป้าหมายสำคัญในการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ เนื่องจากมีอัตราการใช้น้ำค่อนข้างสูงเมื่อเทียบกับบ้านเรือนทั่วไป และมีการสร้างอาคารสูงเพิ่มขึ้นเพื่อรองรับกับจำนวนประชากรที่มากขึ้นในพื้นที่ที่จำกัดอย่างในปัจจุบัน เช่น อาคารสำนักงาน อาคารชุด ห้างสรรพสินค้า เป็นต้น ซึ่งน้ำเสียส่วนใหญ่มาจากห้องน้ำ ห้องส้วม พารามิเตอร์ที่สำคัญในน้ำเสียประเภทนี้คือ สารอินทรีย์ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส ในการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่นั้นจึงมุ่งเน้นในการกำจัดสารอินทรีย์และธาตุอาหาร ได้แก่ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส (Biological nutrients removal ; BNR) เนื่องจากอาจเกิดปัญหาทางสาธารณสุขตามมา เช่น โรคเด็กตัวเขียว (Blue baby) มีสาเหตุมาจากการได้รับไนเตรทสูงเกินไป หากมีการปล่อยลงสู่แหล่งน้ำและมีการสะสมในแหล่งน้ำใต้ดิน ปัญหาปริมาณออกซิเจนในน้ำลดลงอย่างรวดเร็ว เนื่องจากค่าความต้องการออกซิเจนของไนโตรเจน (Nitrogenous oxygen demand; NOD) มากพอๆหรือมีมากกว่าค่าความต้องการออกซิเจนจากสารอินทรีย์คาร์บอน (Biochemical oxygen demand; BOD) ปัญหาความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำเนื่องจากได้รับแอมโมเนียอิสระและไนเตรท และทำให้เกิดปัญหาการเติบโตของสาหร่ายที่มากเกินไป (Eutrophication)

เนื่องจากปัจจุบันได้มีการพัฒนาการกำจัดธาตุอาหารโดยใช้ถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เช่น ระบบไฟรีดอกซ์สามขั้นตอน (ระบบ  $A^2/O$ ) ระบบบาร์เดนโฟ กระบวนการยูซีที เป็นต้น ซึ่งเป็นระบบที่มีต้นทุนต่ำ และมีปริมาณสลัดจ์เกิดขึ้นน้อย แต่มีปัญหาในการรักษาจุลินทรีย์ไว้ในระบบเนื่องจากจุลินทรีย์สามารถหลุดไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว จึงมีการใช้กระบวนการเมมเบรนในการกำจัดธาตุอาหาร (Membrane bioreactor; MBR) เพื่อช่วยในการรักษาอายุสลัดจ์ และคัดพันธุ์จุลินทรีย์ไว้ในระบบ ซึ่งทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ได้มากยิ่งขึ้น

งานวิจัยนี้จึงมีแนวคิดในการประยุกต์ใช้ระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพ ร่วมกับการใช้ตัวกลาง (Incline Tube) เพื่อลดขนาดถังบำบัดน้ำเสียให้เหมาะกับการใช้งานในอาคาร โดยพิจารณาเปรียบเทียบผลของรูปแบบการเวียนสไลด์และอายุสไลด์ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส และเป็นแนวทางในการปรับปรุงคุณภาพน้ำเพื่อการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ต่อไป

## 1.2 วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1.2.1 เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ด้วยระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน

1.2.2 เพื่อศึกษาผลของรูปแบบการเวียนสไลด์ และอายุสไลด์ที่เหมาะสมของระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน

1.2.3 เพื่อศึกษาความเหมาะสมในการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ของน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดด้วยระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน โดยอ้างอิงกับมาตรฐานคุณภาพน้ำเพื่อการนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดกลับมาใช้ใหม่สำหรับอาคาร

## 1.3 ขอบเขตการวิจัย

งานวิจัยนี้เดินระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลาง (Incline Tube) และใช้น้ำเสียจากอาคารมhitลาริเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ดำเนินการวิเคราะห์ผลการทดลอง ณ ห้องปฏิบัติการภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งระบบประกอบด้วย

1.3.1 ถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับตัวกลางแบบท่อเอียง มีขนาดความสูง 2.4 เมตร กว้าง 0.6 เมตร ยาว 2.35 เมตร ปริมาตรรวมทั้งหมด 3.38 ลูกบาศก์เมตร ภายในถังปฏิกรณ์แบ่งออกเป็น 4 ส่วน ดังนี้

1. ส่วนปรับสภาพน้ำเสีย มีความสูง 2.4 เมตร กว้าง 0.6 เมตร ยาว 0.46 เมตร ปริมาตรรวม 0.66 ลูกบาศก์เมตร

2. ส่วนแอนแอโรบิกกับตัวกลางแบบท่อเอียง มีความสูง 2.4 เมตร กว้าง 0.6 เมตร ยาว 0.47 เมตร ปริมาตรรวม 0.68 ลูกบาศก์เมตร ภายในบรรจุตัวกลางความสูง 0.5 เมตร

3. ส่วนแอนออกซิกกับตัวกลางแบบท่อเอียง มีความสูง 2.4 เมตร กว้าง 0.6 เมตร ยาว 0.47 เมตร ปริมาตรรวม 0.68 ลูกบาศก์เมตร ภายในบรรจุตัวกลางความสูง 0.5 เมตร

4. ส่วนแอโรบิกกับเมมเบรน มีความสูง 2.4 เมตร กว้าง 0.6 เมตร ยาว 0.805 เมตร ปริมาตรรวม 1.16 ลูกบาศก์เมตร ภายในมีหัวกระจายอากาศจำนวน 5 หัว

1.3.2 กรองด้วยกระบวนการไมโครฟิลเทรชัน โดยใช้เมมเบรนชนิดเส้นใยกลวง (Hollow Fiber Membrane) ขนาดรูพรุน 0.4 ไมโครเมตร มีพื้นที่ผิว 12.5 ตารางเมตร

1.3.3 ใช้ตัวกลางพลาสติกแบบแผ่นเอียง (incline tube) มีพื้นที่ผิว 105 ตารางเมตร/ลูกบาศก์เมตร

1.3.4 ควบคุมปริมาณออกซิเจนละลายในส่วนแอโรบิกให้ไม่ต่ำกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร ด้วยโซลินอยด์วาล์วและเครื่องควบคุมปริมาณออกซิเจน และกระจายอากาศด้วยหัวกระจายอากาศ 5 หัว

1.3.5 งานวิจัยแบ่งเป็น 4 ชุดการทดลอง คือ

ชุดการทดลองที่ 1 ผลของรูปแบบการเวียนสลับกลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนออกซิกกับตัวกลางแบบท่อเอียงทั้ง 2 ถึง ถึงละ 100% ของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย โดยมีค่าอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน โดยใช้เวลากักน้ำ 4.4 ชั่วโมง

ชุดการทดลองที่ 2 ผลของรูปแบบการเวียนสลับกลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนออกซิกกับตัวกลางแบบท่อเอียงทั้ง 2 ถึง ด้วยปริมาตรถึงละ 100% ของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย โดยมีค่าอายุสลัดจ์ที่ 80 วัน โดยใช้เวลากักน้ำ 4.4 ชั่วโมง

ชุดการทดลองที่ 3 ผลของรูปแบบการเวียนสลับกลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนออกซิกกับตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 100% ของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย และจากส่วนแอนออกซิกกับตัวกลางแบบท่อเอียงไปยังส่วนแอนแอโรบิกกับตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 100% ของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย โดยมีค่าอายุสลัดจ์ที่ 80 วัน โดยใช้เวลากักน้ำ 4.4 ชั่วโมง

ชุดการทดลองที่ 4 ผลของรูปแบบการเวียนสลับกลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนออกซิกกับตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 100% ของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย และจากส่วนแอนออกซิกกับตัวกลางแบบท่อเอียงไปยังส่วนแอนแอโรบิกกับตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 100% ของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย โดยมีค่าอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน โดยใช้เวลากักน้ำ 4.4 ชั่วโมง

#### 1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 ระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส สามารถเป็นทางเลือกในการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ในอาคารได้

1.4.2 ทราบถึงสภาวะที่เหมาะสมของระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอนในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส

## บทที่ 2

### เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

#### 2.1 น้ำเสียจากอาคาร

น้ำเสียจากอาคารจัดเป็นน้ำเสียชุมชน (Domestic Wastewater) แหล่งที่มาของน้ำเสียนั้นเกิดจากการประกอบกิจกรรมของผู้ที่อยู่อาศัยหรือกิจการในอาคารประเภทนั้นๆ ส่วนใหญ่เป็นน้ำเสียที่เกิดจากการประกอบอาหาร การชำระล้างต่างๆ และจากห้องสุขา สำหรับปริมาณและลักษณะน้ำเสียจากอาคารมีหลักเกณฑ์การพิจารณาทั่วไปดังนี้

##### 2.1.1 ปริมาณน้ำเสียจากอาคาร

ปริมาณน้ำเสียที่ปล่อยทิ้งจากอาคารจะมีค่าประมาณร้อยละ 80 ของปริมาณน้ำใช้หรืออาจประเมินได้จากจำนวนประชากรหรือพื้นที่อาคาร ตารางที่ 2-1 แสดงปริมาณน้ำเสียจากอาคารประเภทต่าง ๆ (กรมควบคุมมลพิษ, 2556)

##### 2.1.2 ลักษณะน้ำเสียจากอาคาร

น้ำเสียจากอาคารประกอบไปด้วยน้ำเสียจากกิจกรรมต่างๆ ในชีวิตประจำวันซึ่งมีองค์ประกอบต่างๆ ดังนี้

- 1) สารอินทรีย์ ได้แก่ คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน เช่น เศษข้าว ก๋วยเตี๋ยว น้ำแกง เศษใบตอง พืชผัก ซึ้นเนื้อ เป็นต้น ซึ่งสามารถย่อยสลายได้โดยจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจน ทำให้ระดับออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen) ลดลงเกิดสภาพเน่าเหม็นได้ ปริมาณของสารอินทรีย์ในน้ำนิยมนวัดด้วยค่าบีโอดี (BOD) เมื่อค่าบีโอดีในน้ำสูง แสดงว่ามีสารอินทรีย์ปะปนอยู่มาก และสภาพเน่าเหม็นจะเกิดขึ้นได้ง่าย
- 2) สารอนินทรีย์ ได้แก่ แร่ธาตุต่างๆ ที่อาจไม่ทำให้เกิดน้ำเน่าเหม็น แต่อาจเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต ได้แก่ คลอไรด์ ซัลเฟต เป็นต้น
- 3) ไขมันและสารลอยน้ำต่างๆ เป็นอุปสรรคต่อการสังเคราะห์แสง และกีดขวางการกระจายของออกซิเจนจากอากาศลงสู่น้ำ นอกจากนั้นยังทำให้เกิดสภาพไม่น่าดู
- 4) ของแข็ง เมื่อจมตัวสู่ก้นลำน้ำทำให้เกิดสภาพไร้ออกซิเจนที่ท้องน้ำ ทำให้แหล่งน้ำตื้นเขิน มีความขุ่นสูง ส่งผลกระทบต่อ การดำรงชีพของสัตว์น้ำที่อาศัยตามท้องน้ำ เช่น ปลาตุ๊ก ปลาบู่ เป็นต้น

ตารางที่ 2-1 ปริมาณน้ำเสียจากอาคารประเภทต่าง ๆ : เอกสารประกอบการประชุม สวสท, สมาคมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย 2536 (กรมควบคุมมลพิษ, 2556)

ประเภทอาคาร	หน่วย	ลิตร/วัน-หน่วย
อาคารชุด/บ้านพัก	ยูนิต	500
โรงแรม	ห้อง	1,000
หอพัก	ห้อง	80
สถานบริการ	ห้อง	400
หมู่บ้านจัดสรร	คน	180
โรงพยาบาล	เตียง	800
ภัตตาคาร	ตารางเมตร	25
ตลาด	ตารางเมตร	70
ห้างสรรพสินค้า	ตารางเมตร	5.0
สำนักงาน	ตารางเมตร	3.0

5) สารก่อให้เกิดฟอง/สารซักฟอก ได้แก่ ผงซักฟอก สบู่ ฟองจะกีดกันการกระจายของออกซิเจนในอากาศสู่น้ำ และอาจเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำ

6) จุลินทรีย์ บางชนิดอาจเป็นเชื้อโรคที่เป็นอันตรายต่อสุขภาพ ซึ่งแบ่งได้เป็น 4 ชนิด คือ แบคทีเรีย ไวรัส โปรโตซัว และพยาธิ โดยมีสาเหตุมาจากสิ่งขับถ่ายของมนุษย์ที่ปะปนมากับน้ำเสีย เช่น จุลินทรีย์ในน้ำเสียจากโรงพยาบาล หรือจากห้องสุขา เป็นต้น

7) ธาตุอาหาร ได้แก่ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เมื่อมีปริมาณสูงจะทำให้เกิดการเจริญเติบโตและเพิ่มปริมาณอย่างรวดเร็วของสาหร่ายและพืชน้ำ (Eutrophication) ซึ่งเป็นสาเหตุสำคัญทำให้ระดับออกซิเจนในน้ำลดลงต่ำมากในช่วงกลางคืน อีกทั้งยังทำให้เกิดวัชพืชน้ำ ซึ่งเป็นปัญหาแก่การสัญจรทางน้ำ

## 2.2 ปัญหาของไนโตรเจน และฟอสฟอรัสต่อสิ่งแวดล้อม

น้ำเสียส่วนใหญ่มักมีธาตุอาหารไนโตรเจนและฟอสฟอรัสเป็นองค์ประกอบ หากมิได้มีการกำจัดธาตุอาหารเหล่านี้ให้เหมาะสมแล้วปล่อยสู่แหล่งรองรับน้ำทิ้งที่เป็นแหล่งน้ำปิดหรือปากแม่น้ำ อาจก่อให้เกิดปัญหาต่างๆ มากมายดังนี้

### 2.2.1 ความเป็นพิษของแอมโมเนียและไนไตรท์

เมื่อน้ำเสียระบายลงสู่แหล่งน้ำเกลือแอมโมเนีย ( $\text{NH}_4^+$ ) ในน้ำเสียจะแปรสภาพเป็นแอมโมเนียอิสระ ( $\text{NH}_3$ ) หากพีเอชในแหล่งน้ำมากกว่าหรือเท่ากับ 8 ซึ่งเป็นพิษอย่างมากต่อปลา

ทำให้ปลาไม่สามารถจับถ่ายได้ อ่อนแอและติดโรคได้ง่าย (สُبณจิต นิมรัตน์, 2548) โดยที่แอมโมเนียอิสระ ( $\text{NH}_3$ ) เพียง 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร ก็สามารถเป็นพิษรุนแรงต่อปลาหลายชนิดได้ (U.S.EPA, 1987) ส่วนค่าไนโตรเจนที่เป็นพิษต่อสัตว์น้ำเช่นกัน ความเป็นพิษของไนโตรเจนต่อสัตว์น้ำเกิดจากการที่ไนโตรเจนไปออกซิไดซ์เหล็กซึ่งเป็นองค์ประกอบฮีโมโกลบิน ทำให้กลายเป็นเมธิโมโกลบินซึ่งไม่สามารถขนถ่ายออกซิเจนได้ ทำให้เกิดการตายเนื่องจากขาดออกซิเจน โดยประเทศแคนาดาได้กำหนดไว้ไม่เกิน 0.06 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร (CCREM, 1986) และในบ่อเลี้ยงกุ้งทะเลไนโตรเจนไม่ควรเกิน 0.1 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร (Chen and Chin, 1988)

### 2.2.2 ปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Eutrophication)

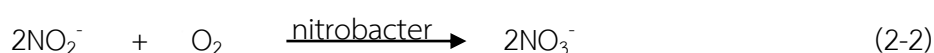
เป็นปรากฏการณ์ที่มีผลกระทบต่อแหล่งน้ำ เนื่องจากปริมาณไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่ทิ้งสู่แหล่งน้ำ ทำให้สาหร่ายและพืชน้ำอื่นๆ เติบโตอย่างรวดเร็ว เมื่อสาหร่ายเพิ่มจำนวนมากขึ้นเรื่อยๆ จนหนาแน่น จะเกิดการแย่งชิงอาหารกันขึ้น สาหร่ายบางส่วนที่ไม่สามารถแย่งอาหารได้เพียงพอก็จะตายลง และเกิดการย่อยสลายตัวเองซึ่งต้องใช้ออกซิเจนในแหล่งน้ำในการย่อยสลาย ทำให้ออกซิเจนในแหล่งน้ำลดลง เกิดผลกระทบโดยตรงต่อสิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำที่ต้องใช้ออกซิเจนในการดำรงชีวิต ค่าวิกฤตที่ทำให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชันของไนโตรเจนเท่ากับ 0.05 – 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร ส่วนค่าวิกฤตของฟอสฟอรัสเท่ากับ 0.007 – 0.03 มิลลิกรัม/ลิตร จะเห็นว่าค่าวิกฤตของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสมีค่าต่ำมาก การปล่อยธาตุทั้งสองจึงไม่ควรให้เกิดขึ้น ซึ่งเป็นอีกเหตุผลหนึ่งในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสออกจากน้ำเสียในปัจจุบัน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

### 2.2.3 โรคเด็กตัวเขียว (Blue Baby)

เมื่อมีไนโตรเจนระบายนลงสู่แหล่งน้ำแล้วถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนเตรทจนหมดสิ้น ปัญหาจากไนเตรทก็ยังไม่หมดไปเพราะไนเตรทในแหล่งน้ำสามารถแทรกตัวลงไปสู่อบาดาลหรือชั้นน้ำใต้ดิน หากประชาชนมีการนำน้ำมาบริโภคก็จะเกิดปัญหาทางสาธารณสุขในเด็กอ่อนนั่นคือ โรคเด็กตัวเขียว (Blue Baby) เมื่อเด็กอ่อนได้รับไนเตรทเข้าสู่ร่างกาย โดยไนเตรทจะลดรูปไปเป็นไนโตรทในเด็ก และเมื่อส่งถ่ายไปกับเส้นเลือดแดงจะไปแย่งชิงออกซิเจนจากเม็ดเลือดแดงจนเกิดเป็นเม็ดเลือดดำที่ขาดออกซิเจน ทำให้เด็กมีอาการตัวเขียว เป็นลมหมดสติ และเสียชีวิตได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ซึ่งได้มีการกำหนดค่ามาตรฐานไนเตรทในน้ำดื่มไว้ไม่เกิน 10 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร หรือ 45 มิลลิกรัมไนเตรท/ลิตร (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2521)

## 2.2.4 ความต้องการออกซิเจนของไนโตรเจน

ปกติในงานการบำบัดน้ำเสียจะมุ่งกำจัดบีโอดีซึ่งไม่สามารถกำจัดไนโตรเจนได้ โดยถ้าระบบบำบัดสามารถลดบีโอดีจาก 100 มิลลิกรัม/ลิตร ไปเป็น 20 มิลลิกรัม/ลิตร ตามมาตรฐานจะมีความต้องการออกซิเจน 80 มิลลิกรัมออกซิเจน/ลิตร แต่ถ้าไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์และแอมโมเนียถูกปล่อยลงแหล่งน้ำ 30 มิลลิกรัมไนโตรเจน/ลิตร จะเกิดความต้องการออกซิเจนของไนโตรเจน (Nitrogenous Oxygen Demand; NOD) เพื่อออกซิไดซ์ไนโตรเจนให้เป็นไนเตรทเท่ากับ  $30 \times 4.57$  (ค่าความต้องการออกซิเจนของการย่อยสลายไนโตรเจนจากสมการ) = 137 มิลลิกรัมออกซิเจน/ลิตร ดังสมการ 2-1 ถึง 2-3



จะเห็นว่าค่าความต้องการออกซิเจนของไนโตรเจนมีค่ามากพอๆกับหรือมากกว่าค่าความต้องการออกซิเจนของสารอินทรีย์คาร์บอน (BOD) ซึ่งค่า NOD สามารถทำให้เกิดเส้นหย่อนออกซิเจน (oxygen sag curve) ในแหล่งน้ำได้มากและเร็วขึ้น

## 2.3 การกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ

ไนโตรเจนพบได้หลายรูปแบบทั้งในสิ่งแวดล้อมและในน้ำเสีย ซึ่งมีการเปลี่ยนแปลงในรูปต่างๆ จากที่เป็นสารละลายในน้ำเสียให้ไปอยู่ในสถานะก๊าซ ในการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพจะอาศัยจุลินทรีย์อยู่ 2 กลุ่ม โดยกลุ่มแรกมีหน้าที่ออกซิไดซ์ไนโตรเจนให้เป็นไนเตรท ส่วนกลุ่มที่สองจะลดรูปไนโตรเจนนี้ให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนออกจากระบบ ซึ่งขั้นตอนทั้งหมดที่เกิดขึ้นในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพนี้สามารถสรุปได้ดังภาพที่ 2-1

### 2.3.1 กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน

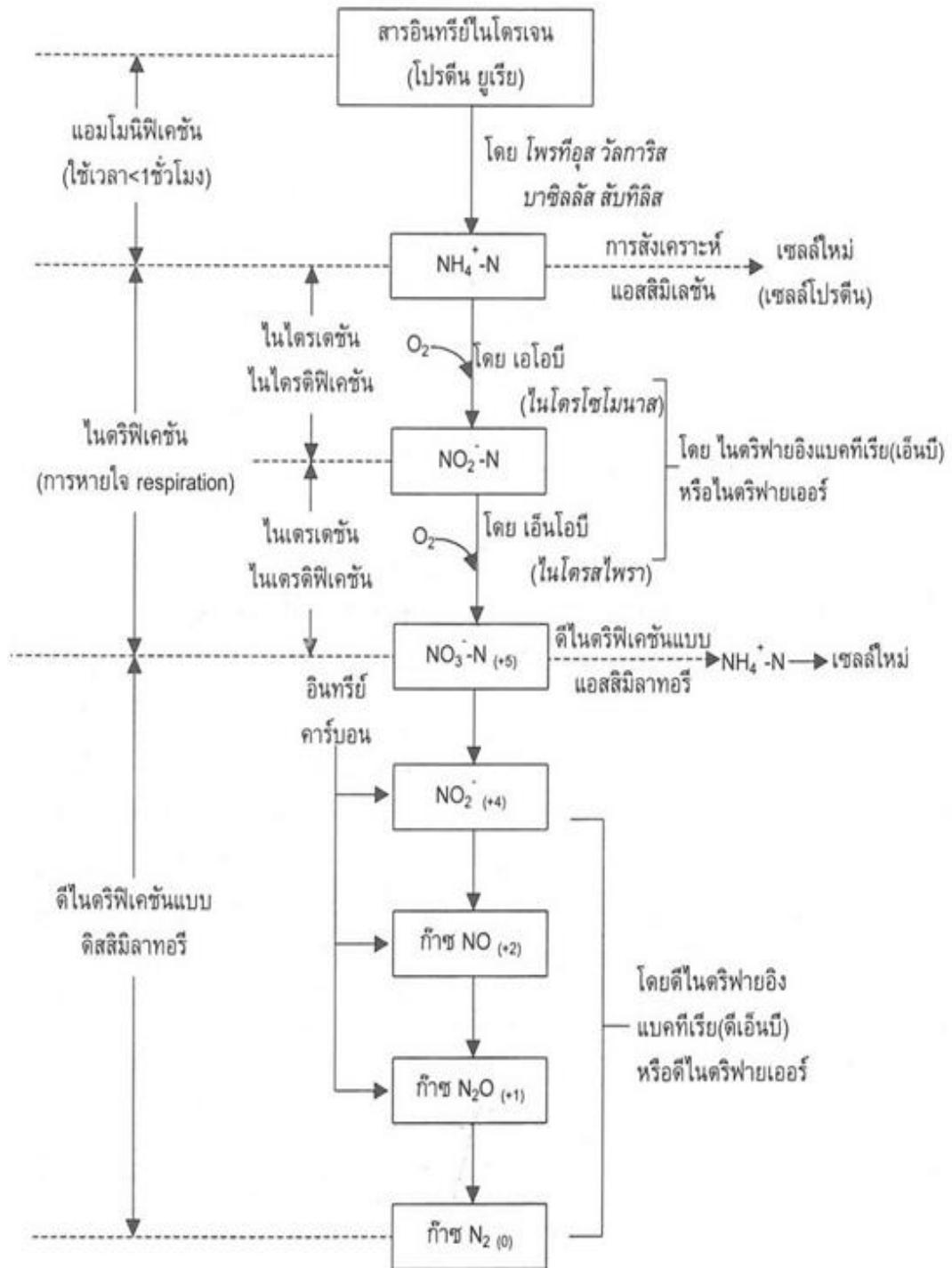
เป็นกระบวนการซึ่งเปลี่ยนสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนให้อยู่ในรูปอนินทรีย์ หรือสามารถเรียกกระบวนการนี้อีกอย่างว่าไนโตรเจนมิเนอรัลไลเซชัน (Nitrogen mineralization) ซึ่งอัตราการเกิดกระบวนการนี้ขึ้นอยู่กับปริมาณไนโตรเจนและอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจนในสารอาหาร โดยอัตราส่วนบีโอดีต่อไนโตรเจนต่อฟอสฟอรัสสำหรับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์คือ 100 : 5 : 1 หากปริมาณไนโตรเจนในสารอาหารมีไม่เพียงพอต่อการสังเคราะห์เซลล์ก็จะไม่เกิด



กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน แต่ถ้าหากปริมาณไนโตรเจนมีสูงกว่าที่ใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ ก็จะทำให้เกิดกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันทำให้ปริมาณแอมโมเนียในระบบมีสูง (Grady et al., 1999)

จุลินทรีย์หลายชนิดมีบทบาทในกระบวนการนี้ เช่น แบคทีเรีย ฟังไจ แอคทีโนมัยซีต ฯลฯ โดยแอมโมเนียถูกผลิตขึ้นได้จากปฏิกิริยาภายนอกเซลล์ที่มีผลต่อซากพืช ซากสัตว์ และการหายใจแบบแอนโดจีนัสของเซลล์ที่มีชีวิต รวมทั้งเซลล์ที่แตกแล้ว แต่แอมโมเนียที่เกิดขึ้นมักไม่อยู่ในรูปของแอมโมเนียอิสระ โดยอยู่ในรูปของเกลือแอมโมเนียม ( $\text{NH}_4^+$ ) ดังสมการ 2-4 เพราะน้ำเสียทั่วไปมีภาวะพีเอชเป็นกรด





ภาพที่ 2-1 ขั้นตอนในกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีวภาพ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

### 2.3.2 กระบวนการไนตริฟิเคชัน

เป็นกระบวนการที่เปลี่ยนแอมโมเนียให้เป็นไนเตรท มีไนโตรทเป็นสารระหว่างปฏิกิริยา จุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดกระบวนการมีทั้งชนิดเฮเทอโรโทรฟและออโตโทรฟ แต่เมื่อเทียบกันแล้วออโตโทรฟมีบทบาทมากกว่า ซึ่งมีจุลินทรีย์ 2 กลุ่ม แต่เรียกรวมว่า Nitrifier หรือ Nitrifying Bacteria โดยใช้สารอนินทรีย์คาร์บอน ได้แก่ คาร์บอนไดออกไซด์ ไบคาร์บอเนต เป็นแหล่งคาร์บอน และได้รับพลังงานจากปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน มีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย โดยกระบวนการนี้จะแบ่งออกเป็น 2 ขั้นตอนย่อย คือ

1) ปฏิกิริยาไนไตรเตชัน (Nitritation) หรือเรียกอีกอย่างว่า ไนไตรติฟิเคชัน (Nitritification) จุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์เรียกว่า AOB (Ammonia oxidizing bacteria) จุลินทรีย์ส่วนใหญ่ได้แก่กลุ่มไนโตรโซโมนาส ดังตารางที่ 2-2

ตารางที่ 2-2 Ammonia oxidizing bacteria (Seviour and Blackall, 1999)

Genus	Specie	Morphology	Habitat
<i>Nitrosomonas</i>	<i>N.europaea</i>	rods	fresh water activated soil
	<i>N.cryptotolerans</i>	rods	marine
<i>Nitrosococcus</i>	<i>N.nitrosus</i>	cocci	soil
	<i>N.oceanus</i>	cocci	marine
<i>Nitrospira</i>	<i>N.briensis</i>	helical	blackish water soil
	<i>N.multiformis</i>	lobed	soil
<i>Nitrosovibrio</i>	<i>N.tenuis</i>	curved rods	soil

โดยมีปฏิกิริยาการเปลี่ยนแปลงแอมโมเนียไปเป็นไนไตรท์ ดังสมการ 3-1 จากสมการ จะเห็นว่าเกิด  $2H^+$  ซึ่งทำให้ระบบบำบัดน้ำเสียมีสภาพเป็นกรด ถ้ามีค่าพีเอชน้อยกว่า 6 จะทำให้เกิดความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ดังนั้นในถังที่ทำการย่อยสลายด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชันอาจต้องมีการทำให้สภาพเป็นกลางโดยการปรับสภาวะละลายด้วยสารไบคาร์บอเนตหรือสารเคมีที่มีฤทธิ์เป็นด่าง (สุบัญญัติ นิมรัตน์, 2548)

2) ปฏิกิริยาไนเตรเตชัน (Nitrataion) หรือเรียกอีกอย่างว่า ไนเตรติฟิเคชัน (Nitrification) จุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์ไนโตรท์ไปเป็นไนเตรทเรียกว่า NOB (Nitrite oxidizing bacteria) ดังตารางที่ 2-3 รวมทั้งเชื้อราพวก เช่น A. flavus

ตารางที่ 2-3 Nitrite oxidizing bacteria (Seviour and Blackall, 1999)

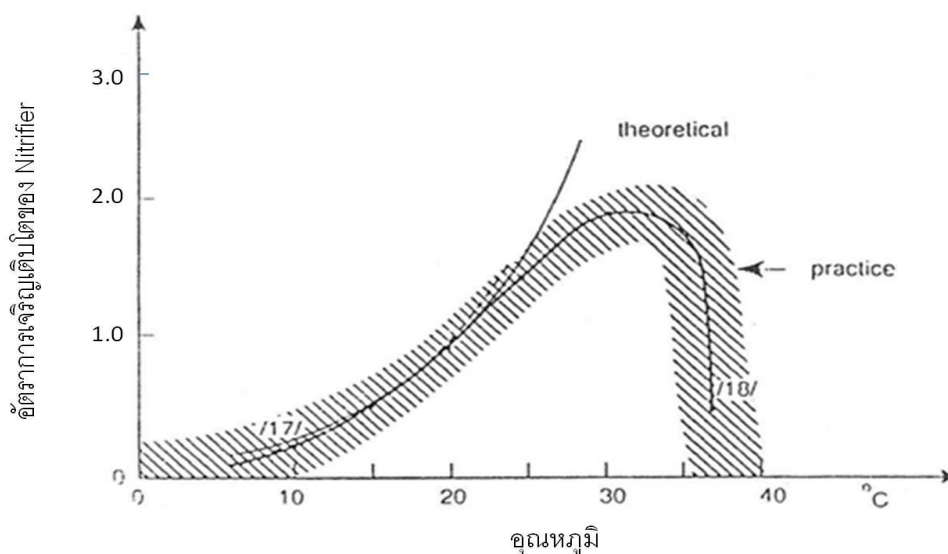
Genus	Specie	Morphology	Habitat
<i>Nitrobacter</i>	<i>N.winogradskyi</i>	pleomorphic	soil
		rods	fresh water
	<i>N.hamburgensis</i>	pleomorphic	soil
		rods	
	<i>N.vulgaris</i>	pleomorphic	soil
		rods	blackish water
<i>Nitrococcus</i>	<i>N.mobilis</i>	coccus	marine
<i>Nitrospina</i>	<i>N.gracilis</i>	rods	marine
<i>Nitrospira</i>	<i>N.marina</i>	curved	marine
	<i>N.moscoviensis</i>	curved	fresh water

### 2.3.3 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน

1) สารอาหาร คือ ค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในถังเดิมอากาศ ขึ้นอยู่กับค่า  $K_{NH_4}$  ซึ่งค่านี้ขึ้นอยู่กับอุณหภูมิด้วย ดังสมการ 2-5

$$\begin{aligned}
 K_{NH_4,T} &= 10^{0.051T - 1.148} && (2-5) \\
 &= 0.74 \text{ มิลลิกรัม/ลิตร ที่ } 20 \text{ องศาเซลเซียส} \\
 &= 1.06 \text{ มิลลิกรัม/ลิตร ที่ } 23 \text{ องศาเซลเซียส}
 \end{aligned}$$

2) อุณหภูมิ ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมสำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันคือ 30 – 36 องศาเซลเซียส (Water Environment Federation, 1998) ซึ่งอัตราการเจริญเติบโตของ Nitrifier จะลดลงเมื่ออุณหภูมิลดลงอยู่ในช่วง 10 – 22 องศาเซลเซียส ดังภาพที่ 2-2 ทำให้อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันลดลงไปด้วยเมื่ออุณหภูมิลดลง และการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิอย่างฉับพลัน



ภาพที่ 2-2 ผลของอุณหภูมิต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Henze et al., 1996)

ไม่ว่าจะเพิ่มขึ้นหรือลดลงก็ยังคงส่งผลให้การเจริญเติบโตของ Nitrifier ต่ำกว่าปกติ (Henze et al., 1996)

3) พีเอช จุลินทรีย์ในกระบวนการไนตริฟิเคชันส่วนใหญ่เป็นประเภทออโตทรอปฟ์ ต้องใช้คาร์บอนไดออกไซด์และไบคาร์บอเนตเป็นแหล่งคาร์บอนในการสังเคราะห์เซลล์ โดยในการออกซิไดซ์แอมโมเนีย 1 กรัม ต้องใช้ไบคาร์บอเนต 7.2 กรัม ถ้าหากในน้ำเสียมีไบคาร์บอเนตไม่เพียงพอต่อการออกซิไดซ์แอมโมเนีย จะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลงอย่างรวดเร็ว ซึ่งส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในระบบ ในกรณีนี้อาจจะต้องเติมโซดาไฟ หรือปูนขาว ลงสู่ระบบเพื่อให้จุลินทรีย์ทำงานได้ดี โดยค่าพีเอชที่เหมาะสมอยู่ในช่วง 7.5 – 9.0 (Henze et al., 1996) และปฏิกิริยาจะถูกยับยั้งเมื่อพีเอชต่ำกว่า 6.0 หรือสูงกว่า 10.0 (Water Environment Federation, 1998)

4) ออกซิเจน ค่าออกซิเจนละลายปกติจะวัดกันในมวลน้ำของถังเติมอากาศ ซึ่งไม่ใช่ค่าออกซิเจนในฟล็อกหรือบนฟิล์มชีวภาพ ค่าออกซิเจนที่สัมพันธ์จริงกับจุลินทรีย์จะขึ้นอยู่กับขนาดรูปร่างของฟล็อก และความรุนแรงของการผสม ถ้ามี Ordinary Heterotrophic Organisms (OHO) จำนวนมากในระบบบำบัด OHO จะใช้ไนโตรเจนในการสร้างเซลล์อย่างรวดเร็ว ทำให้มีความเข้มข้นแอมโมเนียเหลือไปให้ Nitrifier น้อยลง อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันจึงลดลงตามไปด้วย (Hanaki et al., 1990) จุลินทรีย์กลุ่ม Nitrifier มีความไวต่อออกซิเจนความเข้มข้นต่ำมากกว่ากลุ่ม OHO ซึ่งถ้าค่าออกซิเจนละลายเท่ากับหรือมากกว่า 1.0 มิลลิกรัม/ลิตร ก็จะไม่เกิดผลกระทบต่อไนตริฟิเคชัน แต่โดยทั่วไปจะรักษาให้มีค่าออกซิเจนละลายเท่ากับ 2.0 มิลลิกรัม/ลิตร

5) สารยับยั้งและเป็นพิษ จุลินทรีย์กลุ่ม Nitrifier ค่อนข้างอ่อนไหวต่อสารต่างๆ ซึ่งขนาดของผลกระทบจากสารที่ยับยั้งการทำงานขึ้นอยู่กับชนิด ความเข้มข้น ระยะเวลาการสัมผัส และสภาพแวดล้อมอื่นๆ (Water Environment Federation, 1998) มีสารหลากหลายชนิด เช่น โลหะ สารอนินทรีย์ และสารอินทรีย์ ที่สามารถยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันในระบบได้ ดังตารางที่ 2-4, 2-5 และ 2-6

ตารางที่ 2-4 ปริมาณโลหะที่ยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Henze et al., 1996)

โลหะ	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)	ผลกระทบ
โคบอลต์	0.08 - 0.5	ยับยั้งไนโตรโซโมนาส (เชื้อบรีสุทธี)
โครเมียม	> 0.25	ยับยั้งการโตของไนโตรโซโมนาส (เชื้อบรีสุทธี)
	118	ยับยั้งร้อยละ 75 ของสลัดจ์
ทองแดง	0.05 - 0.56	ยับยั้งกิจกรรมของไนโตรโซโมนาส (เชื้อบรีสุทธี)
นิกเกิล	> 0.25	ยับยั้งกิจกรรมของไนโตรโซโมนาส (เชื้อบรีสุทธี)

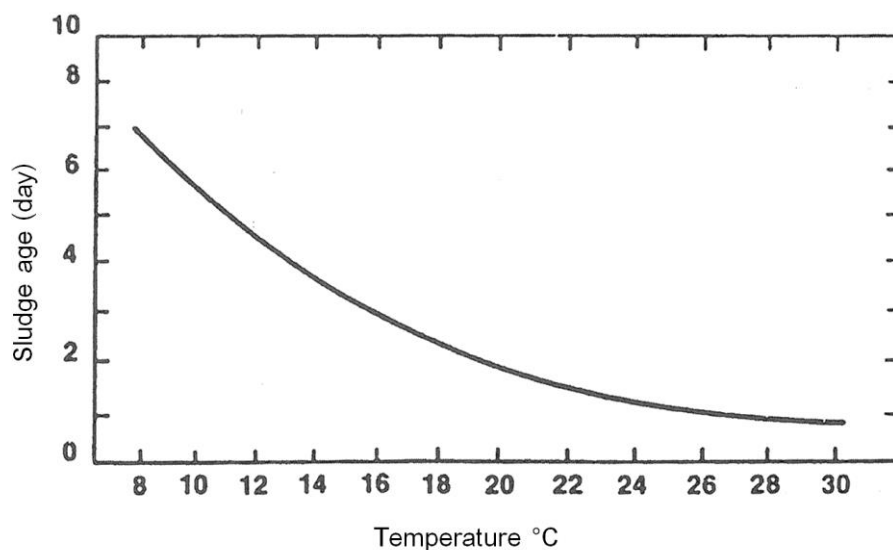
ตารางที่ 2-5 สารอนินทรีย์บางชนิดที่ยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Water Environment Federation, 1998)

สารอนินทรีย์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)	สารอนินทรีย์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)
แคดเมียม	14.3	ตะกั่ว	0.5
โครเมียม III	10	ทองแดง	230
ซัลไฟด์	5	นิกเกิล	5
โซเดียมคลอไรด์	35000	โพแทสเซียมไดโครเมต	6
โซเดียมไซยาเนต	100	โพแทสเซียมไฮโอไซยาเนต	300
โซเดียมไซยาไนด์	1	สังกะสี	11
โซเดียมอาร์ซีไนด์	2000	แอมโมเนียม	1,000
ไซยาไนด์	16.5	ไฮโดรเจนซัลไฟด์	50

ตารางที่ 2-6 สารอินทรีย์บางชนิดที่ยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Tomlinson et al., 1966)

สารอินทรีย์	ความเข้มข้นที่ยับยั้ง 75% (มิลลิกรัม/ลิตร)
Thiourea	0.076
Thioacetamide	0.53
Thiosemicarbazide	0.18
Methy isothiocyanate	0.8
Allyl isothiocyanate	1.9
Dithio-oxamide	1.1
Phenol	5.6
O-cresol	12.8
m-cresol	11.4
p-cresol	16.5
Allyl alcohol	19.5
Sodium cyanide	0.65
Ethanol	2,400
Acetone	2,000
Chloroform	18

6) อายุสลัดจ์ ของกระบวนการต้องมากพอเพื่อให้มีบีโอดีหรือสารอินทรีย์ในน้ำต่ำ จะได้เปิดโอกาสให้จุลินทรีย์กลุ่ม Nitrifier เติบโตได้โดยไม่ถูกล้างออกจากระบบ สำหรับในประเทศที่สภาพอากาศหนาว อายุสลัดจ์อาจต้องสูงถึง 6 – 10 วัน แต่ในประเทศที่สภาพอากาศร้อน อายุสลัดจ์ จะมีเพียง 2 – 3 วัน ดังภาพที่ 2-3 สามารถทำให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้นได้แล้ว



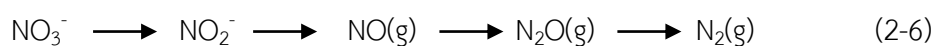
ภาพที่ 2-3 ผลของอุณหภูมิต่ออายุสลัดจ์ต่ำสุดสำหรับกระบวนการไนตริฟิเคชันที่พีเอช 7.2 และดีไอ 2 มิลลิกรัม/ลิตร (Sedlak, 1991)

### 2.3.4 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

ถึงแม้ว่าแอมโมเนียไนโตรเจนจะถูกกำจัดด้วยกระบวนการไนตริฟิเคชัน ซึ่งเป็นการลดผลกระทบต่อแหล่งน้ำแล้วก็ตาม แต่ไนเตรทที่เกิดจากกระบวนการไนตริฟิเคชันก็ยังส่งผลกระทบโดยการทำให้เกิดสารก่อมะเร็ง เช่น Nitrosamine หรือทำให้เกิดโรคเด็กตัวเขียวได้ ดังนั้นในการกำจัดไนโตรเจนที่สมบูรณ์ ไนเตรทต้องถูกลดรูปหรือถูกกำจัดออกจากระบบได้ 2 ทางคือ

1) Assimilatory Denitrification หรือเรียกว่า วิธีแอสสิมิเลชัน จุลินทรีย์บางชนิดต้องการไนโตรเจนสำหรับสังเคราะห์โปรตีน ซึ่งไนโตรเจนที่ดีที่สุดอยู่ในรูปแอมโมเนียม ถ้าไม่มีแอมโมเนียมในระบบหรือมีไม่พอ จุลินทรีย์จะลดรูปไนเตรทไปเป็นแอมโมเนียมด้วยเอนไซม์ไนเตรตรีดักเทส ก่อนจะถูกนำไปใช้ในการสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์ (Gayle et al., 1989) วิธีนี้มีสัดส่วนน้อยเมื่อเทียบกับอีกวิธีหนึ่ง

2) Dissimilation Denitrification หรือเรียกว่า วิธีดิสสิมิเลชัน เกิดในสภาวะที่มีไนเตรทแต่ไม่มีออกซิเจน จุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟมีบทบาทมากกว่าออโตโทรฟซึ่งมีหลายชนิด เช่น กลุ่ม *Archaea* ที่ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งคาร์บอนและใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน จึงจำเป็นต้องมีการเติมอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ระบบเพื่อใช้ในการลดรูปของไนโตรเจนทุกขั้นตอน ดังสมการ 2-6





### 2.3.5 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

1) แหล่งพลังงาน หรือแหล่งคาร์บอนสำหรับจุลินทรีย์ที่ทำให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันมีหลายชนิด ดังตารางที่ 2-7 ปกติแล้วเมธานอลเป็นสารอาหารจากภายนอกที่นิยมใช้กันมาก เพราะราคาถูกและหาซื้อได้ง่าย แต่มีข้อเสียคือจุลินทรีย์ต้องใช้เวลาปรับตัวนาน นอกจากนี้ดีไนตริฟิเคชันที่ใช้เอธานอลเป็นสารอาหารคาร์บอนที่คงตัวมากกว่าเมธานอล นั่นคือประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนจะคงที่กว่าเมื่อใช้เอธานอลเป็นสารให้อิเล็กตรอน (Christensson et al., 1994) ปัจจุบันให้ความสนใจในการใช้สารอินทรีย์ในสลัดจ์และในน้ำเสียโดยเฉพาะอย่างยิ่งจากโรงผลิตสุราหรือเบียร์ เพราะไม่ต้องเสียค่าใช้จ่ายในการซื้อ

ตารางที่ 2-7 แหล่งพลังงานจากภายนอกสำหรับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Henze et al., 1996)

Acetone	Marmalade
Glucose	Raw syrup
Olive oil	Molasses
Newsprint	Sawdust
Methane	Acetic acid
Sulphur	Cherry juice
Wastewater from breweries	Ethanol
Organic matter in wastewater	Methanol

2) อุณหภูมิ จุลินทรีย์กลุ่ม Denitrifier มีความไวต่ออุณหภูมิ แม้ว่าจะโตได้ดีที่อุณหภูมิในช่วง 5 – 25 องศาเซลเซียส (Water Environment Federation, 1998) แต่ก็ทำงานได้ดีกว่าเมื่ออุณหภูมิเท่ากับหรือมากกว่า 20 องศาเซลเซียส

3) พีเอช ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะมีการผลิตสภาพต่างในถังแอนอกซิกมากกว่าในถังแอโรบิก พีเอชที่เหมาะสมสำหรับจุลินทรีย์กลุ่ม Denitrifier คือ 7.0 – 9.0 (Henze et al., 1996) แต่เมื่อนำค่าพีเอชนี้ไปรวมกับกระบวนการไนตริฟิเคชันแล้ว พีเอชของระบบควรอยู่ในช่วง 7.5 – 8.0 ซึ่งถ้าพีเอชลดต่ำกว่า 7.0 จะเกิดไนตรัสออกไซด์ ( $N_2O$ ) เป็นผลสุดท้ายของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ส่วนไนตริกออกไซด์ (NO) ที่เป็นก๊าซพิษรุนแรงมักไม่เกิดขึ้นจริงในระบบ

4) ออกซิเจน ในระบบที่มีทั้งออกซิเจนและไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย จุลินทรีย์จะเลือกใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย เพราะออกซิเจนให้พลังงานในการดำรงชีพแก่จุลินทรีย์สูงกว่าการใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ดังนั้นในระบบจึงไม่ควรมีย ออกซิเจนละลายอยู่ในระบบเลย ซึ่งถ้ามีค่าออกซิเจนละลายน้ำมากกว่า 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร จะสามารถยับยั้งดีไนตริฟิเคชันของซูโดโมนาส (Terai and Mori, 1975)

## 2.4 การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

ในสิ่งแวดล้อมฟอสฟอรัสเป็นธาตุอาหารที่มีหลายรูปแบบ ดังตารางที่ 2-8 ซึ่งจำเป็นสำหรับการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิต เพราะต้องใช้ในการถ่ายเทพลังงานและใช้เป็นส่วนประกอบสำคัญของพอสฟอไลปิด นิวคลีโอไทด์ และกรดนิวคลีอิก

การกำจัดฟอสฟอรัสออกจากน้ำเสียสามารถทำได้ด้วย 3 วิธีด้วยกัน คือ วิธีทางเคมี วิธีทางชีวภาพ และการรวมวิธีทั้ง 2 แบบแรกไว้ด้วยกัน (hybrid) แต่วิธีทางชีวภาพกำลังได้รับความนิยมเพิ่มขึ้นเพราะปริมาณสลัดจ์จากระบบกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพมีน้อยกว่าวิธีอื่น สลัดจ์ส่วนเกินที่ถ่ายทิ้งมีคุณค่าทางปุ๋ยมากเพราะมีสัดส่วนของฟอสฟอรัสในสลัดจ์มาก และน้ำเสียเองสามารถใช้เป็นวัตถุดิบในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพได้

ตารางที่ 2-8 รูปแบบของฟอสฟอรัสในสิ่งแวดล้อม (Water Environment Federation, 1998)

Species	Comment
Organic-P	Organic phosphorus can be convert to orthophosphate and polyphosphate.
Orthophosphate	Most abundant phosphorus species. Reactive species in chemical reaction and consumed in biological growth
Polyphosphate	Condensed orthophosphates. Possibly reacts with metal salts. Can be used for biological growth.
Chemical	Precipitated phosphates formed by reacting orthophosphate with metal salts, or precipitates as phosphate hydroxides.
Biological	Phosphorus incorporated into the biomass for growth.
Phosphorus	Excess phosphorus may accumulate under certain.

### 2.4.1 กระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ (Enhance Biological Phosphorus Removal, EBPR)

การกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพอย่างเพิ่มพูน (Enhance Biological Phosphorus Removal, EBPR) ได้มีผู้ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพอย่างมากมาย โดยพบว่ามี 2 วิธีในการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ได้แก่ การทำงานของจุลินทรีย์ที่มีผลให้เกิดการ precipitation และการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ สำหรับวิธีแรกในระบบเอเอสเมื่อมีการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังเติมอากาศที่เป็นแบบไหลตามกัน ค่าพีเอชของ mixed liquor จะลดลงเพราะการทำงานของจุลินทรีย์ ทำให้

ฟอสฟอรัสละลายมาอยู่ในน้ำ แต่เมื่อ mixed liquor ไหลไปถึงตอนปลายของถัง การทำงานของจุลินทรีย์ทำให้ค่าพีเอชกลับสูงขึ้น จึงเกิดการ precipitation ของฟอสฟอรัส ไปรวมอยู่ในสลัดจ์ขึ้นได้ นอกจากนี้ถ้าระบบบำบัดมีกระบวนการดีไนตริฟิเคชันแบบฟิล์มชีวภาพ ดีไนตริฟิเคชันจะทำให้สภาพต่างเพิ่มขึ้น ซึ่งก่อให้เกิดการ precipitation ของฟิล์มชีวภาพนั้นได้เช่นกัน ส่วนวิธีที่ 2 เป็นการกำจัดฟอสฟอรัสที่เพิ่มขึ้นจากที่จุลินทรีย์นำไปใช้สังเคราะห์เซลล์ ด้วยการใช้จุลินทรีย์ที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสหรือเรียกว่า Phosphorus Accumulating Organisms (PAO) เช่น *Acinetobacter* หมุนเวียนอยู่ในสองสภาวะคือ สภาวะไร้ออกซิเจน (anaerobic) กับสภาวะออกซิเจน (aerobic) การใช้สองสภาวะสลับกันแบบนี้สร้างความได้เปรียบให้กับ PAO เหนือจุลินทรีย์ชนิดอื่น เนื่องจาก PAO มีความสามารถในการสะสมโพลีฟอสเฟตซึ่งเป็นแหล่งพลังงานที่สำคัญ แต่จุลินทรีย์ชนิดอื่นไม่สามารถสะสมโพลีฟอสเฟตได้แบบ PAO ยิ่ง PAO สามารถสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ได้มากเท่าไรก็ยิ่งทำให้การกำจัดฟอสฟอรัสอย่างเพิ่มพูนมีประสิทธิภาพมากขึ้นเท่านั้น โดยที่ PAO นั้นสามารถสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ได้ 5% – 20% (Seviour and Blackall, 1999) โดยกลไกในการกำจัดฟอสฟอรัสในสภาวะต่าง ๆ มีดังนี้

1) การกำจัดฟอสฟอรัสในสภาวะไร้ออกซิเจน (Anaerobic Condition) โดย PAO จะสลายโพลีฟอสเฟตในเซลล์ที่สะสมมาจากสภาวะเดิมออกซิเจน เพื่อใช้เป็นแหล่งพลังงานในการดึงแหล่งคาร์บอนภายนอกเซลล์นั้นก็คือ กรดไขมันระเหยง่ายที่มีพันธะสั้น (Short Chain Volatile Fatty Acid; SCVFA) ประกอบด้วยอะซิเตตและโพรพิโอเนต มาเก็บสะสมไว้ในเซลล์ จากนั้นอะซิเตตและโพรพิโอเนตที่ถูกดึงเข้ามาในเซลล์ จะถูกเปลี่ยนรูปเป็น Polyhydroxybuterate (PHB) หรือ Polyhydroxyvalerate (PHV) สามารถเรียกรวมว่า Polyhydroxyalkanoate (PHA) ซึ่งเป็นสารโพลีเมอร์อินทรีย์ที่มีพลังงานสูง โดยการสลายโพลีฟอสเฟตเพื่อสะสมพลังงานในรูป PHA นี้ ทำให้เกิดการปลดปล่อยฟอสฟอรัส (Phosphorus Release) ออกมาภายนอกเซลล์ของ PAO ซึ่งถ้าสารอินทรีย์ที่เข้ามาสู่ระบบยังอยู่ในลักษณะที่เป็นน้ำเสียสด โดยที่สารอินทรีย์นั้นยังไม่ผ่านการหมัก สารอินทรีย์นั้นจะยังมีโมเลกุลขนาดใหญ่ ทำให้ PAO นำไปใช้งานทันทีไม่ได้ และอาจไม่เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพได้

2) การกำจัดฟอสฟอรัสในสภาวะออกซิเจน (Aerobic Condition) จากสภาวะไร้ออกซิเจนที่ PAO สะสม PHA เพื่อใช้เป็นแหล่งคาร์บอนในการสังเคราะห์เซลล์ และถูกออกซิไดซ์โดยใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายเพื่อเป็นแหล่งพลังงาน ดังสมการ 2-7 พลังงานที่ได้นี้บางส่วนจะถูกใช้เพื่อจับฟอสฟอรัสรอบเซลล์ที่ถูกคายออกมาในสภาวะไร้ออกซิเจน เข้ามาสะสมไว้ในเซลล์อีกครั้งในรูปโพลีฟอสเฟต (Phosphorus Uptake) ซึ่งปริมาณฟอสฟอรัสที่ถูกจับใช้ในสภาวะออกซิเจนนี้มีปริมาณมากกว่าที่ได้ปลดปล่อยออกมาในสภาวะไร้ออกซิเจน จึงเกิดการกำจัดฟอสฟอรัสที่เพิ่มพูนขึ้น ทั้งนี้โพลีฟอสเฟตนี้จะถูกใช้เป็นแหล่งพลังงานอีกครั้งเมื่อสลัดจ์ถูกส่งกลับไปยังขั้นตอน

แอนแอโรบิก วนเวียนสลับไปมาอยู่อย่างนี้จนกว่าจะมีการนำเอาสลัดจ์ที่ออกไปนอกระบบบำบัด ฟอสฟอรัสจำนวนมากที่อยู่ในเซลล์ก็ถูกนำออกไปทิ้งด้วยเช่นกัน



#### 2.4.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ

1) ชนิดของแหล่งคาร์บอน ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสขึ้นอยู่กับชนิดของ แหล่งคาร์บอนที่มีในสภาวะไร้ออกซิเจน ดังตารางที่ 2-9 ซึ่งพบว่าอะซิเตตเป็นแหล่งคาร์บอนที่ทำให้ ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสูงที่สุด เนื่องจากอะซิเตตสามารถย่อยสลายได้ง่าย เพราะมีคาร์บอน เพียง 3 อะตอมในโมเลกุล และเมื่อใช้ในปริมาณที่เท่ากับสารอื่น จะทำให้เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสได้ มากกว่า (Randall et al., 1992)

2) อุณหภูมิ ปัจจุบันมีกลุ่มนักวิจัยสองกลุ่มที่เชื่อกันคนละอย่าง โดยกลุ่มหนึ่งเชื่อว่า ระบบ EBPR ทำงานดีที่อุณหภูมิต่ำ ในขณะที่อีกกลุ่มเชื่อว่าระบบ EBPR ทำงานดีที่อุณหภูมิสูงแต่เมื่อ เทียบกับกระบวนการไนตริฟิเคชันแล้วระบบ EBPR ไม่อ่อนไหวต่อการเปลี่ยนแปลงของอุณหภูมิมาก นัก (Water Environment Federation, 1998)

ตารางที่ 2-9 แหล่งคาร์บอนที่มีผลต่ออัตราการกำจัดฟอสฟอรัส (Randall et al., 1992)

Substrate	mg/L Phosphorus Uptake
	mg/L COD Utilized
Formic acid	0
Acetic acid	0.37
Propionic acid	0.10
Butyric acid	0.12
Isobutyric acid	0.14
Valeric acid	0.15
Isovaleric acid	0.24
Municipal sewage	0.05

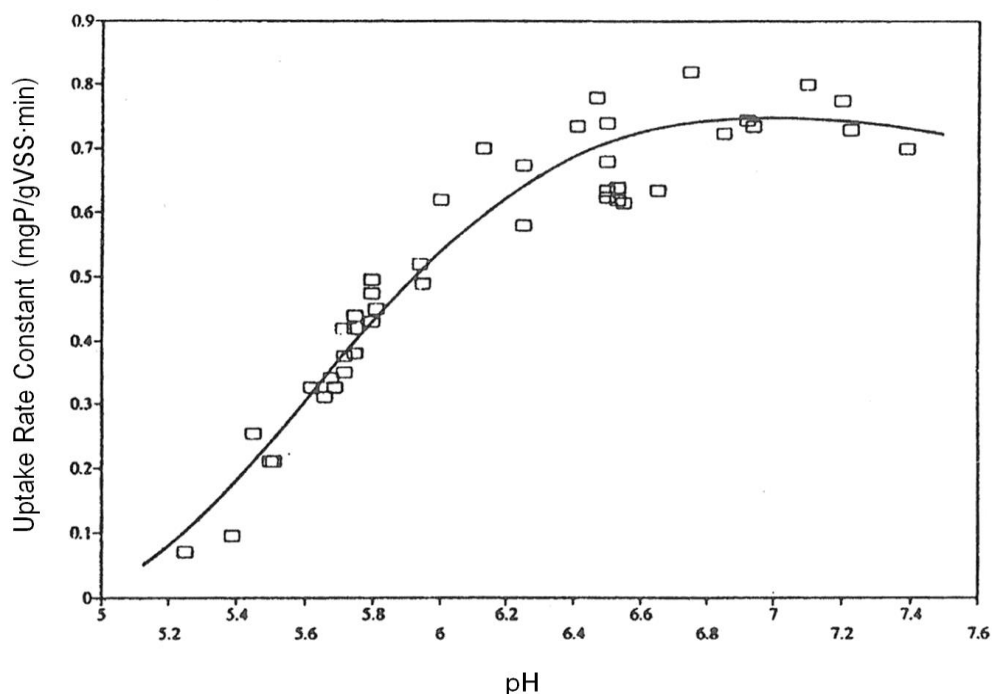
Helmer and Kunst (1998) ได้ศึกษาอุณหภูมิในช่วง 5 – 20 องศาเซลเซียส ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส พบว่าอัตราการจับใช้ฟอสฟอรัสจะลดลงต่ำที่สุดที่ อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส และเมื่ออุณหภูมิของระบบลดลงจะมีผลให้อัตราการคายฟอสฟอรัสใน สภาวะไร้ออกซิเจนลดลงด้วย แต่อย่างไรก็ตามอุณหภูมิต่ำลงไม่มีผลอย่างมีนัยสำคัญต่อ ประสิทธิภาพการกำจัด

ปรียดา เหล่ารุจิจินดา (2541) ได้ทำการศึกษาผลของอุณหภูมิในช่วง 5 – 40 องศาเซลเซียส ที่มีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส โดยพบว่าที่อุณหภูมิต่ำลงระบบสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีขึ้น

อภิรดี ดวงใจ (2543) ได้ทำการศึกษาผลของการเพิ่มและลดในช่วง 20 – 35 องศาเซลเซียส ที่มีผลต่อการกำจัดฟอสฟอรัส พบว่าเมื่อเพิ่มอุณหภูมิอย่างฉับพลันประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสลดลง และเมื่อเพิ่มอุณหภูมิถึง 35 องศาเซลเซียส ระบบไม่สามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้อีก

3) พีเอช จุลินทรีย์กลุ่ม PAO ต้องใช้พลังงานมากขึ้นถ้ามีปริมาณ  $H^+$  น้อยลงหรือพีเอชเพิ่มขึ้นในถังแอนแอโรบิก เพื่อไปรักษาสสมดุลของ  $H^+$  ในกระบวนการและเพื่อดึงเอา SCVFA เข้าเซลล์ ดังนั้นถ้าพีเอชในถังปฏิกรณ์ลดลง ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสก็จะลดลง

ถ้าน้ำเสียมีสภาพต่างต่ำและระบบที่อายุสัปดาห์สูงจนมีไนตริฟิเคชันสูง สภาพต่างถูกใช้มากจนพีเอชลดลงจนเหลือต่ำกว่า 6.5 ในกรณีเช่นนี้อาจต้องมีการเติมต่างลงไปในระบบเพื่อปรับพีเอชให้เหมาะสม ซึ่ง PAO จะสามารถจับใช้ฟอสฟอรัสได้ดีที่สุดในพีเอชช่วง 6.6 – 7.4 และลดลงอย่างรวดเร็วถ้าพีเอชลดลงต่ำกว่า 6.2 และระบบจะวิกฤตถ้าพีเอชต่ำกว่า 5.4 ดังภาพที่ 2-4



ภาพที่ 2-4 ผลกระทบของพีเอชที่มีต่ออัตราการใช้ฟอสเฟต (Tracy and Flammino, 1985)

4) ออกซิเจน ในสถานะแอนแอโรบิก PAO ได้พลังงานจากการสลายตัวของ โพลีฟอสเฟตมาสร้างเซลล์และผลิต PHA แต่ถ้าเกิดมีออกซิเจนเข้ามาถึงแอนแอโรบิก PAO จะใช้ออกซิเจนในน้ำเป็นตัวรับอิเล็กตรอนเพื่อออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในถังและผลิตพลังงานก่อน เพราะปฏิกิริยาออกซิเดชันโดยออกซิเจนนี้ให้พลังงานได้มากกว่าจากการสลายตัวของโพลีฟอสเฟต จึงทำให้ปริมาณคาร์บอนที่ควรมีให้ PAO ใช้ลดลง การกำจัดฟอสฟอรัสแบบเพิ่มพูนจึงลดลงด้วย (Panswad et al., 1998) ส่วนการกำจัดฟอสฟอรัสจริงจะเกิดขึ้นในชั้นตอนแอโรบิก โดย PAO ดึงเอาฟอสฟอรัสเข้ามาในเซลล์มากกว่าที่ปล่อยออกไปในชั้นตอนแอนแอโรบิก ทำให้มีการกำจัดฟอสฟอรัสออกจากน้ำเสียขึ้น ดังนั้นออกซิเจนในถังเดิมอากาศต้องมีมากพอจนไม่ส่งผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่สะสมอยู่ในเซลล์ หรือต่ออัตราการถ่ายมวลออกซิเจนไปสู่ภายในเซลล์ นอกจากนี้ปริมาณออกซิเจนนี้ต้องสูงพอที่จะทำให้ไม่เกิดการปล่อยฟอสฟอรัสในถังทำใสชั้นที่สอง แต่ต้องไม่สูงจนเกินไปเพราะเป็นการสิ้นเปลืองพลังงาน และทำให้มีออกซิเจนอยู่ในสลัดจ์เวียนกลับหรือในการหมุนเวียนภายใน ทำให้ถังแอนแอโรบิกหรือถังแอนออกซิกกลายเป็นแอโรบิกได้ ค่าออกซิเจนในบริเวณจุดน้ำเข้าถังเดิมอากาศชนิดอัตราเร็วแบบไหลตามกัน (plug flow) ควรมีค่าประมาณ 0.7 มิลลิกรัม/ลิตร หรือโดยเฉลี่ยจะต้องมีค่าออกซิเจนละลาย (Dissolve Oxygen; DO) ไม่ต่ำกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร (Sedlak, 1991)

5) ไนเตรท สามารถมีผลกระทบทางลบต่อการทำงานของกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสในชั้นตอนแอนแอโรบิก โดยมีผลกระทบดังนี้

5.1) ไนเตรทสามารถกำจัดสารอินทรีย์ย่อยสลายง่ายหรือ SCVFA ออกไปจากน้ำเสียได้โดยผ่านกระบวนการดีไนตริฟิเคชันโดย Denitrifying Bacteria ดังนั้นจึงมีอินทรีย์คาร์บอนเหลือไปให้ PAO สะสมไว้ในเซลล์ในรูปของ PHB หรือ PHV ลดลง การกำจัดฟอสฟอรัสในชั้นตอนแอโรบิกที่ตามมาจึงลดลงด้วย

5.2) ถ้าให้ Denitrifying PAO (DNPAO) ทำงานในระบบแอนออกซิก อัตราการกำจัดฟอสฟอรัสก็ช้าลง และสิ้นเปลืองคาร์บอนมากขึ้นเมื่อเทียบกับการกำจัดฟอสฟอรัสที่เท่ากันในภาวะแอโรบิก

5.3) ไนเตรทสามารถมีผลต่อเมตาบอลิซึมของ PAO ด้วย ทำให้การสะสมโพลีฟอสเฟตไว้ในเซลล์ไม่เกิดขึ้น (Henze et al., 1996)

5.4) มีเพียง PAO บางสายพันธุ์เท่านั้นที่สามารถใช้ในไนเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนได้

6) โออาร์พี การวัดออกซิเจนให้แม่นยำในระดับต่ำจนถึงศูนย์ในถังแอนแอโรบิกทำได้ยาก ดังนั้นจึงควรใช้พารามิเตอร์ตัวอื่นมาเป็นเครื่องชี้สภาวะแอนแอโรบิก แอนอกซิก และแอโรบิกแทน พารามิเตอร์นี้คือ โออาร์พี ซึ่งในสภาวะแอนแอโรบิกควรมีค่า -300 ถึง -200 มิลลิโวลต์ ในสภาวะแอนอกซิกมีค่า -50 ถึง -150 มิลลิโวลต์ และในสภาวะแอโรบิก มีค่า +50 ถึง +100 มิลลิโวลต์ ซึ่งอาจใช้เครื่องควบคุมโออาร์พีเป็นตัวปรับคุมเครื่องเติมอากาศให้ทำงานอย่างเหมาะสม

7) ประจุบวก โพแทสเซียม แมกนีเซียม และแคลเซียม เป็นส่วนประกอบในโซลิมอลกุลของโพลีฟอสเฟต โดยที่ประจุบวกนี้จะถูกใช้เพื่อสร้างเสถียรภาพให้แก่กลุ่มฟอสเฟต มีความจำเป็นต่อการทำงานของ PAO ซึ่งน้ำเสียชุมชนส่วนใหญ่มีธาตุเหล่านี้ในปริมาณที่เพียงพออยู่แล้ว



## 2.5 การกำจัดธาตุอาหาร (Biological nutrient removal; BNR)

ปัจจุบันระบบบำบัดน้ำเสียแบบ BNR ส่วนใหญ่เป็นระบบสลัดจ์เดี่ยวหรือสลัดจ์ผสม (single or mixed sludge system) หมายถึง ระบบที่มีถึงปฏิกิริยาหลายถึงแต่มีถึงตกตะกอนหรือถึงทำไสเพียงใบเดียว และมีการเวียนสลัดจ์กลับไปให้ถึงได้ในทุกถึงปฏิกิริยา วิธีการที่ว่านี้ใช้สำหรับคัดพันธุ์จุลินทรีย์ที่จำเป็นสำหรับระบบกำจัดธาตุอาหารให้เป็นไปตามต้องการ (ങชัย พรณสวัสดิ์, 2544) การออกแบบระบบกำจัดฟอสฟอรัสโดยใช้อายุสลัดจ์ต่ำ เพื่อบังคับไม่ให้เกิดไนตริฟิเคชันมารบกวนประสิทธิภาพของระบบนั้นสามารถทำได้โดยทางทฤษฎี แต่ในทางปฏิบัติแล้วมักมีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นอยู่ได้บ่อย โดยเฉพาะในสภาพอากาศที่ร้อน การออกแบบระบบกำจัดฟอสฟอรัสในปัจจุบันจึงมักรวมเอาการกำจัดไนโตรเจนเข้าไว้ด้วยกัน จึงทำให้กระบวนการมีความสลับซับซ้อนมากขึ้น เพราะมีสภาวะที่หลากหลายเกิดขึ้นในระบบบำบัด ดังตารางที่ 2-10

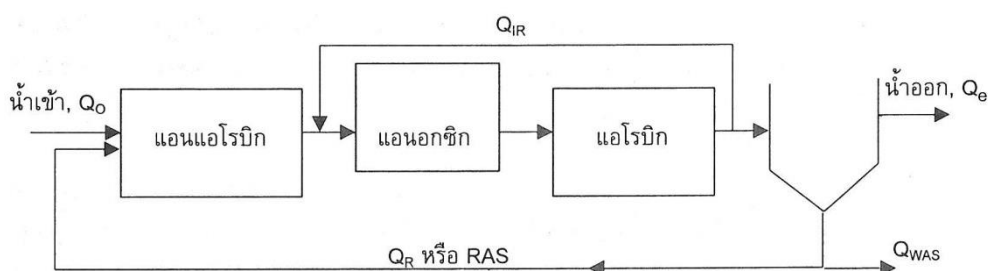
ตารางที่ 2-10 สภาวะที่เกิดขึ้นในระบบการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัส (Grady et al., 1999)

Zone	Biochemical transformation	Function	Zone
Anaerobic	-Uptake and storage of VFAs by PAOs -Fermentation of Readily -Phosphorus release	-Selection of PAOs	-Phosphorus removal
Anoxic	-Denitrification -Alkalinity production	-Conversion of NO <sub>3</sub> -N to N <sub>2</sub> -Selection of Denitrifier	-Nitrogen Removal
Aerobic	-Nitrification -Metabolism of stored and -Metabolism of exogenous substrate by heterotroph -Phosphorus uptake -Alkalinity consumption	-Conversion of NH <sub>4</sub> -N to NO <sub>3</sub> -N -Nitrogen removal -Formation of polyphosphate	-Nitrogen Removal -Phosphorus



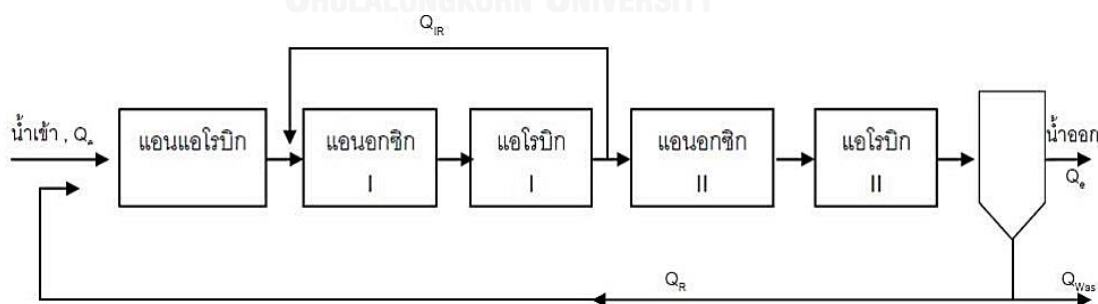
### 2.5.1 กระบวนการที่ใช้ในกำจัดธาตุอาหาร (ങชัย พรณสวส์ดี, 2544)

1) กระบวนการฟิรโดกซ์สามขั้นตอน (3 Stage Phoredox) หรือเรียกอีกอย่างว่า ระบบฟิรโดกซ์ดัดแปลง สร้างขึ้นครั้งแรกที่ Klerksdorp ประเทศแอฟริกาใต้ ในปี ค.ศ. 1974 กระบวนการนี้มีขั้นตอนหลักอยู่ 3 ขั้นตอน คือ แอนแอโรบิก แอนอกซิก และแอโรบิก ดังภาพที่ 2-5 อัตราการสูบสลัดจ์กลับไปเข้าถังแอนอกซิกอยู่ในเกณฑ์ประมาณ 1 – 3 เท่าของอัตราการไหลของน้ำเสีย ระบบนี้สามารถบำบัดน้ำเสียชุมชนให้มีน้ำทิ้งที่มีฟอสฟอรัสและไนโตรเจนทั้งหมดลดต่ำลงถึง 1 – 2 และ 8 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ



ภาพที่ 2-5 กระบวนการ 3 Stage Phoredox (ങชัย พรณสวส์ดี, 2544)

2) กระบวนการบาร์เดนโฟดัดแปร ระบบนี้ได้มีการเพิ่มถังแอนแอโรบิกไว้ที่ส่วนหน้าของระบบบาร์เดนโฟแบบ 4 ขั้นตอน ดังภาพที่ 2-6 จึงสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ และเรียกระบบนี้ว่า บาร์เดนโฟดัดแปร (Modified Bardenpho) ระบบนี้ถูกออกแบบให้มีภาระต่ำ หรืออายุสลัดจ์สูง คือประมาณ 10 – 20 วัน จึงกำจัดไนโตรเจนได้ดี โดยปกติน้ำทิ้งจากระบบจะมีฟอสฟอรัสทั้งหมดออกไปไม่เกิน 3 มิลลิกรัม/ลิตร

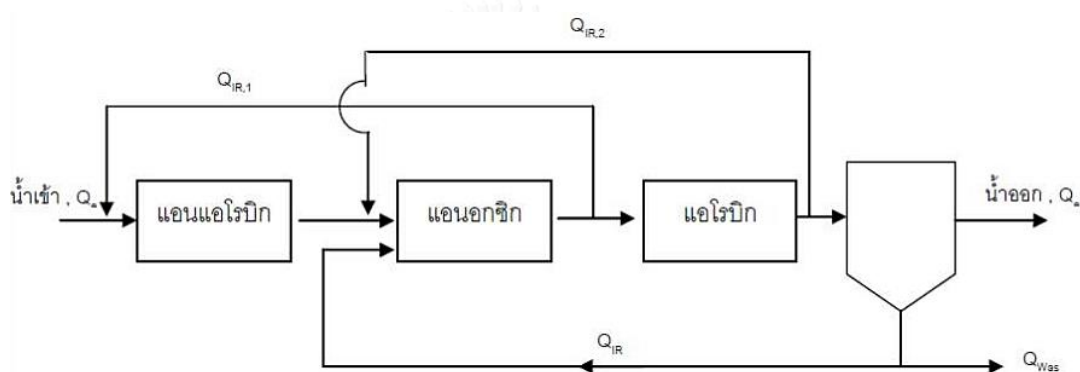


ภาพที่ 2-6 กระบวนการ Modified Bardenpho (ങชัย พรณสวส์ดี, 2544)

3) กระบวนการยูซีทีหรือวีไอพี (UCT / VIP) มีการศึกษาและประยุกต์งานด้าน EBPR โดยกลุ่มนักวิจัยและอาจารย์ที่มหาวิทยาลัยเคปทาวน์ (University of Cape Town) ซึ่งมีการปรับปรุงวิธีการเวียนสลัดจ์กลับไปยังถังปฏิกิริยาให้เป็นสองสาย ดังภาพที่ 2-7 เพื่อลดปัญหาจากไนเตรทที่มีผลต่อการทำงานของ PAO ในขั้นตอนแอนแอโรบิก โดยการเวียนสลัดจ์ที่มีไนเตรทอยู่

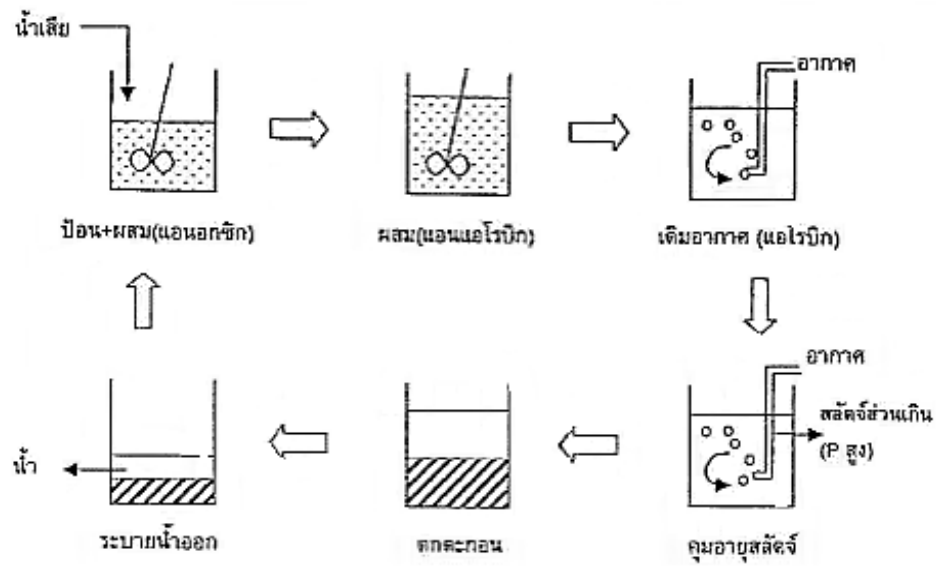
ด้วย ซึ่งจะไม่เวียนกลับไปยังถังแอนแอโรบิกดังที่ทำอยู่เดิมในรูปแบบกระบวนการโพรีดอกซ์ แต่จะถูกส่งกลับไปยังถังแอนอกซิกแทน ซึ่งเน้นการเวียนเอาไนเตรทกลับสู่ระบบมากกว่าการเวียนสลัดจ์ ดังนั้นในกรณีนี้ถังแอนแอโรบิกจะไม่มีสลัดจ์เวียนกลับเข้ามา จึงไม่มีมวลจุลินทรีย์อย่างเพียงพอ จึงต้องใช้วิธีการนำเอาสลัดจ์จากถังแอนอกซิกเวียนกลับเข้ามาแทน ซึ่งในสลัดจ์ไม่ควรมีไนเตรทอยู่

กระบวนการยูซีทีนี้มีรูปแบบการจัดวางถังเหมือนกับกระบวนการวีไอพี แต่แนวคิดของการใช้สองกระบวนการนี้มีข้อแตกต่างกันเล็กน้อย คือกระบวนการวีไอพีมีภาระบรรทุกสูงและอายุสลัดจ์ต่ำ ถังจึงมีขนาดเล็กกว่าและการกำจัดฟอสฟอรัสทำได้มากกว่า ส่วนในกระบวนการยูซีทีมีพื้นฐานความคิดมาจากความต้องการกำจัดฟอสฟอรัสรวมทั้งไม่ให้มีสลัดจ์ปริมาณมาก ขนาดถังปฏิกิริยาในกระบวนการยูซีทีจึงใหญ่กว่า

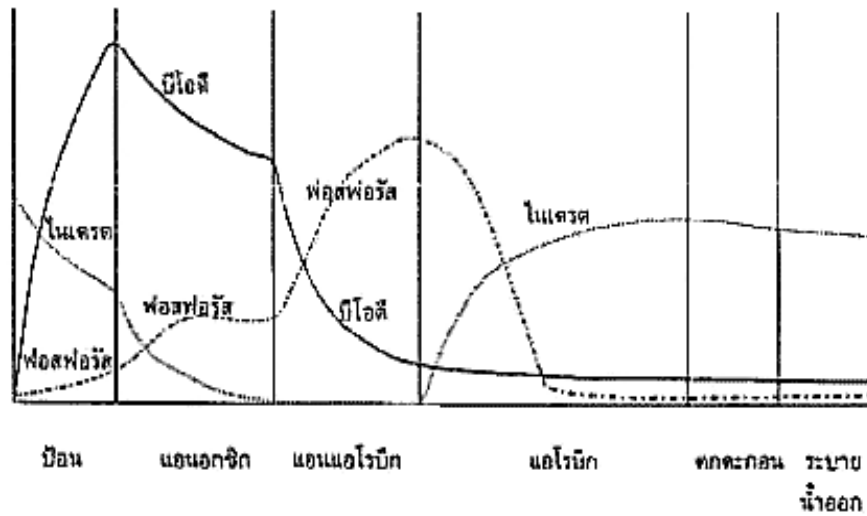


ภาพที่ 2-7 กระบวนการ UCT / VIP (ธงชัย พรหมสวัสดิ์, 2544)

4) กระบวนการเอสปีอาร์ ใช้กำจัดได้ทั้งคาร์บอน ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส มีการจัดลำดับขั้นตอนการทำงานของถังให้มีทั้งขั้นตอนแอนอกซิก แอนแอโรบิก และแอโรบิก กระบวนการนี้มักมีขั้นตอนแอนอกซิกก่อนขั้นตอนแอนแอโรบิกเสมอไม่ว่าจะเป็นแบบฟรี-ดีเอ็น หรือโพสท์-ดีเอ็น ดังภาพที่ 2-8 และ ภาพที่ 2-9

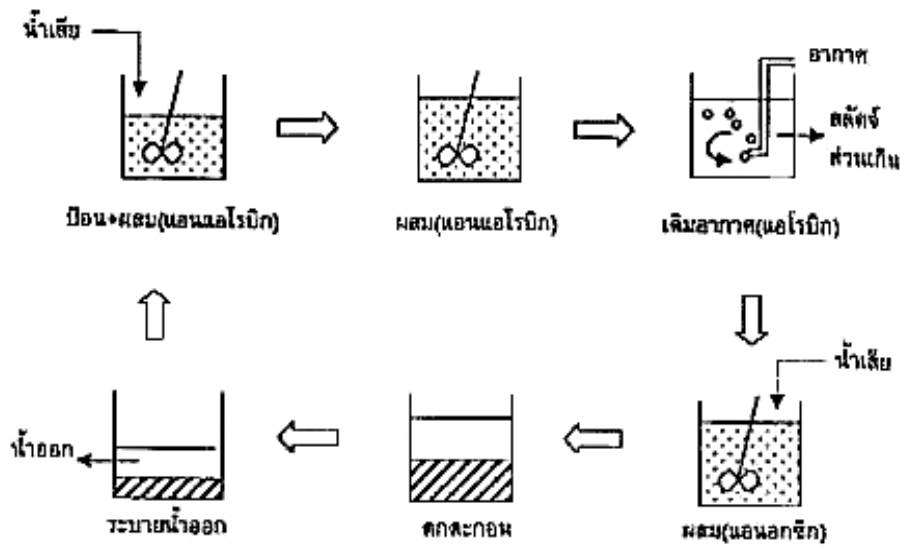


A. การทำงานของกระบวนการ SBR แบบฟรี-ดีเอ็น

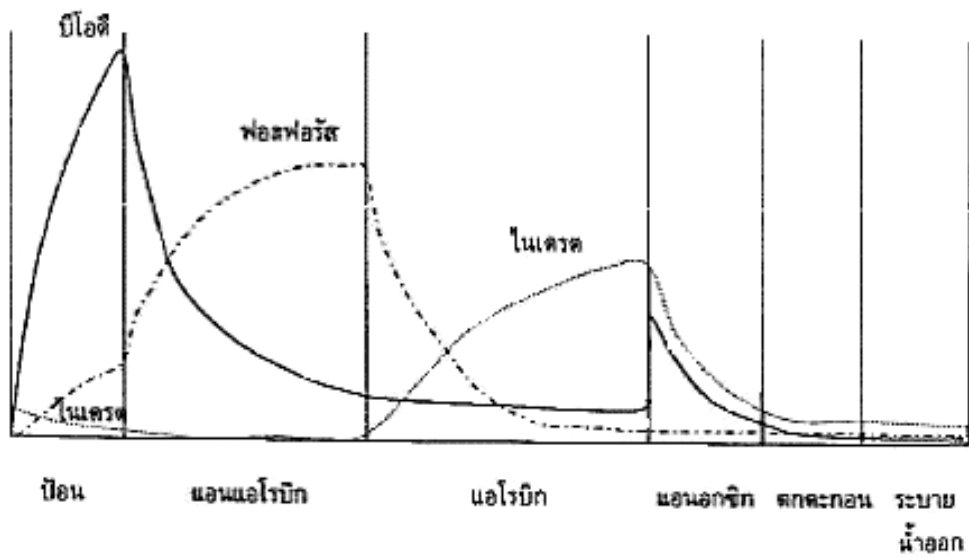


B. ลักษณะของ BOD, Nitrogen and Phosphorus ของแต่ละขั้นตอน

ภาพที่ 2-8 กระบวนการ SBR แบบฟรี-ดีเอ็น (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)



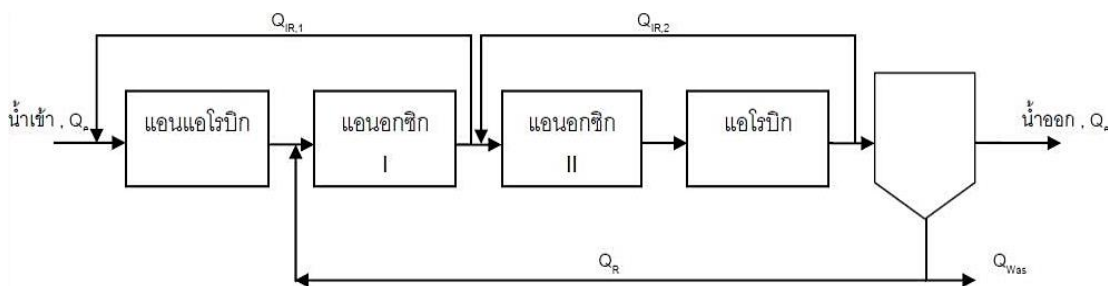
A. การทำงานของกระบวนการ SBR แบบโพสต์-ดีเอ็น



B. ลักษณะของ BOD, Nitrogen and Phosphorus ของแต่ละขั้นตอน

ภาพที่ 2-9 กระบวนการ SBR แบบโพสต์-ดีเอ็น (รัชชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

5) กระบวนการเอ็มยูซีที ได้มีการปรับปรุงมาจากกระบวนการยูซีที เพราะไม่สามารถแก้ปัญหาไนเตรทที่ไปรบกวนการทำงานของจุลินทรีย์ในถังแอนแอรอริกได้ โดยการแยกถังแอนอกซิกเป็นสองถังย่อย แต่ยังคงมีการเวียนสองสายเดิมอยู่ เพียงแต่ในกระบวนการใหม่นี้มีการนำไนเตรทกลับไปถังแอนอกซิก ดังภาพที่ 2-10 ซึ่งไม่มีการสัมผัสกับถังแอนแอรอริกโดยตรง ส่วนการเวียนสลัดจ์ที่ส่งไปถังแอนอกซิก (sludge denitrification) นี้จะถูก denitrify จนหมด



ภาพที่ 2-10 กระบวนการ MUCT (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

### 2.5.2 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการกำจัดธาตุอาหาร

1) อัตราส่วนของสารอินทรีย์คาร์บอนต่อไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัส จะเห็นว่าสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบมีบทบาทสำคัญต่อประสิทธิภาพของกระบวนการกำจัดธาตุอาหาร ซึ่งในการกำจัดไนโตรเจนนั้น สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอนในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน ส่วนในการกำจัดฟอสฟอรัส สารอินทรีย์คาร์บอนจะถูกดึงเข้าไปในเซลล์เพื่อสังเคราะห์ PHA ในสถานะแอนแอรอริก จะเห็นได้ว่าสารอินทรีย์คาร์บอนถูกใช้โดยจุลินทรีย์ หากปริมาณของสารอินทรีย์มีอยู่อย่างจำกัดจะเป็นการจำกัดประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารไปด้วย อัตราส่วนสารอินทรีย์คาร์บอนต่อไนโตรเจนสามารถดูจากอัตราส่วนซีไอดีต่อทีเคเอ็น ดังตาราง ที่ 2-11

ตารางที่ 2-11 อัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจนที่เหมาะสม (Grady et al., 1999)

Nitrogen removal	COD/TKN	BOD <sub>5</sub> /NH <sub>3</sub> -N	BOD <sub>5</sub> /TKN
Poor	< 5	< 4	< 2.5
Moderate	5 - 7	4 - 6	2.5 - 3.5
Good	7 - 9	6 - 8	3.5 - 5.0
Excellent	> 9	> 8	> 5

ส่วนอัตราส่วนของสารอินทรีย์ต่อฟอสฟอรัส วัดได้หลายรูปแบบ คือ อัตราส่วนซีไอดีต่อฟอสฟอรัสทั้งหมด (COD/TP) อัตราส่วนบีไอดีต่อฟอสฟอรัสทั้งหมด (BOD<sub>5</sub>/TP) อัตราส่วนบีไอดี

ต่อฟอสฟอรัสละลาย ( $BOD_5/SP$ ) และอัตราส่วนบีโอดีต่อปริมาณฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัด ( $BOD_5/\Delta P$ ) ดังตารางที่ 2-12

ตารางที่ 2-12 อัตราส่วนบีโอดีต่อปริมาณฟอสฟอรัสที่ถูกกำจัด (Grady et al., 1999)

Type of BPR process	$BOD_5/\Delta P$ ratio	$COD/\Delta P$ ratio
High efficiency (e.g. A/O)	15 – 20	26 – 34
Moderate efficiency (e.g. A/O,	20 – 25	34 – 43
Low efficiency (e.g. Bardenpho)	> 25	> 43

2) อายุสลัดจ์ เพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสควรเพิ่มอายุสลัดจ์ของส่วนแอนแอโรบิกทำให้เกิดการหมักดีขึ้น และเพื่อเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนควรเพิ่มอายุสลัดจ์ของส่วนแอนอกซิกทำให้เกิดการย่อยสลายสารอาหารที่ย่อยสลายได้ช้า ซึ่งการเพิ่มอายุสลัดจ์ของส่วนแอนอกซิก และส่วนแอโรบิกจะทำให้ปริมาณฟอสฟอรัสที่ออกจากระบบลดลง แต่ก็ยังทำให้สารอินทรีย์ที่เก็บสะสมไว้ในเซลล์ถูกออกซิไดซ์จนสมบูรณ์ ทำให้อัตราการจับใช้ฟอสฟอรัสลดลง (Grady et al., 1999) ซึ่งค่าอายุสลัดจ์ที่เหมาะสมต่อกระบวนการกำจัดธาตุอาหารอยู่ในช่วง 3 – 68 วัน (Water Environment Federation, 1998)

3) ออกซิเจน ค่าออกซิเจนละลายในสภาวะแอโรบิกควรมากกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร เพื่อไม่ให้เกิดการยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน และการจับใช้ฟอสฟอรัส ซึ่งถ้าออกซิเจนละลายมีมากในสภาวะแอนอกซิก และสภาวะแอนแอโรบิกจะไปออกซิไดซ์สารอินทรีย์คาร์บอนที่เป็นการลดสารอินทรีย์สำหรับ Denitrifier และ PAO ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดลดลง

4) อุณหภูมิ เมื่ออุณหภูมิลดลง อัตราการเกิดกระบวนการ Denitrification จะลดลง ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนลดลง และยังส่งผลให้อัตราการหมักสารอินทรีย์ลดลง ทำให้ปริมาณสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้เร็วในระบบลดลง ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสจึงลดลงด้วย

### 2.5.3 การออกแบบกระบวนการกำจัดธาตุอาหาร

กระบวนการกำจัดธาตุอาหารมีข้อดีที่สามารถประหยัดค่าดำเนินการได้ โดยในขั้นตอนดีไนตริฟิเคชันสามารถลดการเติมอากาศลงในระบบบำบัดได้ ซึ่งจะใช้ในเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจน รวมทั้งไม่ต้องเติมสารเคมีเข้าระบบบำบัดทำให้มีผลเสียต่อสิ่งแวดล้อมลดลง ตลอดจนมีปริมาณสลัดจ์ที่ต้องดูแลน้อยลงทำให้ค่าใช้จ่ายในส่วนนี้ลดลงตามไปด้วย แต่ระบบที่ใช้ในกระบวนการกำจัดธาตุอาหารก็มีข้อด้อยคือค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างสูงขึ้นเล็กน้อย เนื่องจากต้องมีระบบเครื่องสูบลมและท่อเวียนสลัดจ์กลับไปยังถังแอนแอโรบิกและถังแอนอกซิก ซึ่งในการออกแบบ

ระบบต่างๆที่ใช้ในกระบวนการกำจัดธาตุอาหารมีอายุสลัดจ์ อัตราการเวียนสลัดจ์ และระยะเวลาพักน้ำดังตารางที่ 2-13

ตารางที่ 2-13 อายุสลัดจ์ อัตราการเวียนสลัดจ์ และระยะเวลาพักน้ำ ของกระบวนการกำจัดธาตุอาหารแบบต่างๆ (Water Environment Federation, 1998a) และ (Water Environment Federation, 2005)

Design parameter	SRT (day)	Q <sub>IR</sub> / Q (%)	HRT (hr)		
			Anaerobic	Anoxic	Aerobic
Phoredox	4 – 27	100 – 300	0.5 – 1.5	1.5 – 2.5	4 - 8
UCT	10 – 30	100 – 600	1 - 3	2 - 4	4 -12
VIP	5 -10	80 - 100	1- 2	2 - 4	4 - 6
MBR	> 100	100 - 300	1 - 2	1 - 2	2 - 4
MBR	40 , 80	100	1.2	1.2	2

(In experiment)

\* Q<sub>IR</sub> คือ อัตราการเวียนสลัดจ์ภายใน (internal return)

จากตารางที่ 2-13 จะเห็นว่าอายุตะกอนที่ใช้ในการออกแบบระบบ MBR สามารถออกแบบได้สูงมาก อาจได้มากกว่า 100 วัน ซึ่งขึ้นอยู่กับปริมาณสารอินทรีย์ ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัด และประสิทธิภาพของเมมเบรนในระบบบำบัด โดย Pollice et al. (2008) ได้ทำการศึกษาผลของอายุสลัดจ์ที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพของระบบ MBR ในการบำบัดน้ำเสีย ชุมชนพบว่าอายุสลัดจ์ที่ 40 เหมาะสมกับทั้งประสิทธิภาพการบำบัดและการดูแลรักษาเมมเบรนมากที่สุด ถึงแม้ว่าจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดมากขึ้นเมื่ออายุสลัดจ์มากขึ้น แต่เมื่อมีอายุสลัดจ์เพิ่มขึ้นจะทำให้เมมเบรนอุดตันได้ ซึ่งมีประสิทธิภาพในการบำบัดดังตารางที่ 2-14

ตารางที่ 2-14 คุณภาพน้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่อายุสลัดจ์แตกต่างกัน (Pollice et al., 2008)

Parameter	Unit		Sludge age			
			20	40	60	80
TSS	mg L <sup>-1</sup>	in	140	150	150	160
		rem	>99%	>99%	>99%	>99%
COD	mg L <sup>-1</sup>	in	380	380	390	390
		rem	92%	92%	95%	94%
TKN	mg N L <sup>-1</sup>	in	40	44	49	37
		rem	98%	98%	98%	98%
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg N L <sup>-1</sup>	in	32	34	36	28
		rem	99%	99%	99%	99%

\* in คือ Influent Quality

rem คือ removal efficiencies

Innocenti et al. (2002) ได้ทำการศึกษามลของอายุสลัดจ์ต่อประสิทธิภาพของระบบ MBR ในการบำบัดธาตุอาหารและโลหะซึ่งพบว่ามีความอายุสลัดจ์ที่ต่างกันตามลักษณะของน้ำเสีย ค่า  $Y_{obs}$  และค่า MLVSS ดังตารางที่ 2-15 ซึ่งการบำบัดน้ำเสียประเภท Domestic ที่มีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมากจะมีค่าอายุสลัดจ์ที่เหมาะสมคือที่ 40 วัน ส่วนน้ำเสียประเภท Municipal ที่มีปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมากจะมีค่าอายุสลัดจ์ที่เหมาะสมคือที่ 38 วัน ซึ่งลักษณะน้ำเสียของทั้ง 2 ประเภทนั้นมีลักษณะเหมือนกับน้ำเสียจากอาคารที่มาจากห้องน้ำ และห้องครัว จึงน่าจะมีการใช้ค่าอายุสลัดจ์ที่ประมาณ 40 วัน

ตารางที่ 2-15 ค่าอายุสลัดจ์ของระบบ MBR ในน้ำเสียประเภทต่างๆ ที่มีปริมาณจุลินทรีย์และสารอินทรีย์ต่างกัน (Innocenti et al., 2002)

Type of treated wastewater	$Y_{obs}$ (gMLVSS/gCOD)	MLVSS (g/L)	SRT (day)
Domestic	0.33	4.9	40
Domestic	0.35	0.45 - 0.7	5
Municipal	0.35 - 0.53	25	20 - 30
Municipal	0.57	12	38
Domestic 60% ; industrial 40%	0.08	6	190



ส่วนอัตราการเวียนสลัดจ์ที่เหมาะสมของระบบ MBR คือที่ 100% – 300% ซึ่งได้มีการศึกษาอัตราการเวียนสลัดจ์ของระบบ MBR เพื่อกำจัดธาตุอาหาร ที่อายุสลัดจ์ 25 วัน โดย Ersu et al. (2008) พบว่าที่อัตราการเวียนสลัดจ์มีประสิทธิภาพการบำบัดใกล้เคียงกัน ดังตารางที่ 2-16 แต่ที่อัตราการเวียนสลัดจ์ 100% มีประสิทธิภาพการบำบัด COD, TN,  $\text{NH}_3\text{-N}$  และ Org-N ดีที่สุด และที่อัตราการเวียนสลัดจ์ 300% มีประสิทธิภาพการบำบัด TP ดีที่สุด ซึ่งจากงานวิจัยสรุปว่าที่อัตราการเวียนสลัดจ์ 100% มีความเหมาะสมกับการบำบัดด้วยระบบ MBR ที่สุด เนื่องจากคุณภาพน้ำที่ออกมาดีที่สุดและประหยัดค่าใช้จ่ายด้านพลังงานในการเวียนสลัดจ์อีกด้วย

ตารางที่ 2-16 ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ MBR ที่มีอัตราการเวียนสลัดจ์ต่างกัน (Ersu et al., 2008)

$Q_{IR} / Q$ (%)	% Removal				
	COD	TN	$\text{NH}_3\text{-N}$	Org-N	TP
100	95.5	88.1	99	85.5	73.1
200	94.8	84.2	98.9	79.1	78.6
300	94.2	86.9	98.9	83.2	88.1

\*  $Q_{IR}$  คือ อัตราการเวียนสลัดจ์ภายใน (internal return)

## 2.6 ระบบบำบัดน้ำเสียที่ตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียยึดเกาะกับตัวกลาง

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนจุลินทรีย์ยึดเกาะกับตัวกลาง (Attached growth system) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ออกแบบให้ตะกอนจุลินทรีย์ยึดเกาะกับตัวกลาง โดยที่ตัวกลางอาจถูกยึดอยู่กับที่ คือ เคลื่อนที่ไม่ได้ (Fixed bed) หรือตัวกลางนั้นอาจสามารถเคลื่อนที่ได้ (Moving bed) โดยตัวกลางที่ใช้มีทั้งที่เป็นหินหรือพลาสติก แต่การเลือกมักคำนึงถึงคุณสมบัติบางประการของตัวกลางด้วยว่าเหมาะสมหรือไม่ เช่น ตัวกลางต้องมีพื้นที่ผิวสัมผัสมาก มีความพรุน มีพื้นที่ผิวต่อปริมาตรของตัวกลางสูง หรืออาจมีน้ำหนักเบา จุลินทรีย์สามารถยึดเกาะได้ง่าย ซึ่งระบบนี้สามารถควบคุมความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียให้ได้สูงชันและค่อนข้างคงที่เมื่อเทียบกับการควบคุมระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนกระจายอยู่ทั่วถึงปฏิกริยา ข้อดีอีกอย่างหนึ่งของระบบ คือสามารถกำจัดสารประกอบไนโตรเจนได้อีกด้วย ดังนั้นระบบบำบัดน้ำเสียแบบนี้ จึงเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่สารอินทรีย์ถูกย่อยสลายโดยพวกฟิล์มชีวภาพที่ยึดกับตัวกลาง (Fixed film) ซึ่งมักเรียกจุลินทรีย์พวกนี้ว่า Biofilm (สันทนต์ ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2552)

### 2.6.1 ประเภทของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนจุลินทรีย์ยึดเกาะกับตัวกลาง

1) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตัวกลางไม่เคลื่อนที่ (Non-moveable media) มีการบรรจุตัวกลางในถังปฏิกรณ์ โดยตัวกลางจะถูกตรึงอยู่กับที่ และน้ำเสียจะถูกป้อนให้ผ่านตัวกลางเหล่านั้น ซึ่งสามารถพบได้โดยทั่วไปดังนี้

1.1) ระบบโปรยกรอง (Conventional trickling filter) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีจุลินทรีย์เจริญเติบโตอยู่บนตัวกลาง โดยวัสดุตัวกลางจะไม่มีการเคลื่อนที่ น้ำเสียที่ถูกบำบัดจะถูกปล่อยให้ไหลลงมาจากด้านบนของระบบบำบัดน้ำเสียให้ผ่านวัสดุตัวกลาง เพื่อให้สัมผัสกับจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนวัสดุตัวกลาง

1.2) Biological tower เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่เหมือนระบบโปรยกรอง แต่วัสดุตัวกลางจะใช้พลาสติกที่มีขนาดเบาบรรจุอยู่ในท่อ วัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียชนิดนี้มีพื้นที่ผิวสัมผัสเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์มากกว่าแบบระบบโปรยกรอง ทำให้สามารถรับปริมาณน้ำเสีย และความสกปรกของน้ำเสียเพิ่มขึ้นมากกว่าระบบโปรยกรอง

1.3) Activated bio-filter ใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟิล์มชีวภาพเพื่อลดความสกปรกของน้ำก่อนเข้าระบบตะกอนเร่ง ทำให้ประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียตะกอนเร่งดียิ่งขึ้น

1.4) Biological aerated filter เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีลักษณะคล้ายระบบบำบัดน้ำเสียแบบโปรยกรอง แต่มีการเป่าอากาศช่วยเพิ่มประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในการลดค่าความสกปรกของน้ำเสีย

1.5) Fluidized-bed filter วัสดุตัวกลางจะมีขนาดเล็กและมีการพ่นน้ำให้ฟุ้งกระจายตลอดเวลา ทำให้มีพื้นที่ผิวมากและลดปัญหาการอุดตันของระบบบำบัดน้ำเสีย

2) ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตัวกลางเคลื่อนที่ (Moveable media) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีการบรรจุตัวกลางในถังปฏิกรณ์และตัวกลางเหล่านั้นสามารถเคลื่อนที่ไปมาในถังปฏิกรณ์ โดยการเคลื่อนที่เหล่านั้นอาจเป็นการเคลื่อนที่แบบมีทิศทางหรือไม่มีทิศทางก็ได้ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบตัวกลางเคลื่อนที่ที่ใช้น้อยมีหลายชนิดดังนี้

2.1) Biodisc เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ตัวกลางเป็นแผ่นจาน โดยทั่วไปมักทำด้วยแผ่นพีวีซีหรือพลาสติก นิยมเรียกระบบบำบัดน้ำเสียประเภทนี้ว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบจานหมุนชีวภาพอาร์บีซี (Rotating biological contractor: RBC) โดยแผ่นจานหรือตัวกลางนี้มีการหมุนรอบตัวเองด้วยความเร็วรอบต่ำ และแผ่นจานจะถูกจัดให้อยู่ในน้ำส่วนหนึ่งอีกส่วนหนึ่งจะอยู่เหนือน้ำ การหมุนของตัวกลางนี้จะแก้ปัญหาเรื่องการอุดตันในระบบบำบัดน้ำเสีย

2.2) Biodrum หรือ Packed cage RBC เป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบจานหมุนชีวภาพเช่นกันแต่ตัวกลางที่ใช้จะเป็นวัสดุที่มีลักษณะเป็น 3 มิติ คือมีการบรรจุตัวกลางที่เป็นลูกบอล

พลาสติก ท่อพีวีซีตัดสั้น หรือวัสดุอื่นๆ ไว้ในวัฏรูปทรงกระบอกที่มีลักษณะคล้ายทรงเรียกว่า Biodrum

### 2.6.2 ทฤษฎีของฟิล์มชีวภาพ

1) กระบวนการในการเกิดฟิล์มชีวภาพ สามารถเกิดขึ้นได้บนพื้นผิวใดๆที่สัมผัสกับน้ำ เป็นสิ่งสำคัญในการฟอกตัวเองของน้ำในธรรมชาติ (Self purification process) การเจริญเติบโตของฟิล์มชีวภาพบนผิวของตัวกลางเป็นผลมาจากกระบวนการทางกายภาพ เคมี และชีววิทยา ดังนี้

1.1) Organic adsorption การดูดซับของโมเลกุลสารอินทรีย์ไปยังผิวของตัวกลาง

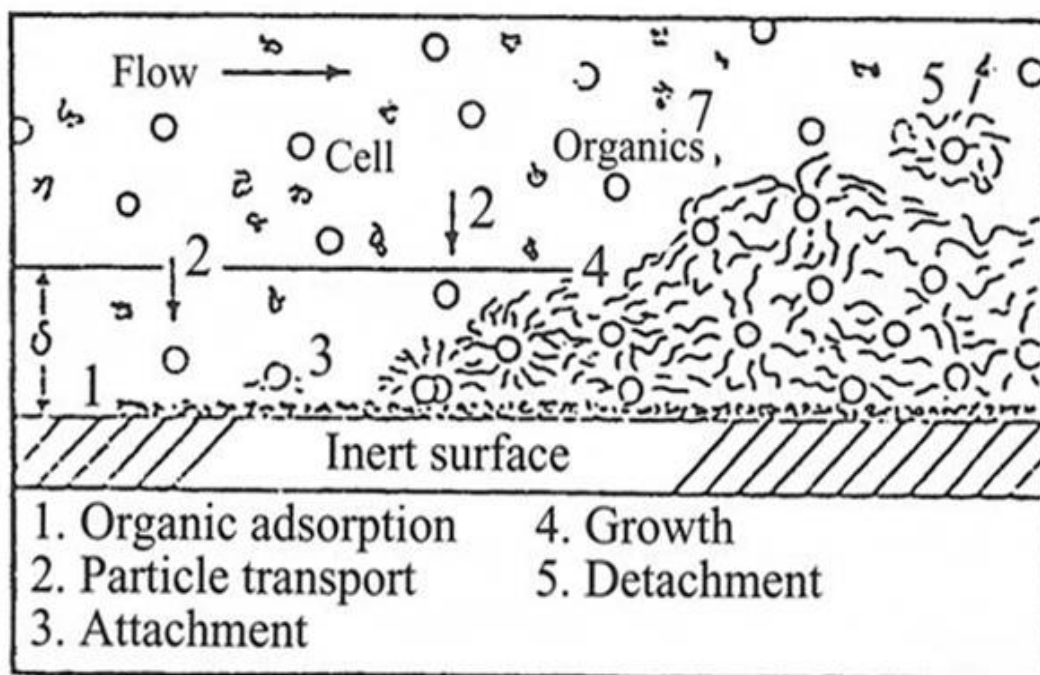
1.2) Particle transport การขนส่งเซลล์ของจุลินทรีย์ไปยังผิวของตัวกลาง

1.3) Attachment การเกาะยึดของจุลินทรีย์

1.4) Growth การแปลงรูปของจุลินทรีย์เป็นฟิล์มชีวภาพที่บริเวณผิวของตัวกลาง

1.5) Detachment การหลุดของฟิล์มชีวภาพบางส่วนเนื่องจากแรงเฉือน (Fluid shear stress) ของน้ำ ซึ่งกระบวนการทั้งหมดในการเกิดฟิล์มชีวภาพ ดังภาพที่ 2-11

ลักษณะสมบัติของฟิล์มชีวภาพที่เกาะบนผิววัสดุต่าง ๆ นั้นขึ้นอยู่กับองค์ประกอบหลายประการ เช่น ชนิดสารอินทรีย์ต่างๆในน้ำ ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านผิวของวัสดุ ความเข้มข้นของสารอินทรีย์ ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ ค่าความเป็นกรด-ด่างของน้ำ ลักษณะผิววัสดุที่ฟิล์มชีวภาพเกาะ เป็นต้น



ภาพที่ 2-11 กระบวนการในการเกิดฟิล์มชีวภาพ (Metcalf and Eddy, 1991)

2) การเกาะและการหลุดของฟิล์มชีวภาพ จุลินทรีย์สามารถเกาะบนผิววัสดุต่างๆได้ไม่ว่าวัสดุนั้นจะเป็นอย่างไร แต่จะเกาะได้ดีกับผิววัสดุที่มีความหยาบ การเกาะติดบนผิววัสดุส่วนใหญ่เกิดขึ้นโดยจุลินทรีย์สร้างเส้นใยขนาดเล็กรอบเซลล์ เส้นใยเหล่านี้จะเกาะจับกันแน่นกับเส้นใยของเซลล์อื่น ทำให้จุลินทรีย์สามารถเกาะติดหนาเป็นฟิล์มบนผิวตัวกลางได้ เส้นใยเหล่านี้เรียกว่า Glycocolyx ซึ่งเป็นสารพวก Polysaccharides ดังนั้นปริมาตรรวมของเซลล์จุลินทรีย์เหล่านี้ในฟิล์มชีวภาพจึงน้อยเมื่อเทียบกับปริมาณทั้งหมดของฟิล์มชีวภาพ เส้นใยนี้เป็นที่เก็บน้ำย่อยที่ใช้ในการย่อยสลายโมเลกุลสารอินทรีย์ขนาดใหญ่ให้เล็กลง และสามารถละลายน้ำได้ก่อนที่จะถูกดูดซึมผ่านผนังเซลล์จุลินทรีย์

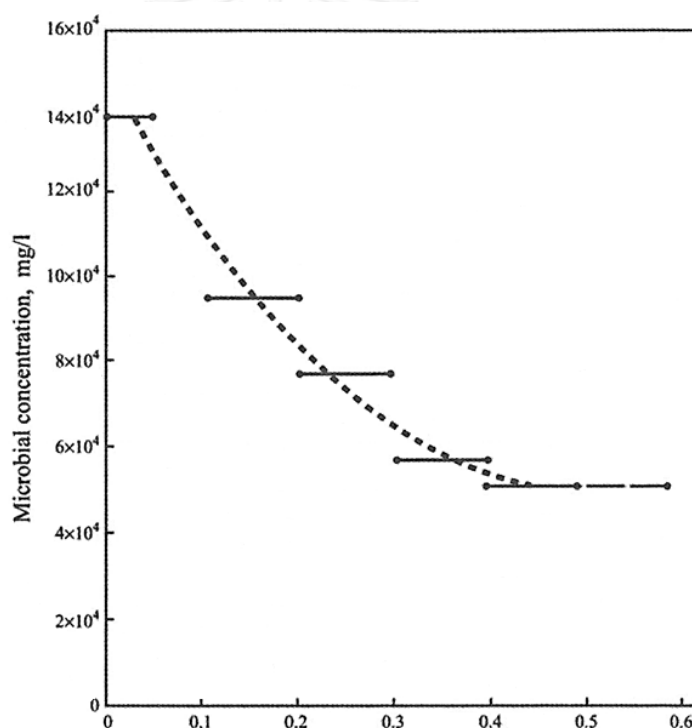
การหลุดของฟิล์มชีวภาพจะเป็นขบวนการที่เกิดขึ้นอย่างต่อเนื่อง โดยขึ้นอยู่กับสภาวะไฮโดรไดนามิกส์ (Hydrodynamic condition) ความเร็วของน้ำที่ไหลผ่านแรงเฉือน (Shear force) มีส่วนช่วยให้เกิดการหลุดของฟิล์มชีวภาพ สำหรับการลอก (Sloughing) ของฟิล์มชีวภาพนั้นเกิดจากสภาพขาดแคลนสารอาหารหรือปริมาณของออกซิเจนที่ละลายน้ำในบริเวณชั้นผิวด้านในของฟิล์ม การลอกออกเนื่องจากฟิล์มมีความหนาจนทำให้เกิดสภาพขาดแคลนอาหารหรือออกซิเจนมักเกิดในสภาวะที่มีแรงเฉือนต่ำ

3) องค์ประกอบทางเคมีของฟิล์มชีวภาพ ฟิล์มชีวภาพประกอบด้วยน้ำประมาณร้อยละ 87 – 96 โดยน้ำหนัก และมีค่า Volatile solids ต่ำเพียงร้อยละ 1.9 – 3.2 มีสูตรเคมีคือ  $(C_5H_7O_2N)_n$  นอกจากนี้ยังประกอบด้วยสารอนินทรีย์ในปริมาณเพียงเล็กน้อย ได้แก่ แคลเซียม (Ca)

แมกนีเซียม (Mg) และเหล็ก (Fe) ซึ่งปริมาณสารอินทรีย์จะขึ้นกับความหนาแน่นของสารอินทรีย์ในน้ำ

4) ความหนาแน่นของฟิล์มชีวภาพ เนื่องจากฟิล์มชีวภาพมีส่วนประกอบเป็นน้ำสูงร้อยละ 87 – 96 และเซลล์จุลินทรีย์ในฟิล์มชีวภาพยังประกอบด้วยน้ำสูงร้อยละ 90 โดยน้ำหนัก ดังนั้นค่าความถ่วงจำเพาะ (Specific gravity) ของฟิล์มชีวภาพจึงมีค่าใกล้เคียงกับน้ำ

ความหนาแน่นของจุลินทรีย์สามารถวัดค่าเป็นจำนวนหรือน้ำหนักแห้ง โดยความหนาแน่นของจุลินทรีย์ในฟิล์มชีวภาพจะสูงขึ้นเมื่อความเร็วน้ำที่ไหลผ่านสูงขึ้น และอัตราการรับสารอินทรีย์สูงขึ้นเมื่ออุณหภูมิสูงกว่า 30 องศาเซลเซียส ความหนาแน่นของจุลินทรีย์จะสูงขึ้นตามอุณหภูมิเช่นกัน แต่อย่างไรก็ตามยังพบว่าน้ำหนักแห้งทั้งหมดของฟิล์มชีวภาพในระบบปฏิกิริยารวมจะต่ำลงเมื่ออุณหภูมิสูงขึ้นมากๆจนจุลินทรีย์ในฟิล์มชีวภาพไม่สามารถทนได้ ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ในชั้นที่อยู่ใกล้ผิวของตัวกลางจะมีค่าสูงกว่าชั้นที่อยู่ถัดไป ดังภาพที่ 2-12



ภาพที่ 2-12 ความหนาแน่นของจุลินทรีย์ที่ชั้นความหนาแน่นต่างๆของฟิล์มชีวภาพ  
(Metcalf and Eddy, 1991)

5) กระบวนการกำจัดสารอินทรีย์ การย่อยสลายสารอินทรีย์อาจถูกควบคุมโดยออกซิเจนและสารอินทรีย์ คือชั้นนอกจะเป็นชั้นที่ได้รับออกซิเจน (Aerobic zone) ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์เป็นแบบใช้ออกซิเจนอิสระ ส่วนชั้นถัดไปเป็นชั้นไร้ออกซิเจน

(Anaerobic zone) ดังนั้นปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์จึงเป็นแบบไม่ใช้ออกซิเจนอิสระ อัตราการย่อยสลายจึงขึ้นอยู่กับปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นใน Aerobic zone เป็นส่วนใหญ่

6) สภาพขาดแคลนสารอินทรีย์และออกซิเจน ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของสารอินทรีย์ คือที่ความเข้มข้นหนึ่งของออกซิเจนละลายน้ำ อัตราการใช้สารอินทรีย์อาจแบ่งได้เป็น 3 ช่วง คือ

6.1) Substrate limit อัตราการใช้สารอินทรีย์จะเพิ่มเป็นเส้นตรงเมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น ช่วงนี้อัตราการใช้สารอินทรีย์จึงถูกควบคุมด้วยความเข้มข้นของสารอินทรีย์

6.2) Substrate and oxygen limit อัตราการใช้สารอินทรีย์เพิ่มขึ้นเมื่อความเข้มข้นของสารอินทรีย์เพิ่มขึ้น แต่อัตราการใช้สารอินทรีย์จะลดลงเนื่องจากถูกควบคุมด้วยสารอินทรีย์และออกซิเจน

6.3) Oxygen limitation อัตราการใช้สารอินทรีย์โดยฟิล์มชีวภาพคงที่ไม่ว่าจะเพิ่มความเข้มข้นของสารอินทรีย์มากเท่าใดก็ตาม เนื่องจากออกซิเจนละลายน้ำถูกใช้หมด ทำให้ไม่สามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ได้เพิ่มขึ้น

## 2.7 กระบวนการเมมเบรนสำหรับการบำบัดน้ำเสีย

เป็นกระบวนการที่ใช้เมมเบรนเพื่อแยกสาร เพิ่มความเข้มข้นของสาร หรือทำให้สารมีความบริสุทธิ์ โดยใช้หลักการของการใช้แรงขับเคลื่อนทำให้สารละลายไหลผ่านเมมเบรน จึงทำให้เกิดการแยกระหว่างสารที่ผ่านรูพรุนได้กับสารที่ไม่สามารถผ่านได้ ด้วยคุณสมบัติดังกล่าวกระบวนการเมมเบรนจึงถูกนำไปประยุกต์ใช้ในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากสามารถกักจุลินทรีย์ไว้ในระบบบำบัดไม่ให้ออกไปกับน้ำทิ้งได้ (Brindle and Stephenson, 1995) จึงเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัด ปัจจุบันนิยมใช้เมมเบรนที่มีสถานการณ์ทำงานในช่วงไมโครฟิลเตรชันและอัลตราฟิลเตรชัน เพื่อใช้ในการกักแยกสไลด์จ์ชีวภาพ ของแข็งแขวนลอย สารอินทรีย์ และจุลินทรีย์ก่อโรคจากระบบบำบัดน้ำเสีย โดยอัลตราฟิลเตรชันเป็นกระบวนการที่ใช้เมมเบรนที่มีรูพรุนขนาดเล็กประมาณ 0.1 – 10 ไมโครเมตร สำหรับแยกสารโมเลกุลใหญ่หรือคอลลอยด์ออกจากน้ำ ส่วนไมโครฟิลเตรชันเป็นกระบวนการที่ใช้เมมเบรนที่มีรูพรุนค่อนข้างใหญ่กว่าอัลตราฟิลเตรชัน ขนาดรูพรุนประมาณ 2 – 20 ไมโครเมตร (20 – 200 อังสตรอม) สำหรับแยกสารโมเลกุลขนาดใหญ่ สารแขวนลอยออกจากของเหลว โดยแรงขับเคลื่อนในการป้อนสารละลายต่ำกว่าอัลตราฟิลเตรชัน ทั้งนี้ตัวแปรสำคัญที่แสดงความสามารถในการแยก และแสดงประสิทธิภาพของการกรอง คือ ค่าฟลักซ์ (J) สมการของฟลักซ์เขียนได้ ดังสมการที่ 2-7

$$J = \frac{\Delta P}{\mu R_t} \quad (2-7)$$

เมื่อ	J	คือ	อัตราการไหลผ่านเมมเบรน
	$\Delta P$	คือ	ผลต่างของความดันแผ่นเยื่อด้านป้อนสารกับด้านเพอมิเอต
	$\mu$	คือ	ความหนืดของสารละลาย
	$R_t$	คือ	ความต้านทานรวม

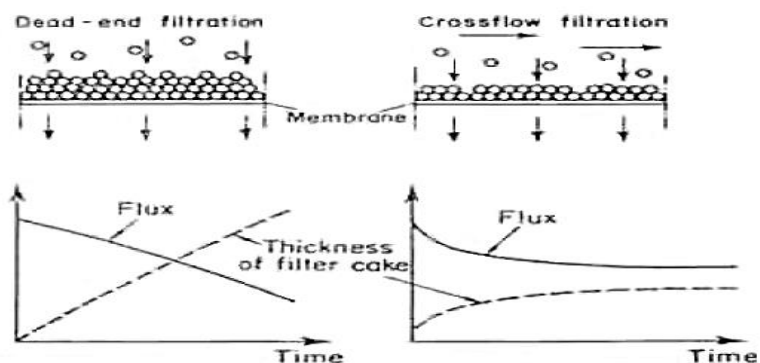
ซึ่งสมการค่าต้านทานรวมของเมมเบรน ( $R_t$ ) เป็นผลรวมของค่าต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนย่อย ได้แก่ ค่าต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนสะอาด ( $R_m$ ) ค่าต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนจากการเกิดฟาวลิงแบบพลิกกลับได้ ( $R_{re}$ ) และค่าต้านทานเชิงกลศาสตร์ของเมมเบรนจากการเกิดฟาวลิงแบบผันกลับไม่ได้ ( $R_{irre}$ ) ดังสมการที่ 2-8

$$R_t = R_m + R_{re} + R_{irre} \quad (2-8)$$

กระบวนการกรองในกระบวนการเมมเบรนแบ่งได้เป็น 2 ลักษณะ ดังภาพที่ 2-13 (Mitsubishi, 1998) ซึ่งมีลักษณะดังนี้

1) Dead-end Filtration การกรองแบบไหลผ่านเมมเบรน เป็นการกรองที่ทิศทางการไหลของสารที่ต้องการกรองตั้งฉากกับเมมเบรน อนุภาคส่วนใหญ่จะถูกกักไว้บนผิวหน้าตัวกรอง ทำให้อัตราการไหลผ่านเมมเบรนลดลงอย่างรวดเร็ว ซึ่งไม่อาจใช้กับการทำงานของเมมเบรนในการบำบัดน้ำเสียได้ เพื่อแก้ปัญหาดังกล่าวจึงมีการใช้ลักษณะการกรองอีกแบบหนึ่งมากกว่า

2) Cross-flow Filtration การกรองแบบไหลขนานเมมเบรน เป็นการกรองที่ทิศทางการไหลของสารที่ต้องการกรองขนานไปกับเมมเบรน ทำให้เกิดแรงเฉือนบริเวณผิวหน้าเมมเบรน เป็นการขจัดอนุภาคให้หลุดออกและไม่สะสมตัวแน่น ดังนั้นอัตราการกรองแบบไหลขนานเมมเบรนจึงสูงกว่าการกรองแบบไหลผ่านเมมเบรน



ภาพที่ 2-13 การกรองแบบไหลผ่านเมมเบรนและการกรองแบบไหลขนานเมมเบรน  
(Mitsubishi, 1998)

### 2.7.1 การบำบัดน้ำเสียโดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนเป็นการทำงานร่วมกันของกระบวนการทางกายภาพ และชีวภาพ ซึ่งปรับเปลี่ยนมาจากระบบเอเอส (Activated sludge) แบบดั้งเดิม โดยเป็นระบบที่สามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยได้โดยไม่ต้องมีถังตกตะกอน รูปแบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนจะมีลักษณะถังปฏิกรณ์แบบจลนทรีย์แขวนลอย และหน่วยการกรองด้วยเมมเบรน ซึ่งอาจเป็นแบบวางภายนอก (External) หรือภายใน (Immersed) ของตัวถังปฏิกรณ์ชีวภาพก็ได้ ซึ่งมีประสิทธิภาพที่แตกต่างกันระหว่างระบบเอเอสกับระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ดังตารางที่ 2-17

ตารางที่ 2-17 ประสิทธิภาพระหว่างระบบเอเอสกับระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Cicek et al., 1999)

พารามิเตอร์	ระบบ	ระบบถังปฏิกรณ์
อายุสลัดจ์ (วัน)	20	30
การกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)	94.5	99.0
การกำจัดของแข็งทั้งหมด (ร้อยละ)	60.9	99.9
การกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน (ร้อยละ)	98.9	99.2
การกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมด (ร้อยละ)	88.5	66.0
การผลิตสลัดจ์ (กิโลกรัมของแข็งระเหยได้/ซีโอดี/วัน)	0.22	0.27
ค่าเฉลี่ยขนาดฟล็อก (ไมโครเมตร)	20	3.5



### 2.7.2 ข้อดีของการบำบัดน้ำเสียโดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

- 1) สามารถใช้แทนระบบฆ่าเชื้อจุลินทรีย์ที่อาจก่อโรคได้ เนื่องจากเมมเบรนมีรูพรุนขนาดเล็กจึงสามารถกักจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่กว่ารูพรุนไม่ให้ปะปนมากับน้ำทิ้งได้
- 2) สามารถใช้แทนถังตกตะกอนของระบบเอเอสได้ เนื่องจากเมมเบรนมีรูพรุนขนาดเล็กจึงสามารถกักจุลินทรีย์ที่มีขนาดใหญ่กว่ารูพรุนไม่ให้ปะปนมากับน้ำทิ้งได้ ทำให้ระบบสามารถผลิตน้ำทิ้งได้ตามมาตรฐานจนอาจจะสามารถนำกลับไปใช้ใหม่ได้ ซึ่งระบบเอเอสไม่ประสบผลสำเร็จในเรื่องการตกตะกอนได้ทั้งหมด (มันสิน ตันฑุลเวศม์, 2542)
- 3) สามารถรักษาค่าอายุสลัดจ์ให้มีค่าสูงได้ ทำให้มีการทิ้งสลัดจ์ส่วนเกินออกจากระบบน้อยกว่าระบบทั่วไป และยังทำให้จุลินทรีย์ที่มีอัตราการเจริญเติบโตช้าไม่ถูกล้างออกจากระบบ ส่งผลให้มีจุลินทรีย์หลากหลายชนิดในระบบ
- 4) ลดขนาดถังเติมอากาศลงได้ เนื่องจากปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีผลต่อการบำบัดน้ำเสียโดยตรง เมื่อระบบมีความเข้มข้นของจุลินทรีย์สูงส่งผลให้ขนาดของถังเติมอากาศลดลงได้
- 5) น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดสามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้

### 2.7.3 ข้อเสียของการบำบัดน้ำเสียโดยถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน (Membrane Bioreactor; MBR) เป็นระบบที่มีค่าใช้จ่ายในการดำเนินระบบสูงกว่าระบบทั่วไป โดยค่าใช้จ่ายนั้นมาจากค่าใช้จ่ายด้านพลังงานที่เกิดจากการใช้พลังงานในการสูบลมเพื่อเติมออกจากระบบ และการใช้พลังงานในการเติมอากาศ จากการศึกษาของ Gunder and Kruath (1999) ได้ทำการเปรียบเทียบการใช้พลังงานในการกรองและการเติมอากาศของระบบเอ็มบีอาร์โดยใช้แผ่นเยื่อชนิดต่างๆ พบว่าพลังงานที่ใช้สำหรับแผ่นเยื่อแบบท่อเท่ากับ 2.5 – 3.5 กิโลวัตต์-ชั่วโมง/ลูกบาศก์เมตรเพอมีเอต ที่มีความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยน้อยกว่า 15,000 มิลลิกรัม/ลิตร ส่วนพลังงานที่ใช้สำหรับแผ่นเยื่อแบบเส้นใยกลวงและแบบแผ่นเท่ากับ 1.0 – 2.0 กิโลวัตต์-ชั่วโมง/ลูกบาศก์เมตรเพอมีเอต ที่มีความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยน้อยกว่า 15,000 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งจะเห็นว่าแผ่นเยื่อแบบเส้นใยกลวงและแบบแผ่นใช้พลังงานน้อยกว่าแผ่นเยื่อแบบท่อ โดยเมื่อมีความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยเพิ่มขึ้นเป็น 25,000 มิลลิกรัม/ลิตร แผ่นเยื่อแบบเส้นใยกลวงและแบบแผ่นใช้พลังงานเพียง 3.0 กิโลวัตต์-ชั่วโมง/ลูกบาศก์เมตรเพอมีเอต ซึ่งจะเห็นว่ายังใช้พลังงานน้อยกว่าแผ่นเยื่อแบบท่อเช่นกัน

#### 2.7.4 การอุดตันของเมมเบรน

การอุดตันของเมมเบรนเกิดขึ้นเมื่อสารละลายหรือสารแขวนลอยเกิดการสะสมที่ผิวหน้าของเมมเบรน ทำให้เกิดชั้นขอบขึ้น (Boundary layer หรือ Concentration polarization) ส่งผลให้สมรรถนะของเมมเบรนลดลง ซึ่งมีทฤษฎีในการเกิดการอุดตันเมมเบรนดังนี้

- 1) Complete Blocking Filtration Model (CBM) โมเลกุลหรืออนุภาคที่เข้ามาถึงเมมเบรนแล้วเข้าไปอุดตันรูพรุน โดยทุกโมเลกุลหรืออนุภาคมีส่วนร่วมในการอุดตันรูพรุนโดยไม่ทับซ้อนกัน ดังนั้นอัตราการกรองจะขึ้นอยู่กัเวลา
- 2) Intermediate Blocking Filtration Model (IBM) มีลักษณะคล้ายคลึงกับ CBM โดยโมเลกุลหรืออนุภาคจะสามารถซ้อนทับอยู่บนอีกโมเลกุลหรืออนุภาคหนึ่งได้
- 3) Standard Blocking Filtration Model (SBM) เป็นแบบจำลองที่อธิบายในการกรองสารละลายขนาดเล็กกว่ารูพรุนของเมมเบรน โดยอนุภาคสามารถผ่านรูพรุนไปได้ และมีอนุภาคบางส่วนถูกดุดจับอยู่ภายในรูพรุน ทำให้เกิดการอุดตันภายในโครงสร้างของเมมเบรน
- 4) Cake Filtration Model (CFM) เป็นแบบจำลองที่อธิบายการกรองอนุภาคที่มีขนาดต่างกัน คือ อนุภาคที่มีขนาดใหญ่กว่ารูพรุน ซึ่งจะถูกสะสมและเกิดเป็นชั้นเค้กที่ผิวหน้า ส่วนอนุภาคที่มีขนาดเล็กและใหญ่ผสมกันนั้น อนุภาคขนาดเล็กจะถูกสะสมอยู่ในรูพรุนและต่อมาจะเกิดการสะสมของอนุภาคขนาดใหญ่เกิดเป็นชั้นเค้กที่ผิวหน้าเมมเบรน (รัตนา จิระรัตนานนท์, 2541)

#### 2.7.5 การลดการอุดตันของเมมเบรน

การลดการอุดตันของเมมเบรนเพื่อเพิ่มอัตราการไหลผ่านเมมเบรนมีหลายวิธี ดังนี้

- 1) Back washing การล้างย้อน คือ การพ่นของไหลให้ย้อนทิศทางการที่สวนกับการสูบเข้า เพื่อไล่อนุภาคที่เกาะบริเวณผิวหน้าเมมเบรนออก
- 2) Cross flow filtration การกรองแบบไหลขนาน ทำให้เกิดแรงเฉือนที่ผิวหน้าเมมเบรน เป็นการไล่อนุภาคผิวหน้าเมมเบรนออก ที่นิยมทำในรูปแบบการพ่นฟองอากาศใต้เมมเบรน โดยความสามารถในการลดการอุดตันด้วยวิธีนี้ขึ้นอยู่กับความเร็วของของไหลที่พ่น หากเพิ่มความเร็วในการไหลจะทำให้อัตราการไหลผ่านเมมเบรนมีมากขึ้น
- 3) Intermittent suction การสูบน้ำเพอมีเอตออกเป็นระยะ เพื่อลดการสะสมของอนุภาคอย่างต่อเนื่องที่เมมเบรน การสูบลับกับหยุดสูบทุก 10 นาที ทำให้เสถียรภาพของอัตราการไหลผ่านเมมเบรนดีที่สุด (Talat, 1988)
- 4) Reduction of pressure การลดความดันผ่านเมมเบรนตามสมการการกรองที่ว่า เมื่อความดันผ่านเมมเบรน (transmembrane pressure) มากขึ้นจะทำให้อัตราการไหลผ่านเมมเบรนเพิ่มขึ้นด้วย และหากลดความดันผ่านเมมเบรนก็จะทำให้การอุดตันลดลงด้วย

5) Chemical washing การล้างด้วยสารเคมี สารเคมีที่ใช้ในการล้างเมมเบรน คือ โซเดียมไฮดรอกไซด์ โซเดียมคาร์บอเนต กรดเกลือ กรดซัลฟูริก และกรดฟอสฟอริก เป็นต้น

## 2.8 การนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วกลับมาใช้ใหม่

การนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่อีกครั้งเป็นวิธีหนึ่งที่จะช่วยในการจัดการและอนุรักษ์น้ำที่มีความจำเป็นและสำคัญที่สุดในโลกปัจจุบัน เนื่องจากความต้องการในการใช้น้ำในชีวิตประจำวันของมนุษย์เพิ่มขึ้นอย่างมากมาเพราะมีทั้งจำนวนประชากรและโรงงานอุตสาหกรรมเพิ่มขึ้นอย่างมาก ยังเป็นการประหยัดน้ำในแหล่งน้ำธรรมชาติเพราะในการใช้น้ำบางกิจกรรมนั้นไม่จำเป็นต้องใช้น้ำประปาหรือน้ำจากแหล่งน้ำตามธรรมชาติ และเป็นการลดค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสียเพราะต้องมีการสร้างโรงงานบำบัดน้ำเสีย ซึ่งต้องมีการควบคุม การจัดการ และการบำรุงรักษาเครื่องมือชนิดต่างๆในโรงงานบำบัดน้ำเสีย ดังนั้นการปล่อยน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดแล้วสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติจะเป็นการใช้ประโยชน์ไม่คุ้มค่ากับค่าใช้จ่ายในการบำบัดน้ำเสีย (สุภัฒติต นิมรัตน์, 2548)

ลักษณะของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดต้องอยู่ในเกณฑ์ที่ดีก่อนนำมาใช้ใหม่ ซึ่งสิ่งที่ควรคำนึงถึงคือ

1) อุณหภูมิ เพราะน้ำทิ้งหรือน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วควรมีอุณหภูมิที่ไม่ร้อนหรือเย็นกว่าแหล่งน้ำตามธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม เพราะอุณหภูมิเป็นปัจจัยสำคัญในการทำกิจกรรมของจุลินทรีย์และมีผลต่อการอยู่รอดของสิ่งมีชีวิตในน้ำ

2) ความเป็นกรด-ด่าง ส่วนใหญ่แล้วพีเอชที่เหมาะสมต่อการนำเอาน้ำเสียมาใช้ใหม่ได้ควรอยู่ในช่วงที่เป็นกลาง แต่อย่างไรก็ตามค่าพีเอชของน้ำทิ้งต่างๆต้องพิจารณาตามเกณฑ์น้ำทิ้งเพื่อใช้ในกิจกรรมแต่ละชนิด

3) ค่าบีโอดี เป็นตัวแทนของค่าความสกปรกในรูปของสารอินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำเสีย โดยทั่วไปค่าบีโอดีของน้ำทิ้งที่สามารถนำกลับมาใช้ใหม่ได้ต้องมีค่าต่ำกว่า 10 มิลลิกรัม/ลิตร (U.S.EPA, 2004)

4) ค่าโคลิฟอร์มแบคทีเรีย เป็นค่าที่บ่งบอกถึงการปนเปื้อนของจุลินทรีย์ก่อโรค ซึ่งในการนำน้ำไปใช้ประโยชน์ในแต่ละด้านจะมีค่ามาตรฐานของค่าโคลิฟอร์มแบคทีเรียแตกต่างกัน

5) ค่าออกซิเจนละลายน้ำ โดยทั่วไปน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจนมักไม่มีปัญหาของค่าออกซิเจนละลายน้ำมากนัก แต่มักจะมีปัญหาถ้าผ่านการบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน ดังนั้นจึงต้องมีการเติมออกซิเจนในน้ำเสียเหล่านั้นก่อนนำไปใช้หรือปล่อยสู่ธรรมชาติต่อไป

### 2.8.1 ประเภทของกิจกรรมการใช้น้ำจากการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่

#### 1) การนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ในการเกษตร

ไม่ว่าน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดบางชนิดนั้นจะมีปริมาณของสารพิษน้อยหรือมาก ควรทำการตรวจสอบสมบัติทางเคมีหรือสารหลงเหลือในน้ำเสียหลังการบำบัด ก่อนที่จะนำมาใช้ในด้านเกษตร เพื่อเป็นการป้องกันการสะสมของสารเคมีในดินหรือพืชผักที่ได้รับการรดน้ำเหล่านั้น ซึ่งประเทศสหรัฐอเมริกาได้มีการกำหนดมาตรฐานน้ำทิ้งสำหรับการเกษตร ดังตารางที่ 2-18

ตารางที่ 2-18 มาตรฐานน้ำทิ้งสำหรับการเกษตรของประเทศสหรัฐอเมริกา (U.S.EPA, 2004)

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)	พารามิเตอร์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)
ของแข็งละลายน้ำ	500 - 2,000	โคบอลต์	0.05
บีโอดี	20	ทองแดง	0.2
ฟีคัลโคลิฟอร์ม	1,000 MPN/100 มิลลิตร	ฟลูออไรด์	1.0
ค่าพีเอช	6 - 9	เหล็ก	5.0
น้ำมัน	0	ตะกั่ว	5.0
ฟีนอล	50	ลิเทียม	2.5
อลูมิเนียม	5.0	แมงกานีส	0.2
สารหนู	0.1	โมลิบดีนัม	0.1
โบรอน	0.75	นิกเกิล	0.2
แคดเมียม	0.01	ซีลีเนียม	0.02
คลอไรด์	250 - 1,000	ซัลเฟต	200
โครเมียม	0.1	วานาเดียม	0.1
สังกะสี	2.0		

#### 2) การนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ในการเติมน้ำใต้ดิน

น้ำใต้ดินหรือน้ำบาดาลเป็นแหล่งน้ำจืดแหล่งใหญ่ในหลายประเทศ โดยการนำเอาน้ำใต้ดินมาใช้ในปริมาณมากกว่าการเติมน้ำลงไปใต้น้ำใต้ดิน จะทำให้เกิดการทรุดตัวของพื้นดิน ดังนั้นการนำเอาน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วเติมลงไปใต้น้ำใต้ดินน่าจะเป็นวิธีที่นำมาปฏิบัติในชีวิตจริง นอกจากนี้ในบางพื้นที่มีฝนตกน้อยจึงทำให้เกิดการสะสมน้ำใต้ดินที่เกิดจากการซึมของน้ำฝนไหลลงสู่ดินและสะสมเป็นน้ำใต้ดินน้อยและทำให้เกิดการขาดแคลนแหล่งน้ำกินน้ำใช้ ดังนั้นการนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดและมีคุณภาพดีแล้วมาเติมลงไปใต้น้ำใต้ดินเพื่อช่วยเพิ่มปริมาณน้ำใต้ดินอีกส่วนหนึ่ง การเติมน้ำใต้ดินด้วยน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วอาจทำได้ด้วยการฉีดน้ำบน ผิวดินและปล่อยให้ซึมซับ

ลงไปในใต้ดินเองหรือการฉีดน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วลงไปใต้น้ำใต้ดินโดยตรง ในปัจจุบันประเทศสหรัฐอเมริกาได้มีการกำหนดมาตรฐานน้ำทิ้งเพื่อใช้ในการเติมน้ำเสียที่บำบัดแล้วลงไปใต้น้ำใต้ดิน ดังตารางที่ 2-19

ตารางที่ 2-19 มาตรฐานน้ำทิ้งเพื่อใช้ในการเติมน้ำเสียที่บำบัดแล้วลงไปใต้น้ำใต้ดินของประเทศสหรัฐอเมริกา (U.S.EPA, 2004)

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)	พารามิเตอร์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)
ปริมาณออกซิเจน	สภาวะที่มีออกซิเจน	ตะกั่ว	0.05
บีโอดี	10	ทองแดง	2.0
ฟีคัลโคลิฟอร์ม	23 MPN/100 มิลลิลิตร	แมงกานีส	0.1
ค่าพีเอช	5 - 9	ปรอท	0.01
น้ำมัน	0	ก๊าซแอมโมเนีย	5.0
โครเมียม	0.15	ไนเตรท	10
แบเรียม	2.0	ไนไตรท	0
สารหนู	0.05	กลิน	ไม่มีกลิน
โบรอน	0.02	ซีลีเนียม	0.01
แคดเมียม	0.01	ของแข็งแขวนลอย	10
คลอไรด์	10	สังกะสี	10
ไซยาไนด์	0.2	เหล็ก	0.1

### 3) การนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ในแหล่งพักผ่อน

แหล่งพักผ่อนหลายแห่งต้องอาศัยน้ำเป็นปัจจัยสำคัญ ซึ่งมนุษย์ใช้แหล่งน้ำในการพักผ่อนโดยการว่ายน้ำ ตกปลา พายเรือ และเพื่อกีฬาอื่นๆ แต่ในบริเวณที่มีความแห้งแล้งมาก แหล่งพักผ่อนหย่อนใจหลายแห่งจะไม่มีน้ำในหน้าแล้ง ดังนั้นการเอาน้ำเสียที่ผ่านระบบบำบัดและมีความปลอดภัยมาใช้ประโยชน์อีกครั้ง โดยการนำมาเติมในแหล่งน้ำธรรมชาติ เพื่อให้มีปริมาณน้ำเพียงพอต่อการเล่นเรือและตกปลา จากมาตรฐานน้ำทิ้งเพื่อใช้ในการเติมในแหล่งพักผ่อนของประเทศสหรัฐอเมริกา ตารางที่ 2-20 พบว่าไม่ได้เน้นไปที่ปริมาณของโลหะเหมือนกับมาตรฐานน้ำทิ้งเพื่อใช้ในการอุปโภค เช่น การรดน้ำสนามหญ้า หรือเติมใต้น้ำใต้ดิน แต่จะเข้มงวดในเรื่องปริมาณความสกปรกในรูปของบีโอดี ปริมาณฟีคัลโคลิฟอร์มและค่าพีเอช ซึ่งเมื่อนำไปใช้แล้วพบว่าสิ่งที่จะต้องปรับปรุง คือ ไม่มีการกำหนดปริมาณของไนโตรเจนและฟอสฟอรัส

ตารางที่ 2-20 มาตรฐานน้ำทิ้งเพื่อใช้ในการเติมในแหล่งพักพ่อนของประเทศสหรัฐอเมริกา (U.S.EPA, 2004)

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)
บีโอดี	5
ฟีคัลโคลิฟอร์ม	2.2 MPN/100 มิลลิตร
ค่าพีเอช	6.5 – 8.3
น้ำมัน	0
กลิ่น	ไม่มีกลิ่น
ปริมาณออกซิเจน ของแข็งแขวนลอย	2.0
ความขุ่น (NTU)	5.0
	1.0

4) การนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ในการอุปโภค

การนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ในการงานด้านอุปโภค เช่น การรดน้ำสนามหญ้า ใช้ในการดับไฟ รดผักผลไม้ แต่อย่างไรก็ตามการนำเอาน้ำเสียหลังการบำบัดมารดน้ำผักผลไม้ สนามหญ้าหรือป่าไม้ อาจเกิดผลกระทบเมื่อมีการใช้งานอย่างยาวนาน เช่น ทำให้ผลไม้เกิดการติดเชื้อจากจุลินทรีย์กลุ่มโปรโตซัว รวมทั้งเกิดการสะสมของโลหะในดินและผักผลไม้ในประเทศสหรัฐอเมริกา ได้มีการกำหนดมาตรฐานน้ำทิ้งสำหรับการรดสนามหญ้าและสิ่งปลูกแต่ง ดังตารางที่ 2-21 พบว่ามีความเข้มงวดในเรื่องปริมาณของของแข็งละลายน้ำและปริมาณฟีคัลโคลิฟอร์มมากกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งที่ใช้ในการเกษตร

5) การนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ในการบริโภค

ปกติแล้วนั้นมักไม่มีการยอมรับในการเอาน้ำเสียหลังการบำบัดมาใช้ในการบริโภค เพราะยังมีความคิดว่าน้ำเสียนั้นมีความสกปรกและน่ารังเกียจ เนื่องจากว่าเคยเป็นน้ำเสียมาก่อนน่าจะมีเชื้อโรค และสารปนเปื้อนสะสมอยู่ ถึงแม้ว่าจะผ่านการบำบัดน้ำเสียมาแล้วก็ตาม แต่บางพื้นที่ก็นำมาใช้ เนื่องจากมีความทุรกันดารจนไม่มีน้ำดื่มเพียงพอ ซึ่งการนำมาใช้จริงนั้นต้องมีการปรับปรุงในด้านพื้นฐานของวิธีการบำบัดน้ำเสียให้ได้มาตรฐาน และการให้ความรู้ความเข้าใจต่อชุมชนในเรื่องของการใช้ประโยชน์จากน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วโดยปลอดภัย และไม่มีผลกระทบต่อชุมชนส่วนรวม

ซึ่งได้มีการสร้างมาตรฐานที่สามารถนำมาใช้เป็นแนวทางสำหรับการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ในกิจกรรมต่างๆที่มนุษย์มีโอกาสสัมผัส โดยองค์กรพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา (US.EPA.) ดังแสดงในตารางที่ 2-22

ตารางที่ 2-21 มาตรฐานน้ำทิ้งเพื่อใช้เพื่อการอุปโภคของประเทศสหรัฐอเมริกา (U.S.EPA, 2004)

พารามิเตอร์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)	พารามิเตอร์	ความเข้มข้น (มิลลิกรัม/ลิตร)
ของแข็งละลายน้ำ	1,200	โคบอลต์	0.05
บีโอดี	20	ทองแดง	0.2
ฟีคัลโคลิฟอร์ม	2.2 MPN/100 มิลลิลิตร	ฟลูออไรด์	1.0
ค่าพีเอช	6 - 9	เหล็ก	5.0
น้ำมัน	0	ตะกั่ว	5.0
ฟีนอล	50	ลิเทียม	2.5
อลูมิเนียม	5.0	แมงกานีส	0.2
สารหนู	0.1	โมลิบดีนัม	0.01
โบรอน	0.75	นิกเกิล	0.2
แคดเมียม	0.01	ซีลีเนียม	0.02
คลอไรด์	100	ซัลเฟต	200
โครเมียม	0.1	วาเนเดียม	0.1
สังกะสี	2.0		

ตารางที่ 2-22 มาตรฐานคุณภาพน้ำเบื้องต้นของการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่โดยองค์กรพิทักษ์  
สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา (US.EPA., 2004)

Parameter	Significance for Water Reuse	Range in Secondary	Treatment Goal in Reclaimed Water
Suspended solids	Measures of particles. Can be related to microbial contamination.	5 mg/L - 50 mg/L	< 5 mg SS/L - 30 mg SS/L
Turbidity	Can interfere with disinfection. Clogging of irrigation systems. Deposition.	1 NTU - 30 NTU	< 0.1 NTU - 30 NTU
BOD <sub>5</sub>	Organic substrate for microbial growth. Can favor bacterial regrowth in distribution systems and microbial fouling	10 mg/L - 30 mg/L	< 10 mg BOD/L - 45 mg BOD/L
COD		50 mg/L - 150 mg/L	< 20 mg COD/L - 90 mg COD/L
TOC		5 mg/L - 20 mg/L	< 1 mg C/L - 10 mg C/L
Total coliform	Measure of risk of infection due to potential presence of pathogens. Can favor biofouling in cooling systems.	< 10 cfu/100mL - 10 <sup>7</sup> cfu/100mL	< 1 cfu/100mL - 200 cfu/100mL
Fecal coliform		< 1 - 10 <sup>6</sup> cfu/100mL	< 1 cfu/100mL - 10 <sup>3</sup> cfu/100mL
Helminth eggs		< 1/L - 10/L	< 0.1/L - 5/L
Viruses		<1/L - 100/L	< 1/50L
Heavy metals	Specific elements (Cd, Ni, Hg, Zn, etc) are toxic to plants and maximum concentration limits exist for irrigation.	-	< 0.001 mg Hg/L
		-	< 0.01 mg Cd/L
		-	< 0.1 mg Ni/L - 0.02 mg Ni/L
Inorganics	High salinity and boron (> 1 mg/L) are harmful for irrigation.	-	> 450 mg TDS/L
Chlorine residual	To prevent bacterial regrowth. Excessive amount of free chlorine (> 0.05) can damage some sensitive crops.	-	0.5 mg Cl/L - > 1 mg Cl/L
Nitrogen	Fertilizer for irrigation. Can contribute to algal growth, corrosion (N-NH <sub>4</sub> ) and scale formation (P).	10 mg N/L - 30 mg N/L	<1 mg N/L - 30 mg N/L
Phosphorus		0.1 mg P/L - 30 mg P/L	<1 mg N/L - 20 mg N/L



## 2.8.2 กระบวนการนำน้ำเสียจากอาคารกลับมาใช้ใหม่

กรุงเทพมหานครได้มีการสำรวจการใช้ประโยชน์น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจากอาคาร พบว่ามีการหมุนเวียนน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วกลับมาใช้ประโยชน์เพียง 15 % เท่านั้น ปัจจุบันประเทศต่างๆ ได้ให้ความสนใจในการนำน้ำที่ผ่านการบำบัดกลับมาใช้ประโยชน์ทั้งทางตรงและทางอ้อม โดยสามารถนำมาใช้ในกิจกรรมต่างๆ ขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของน้ำที่ผ่านการบำบัด ซึ่งเป็นข้อจำกัดในการนำไปใช้ประโยชน์ การนำน้ำที่ผ่านการบำบัดกลับมาใช้ประโยชน์ในอาคาร เช่น โรงเรียน อาคารสำนักงาน หอประชุม โรงแรม และศูนย์การค้า เป็นการนำน้ำมาใช้ประโยชน์ในกิจกรรมต่างๆ ที่เกี่ยวข้องกับชีวิตประจำวันของมนุษย์โดยตรง ที่ไม่ใช่เพื่อการบริโภค เช่น การใช้ในระบบชักโครก ระบบดับเพลิง ใช้ในการทำความเย็น (Air Condition) ใช้ในการทำความสะอาดพื้นหรือล้างรถ ซึ่งต้องคำนึงถึงสุขภาพอนามัยของผู้ใช้น้ำ โดยปัจจัยที่ควรคำนึงถึง เช่น การฟุ้งกระจายของเชื้อโรคในอากาศ โอกาสในการสัมผัส การกักกรอง การเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิต (สำนักงานระบายน้ำกรุงเทพมหานคร, 2556)

1) คุณภาพน้ำที่เหมาะสมกับแนวทางการนำน้ำที่ผ่านการปรับปรุงคุณภาพไปใช้ประโยชน์ พิจารณาเป็น 2 กรณี คือ น้ำที่ใช้ประโยชน์สำหรับกิจกรรมที่มีโอกาสสัมผัสกับมนุษย์โดยตรง และน้ำที่ใช้ประโยชน์สำหรับกิจกรรมที่มนุษย์ไม่ได้สัมผัสโดยตรง

กรณีที่ 1 Unrestricted urban น้ำสามารถสัมผัสกับมนุษย์โดยตรง น้ำที่นำไปใช้งานจึงต้องมีการบำบัดให้ได้คุณภาพสูง เนื่องจากไม่มีการควบคุมเมื่อนำไปใช้ในกิจกรรมต่างๆ เช่น การนำไปใช้กับสุขภัณฑ์ชักโครก ระบบควบคุมดับเพลิง

กรณีที่ 2 Restricted urban น้ำไม่สามารถสัมผัสกับมนุษย์โดยตรง น้ำจะมีคุณภาพที่ต่ำกว่าเนื่องจากจะถูกนำไปใช้ในกรณีที่น้ำจะไม่สัมผัสกับคนเท่านั้น หรือควบคุมการใช้งานไม่ให้สัมผัส เช่น การนำน้ำไปใช้ในระบบทำความเย็นของอาคาร

## 2.8.3 ประเภทของระบบบำบัดน้ำเสียจากอาคาร

ระบบบำบัดน้ำเสียจากอาคารที่นิยมใช้มีหลายชนิด ดังเช่น

1) แบบใช้ออกซิเจน (Aerobic process) เช่น ระบบแอกทีเวตเต็ดสลัดจ์ (Activated Sludge) และระบบจานหมุนชีวภาพ (Bio Disc หรือ RBC)

2) แบบไม่ใช้ออกซิเจน (Anaerobic process) เช่น ระบบบ่อเกรอะ (Septic tank) และระบบถังกรองไร้ออกซิเจน (Anaerobic Filter: AF)

3) แบบผสมผสาน (Combination process) เป็นการบำบัดน้ำเสียโดยการผนวกระบบแบบใช้ออกซิเจนร่วมกับระบบแบบไม่ใช้ออกซิเจน เช่น

- Septic tank + AF + Aeration tank + ฆ่าเชื้อโรค

- Septic tank + AF + *ฆ่าเชื้อโรค*

โดยทั่วไปในการบำบัดน้ำเสียจากอาคารสามารถแบ่งลักษณะการทำงานได้เป็น 3 ขั้นตอน คือ การบำบัดขั้นแรก (Primary treatment) การบำบัดขั้นที่สอง (Secondary treatment) และการฆ่าเชื้อโรคที่ผ่านการบำบัดแล้ว ซึ่งในการเลือกรูปแบบของกระบวนการและรูปร่างของถังต่างๆ ขึ้นอยู่กับเครื่องจักรและวิธีการควบคุมการทำงานของระบบที่ใช้

1) การบำบัดขั้นแรก (Primary treatment) วัตถุประสงค์ของการบำบัดขั้นแรก ได้แก่ การแยกเอาเศษของแข็ง ตะกอนหนักและตะกอนเบา รวมถึงไขมันต่างๆ ออกจากน้ำเสียก่อนที่จะส่งเข้ากระบวนการต่อไป เช่น บ่อดักไขมัน (Grease trap) ตะแกรงกรอง (Screen) นอกจากนี้บ่อกะโระ (Septic tank) ซึ่งทำหน้าที่เป็นถังตกตะกอนขั้นแรก (Primary clarifier) นั้น มีบทบาทสำคัญในการบำบัดน้ำเสียเนื่องจากน้ำที่ผ่านบ่อกะโระแล้วจะมีค่า BOD ลดลงและค่าตะกอนแขวนลอยต่ำ

2) การบำบัดขั้นที่สอง (Secondary treatment) ระบบบำบัดน้ำเสียที่นิยมใช้ในการบำบัดน้ำเสียขั้นที่สองมีหลายแบบ ทั้งชนิดระบบใช้อากาศ เช่น ระบบแอกทิเวตเต็ดสลัดจ์ (Activated sludge) และไม่ใช้อากาศ เช่น ถังกรองไร้อากาศ (Anaerobic digestion) อย่างไรก็ตามประเภทของระบบที่เลือกใช้ขึ้นอยู่กับปริมาณ คุณลักษณะของน้ำเสีย และรูปแบบของอาคาร เช่น ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศมักใช้กับอาคารขนาดใหญ่ ส่วนระบบถังกรองไร้อากาศมักใช้กับอาคารที่มีขนาดเล็กลงมา เช่น หอพัก โรงเรียน และสถานที่ราชการ เป็นต้น

3) กระบวนการฆ่าเชื้อโรค วิธีฆ่าเชื้อโรคในน้ำเสียที่นิยมกันมากที่สุด ได้แก่ การใช้คลอรีน ซึ่งใช้ในรูปก๊าซหรือสารละลาย ข้อดีของการใช้ในรูปก๊าซ คือ เสียค่าใช้จ่ายน้อยกว่าการใช้ในรูปสารละลาย ข้อเสียคือมีอันตรายมากกว่าและต้องขออนุญาตหากมีไว้ครอบครองจากทางราชการ ห้องที่เก็บหรือผสมคลอรีนควรเป็นห้องที่แยกอยู่เป็นอิสระจากห้องอื่น และควรอยู่ที่ระดับผิวดิน มีประตูเปิดออกจากในห้องสู่ภายนอกห้อง ช่องระบายอากาศต้องอยู่ที่ระดับต่ำ เพราะก๊าซคลอรีนหนักกว่าอากาศ นอกจากนี้ผนังของถังที่ใช้ผสมคลอรีนกับน้ำเสียต้องทาหรือหุ้มด้วยสารที่สามารถทนทานกับการกัดกร่อนของคลอรีนได้ ถังควรมีลักษณะปิดทั้งหมด และในบริเวณนั้นต้องมีระบบระบายอากาศที่ดีพอ

## 2.9 การศึกษาชนิดของจุลินทรีย์ด้วยเทคนิคพีซีอาร์แบบเรียลไทม์ (PCR Real-Time)

Polymerase Chain Reaction (PCR) หรือปฏิกิริยาลูกโซ่โพลีเมอร์เรสแบบ Real-Time เป็นเทคนิคการเพิ่มปริมาณกรดนิวคลีอิกจากตัวอย่างวิเคราะห์ มีความไวสูง และวิธีทำสะดวก ไม่ยุ่งยากเหมือนเทคนิคพีซีอาร์แบบปกติ (Conventional PCR)

### 2.9.1 หลักการพีซีอาร์แบบเรียลไทม์

เทคนิคพีซีอาร์เรียลไทม์เกิดจากการพัฒนาเทคโนโลยีในการตรวจวิเคราะห์ดีเอ็นเอโดยการติดสารเรืองแสง (fluorescence reporters) พร้อมกับทำการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอได้พร้อมกัน ทำให้สามารถตรวจวัดปริมาณดีเอ็นเอที่เพิ่มขึ้นได้ ณ เวลานั้น โดยไม่ต้องรอให้กระบวนการเสร็จสิ้นก่อน และการวิเคราะห์ยังทำในระบบปิด ทำให้สามารถลดการปนเปื้อนได้ วิธีการทำให้เกิดการเรืองแสงได้มี 2 วิธีคือ

#### 1) การใช้ SYBR Green I Dye

SYBR Green I Dye เป็นสารเรืองแสงประเภทหนึ่งที่จับกับ minor groove ของดีเอ็นเอสายคู่ เมื่อ SYBR Green I Dye เกาะกับดีเอ็นเอสายคู่ เมื่อถูกกระตุ้นด้วยแสงอัลตราไวโอเลต จะมีการคายพลังงานออกมาในรูปของแสงในช่วงคลื่นยาวที่ถูกตรวจจับได้ด้วยเครื่อง Real Time Thermocycler การจับของ SYBR Green I Dye เป็นแบบไม่จำเพาะ สามารถแยกสัญญาณการเรืองแสงได้ด้วยการเปรียบเทียบค่า  $T_m$  (Melting temperature) เป็นอุณหภูมิที่เหมาะสมกับการเข้าคู่กันของสายดีเอ็นเอที่มีหมู่คู่เบสสมกัน

#### 2) การใช้โพรบติดฉลากฟลูออโรโครม โดยอาศัยเทคโนโลยีของ (Fluorescence Resonance Energy Transfer, FRET)

ใช้ในงานที่มีความจำเพาะสูง ไม่สามารถทำได้โดย SYBR Green I Dye สามารถทำได้โดยนำโพรบที่จำเพาะกับดีเอ็นเอเป้าหมายมาติดฉลากฟลูออโรโครม 2 ตัว คือ Quencher เมื่อถูกกระตุ้นด้วยแสงพลังงานสูงจะดูดซับพลังงานเอาไว้ และถ่ายทอดพลังงานให้ Reporter dye จะปลดปล่อยพลังงานออกมาสู่ระบบภายนอกในรูปของแสง ซึ่งการติดฉลาก ฟลูออโรโครมเข้ากับตัวโพรบ เพื่อให้เครื่องพีซีอาร์เรียลไทม์สามารถตรวจจับสัญญาณเรืองแสง อันเกิดจากปฏิกิริยา FRET สามารถกระทำได้ในหลายลักษณะ ได้แก่

2.1) Hybridization Probe คือการใช้โพรบสายสั้นสองสาย สายแรกติดฉลากที่ปลาย 3' ฟลูออโรซีน (Fluorescein) ทำหน้าที่เป็น Quencher ส่วนสายที่ 2 ติดฉลากที่ปลาย 5' ด้วย Red 640 หรือ Red 705 เป็น Reporter dye โดยโพรบทั้งสองสายมีลำดับเบสต่อเนื่องกัน เว้นช่องระหว่างปลาย 3' ของเส้นแรก กับปลาย 5' ของเส้นที่ 2 ประมาณ 1 – 5 คู่เบส เมื่อโพรบทั้งสองทำการ Hybridization กับดีเอ็นเอเป้าหมาย จะทำให้เกิด FRET สามารถวัดสัญญาณการเรืองแสงได้ในทุกช่วงขั้นตอน annealing ในกระบวนการพีซีอาร์

2.2) Hydrolysis Probe หรือ Tagman คือการใช้โพรบหนึ่งเส้นติดฉลาก Reporter dye ที่ปลาย 5' และตำแหน่งที่ห่างจากปลาย 5' มาประมาณ 5 คู่เบส บนสายเดียวกันติดฉลากด้วย Quencher dye เมื่อกระบวนการเข้าสู่ช่วง elongation เอนไซม์ Tag DNA polymerase

จะทำการย่อยโปรบ ทำให้ Reporter dye หลุดห่างจาก Quencher dye ทำให้สามารถคายพลังงานออกมาในรูปของแสงฟลูออเรสเซนส์ได้เมื่อถูกกระตุ้นด้วยพลังงานสูง

### 2.9.2 ขั้นตอนการทำปฏิกิริยาพีซีอาร์

ขั้นตอนในการทำปฏิกิริยาพีซีอาร์มี 3 ขั้นตอน ดังนี้

1) Denaturation เป็นขั้นตอนการทำให้ดีเอ็นเอสายคู่แยกเป็นสายเดี่ยว โดยอาศัยความร้อนที่อุณหภูมิ 90 – 95 องศาเซลเซียส

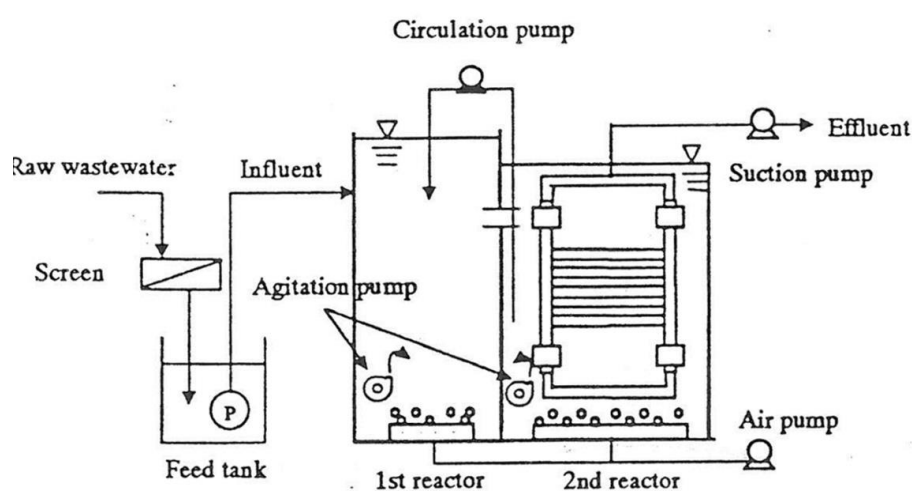
2) Primer annealing เป็นขั้นตอนที่มีการลดอุณหภูมิลงมาจากเดิมให้เหลือ 45 – 60 องศาเซลเซียส เพื่อให้ไพรเมอร์สามารถเกาะติดกับดีเอ็นเอต้นแบบสายเดี่ยวตรงบริเวณลำดับเบสคู่

3) Primer extension เป็นขั้นตอนการขยายสายดีเอ็นเอโดยการต่อลำดับนิวคลีโอไทด์เข้าที่ปลาย 3 โดยอาศัยเอนไซม์ Thermostable DNA polymerase เช่น Tag polymerase ที่อุณหภูมิ 70 – 75 องศาเซลเซียส

เมื่อทำการเพิ่มสายดีเอ็นเอสิ้นสุด 1 รอบ จะได้สายดีเอ็นเอเพิ่มจาก 1 คู่เป็น 2 คู่ เมื่อทำเช่นนี้หลายๆรอบของพีซีอาร์ ดีเอ็นเอจะเพิ่มเป็น 2 เท่าของทุกๆรอบ

## 2.10 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

Delgado et al. (1998) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียโดยใช้ไมโครฟิลเตรชัน เมมเบรน ใช้น้ำเสียจากระบบเอเอส ที่มีค่าความขุ่น 43 เอ็นทียู ของแข็งแขวนลอย 28 มิลลิกรัม/ลิตร และซีโอดี 89 มิลลิกรัม/ลิตร มาบำบัดขั้นที่สองด้วยไมโครฟิลเตรชันเมมเบรน พบว่าสามารถกำจัดความขุ่นได้ 93% และซีโอดี 60% ซึ่งสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอย โคลิฟอร์มทั้งหมด ฟิโคลิฟอร์มและฟิคลสเตอร์ปโตคอคัส ได้ทั้งหมดโดยไม่ต้องใช้คลอรีน โดยน้ำที่ผ่านการบำบัดสามารถนำไปใช้เพื่อการเกษตรและงานชลประทาน



ภาพที่ 2-14 ระบบถังบำบัดน้ำเสียของ Seo et al. (2000)

Seo et al. (2000) ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในน้ำเสียชุมชนด้วยระบบเอ็มบีอาร์ โดยเมมเบรนมีขนาดรูพรุน 0.1 ไมโครเมตร ควบคุมอายุสลัดจ์ไว้ที่ 25 วัน มีความเข้มข้นเอ็มแอลเอสเอส 2,700 – 3,400 มิลลิกรัม/ลิตร ถังบำบัดที่ใช้มี 2 ถังต่ออนุกรมกัน ถังที่หนึ่งมีขนาด 0.09 ลูกบาศก์เมตร ถังที่สองมีขนาด 0.18 ลูกบาศก์เมตร เวลาพัก 16 – 19 ชั่วโมง มีการเวียนสลัดจ์จากถังที่สองไปยังถังแรกด้วยอัตราการไหล 1 เท่าของน้ำเสียเข้าระบบ ดังภาพที่ 2-14 ทั้งสองถังสลับกันเป็นถังเติมออกซิเจนและถังไม่เติมออกซิเจน ซึ่งมีสภาวะการเดินระบบสำหรับการทดลอง ดังตารางที่ 2-19 จากการศึกษาพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด 73.6% และ 91.6% ในการทดลองที่ 1 และ 2 ตามลำดับ ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสทั้งหมดในการทดลองที่ 1 พบว่ามีฟอสฟอรัสทั้งหมดในน้ำทิ้งเฉลี่ย 2.4 มิลลิกรัม/ลิตร จากน้ำเสียเข้าที่มีฟอสฟอรัสทั้งหมด 3.8 – 5.0 มิลลิกรัม/ลิตร ส่วนในการทดลองที่ 2 พบว่ามีฟอสฟอรัสทั้งหมดในน้ำทิ้งน้อยกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร ถึงแม้ว่าในน้ำเสียเข้าระบบจะมีฟอสฟอรัสสูงมากขึ้นก็ตาม

ตารางที่ 2-23 สภาวะการเดินระบบสำหรับการทดลองของ Seo et al. (2000)

Classification	Aeration- nonaeration (min)	Aeration intensity (l/min)	Internal recycle	F/M ratio (day <sup>-1</sup> )
Phase 1	1st 30 - 90 2nd 60 - 60	20	1Q	0.07
Phase 2	1st 60 - 60 2nd 60 - 60	20 15 10 5	1Q	0.06

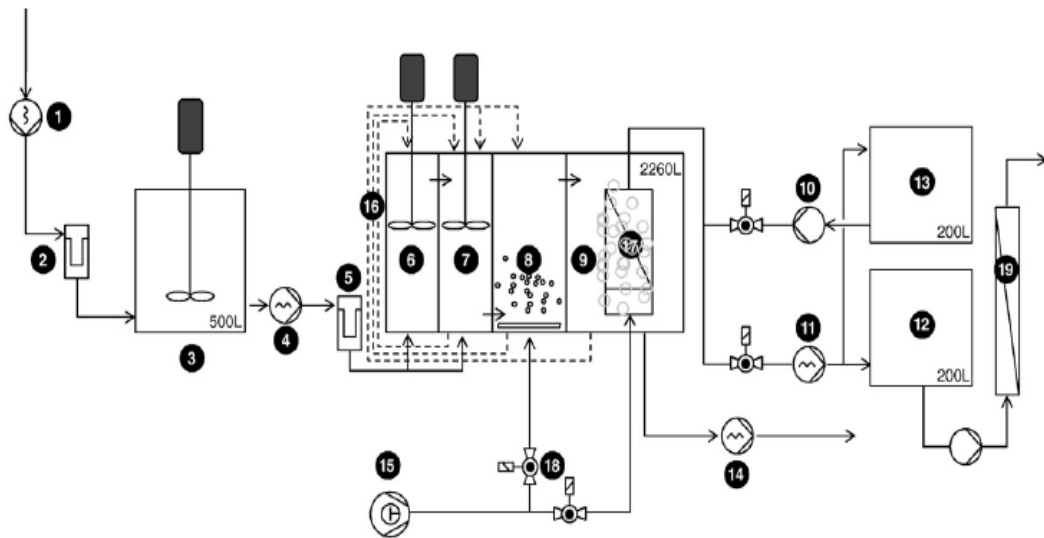
อริยะ เตกษณานนท์ (2543) ศึกษาการใช้ไมโครฟิลเทรชันเมมเบรนแบบจมตัวในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพแบบเอเอส เพื่อการนำกลับมาใช้ใหม่จากอาคารสูงมาใช้ในกิจกรรมการอุปโภค ในการทดลองทำการควบคุมค่าฟลักซ์ให้คงที่ โดยความดันสูญเสียในระบบการกรองจะเป็นตัวบ่งบอกความคงตัวในการทำงานของเมมเบรน ซึ่งค่าฟลักซ์ ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์และความเข้มข้นของสลัดจ์ที่เพิ่มสูงขึ้นจะส่งผลต่อความดันสูญเสีย โดยมีการสร้างแรงดันต่อผิวหน้าเมมเบรนคือ การเติมและฉีดพ่นอากาศ และปั๊มหมุนเวียนน้ำภายใน ช่วยในการขจัดและชะลอกการสะสมตัวของสลัดจ์ที่ผิวหน้าเมมเบรน จากการทดลองพบว่าสามารถกำจัดสารอินทรีย์และไนโตรเจนด้วยถังปฏิกรณ์เพียงถังเดียว โดยการเติมอากาศเป็นช่วงเพื่อสร้างสภาวะแอโรบิกและแอนอกซิก ซึ่งสามารถกำจัดของแข็งแขวนลอยได้มากกว่า 99% กำจัดซีโอไซด์ได้ 90% และกำจัดไนโตรเจนได้ 40-90% และไม่ตรวจพบพีคัลโคลิฟอร์มแบคทีเรีย ทำให้น้ำมีความปลอดภัยในการนำกลับมาใช้ใหม่ และยังเข้าเกณฑ์มาตรฐานคุณภาพน้ำนำกลับมาใช้เพื่อการอุปโภคของประเทศสหรัฐอเมริกาและญี่ปุ่น

ณัฐพันธ์ กลิ่นเกษตร (2545) ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดซีโอไซด์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสของระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพแบบแอนอกซิก-แอนแอโรบิก-แอโรบิก ผลการศึกษาพบว่าอัตราการแบ่งน้ำเสียเข้าส่วนแอนอกซิกต่อส่วนแอนแอโรบิกที่ 25% และ 75% สลับกันไม่มีผลต่อการกำจัดซีโอไซด์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส และระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอไซด์มากกว่า 97% ประสิทธิภาพในการกำจัดที่เคเอ็นสูงกว่า 95% ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดสูงกว่า 93% ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสสูงกว่า 80% ส่วนอายุสลัดจ์ที่เพิ่มขึ้นไม่ทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสลดลง เนื่องจากปริมาณฟอสฟอรัสในเซลล์เพิ่มขึ้นจาก 8.4% ที่อายุสลัดจ์ 40 วัน เป็น 10.7% ที่อายุสลัดจ์ 80 วัน

Monclus et al. (2010) ศึกษาประสิทธิภาพการใช้ระบบเอ็มบีอาร์ร่วมกับระบบยูซีซีเพื่อการกำจัดธาตุอาหาร ถึงบำบัดมีขนาด 2.26 ลูกบาศก์เมตร แบ่งเป็นถังแอนแอโรบิก 14% ถังแอนอกซิก 14% และถังแอรอบิก 23% ดังภาพที่ 2-15 ใช้เมมเบรนแบบจมน้ำชนิด hollow fiber ที่มีขนาดรูพรุน 0.1 ไมโครเมตร จากการทดลองพบว่าสามารถกำจัดซีโอดีได้ 94% กำจัดไนโตรเจนได้ 89% - 93% และกำจัดฟอสฟอรัสได้ 80% - 92% และยังมีการศึกษาการสะสมฟอสฟอรัสของจุลินทรีย์กลุ่มพีเอโอ โดยพบว่าจุลินทรีย์กลุ่มพีเอโอสามารถสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ได้ 8 มิลลิกรัมฟอสฟอรัส/กรัมวีเอสเอส/ชั่วโมง

Pusker et al. (2011) ศึกษาประสิทธิภาพการใช้ Integrated Fixed Film Activated Sludge: IFAS ในระบบเอเอสที่อัตราการไหล 76,000 ลูกบาศก์เมตร/วัน จากการศึกษาพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนโดยจุลินทรีย์ 2 ประเภท คือ ammonia oxidizing และ nitrite oxidizing bacterial เกิดขึ้นดังนี้

AOB <sub>media</sub>	:	4.97 mgNO <sub>x</sub> /gMLSS/hr
AOB <sub>suspended</sub>	:	1.72 mgNO <sub>x</sub> /gMLSS/hr
NOB <sub>media</sub>	:	7.55 mgNO <sub>x</sub> /gMLSS/hr
NOB <sub>suspended</sub>	:	0.82 mgNO <sub>x</sub> /gMLSS/hr



- |                           |                      |                     |                    |
|---------------------------|----------------------|---------------------|--------------------|
| 1. Influent pump          | 2. Filter            | 3. Storage tank     | 4. Influent pump   |
| 5. Filter                 | 6. Anaerobic reactor | 7. Anoxic           | 8. Aerobic reactor |
| 9. Membranes tank         | 10. Backwash pump    | 11. Permeate pump   | 12. Permeate tank  |
| 13. Backwash tank         | 14. Purge pump       | 15. Blower          | 16. Recirculation  |
| 17. Hollow fiber membrane | 18. Electric valves  | 19. Reverse Osmosis |                    |

ภาพที่ 2-15 ระบบเอ็มบีอาร์ร่วมกับระบบยูซีที (Monclus et al., 2010)

ณัฐสินี สุขสุเสียง (2555) ได้ทำการศึกษาการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการเมมเบรนร่วมกับแผ่นฟิล์มชีวภาพ 2 ขั้นตอน พบว่าที่ระยะเวลาพักน้ำ 4.40 ชั่วโมง ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสเฉลี่ยร้อยละ 93.4, 90.4 และ 94.0 ตามลำดับ และทำการแปรค่าอัตราส่วนการเวียนน้ำกลับจากส่วนเติมอากาศเข้าส่วนฟิล์มชีวภาพ ขั้นตอนที่ 1 และฟิล์มชีวภาพขั้นตอนที่ 2 ที่อัตรา 50:150 และ 100:100 ผลการทดลองพบว่ามีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสไม่แตกต่างกัน และน้ำทิ้งจากระบบมีค่าต่ำกว่ามาตรฐานน้ำทิ้งซึ่งมีความเหมาะสมในการนำกลับมาใช้ใหม่ ด้านการศึกษาจุลินทรีย์ พบว่ามีจุลินทรีย์กลุ่ม Ammonium oxidizing bacteria (AOB) และกลุ่ม Nitrite oxidizing bacteria (NOB) อยู่ในระบบ



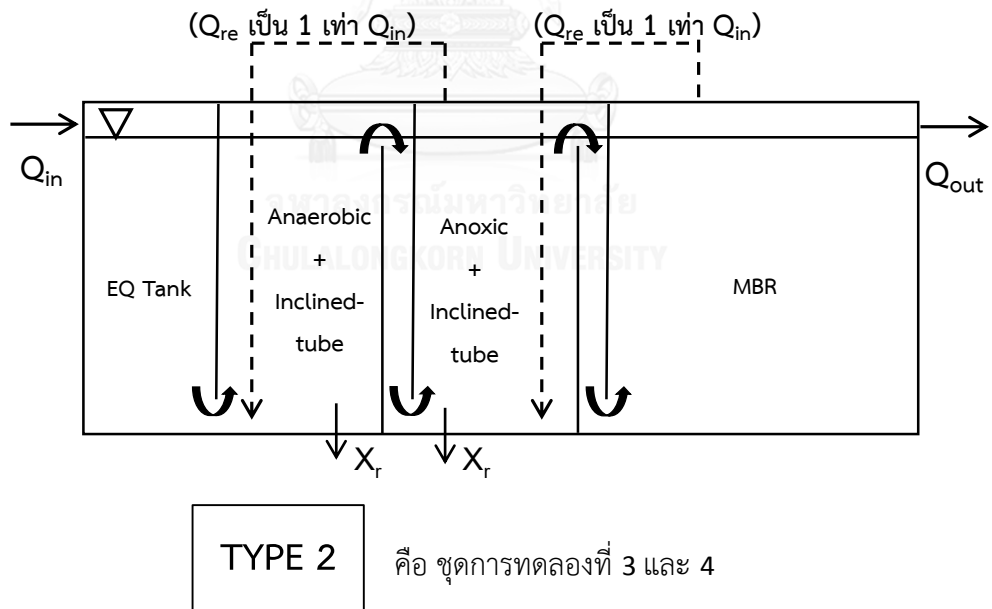
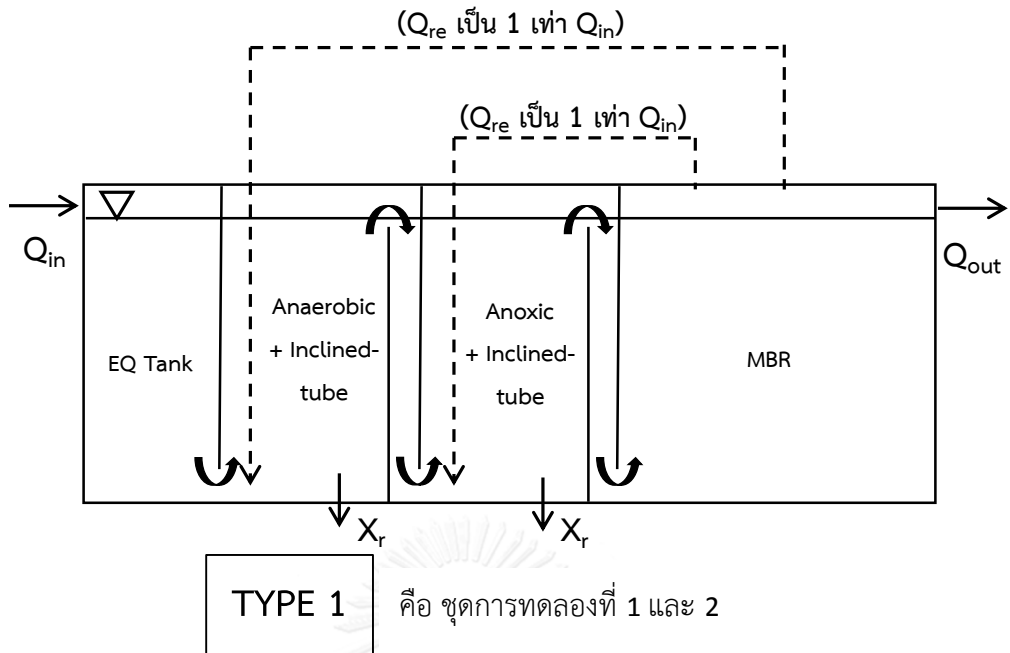
### บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย

#### 3.1 แผนการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาผลของรูปแบบการเวียนสลับ และค่าอายุสลับ ที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดธาตุอาหารทางชีวภาพโดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนร่วมกับตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน โดยดำเนินการติดตั้งระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่มีไมโครฟิลเทรชันเมมเบรนแบบจุ่มตัว ณ บริเวณด้านข้างอาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย และดำเนินการวิเคราะห์ผลการทดลอง ณ ห้องปฏิบัติการวิจัยภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม 1 คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย แบ่งการทดลองออกเป็น 4 ชุดการทดลอง ดังตารางที่ 3-1 และมีรูปแบบการเวียนสลับดังภาพที่ 3-1

ตารางที่ 3-1 รายละเอียดการทดลอง

การทดลอง	รูปแบบการเวียน	อัตราการเวียน	อายุสลับ (วัน)	เวลากักน้ำ (ช.ม.)
1	ส่วนแอรโรบิกไปยังส่วนแอนออกซิกและส่วนแอรโรบิกไปยังส่วนแอนแอรโรบิก	1 Qin & 1 Qin	40	5.6
2	ส่วนแอรโรบิกไปยังส่วนแอนออกซิกและส่วนแอรโรบิกไปยังส่วนแอนแอรโรบิก	1 Qin & 1 Qin	80	5.6
3	ส่วนแอรโรบิกไปยังส่วนแอนออกซิกและส่วนแอนออกซิกไปยังส่วนแอนแอรโรบิก	1 Qin & 1 Qin	40	5.6
4	ส่วนแอรโรบิกไปยังส่วนแอนออกซิกและส่วนแอนออกซิกไปยังส่วนแอนแอรโรบิก	1 Qin & 1 Qin	80	5.6



ภาพที่ 3-1 รูปแบบการเวียนสลับของการทดลอง

### 3.2 ตัวแปรที่เกี่ยวข้องกับการทดลอง

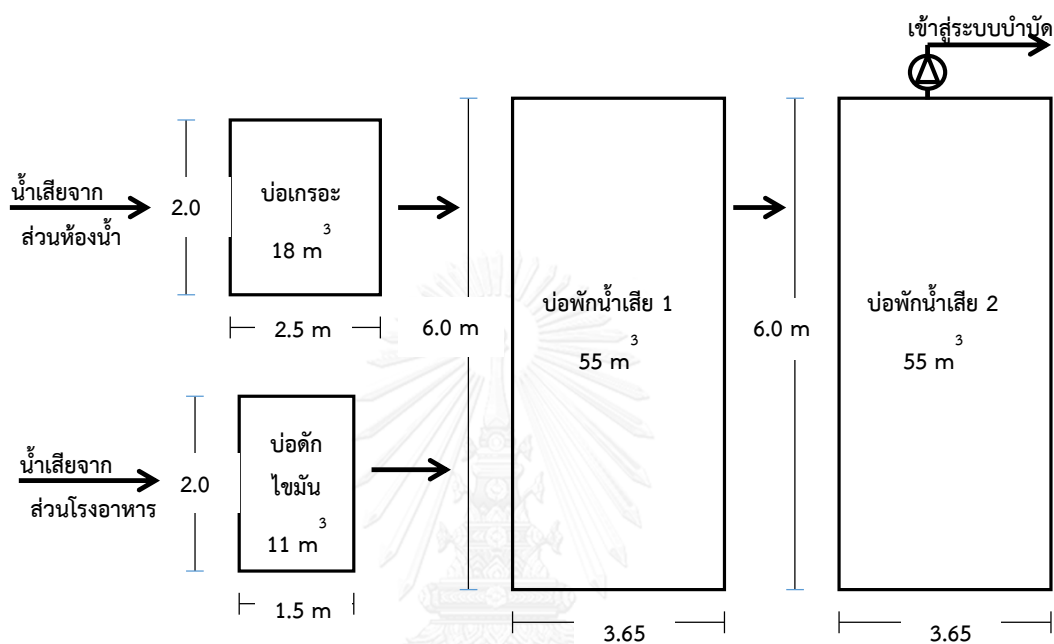
ตารางที่ 3-2 ตัวแปรที่เกี่ยวข้องกับการทดลอง

ตัวแปร	ข้อมูล
ตัวแปรต้น	1. รูปแบบการเวียนสัลดจ์ : แอโรบิกไปยังแอนอกซิก และแอโรบิกไปยังแอนแอโรบิก (TYPE 1) : แอโรบิกไปยังแอนอกซิก และแอนอกซิกไปยังแอนแอโรบิก (TYPE 2) 2. อายุสัลดจ์ (SRT) ที่ 40 วัน และ 80 วัน
ตัวแปรตาม	ความเข้มข้นของธาตุอาหารในน้ำที่ออกจากระบบ
ตัวแปรควบคุม	1. ปริมาณการทำงานของถังปฏิกรณ์ เท่ากับ 2.8 ลูกบาศก์เมตร 2. ปริมาณออกซิเจนละลายในส่วนเติมอากาศไม่ต่ำกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร 3. ระยะเวลาพักน้ำ 5.6 ชั่วโมง 4. อัตราน้ำเสียเข้าระบบ 12 ลูกบาศก์เมตร/วัน 5. พื้นที่ผิวการกรองของไมโครฟิลเทรชันเมมเบรน เท่ากับ 12.5 ตารางเมตรต่อ 1 เมมเบรน ซึ่งใช้เมมเบรนทั้งหมด 4 ตัว 6. ค่าพีเอชภายในถังปฏิกรณ์ควบคุมในช่วง 6.8 – 8.5 7. อัตราการเวียน 1 เท่าของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย

### 3.3 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลอง

น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองนี้เป็นน้ำเสียจากบ่อกักน้ำเสียของอาคารมหิตลาธิเบศร ซึ่งน้ำเสียมาจากห้องน้ำ และโรงอาหารของอาคาร ซึ่งอาคารมหิตลาธิเบศรจัดเป็นอาคารสูงมีทั้งหมด 15 ชั้น พื้นที่ 37,556.25 ตารางเมตร มีส่วนของสำนักงานที่มีบุคลากรเข้าทำงานอยู่เป็นประจำในเวลาราชการ และส่วนของอาคารเรียนที่มีนิสิตเปลี่ยนเข้าออก ใช้งานต่อเนื่องอยู่เป็นประจำในช่วงเปิดภาคการศึกษาในวันจันทร์ถึงวันศุกร์ แต่เป็นส่วนน้อยในวันเสาร์ถึงวันอาทิตย์และในช่วงปิดภาคการศึกษา ซึ่งปริมาณการใช้น้ำของปี 2556 มีค่าเฉลี่ยในแต่ละวัน คือ 94 ลูกบาศก์เมตร/วัน โดยมีปริมาณการใช้น้ำต่ำสุดในช่วงเดือนเมษายน คือ 56 ลูกบาศก์เมตร/วัน (กลุ่มภารกิจโครงสร้างพื้นฐาน จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย, 2556) ซึ่งมีปริมาณมากกว่าอัตราของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ คือ 12 ลูกบาศก์เมตร/วัน ทั้งยังมีบ่อดักไขมันขนาด 11 ลูกบาศก์เมตร และบ่อกะเจขนาด 18 ลูกบาศก์เมตร ก่อนที่น้ำจะเข้าสู่

ถังพักน้ำเสียของอาคารมหิตลาธิเบศร ที่มีปริมาตร 55 ลูกบาศก์เมตร จำนวน 2 ถัง ดังภาพที่ 3-2 โดยบริเวณปลายท่อดูดน้ำเสียจะติดตั้งตะแกรงขนาด 0.5 มิลลิเมตร เพื่อกักแยกเศษซากหรืออนุภาคขนาดใหญ่ก่อนที่จะเข้าสู่ระบบบำบัด ซึ่งลักษณะของน้ำเสียจากการตรวจวิเคราะห์มีรายละเอียดข้อมูล ดังตารางที่ 3-3 โดยเก็บตัวอย่างน้ำเสียก่อนเข้าถังปฏิกรณ์



ภาพที่ 3-2 แผนภาพถังพักน้ำของอาคารมหิตลาธิเบศร

ตารางที่ 3-3 ลักษณะของน้ำเสียของอาคารมหิตลาธิเบศรก่อนเข้าระบบ

พารามิเตอร์	ช่วงค่า
COD (mg/l)	200 - 340
TP (mg/l)	5.0 - 9.5
TKN (mg/l)	20 - 35
SS (mg/l)	60 - 85
pH	5.5 -6.0

### 3.4 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง

3.4.1 ถังปฏิกรณ์ มีขนาดความสูง 2.4 เมตร กว้าง 0.6 เมตร ยาว 2.2 เมตร และปริมาตรรวม 3.17 ลูกบาศก์เมตร (ปริมาตรรวม 2.8 ลูกบาศก์เมตร โดยไม่คิดระดับน้ำล้น) ภายในถังปฏิกรณ์แบ่งออกเป็น 4 ส่วน ดังนี้

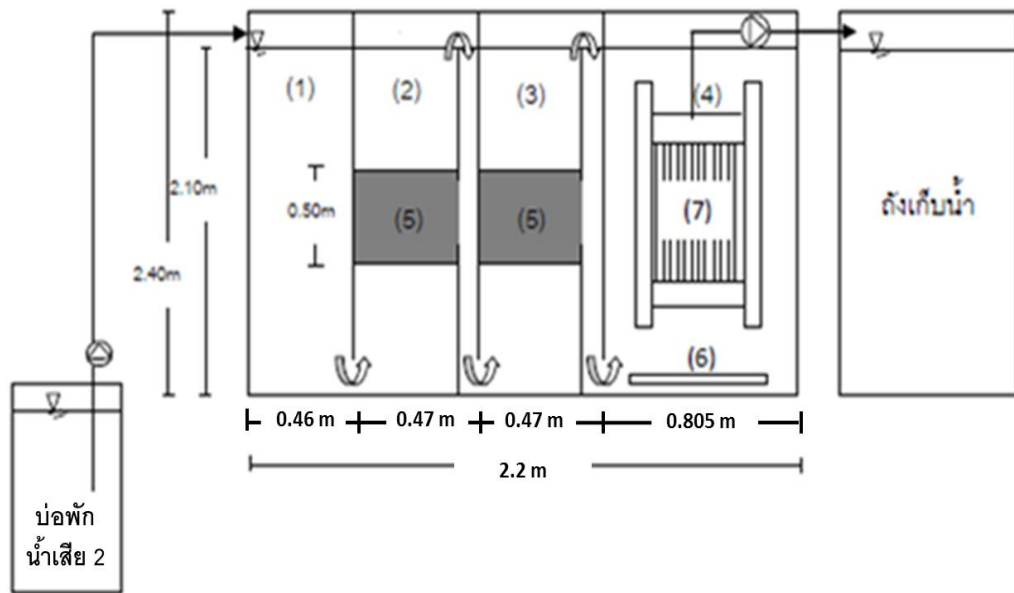
1) ส่วนปรับสภาพน้ำเสีย มีความสูง 2.4 เมตร กว้าง 0.6 เมตร ยาว 0.46 เมตร ปริมาตรรวม 0.66 ลูกบาศก์เมตร (ปริมาตรรวม 0.58 ลูกบาศก์เมตร โดยไม่คิดระดับน้ำล้น)

2) ส่วนแอนแอโรบิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียง มีความสูง 2.4 เมตร กว้าง 0.6 เมตร ยาว 0.47 เมตร ปริมาตรรวม 0.68 ลูกบาศก์เมตร (ปริมาตรรวม 0.59 ลูกบาศก์เมตร โดยไม่คิดระดับน้ำล้น) ภายในบรรจุตัวกลางความสูง 0.5 เมตร

3) ส่วนแอนออกซิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียง มีความสูง 2.4 เมตร กว้าง 0.6 เมตร ยาว 0.47 เมตร ปริมาตรรวม 0.68 ลูกบาศก์เมตร (ปริมาตรรวม 0.59 ลูกบาศก์เมตร โดยไม่คิดระดับน้ำล้น) ภายในบรรจุตัวกลางความสูง 0.5 เมตร

4) ส่วนแอโรบิกที่มีเมมเบรน มีความสูง 2.4 เมตร กว้าง 0.6 เมตร ยาว 0.805 เมตร ปริมาตรรวม 1.16 ลูกบาศก์เมตร (ปริมาตรรวม 1.01 ลูกบาศก์เมตร โดยไม่คิดระดับน้ำล้น) ภายในมีหัวกระจายอากาศจำนวน 5 หัว

ภายในถังปฏิกรณ์บริเวณส่วนเติมอากาศที่ระดับความสูง 1.98 เมตร ทำการติดตั้งเครื่องวัดอุณหภูมิ เครื่องวัดค่าพีเอช และเครื่องวัดปริมาณออกซิเจนละลาย



ภาพที่ 3-3 รายละเอียดถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่ใช้ในการทดลอง

- |   |                                      |
|---|--------------------------------------|
| (1) หมายถึง ส่วนปรับสภาพน้ำเสีย                 | (6) หมายถึง หัวกระจายอากาศ           |
| (2) หมายถึง ส่วนแอนแอโรบิกกับตัวกลางแบบท่อเอียง | (7) หมายถึง ชุดไมโครฟิลเทรชันเมมเบรน |
| (3) หมายถึง ส่วนแอนออกซิกกับตัวกลางแบบท่อเอียง  | ⊙ หมายถึง บัมสูบน้ำ                  |
| (4) หมายถึง ส่วนแอโรบิกกับเมมเบรน               | ↻ หมายถึง ทิศทางการไหลของน้ำ         |
| (5) หมายถึง ตัวกลางแบบท่อเอียง                  |                                      |

### 3.4.2 ไมโครฟิลเตรชันเมมเบรน (Microfiltration membrane: MF)

ของบริษัท Asahi Kasei Chemicals ซึ่งมีรายละเอียดของผลิตภัณฑ์ ดังนี้

ชื่อทางการค้า	: Microza
ชนิดวัสดุเมมเบรน	: Polyvinylidene fluoride: PVDF
พื้นที่ผิวแผ่นเยื่อ	: 12.5 ตารางเมตร
ขนาดรูพรุน	: 0.4 ไมโครเมตร
อัตราการกรองน้ำสูงสุด	: 3.125 ลิตร/นาที่



ภาพที่ 3-4 ไมโครฟิลเตรชันชนิดเส้นใยกลวง (Hollow fiber)

### 3.4.3 ชุดเครื่องเติมอากาศ ประกอบด้วย

ปั๊มลมอัด	: มีอัตราการดูดอากาศ 10 ลิตรต่อนาที
หัวกระจายอากาศจานกลม	: เพื่อเติมออกซิเจนและทำให้เกิดการกวนผสมรวมถึงช่วยลดการอุดตันของเมมเบรน
เรกกูเรเตอร์ความดัน	: เป็นอุปกรณ์ที่ใช้ในการควบคุมการทำงานของปั๊มลมอัด โดยปั๊มลมอัดจะทำงานเมื่อความดันของเรกกูเรเตอร์อยู่ที่ระดับ 3-5 psi
โซลินอยด์	: เป็นอุปกรณ์ควบคุมการปล่อยอากาศที่จะออกจากปั๊มลม โดยจะทำงานเมื่อปริมาณออกซิเจนละลายในถังปฏิกรณ์ส่วนเติมอากาศลดลงถึงระดับที่ออกแบบไว้ ในการทดลองนี้คือ 2 มิลลิกรัม/ลิตร

### 3.4.4 ตัวกลางแบบท่อเอียง

- ชื่อทางการค้า : water media รุ่น BB-90  
 ชนิดวัสดุตัวกลาง : Polyethylene (PE)  
 พื้นที่ผิวตัวกลาง : 1.05 ตารางเมตร/ลูกบาศก์เมตร



ภาพที่ 3-5 ตัวกลางแบบท่อเอียงพลาสติก (inclined-tube)

3.4.5 เครื่องสูบน้ำเข้า เป็น pump jet ขนาด 1 แรงม้า กำลังส่งสูง 49 เมตร ดูดลึก 9 เมตร อัตราการสูบ 54 ลิตร/นาที ใช้ในการสูบน้ำเข้าระบบบำบัด



ภาพที่ 3-6 เครื่องสูบน้ำเข้า

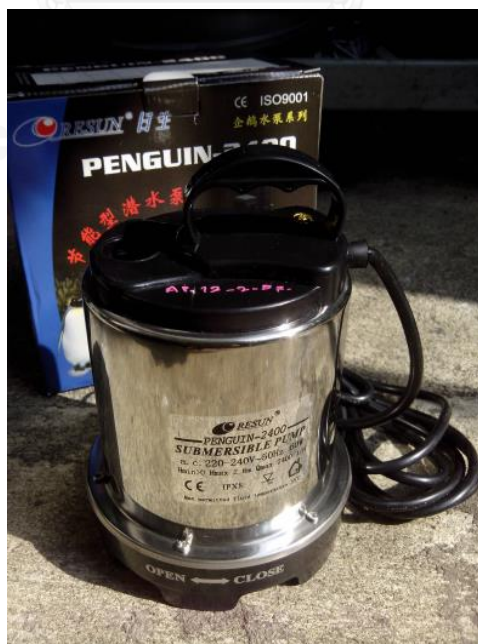


3.4.6 เครื่องสูบน้ำออก ขนาด 0.5 แรงม้า กำลังส่งสูง 33 เมตร ทูดลึก 9 เมตร อัตราการสูบ 36 ลิตร/นาที่ ใช้ในการสูบน้ำออกจากเหมมเบรนเข้าสู่ถังเก็บน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว



ภาพที่ 3-7 เครื่องสูบน้ำออก

3.4.7 เครื่องสูบน้ำเวียนน้ำ ชนิด Submersible pump กำลังทูดลึก 2.6 เมตร อัตราการสูบ 40 ลิตร/นาที่



ภาพที่ 3-8 เครื่องสูบน้ำเวียนน้ำ

**3.4.8 ถังเก็บน้ำ** น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วจะถูกเก็บในถังพลาสติก มีฝาปิดมิดชิด ปริมาตร 3 ลูกบาศก์เมตร



ภาพที่ 3-9 ถังเก็บน้ำ

### 3.5 การควบคุมการทำงานของระบบ

#### 3.5.1 ระบบการจ่ายน้ำเข้าและน้ำออกจากถังปฏิกรณ์

- 1) ระบบจ่ายน้ำเสียเข้าถังปฏิกรณ์ถูกควบคุมด้วยวาล์วลูกกลอย เมื่อระดับน้ำในถังปฏิกรณ์ลดลง ปัมป์สูบน้ำเสียจึงทำงานเพื่อสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบและหยุดทำงานเมื่อวาล์วลูกกลอยถึงระดับน้ำเต็ม
- 2) ปรับอัตราการไหลของน้ำออกจากระบบด้วยเครื่องควบคุมเวลา (Timer) โดยที่อัตราการน้ำเสียเข้าถังปฏิกรณ์ขึ้นอยู่กับอัตราของน้ำที่ออกจากเมมเบรน โดยเมมเบรนแต่ละตัวมีอัตราการกรองน้ำเท่ากับ 3 ลูกบาศก์เมตร/วัน
- 3) ระบบจะต้องหยุดเพื่อล้างทำความสะอาดเมมเบรนเมื่อปั๊มสูบน้ำมีความดันมากกว่าเมื่อระบบคงตัวเริ่มต้นการทดลอง 35 KPa โดยจะสั่งหยุดการทำงานของปั๊มดูด แต่ระบบเติมอากาศยังคงทำงานอย่างต่อเนื่อง

### 3.5.2 ระบบการทำงานของถังปฏิกรณ์

- 1) ระบบเติมอากาศ ประกอบด้วยปั๊มลมและหัวกระจายอากาศ โดยปริมาณออกซิเจนที่ทำการเติมเข้าระบบจะถูกควบคุมด้วยเครื่องวัดปริมาณออกซิเจนละลาย และปั๊มลมจะทำงานที่ความดัน 3 psi และหยุดทำงานที่ความดัน 5 psi
- 2) ปรับอัตราการไหลของการเวียนน้ำภายในระบบด้วยเครื่องควบคุมเวลา (Timer) เพื่อให้มีปริมาณน้ำที่เวียนเท่ากับปริมาณน้ำที่ออกจากระบบ
- 3) ท่อถ่ายน้ำสลัดจ์ออก ใช้ปั๊มชนิด Submersible pump ในการถ่ายสลัดจ์ออก

### 3.5.3 การควบคุมอายุสลัดจ์

จากสมการ 
$$\theta_c = \frac{VX}{Q_w X_r + Q_e X_e} \quad (3-1)$$

เมื่อ	$\theta_c$	คือ ค่าอายุสลัดจ์ (วัน)
	V	คือ ปริมาตรของระบบ (ลิตร)
	X	คือ ค่าความเข้มข้นของสลัดจ์ในระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)
	$Q_w$	คือ ค่าอัตราการทิ้งสลัดจ์ออกจากระบบ (ลิตร/วัน)
	$X_r$	คือ ค่าความเข้มข้นของสลัดจ์ที่ทิ้งออกจากระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)
	$Q_e$	คือ อัตราการไหลของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ (ลิตร/วัน)
	$X_e$	คือ ค่าความเข้มข้นของสลัดจ์ในน้ำทิ้งออกจากระบบ (มิลลิกรัม/ลิตร)

เนื่องจากไมโครฟิลเตรชันเมมเบรนสามารถกักสลัดจ์ไม่ให้ออกไปกับน้ำทิ้ง ทำให้ค่า  $X_e \approx 0$  และสลัดจ์ส่วนเกินระบายออกจากถังปฏิกรณ์โดยตรงทำให้  $X = X_r$  ดังนั้น

$$\theta_c = \frac{V}{Q_w} \quad (3-2)$$

หรือ 
$$Q_w = \frac{V}{\theta_c} \quad (3-3)$$

โดยอัตราการทิ้งสลัดจ์ในแต่ละส่วนขึ้นอยู่กับปริมาตรของส่วนนั้นๆ ดังตารางที่ 3-4 ซึ่งส่วนที่มีการถ่ายสลัดจ์ คือ ส่วนที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงทั้ง 2 ถัง แต่ในส่วนของถังเติมอากาศจะไม่มี การถ่ายสลัดจ์เนื่องจากการเวียนสลัดจ์ไปยังส่วนที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงแล้ว อาจทำให้มีปริมาณ สลัดจ์ในส่วนนี้น้อย

ตารางที่ 3-4 อัตราการทิ้งสลัดจ์ในแต่ละส่วนของถังปฏิกรณ์

อายุสลัดจ์ (วัน)	อัตราการทิ้งสลัดจ์ส่วนเกิน (ลิตร/วัน)		
	ส่วนแอนแอโรบิกที่มี ตัวกลางแบบท่อเอียง	ส่วนแอนออกซิกที่มี ตัวกลางแบบท่อเอียง	รวมทั้งหมด
40	14.8	14.8	29.6
80	7.4	7.4	14.8

#### 3.5.4 การล้างเมมเบรนด้วยสารเคมี

การควบคุมค่าฟลักซ์ของเมมเบรนให้คงที่ตลอดการทดลอง จำเป็นต้องล้างเมมเบรน เมื่อมีความดันมากกว่าตอนเริ่มต้นการทดลองคือมากกว่า 35 KPa ด้วยการล้างด้วยน้ำเปล่า และการ ล้างด้วยสารเคมี สารเคมีที่ใช้ในการล้างเมมเบรน คือ สารละลายผสมโซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH) เข้มข้น 2% โดยปริมาตร และโซเดียมไฮโปคลอไรด์ (NaOCl) เข้มข้น 1.2% โดยปริมาตร ซึ่งผสมกัน ในอัตราส่วน 1 : 1 โดยปริมาตร

#### 3.6 ขั้นตอนดำเนินการทดลอง

เริ่มดำเนินการทำงานของระบบโดยใช้น้ำเสียจากบ่อกักน้ำเสียที่มีขนาด 55 ลูกบาศก์เมตร ของ อาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เติมหัวเชื้อจุลชีพจากระบบบำบัดแอกทิเวเต็ดสลัดจ์ แบบปรับเสถียรผสม (Contact Stabilization Activated Sludge, CSAS) ซึ่งนำมาจากโรงบำบัดน้ำ เสียสี่พระยา กรุงเทพมหานคร คำนวณความเข้มข้นสุดท้ายของสลัดจ์จุลชีพเมื่อผสมเข้ากับน้ำเสียใน ถังปฏิกรณ์ให้มีค่าอยู่ในช่วง 1,500 – 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร ในการทดลองได้ใช้ค่าอัตราการเวียนน้ำที่ 1 เท่าของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย และเวลากักน้ำที่ 5.6 ชั่วโมง โดยมีการเปรียบเทียบรูปแบบ การเวียนน้ำในระบบ และเปรียบเทียบการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยวิธีการกำหนดค่าอายุสลัดจ์ในระบบ ซึ่งได้มีการแบ่งการทดลองเป็น 4 ชุดการทดลองดังนี้

ชุดการทดลองที่ 1 ดำเนินการเวียนสลัดจ์กลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนอกซิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 1 เท่าของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย และจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนแอโรบิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 1 เท่าของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย โดยมีค่าอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน โดยใช้เวลากักน้ำ 5.6 ชั่วโมงโดยมีอัตราการทิ้งสลัดจ์ ดังตารางที่ 3-4

ชุดการทดลองที่ 2 ดำเนินการเวียนสลัดจ์กลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนอกซิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 1 เท่าของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย และจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนแอโรบิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 1 เท่าของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย โดยมีค่าอายุสลัดจ์ที่ 80 วัน โดยใช้เวลากักน้ำ 5.6 ชั่วโมง โดยมีอัตราการทิ้งสลัดจ์ ดังตารางที่ 3-4

ชุดการทดลองที่ 3 ดำเนินการเวียนสลัดจ์กลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนอกซิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 1 เท่าของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย และจากส่วนแอนอกซิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงไปยังส่วนแอนแอโรบิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 1 เท่าของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย โดยมีค่าอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน โดยใช้เวลากักน้ำ 5.6 ชั่วโมง โดยมีอัตราการทิ้งสลัดจ์ ดังตารางที่ 3-4

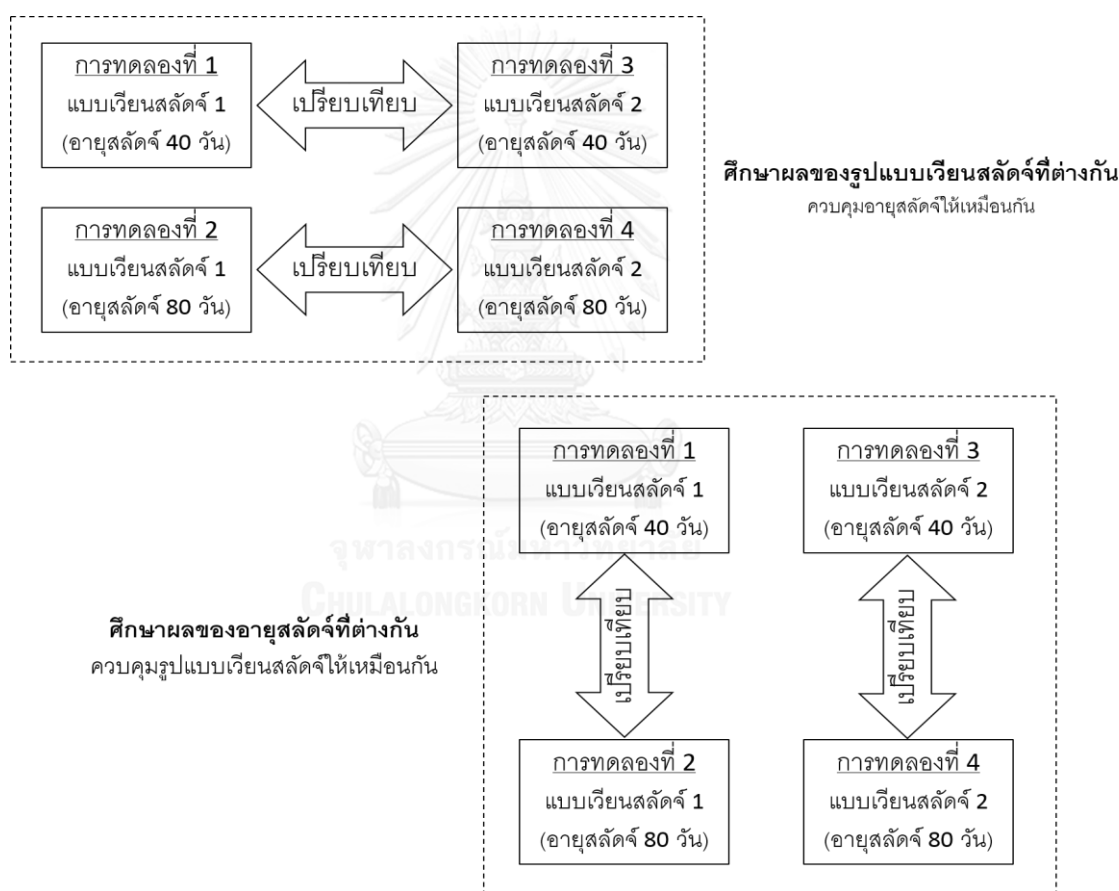
ชุดการทดลองที่ 4 ดำเนินการเวียนสลัดจ์กลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนอกซิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 1 เท่าของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย และจากส่วนแอนอกซิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงไปยังส่วนแอนแอโรบิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียงด้วยปริมาตร 1 เท่าของอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย โดยมีค่าอายุสลัดจ์ที่ 80 วัน โดยใช้เวลากักน้ำ 5.6 ชั่วโมง โดยมีอัตราการทิ้งสลัดจ์ ดังตารางที่ 3-4

ในระหว่างการทดลองมีการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ จุดเก็บตัวอย่างน้ำ และความถี่ในการวิเคราะห์ ดังตารางที่ 3-8 ส่วนวิธีวิเคราะห์พารามิเตอร์ใช้ตามวิธีของ Standard Method for Examination of Water and Wastewater ดังตารางที่ 3-9

จากนั้นทำการศึกษามลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์และค่าอายุสลัดจ์ที่มีต่อระบบ ในงานวิจัยนี้มีการศึกษารูปแบบการเวียนสลัดจ์ 2 แบบ คือ แบบที่ 1 (TYPE 1) เวียนสลัดจ์จากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนอกซิกและส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนแอโรบิก คือ การทดลองที่ 1 และ 2 โดยทั้งสองการทดลองมีอายุสลัดจ์ที่แตกต่างกัน และแบบเวียนที่ 2 (TYPE 2) เวียนสลัดจ์จากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนอกซิกและส่วนแอนอกซิกไปยังส่วนแอนแอโรบิก คือ การทดลองที่ 3 และ 4 โดยทั้งสองการทดลองมีอายุสลัดจ์ที่แตกต่างกัน

ส่วนการศึกษาผลของอายุสลัดจ์มีการศึกษา 2 ค่า คือ ค่าอายุสลัดจ์ 40 วัน คือ การทดลองที่ 1 และ 3 โดยทั้งสองการทดลองมีรูปแบบการเวียนสลัดจ์ที่แตกต่างกัน และค่าอายุสลัดจ์ 80 วัน คือ การทดลองที่ 2 และ 4 โดยทั้งสองการทดลองมีรูปแบบการเวียนสลัดจ์ที่แตกต่างกัน

การเปรียบเทียบผลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์และผลของอายุสลัดจ์ในงานวิจัยนี้ มีการศึกษาเปรียบเทียบรูปแบบการเวียนสลัดจ์ระหว่างแบบที่ 1 และแบบที่ 2 โดยควบคุมอายุสลัดจ์ให้เท่ากันที่ 40 วัน และ 80 วัน จากนั้นทำการศึกษาผลของอายุสลัดจ์ โดยการเปรียบเทียบอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน และ 80 วัน โดยควบคุมรูปแบบการเวียนสลัดจ์ให้เหมือนกัน ซึ่งมีรูปแบบการศึกษาดังภาพที่ 3-11 โดยใช้การวิเคราะห์ทางสถิติ T-Test



ภาพที่ 3-10 รูปแบบการเปรียบเทียบผลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์และอายุสลัดจ์ทางสถิติ

เมื่อทำการศึกษาเปรียบเทียบผลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์และค่าอายุสลัดจ์ที่ต่างกันแล้วทำการวิเคราะห์ผลเพื่อเลือกรูปแบบการเดินระบบที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ดีที่สุด ซึ่งได้เลือกรูปแบบการเดินระบบที่ดีที่สุด เพื่อเดินระบบในระยะยาว หลังจากนั้นได้ทำการศึกษาปริมาณและชนิดของจุลินทรีย์กลุ่มที่สนใจ คือ AOB (Ammonia

oxidizing bacteria), *Nitrospira* และ PAO (Phosphorus Accumulating Organisms) ในส่วนของถังแอนแอโรบิก ถังแอนออกซิก ถังแอโรบิก และบนตัวกลางแบบท่อเอียง

### 3.6.1 การสกัดดีเอ็นเอจากสลัดจ์จุลชีพ

เตรียมตัวอย่างลงในหลอดไมโครเซนติฟิวจ์ โดยใช้ตัวอย่างของตะกอนแขวนลอย ปริมาตร 1 มิลลิลิตร ส่วนตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียง ให้เก็บตัวอย่างมา 1 กรัม แล้วทำการเจือจางที่อัตราส่วน 1:9 จำนวน 5 เท่า (ยกเว้นการหาจุลชีพกลุ่ม PAO ที่ทำการเจือจางจำนวน 3 เท่า) จากนั้นนำตัวอย่างเข้าเครื่องปั่นเหวี่ยงที่ 12,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 5 นาที ทิ้งส่วนน้ำใสออกให้หมดแต่เก็บตะกอนไว้ ปิดฝาไมโครฟิวจ์เขย่าให้เข้ากัน แล้วทำการเติมสาร Prep Man 100 ไมโครลิตร แล้วผสมให้เข้ากันด้วย vortex จากนั้นให้ความร้อน 100 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 10 นาที เพื่อให้เซลล์แตก ทิ้งให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง จากนั้นทำการปั่นเหวี่ยงอีกครั้ง ด้วยเครื่องปั่นเหวี่ยงที่ 12,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 5 นาที ก่อนนำส่วนน้ำใสที่ได้ไปวิเคราะห์ด้วยเครื่อง Real Time PCR ให้ตรวจสอบดีเอ็นเอที่สกัดได้ว่ามีความบริสุทธิ์หรือไม่ โดยการนำส่วนใสที่สกัดได้ 400 ไมโครลิตร มาเจือจางกับ TE-buffer ให้ได้ปริมาณ 2000 ไมโครลิตร แล้วนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ค่าความยาวคลื่น 260 นาโนเมตร และ 280 นาโนเมตร ซึ่งค่าความยาวคลื่นของดีเอ็นเอที่บริสุทธิ์ต้องมีค่า  $A_{260}/A_{280}$  อยู่ระหว่าง 1.65 – 1.85

### 3.6.2 การวิเคราะห์ดีเอ็นเอโดยใช้วิธีพีซีอาร์เรียลไทม์ (Polymerase Chain Reaction Realtime, PCR-Realtime)

ทำการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอโดยใช้ PCR master mix ซึ่งในหลอดไมโครเซนติฟิวจ์ ประกอบด้วยส่วนผสมดังตารางที่ 3-5 นำส่วนผสมทั้งหมดผสมตามสัดส่วนลงในหลอดพีซีอาร์ขนาด 0.2 มิลลิลิตร เปรียบเทียบกับตัวควบคุมที่เป็น Standard คือ ดีเอ็นเอของ AOB, *Nitrospira* และ PAO กับดีเอ็นเอที่เป็น Negative คือ ใช้ PCR grade water แทนตัวอย่างดีเอ็นเอ หลังจากนั้นนำหลอดเข้าเครื่อง PCR-Realtime โดยกำหนดโปรแกรมในการทำ PCR ดังตารางที่ 3-6

ตารางที่ 3-5 PCR master mix

Bacteria	Reaction	Volume ( $\mu\text{l}$ )
AOB	PCR grade water	4.6
	TaqMan Mastermix	10
	Primer F A/B (10 $\mu\text{M}$ )	0.5
	Primer F C (10 $\mu\text{M}$ )	0.5
	Primer RT1 (10 $\mu\text{M}$ )	1
	TMP1 probe (10 $\mu\text{M}$ )	0.4
	DNA	3
	<u>Total</u>	<u>20</u>
<i>Nitrospira</i>	PCR grade water	4.6
	TaqMan Mastermix	10
	Primer F (10 $\mu\text{M}$ )	1
	Primer R (10 $\mu\text{M}$ )	1
	Probe (10 $\mu\text{M}$ )	0.4
	DNA	3
		<u>Total</u>
PAO	PCR grade water	5.5
	Primer F (0.4 $\mu\text{M}$ )	1
	Primer R (0.4 $\mu\text{M}$ )	1
	2 x SYBR Green	12.5
	DNA	5
	<u>Total</u>	<u>20</u>



ตารางที่ 3-6 การกำหนดขั้นตอนที่ใช้วิเคราะห์จุลินทรีย์แต่ละชนิดในเครื่อง PCR-Realtime

Bacteria	Process	Temperature (°C)	Time	Cycle
AOB	Initial DNA denaturation	50	2 min	40
	Denaturation	95	10 min	
	Annealing	95	15 sec	
	Extension and Data collection	60	1 min	
<i>Nitrospira</i>	Initial DNA denaturation	50	2 min	40
	Denaturation	95	10 min	
	Annealing	95	15 sec	
	Extension and Data collection	60	1 min	
PAO	Initial DNA denaturation	95	10 min	45
	Denaturation	95	15 sec	
	Annealing	60	1 min	
	Extension and Data collection	72	1 min	

ตารางที่ 3-7 โพรเมอร์ที่ใช้วิเคราะห์จุลินทรีย์

โพรเมอร์	ลำดับนิวคลีโอไทด์	อ้างอิง
กลุ่ม AOB		Anna H. and L. (2001)
CTO 189fA/B	5'-GGAGRAAAGCAGGGGATCG-3'	
CTO 189fC	5'-GGAGGAAAGTAGGGGATCG-3'	
RT1r	5'-CGTCCTCTCAGACCAPCTACT -3'	
กลุ่ม <i>Nitrospira</i>		Gerda H. et al. (2003)
NTSPA-F	5'-GCCGCTCTAMRA-3'	
NTSPA-R	5'- CGCAACCCCTGCTTTTCAGT-3'	
กลุ่ม PAOs		Shaomei et al. (2007)
Acc-ppk-870f	5'-GATGACCCAGTTCCTGCTCG-3'	
Acc-ppk-1002r	5'-CGGCACGAACTTCAGATCG-3'	



ตารางที่ 3-8 จุดเก็บตัวอย่าง และความถี่ในการเก็บตัวอย่าง

Parameter	Sampling Point				
	EQ	Ana&Inclined- tube	Anox&Inclined- tube	Aerobic	Flow out
pH	A	A	A	A	A
DO	-	A	A	A	A
ORP	-	A	A	A	A
Temperature	A	A	A	A	A
COD	B	B	B	B	B
TKN	B	B	B	B	B
Nitrite	B	B	B	B	B
Nitrate	B	B	B	B	B
Phosphorus	B	B	B	B	B
MLSS	-	B	B	B	-
MLVSS	-	B	B	B	-
SS	B	-	-	-	B
VFA	C	C	C	C	-
Fecal Coliform	D	-	-	-	D
AOB	-	D	D	D	-
<i>Nitrospira</i>	-	D	D	D	-
PAO	-	D	D	D	-

หมายเหตุ A : วิเคราะห์วันจันทร์-ศุกร์  
 B : วิเคราะห์ 3 วัน/สัปดาห์  
 C : วิเคราะห์ 3 ครั้ง/การทดลอง  
 D : วิเคราะห์เมื่อสิ้นสุดการทดลอง  
 ทดลอง 3 ซ้ำ ทุกจุดเก็บตัวอย่าง

ตารางที่ 3-9 วิธีการวิเคราะห์พารามิเตอร์

Parameter	Methods
pH	pH meter
DO	DO meter
ORP	ORP meter
Temperature	Thermometer
COD	Dichromate Close Reflux Method
TKN	Kjedahl Method
Nitrite	Colorimetric Method
Nitrate	Brucine Method
Phosphorus	Vanadomolibdic Acid Method
MLSS	Filtration and drying in 103 °C
MLVSS	Filtration and drying in 103 °C and 550 °C
SS	Filtration and drying in 103 °C
VFA	Gas Chromatography Method
Coliform bacteria	MPN Method
AOB	Real Time PCR
<i>Nitrospira</i>	Real Time PCR
PAO	Real Time PCR

## บทที่ 4

### ผลการวิจัยและวิเคราะห์ข้อมูล

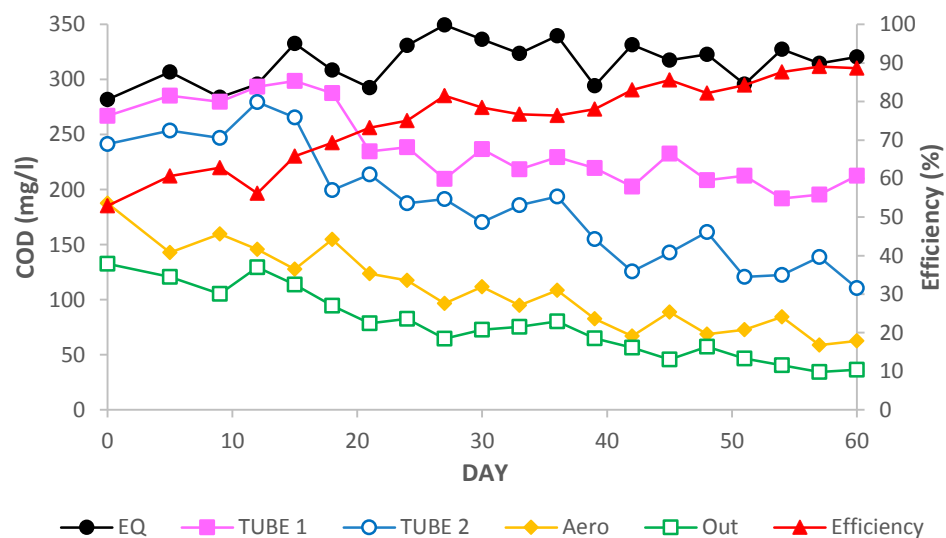
#### 4.1 ลำดับการดำเนินการวิจัย

เริ่มดำเนินการวิจัยเมื่อวันที่ 15 มิถุนายน 2557 โดยทำการตรวจสอบความพร้อมในการใช้งานอุปกรณ์ของถังปฏิกรณ์ ทั้งเครื่องสูบน้ำ เมมเบรน และระบบไฟฟ้า มีการติดตั้งเครื่องสูบน้ำขนาด 40 ลิตร/นาที่ เพื่อใช้สำหรับเวียนน้ำในระบบบำบัดเพิ่ม 2 เครื่อง โดยติดตั้งในถังแอโรบิกและถังแอนอ็อกซิก ทั้งยังติดตั้งเครื่องควบคุมเวลา (Timer) เพื่อใช้ควบคุมการปิดเปิดของเครื่องสูบน้ำออกและเครื่องสูบน้ำเวียนน้ำ ให้มีอัตราการไหลของน้ำเสียและระยะเวลาการกักน้ำตามที่กำหนดไว้ รวมถึงการสื่อสารเคมีสำหรับวิเคราะห์พารามิเตอร์ที่กำหนดไว้ในวิธีดำเนินการวิจัย

เมื่อดำเนินการตรวจสอบระบบและติดตั้งอุปกรณ์เรียบร้อยแล้ว ในวันที่ 4 สิงหาคม 2557 ได้เติมหัวเชื้อจุลชีพจากระบบบำบัดแอกทิเวเตดสลัดจ์แบบปรับเสถียรผสม (Contact Stabilization Activated Sludge, CSAS) ซึ่งนำมาจากโรงบำบัดน้ำเสียสี่พระยา กรุงเทพมหานคร ปริมาตร 1 ลูกบาศก์เมตร มาเริ่มเดินระบบ โดยใช้น้ำเสียจากบ่อกักน้ำเสียของอาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งเป็นน้ำเสียที่มาจากห้องน้ำ และโรงอาหารของอาคาร เพื่อเป็นอาหารให้จุลชีพ โดยเชื้อที่เริ่มใช้เดินระบบนั้นมีค่าเอ็มแอลเอสเอส ประมาณ 1,800 มิลลิกรัม/ลิตร แล้วทำการเลี้ยงเชื้อต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 1 เดือน ต่อมาवालูลูกลอยที่ใช้ควบคุมการสูบน้ำเสียเข้าระบบมีปัญหาขัดข้องเกิดน้ำล้นออกจากระบบทำให้เชื้อจุลชีพหลุดออกไปบางส่วน จึงต้องทำการติดตั้งवालูลูกลอยใหม่ และมีการเติมหัวเชื้อจุลชีพปริมาตร 1 ลูกบาศก์เมตร ให้ระบบอีกครั้งในวันที่ 26 กันยายน 2557 ทำให้มีค่าเอ็มแอลเอสเอสเริ่มต้นประมาณ 2,000 มิลลิกรัม/ลิตร จากนั้นทำการเลี้ยงเชื้อต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 2 เดือน ก่อนเริ่มการทดลองต่อไป โดยในช่วงที่เลี้ยงเชื้อต่อเนื่องเป็นระยะเวลา 2 เดือน ไม่มีการเวียนสลัดจ์ภายในถังปฏิกรณ์และไม่มีการควบคุมอายุสลัดจ์ เพื่อให้เชื้อจุลชีพปรับสภาพเข้ากับน้ำเสียและเป็นการเพิ่มปริมาณจุลชีพในระบบ โดยพบว่าประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดซีโอดี อินทรีย์ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เฉลี่ยร้อยละ 75, 49 และ 45 ตามลำดับ ดังแสดงในภาพที่ 4-1, ภาพที่ 4-2 และภาพที่ 4-3 ซึ่งจะเห็นว่ายังมีประสิทธิภาพการกำจัดที่ไม่สูงมากนัก เนื่องมาจากในช่วงแรกจุลชีพยังไม่สามารถปรับสภาพเข้ากับน้ำเสียได้เท่าที่ควร

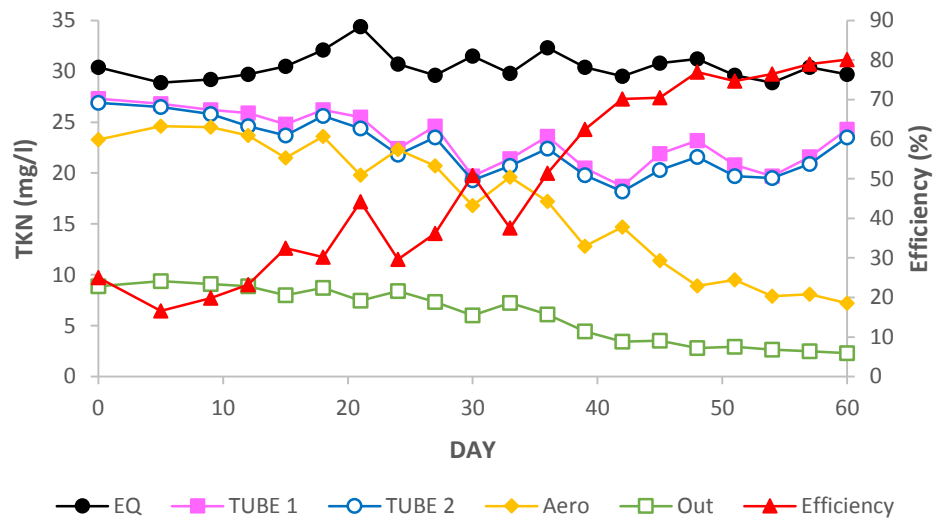
การทดลองที่ 1 เริ่มการเวียนสลัดจ์กลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนอ็อกซิกด้วยปริมาตร 12 ลูกบาศก์เมตร/วัน และจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนแอโรบิกด้วยปริมาตร 12 ลูกบาศก์เมตร/วัน มีการควบคุมอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน ซึ่งการสูบน้ำตะกอนทิ้งอาจมีความคลาดเคลื่อน เนื่องจากความเข้มข้น

ของตะกอนในส่วนแอนแอโรบิกกับส่วนแอนออกซิกไม่เท่ากัน โดยใช้เวลากักน้ำ 5.6 ชั่วโมง มีอัตราการทิ้งสลัดจ์ในส่วนแอนแอโรบิกและในส่วนแอนออกซิกส่วนละ 14.8 ลิตร/วัน ดำเนินการทดลองตั้งแต่วันที่ 25 พฤศจิกายน 2557 ถึงวันที่ 23 มกราคม 2558 รวมระยะเวลาทั้งสิ้น 60 วัน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่า ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เฉลี่ยร้อยละ 92, 94 และ 84 ตามลำดับ ซึ่งจะแสดงรายละเอียดในหัวข้อต่อไป

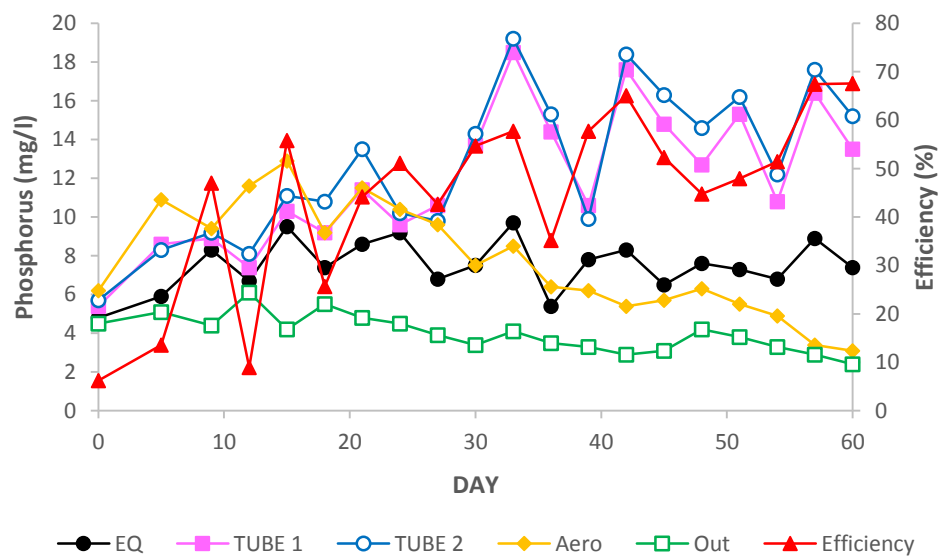


ภาพที่ 4-1 ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีในช่วงเริ่มเดินระบบ

หมายเหตุ	EQ	หมายถึง	ส่วนปรับสภาพน้ำเสีย
	TUBE 1	หมายถึง	ส่วนแอนแอโรบิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียง
	TUBE 2	หมายถึง	ส่วนแอนออกซิกที่มีตัวกลางแบบท่อเอียง
	Aero	หมายถึง	ส่วนแอโรบิกที่มีเมมเบรน
	Out	หมายถึง	น้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัด
	Efficiency	หมายถึง	ประสิทธิภาพการกำจัด



ภาพที่ 4-2 ประสิทธิภาพการกำจัดที่เคเอ็นในช่วงเริ่มเดินระบบ



ภาพที่ 4-3 ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสในช่วงเริ่มเดินระบบ

การทดลองที่ 2 เป็นการศึกษาผลของค่าอายุสลัดจ์ที่ต่างกันของรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 โดยมีการรักษารูปแบบการเวียนสลัดจ์และเวลากักน้ำที่ 5.6 ชั่วโมงเหมือนการทดลองที่ 1 แต่เปลี่ยนการควบคุมอายุสลัดจ์เป็นที่ 80 วัน จึงทำให้ต้องมีการเปลี่ยนอัตราการทิ้งสลัดจ์ในส่วนแอนแอโรบิกและในส่วนแอนอกซิกส่วนละ 7.4 ลิตร/วัน ซึ่งการสูบตะกอนที่อาจมีความคลาดเคลื่อน

เนื่องจากความเข้มข้นของตะกอนในส่วนแอนแอโรบิกกับส่วนแอนออกซิกไม่เท่ากัน ดำเนินการทดลองตั้งแต่วันที่ 24 มกราคม 2558 ถึงวันที่ 24 มีนาคม 2558 รวมระยะเวลาทั้งสิ้น 60 วัน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่า ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เฉลี่ยร้อยละ 91, 93 และ 79 ตามลำดับ ซึ่งจะแสดงรายละเอียดในหัวข้อต่อไป

การทดลองที่ 3 เป็นการศึกษาผลของรูปแบบการเวียนสลับถังแบบที่ 2 ซึ่งต่างจากการทดลองที่ 1 และการทดลองที่ 2 โดยมีการเวียนสลับถังกลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนออกซิกด้วยปริมาตร 12 ลูกบาศก์เมตร/วัน และจากส่วนแอนออกซิกไปยังส่วนแอนแอโรบิกด้วยปริมาตร 12 ลูกบาศก์เมตร/วัน ควบคุมอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน ใช้เวลากักน้ำ 5.6 ชั่วโมง มีอัตราการทิ้งสลัดจ์ในส่วนแอนแอโรบิกและในส่วนแอนออกซิกส่วนละ 14.8 ลิตร/วัน ซึ่งการสูบลูกตะกอนที่อาจมีความคลาดเคลื่อน เนื่องจากความเข้มข้นของตะกอนในส่วนแอนแอโรบิกกับส่วนแอนออกซิกไม่เท่ากัน ดำเนินการทดลองตั้งแต่วันที่ 25 มีนาคม 2558 ถึงวันที่ 23 พฤษภาคม 2558 รวมระยะเวลาทั้งสิ้น 60 วัน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่า ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เฉลี่ยร้อยละ 95, 96 และ 94 ตามลำดับ ซึ่งจะแสดงรายละเอียดในหัวข้อต่อไป

การทดลองที่ 4 เป็นการศึกษาผลของค่าอายุสลัดจ์ที่ต่างกันของรูปแบบการเวียนสลับถังแบบที่ 2 โดยมีการรักษารูปแบบการเวียนสลับถังและเวลากักน้ำที่ 5.6 ชั่วโมงเหมือนการทดลองที่ 3 แต่เปลี่ยนการควบคุมอายุสลัดจ์เป็นที่ 80 วัน จึงทำให้ต้องมีการเปลี่ยนอัตราการทิ้งสลัดจ์ในส่วนแอนแอโรบิกและในส่วนแอนออกซิกส่วนละ 7.4 ลิตร/วัน ซึ่งการสูบลูกตะกอนที่อาจมีความคลาดเคลื่อน เนื่องจากความเข้มข้นของตะกอนในส่วนแอนแอโรบิกกับส่วนแอนออกซิกไม่เท่ากัน ดำเนินการทดลองตั้งแต่วันที่ 24 พฤษภาคม 2558 ถึงวันที่ 22 กรกฎาคม 2558 รวมระยะเวลาทั้งสิ้น 60 วัน เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวพบว่า ประสิทธิภาพของระบบในการกำจัด ซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส เฉลี่ยร้อยละ 94, 94 และ 91 ตามลำดับ ซึ่งจะแสดงรายละเอียดในหัวข้อต่อไป โดยมีระยะเวลาในการทดลองตั้งแต่เต็มจุลชีพครั้งแรกจนถึงสิ้นสุดการทดลองที่ 4 รวมทั้งสิ้น 353 วัน

## 4.2 ผลของพารามิเตอร์ที่ใช้ควบคุมระบบ

### 4.2.1 อุณหภูมิในถังปฏิกรณ์

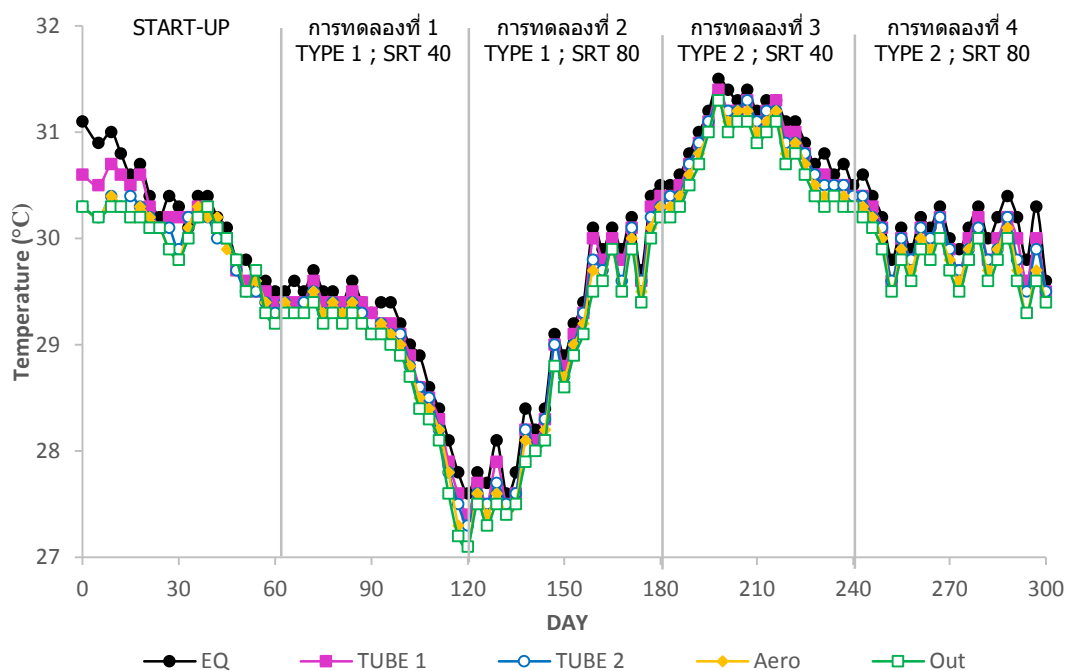
งานวิจัยนี้ไม่มีการควบคุมอุณหภูมิภายในถังปฏิกรณ์ ทำให้อุณหภูมิภายในถังปฏิกรณ์เปลี่ยนแปลงไปตามอุณหภูมิบรรยากาศ โดยมีอุณหภูมิภายในระบบบำบัดต่ำที่สุดเท่ากับ 27.1 องศาเซลเซียส ในช่วงเดือนมกราคม 2558 และอุณหภูมิสูงที่สุดเท่ากับ 31.5 องศาเซลเซียส ในช่วง



เดือนเมษายน 2558 ซึ่งอุณหภูมิตลอดระยะเวลาการทดลองภายในถังแวนแอโรบิก ถังแวนออกซิก และถังแอโรบิกมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 29.8, 29.7 และ 29.6 องศาเซลเซียส ตามลำดับ จะเห็นว่าอุณหภูมิภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ไม่แตกต่างกันมากนัก และมีอุณหภูมิเฉลี่ยของถังปฏิกรณ์อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อกระบวนการไนตริฟิเคชัน ซึ่งจุลินทรีย์กลุ่ม Nitrifier จะมีอัตราการเจริญเติบโตลดลงเมื่ออุณหภูมิลดลงอยู่ในช่วง 10 – 22 องศาเซลเซียส ทั้งยังมีอุณหภูมิเฉลี่ยในถังปฏิกรณ์เหมาะสมกับจุลินทรีย์กลุ่ม Denitrifier หากมีกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ ซึ่งจุลินทรีย์กลุ่มนี้จะทำงานได้ดีเมื่ออุณหภูมิเท่ากับหรือมากกว่า 20 องศาเซลเซียส (Water Environment Federation, 1998) และอุณหภูมิเฉลี่ยของระบบบำบัดยังไม่ส่งผลเสียต่อประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส เนื่องจากอัตราการจับใช้ฟอสฟอรัสจะลดลงต่ำที่สุดที่อุณหภูมิ 10 องศาเซลเซียส (Helmer and Kunst, 1998)

ตารางที่ 4-1 ค่าเฉลี่ยอุณหภูมิภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	Temperature (°c)				
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out
1	28.6 ± 0.6	28.5 ± 0.7	28.4 ± 0.7	28.3 ± 0.7	28.2 ± 0.7
2	29.9 ± 1.0	29.8 ± 1.0	29.8 ± 1.0	29.7 ± 1.0	29.6 ± 1.0
3	30.9 ± 0.3	30.8 ± 0.3	30.8 ± 0.3	30.7 ± 0.3	30.6 ± 0.3
4	30.1 ± 0.2	29.9 ± 0.2	29.8 ± 0.2	29.7 ± 0.3	29.7 ± 0.2



ภาพที่ 4-4 อุณหภูมิภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาการทดลอง

#### 4.2.2 พีเอชในถังปฏิกรณ์

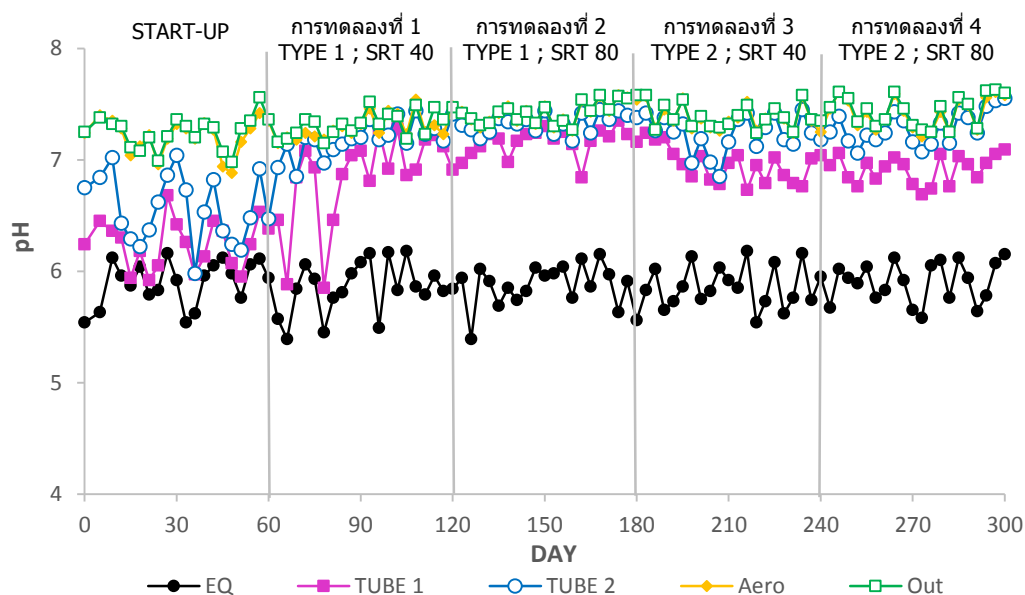
งานวิจัยนี้มีการควบคุมค่าพีเอชภายในถังปฏิกรณ์ 6.8 – 8.5 ซึ่งจากการเดินระบบจริงนั้นมีค่าพีเอชเฉลี่ยอยู่ในช่วง 7.46 – 6.29 ดังแสดงในตารางที่ 4-2 จึงไม่จำเป็นต้องมีการเติมสารเคมีลงในถังปฏิกรณ์

ตารางที่ 4-2 ค่าเฉลี่ยพีเอชภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	pH				
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out
1	5.91 ± 0.2	7.11 ± 0.4	7.29 ± 0.2	7.36 ± 0.1	7.39 ± 0.1
2	5.90 ± 0.2	7.18 ± 0.2	7.34 ± 0.1	7.46 ± 0.1	7.46 ± 0.1
3	5.86 ± 0.2	6.90 ± 0.2	7.28 ± 0.2	7.38 ± 0.1	7.39 ± 0.1
4	5.92 ± 0.2	6.92 ± 0.2	7.33 ± 0.1	7.42 ± 0.2	7.44 ± 0.2

จากค่าพีเอชเฉลี่ยดังกล่าวนี้ไม่ก่อให้เกิดการยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชัน ซึ่งหากค่าพีเอชต่ำกว่า 6.0 หรือสูงกว่า 10.0 จะเกิดการยับยั้งกระบวนการไนตริฟิเคชันขึ้น (Water Environment Federation, 1998) ทั้งนี้ค่าพีเอชเฉลี่ยของถังปฏิกรณ์ยังเหมาะสมกับกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ค่าพีเอชของระบบควรอยู่ในช่วง 7.5 – 8.0 ซึ่งถ้าพีเอชลดต่ำกว่า 7.0 จะเกิดไนตรัสออกไซด์ (N<sub>2</sub>O)

เป็นผลสุดท้ายของกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Henze et al., 1996) และค่าพีเอชเฉลี่ยที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ยังไม่ส่งผลต่อการจับใช้ฟอสฟอรัสของ PAO ซึ่งความสามารถของ PAO จะลดลงเมื่อค่าพีเอชต่ำกว่า 6.2 และระบบจะวิกฤตถ้าพีเอชต่ำกว่า 5.4 (Tracy and Flammino, 1985) จากภาพที่ 4-5 จะเห็นว่าค่าพีเอชในถังปรับสภาพน้ำเสียนั้นมีค่าต่ำ เนื่องจากน้ำเสียที่ใช้การทดลองเป็นน้ำเสียที่มาจากบ่อพักน้ำของอาคารมหิตลาธิเบศร ซึ่งมีกระบวนการหมักเกิดขึ้นได้ในบ่อพักน้ำเสียดังกล่าวจึงทำให้น้ำเสียมีสภาพที่เป็นกรดเล็กน้อย ส่งผลให้ในช่วงเริ่มต้นระบบที่ยังไม่มีการเวียนสลัดจ์มีค่าพีเอชที่แปรปรวน



ภาพที่ 4-5 ค่าพีเอชภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาการทดลอง

#### 4.2.3 ออกซิเจนละลายในถังปฏิกรณ์

งานวิจัยนี้ได้ติดตั้งเครื่องเติมอากาศไว้ได้เมมเบรนและมีการเติมอากาศตลอดทั้ง 24 ชั่วโมง เพื่อสร้างความปั่นป่วนและให้เกิดแรงเฉือนที่ผิวหน้าเมมเบรน ทำให้ลดการอุดตันที่ผิวหน้าเมมเบรนได้ส่วนหนึ่ง มีการควบคุมปริมาณออกซิเจนที่ทำการเติมเข้าระบบให้ไม่ต่ำกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งจากการเดินระบบจริงจะเห็นว่าในถังเติมอากาศของทุกการทดลองมีค่าเฉลี่ยปริมาณออกซิเจนละลายอยู่ที่ 2.1 – 2.2 มิลลิกรัม/ลิตร ดังแสดงในตารางที่ 4-3 ทำให้ไม่ส่งผลกระทบต่อกระบวนการไนตริฟิเคชันที่ควรมีค่าออกซิเจนละลายเท่ากับหรือมากกว่า 1.0 มิลลิกรัม/ลิตร (Hanaki et al., 1990) และยังมีค่าที่เหมาะสมกับการจับใช้ฟอสฟอรัสของ PAO ที่ควรมีปริมาณออกซิเจนละลายไม่ต่ำกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร (Sedlak, 1991)

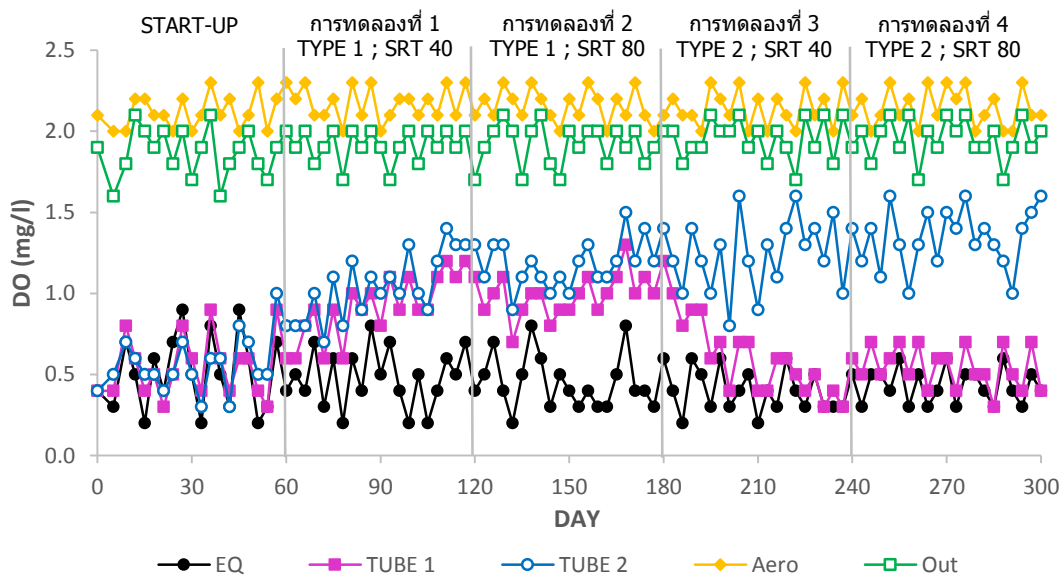
ตารางที่ 4-3 ค่าเฉลี่ยปริมาณออกซิเจนละลายภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	DO (mg/l)				
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out
1	0.5 ± 0.2	1.1 ± 0.2	1.2 ± 0.2	2.2 ± 0.1	1.9 ± 0.1
2	0.4 ± 0.2	1.1 ± 0.1	1.3 ± 0.2	2.1 ± 0.1	1.9 ± 0.1
3	0.4 ± 0.1	0.5 ± 0.2	1.3 ± 0.2	2.1 ± 0.1	1.9 ± 0.1
4	0.4 ± 0.1	0.5 ± 0.1	1.4 ± 0.2	2.1 ± 0.1	2.0 ± 0.1

จากตารางที่ 4.3 จะเห็นว่ารูปแบบการเวียนสลับส่งผลให้ปริมาณออกซิเจนละลายในถังแอนแอโรบิก (TUBE 1) แตกต่างกัน โดยรูปแบบการเวียนสลับที่ 1 ( การทดลองที่ 1 และ 2 ) มีค่าเฉลี่ยปริมาณออกซิเจนละลาย 1.1 มิลลิกรัม/ลิตร แต่ในรูปแบบการเวียนสลับที่ 2 ( การทดลองที่ 3 และ 4 ) สามารถลดปริมาณออกซิเจนที่เข้าสู่ส่วนแอนแอโรบิกได้มากกว่า โดยมีค่าเฉลี่ยปริมาณออกซิเจนละลายอยู่ที่ 0.5 มิลลิกรัม/ลิตร แต่ก็ยังทำให้ถังปฏิกรณ์ไม่ได้มีสถานะแอนแอโรบิกอย่างแท้จริง อาจส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสของ PAO ลดลงได้ (Panswad et al., 1998)

ส่วนในถังแอนอกซิก (TUBE 2) ของทุกการทดลองจะเห็นว่ามีออกซิเจนละลายในปริมาณมาก เนื่องจากการเวียนสลับจากถังเติมอากาศปริมาณ 12 ลูกบาศก์เมตร/วัน ทำให้มีออกซิเจนละลายเข้ามาสู่ในส่วนนี้ด้วย ซึ่งอาจส่งผลกับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ไม่ควรมีออกซิเจนละลายอยู่ในระบบเลย หรืออาจมีค่าออกซิเจนละลายน้ำได้ไม่เกิน 0.2 มิลลิกรัม/ลิตร (Terai and Mori, 1975) เพื่อให้จุลินทรีย์ในกลุ่ม Denitrifier ใช้ในเตรทเป็นตัวรีดิวซ์ตัวสุดท้ายในการให้พลังงานแก่จุลินทรีย์

จากการทดลองจะเห็นว่าการวัดค่าออกซิเจนละลายทั้งในถังแอนแอโรบิกกับถังแอนอกซิกให้แม่นยำในระดับต่ำจนถึงศูนย์นั้นทำได้ยาก ดังนั้นจึงควรใช้พารามิเตอร์ตัวอื่นมาเป็นเครื่องชี้สถานะแอนแอโรบิกและแอนอกซิกแทน พารามิเตอร์นี้คือ โออาร์พี ซึ่งจะกล่าวในหัวข้อที่ 4.2.4



ภาพที่ 4-6 ปริมาณออกซิเจนละลายภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาการทดลอง

#### 4.2.4 โออาร์พีในถังปฏิกรณ์

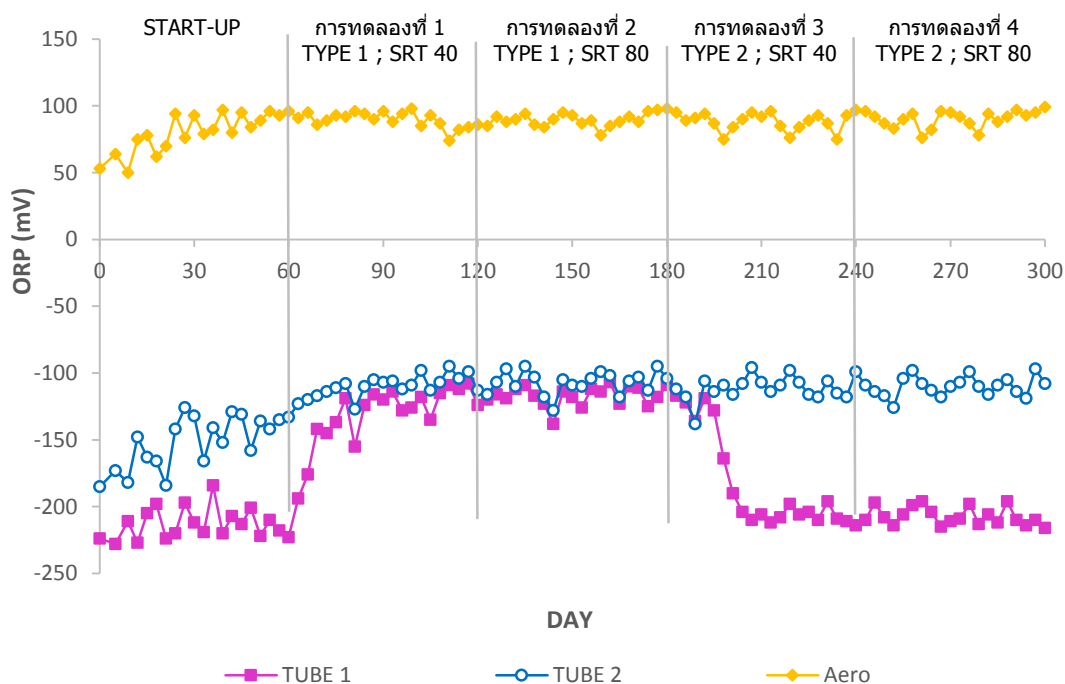
งานวิจัยนี้ได้ศึกษาค่าโออาร์พีเพื่อเป็นเครื่องชี้สภาวะแอนแอโรบิก แอนอกซิก และแอโรบิกของส่วนต่างๆในถังปฏิกรณ์ ซึ่งเป็นค่าที่แม่นยำกว่าการวัดปริมาณออกซิเจน โดยค่าเฉลี่ยโออาร์พีดังแสดงในตารางที่ 4-4 นี้เป็นค่าเฉลี่ยที่คำนวณจากสภาวะคงตัวของการทดลองเท่านั้น

ตารางที่ 4-4 ค่าเฉลี่ยโออาร์พีภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	ORP (mV)		
	TUBE 1	TUBE 2	Aero
1	-119 ± 9	-106 ± 7	87 ± 7
2	-116 ± 7	-105 ± 7	90 ± 6
3	-207 ± 6	-110 ± 7	88 ± 8
4	-208 ± 7	-108 ± 7	92 ± 6

จากการทดลองพบว่าในถังแอนอกซิก (TUBE 2) และถังแอโรบิก (Aero) ของทุกการทดลองมีค่าเฉลี่ยโออาร์พีในแต่ละสภาวะไม่แตกต่างกัน และเป็นค่าโออาร์พีที่บ่งชี้ความเป็นสภาวะแอนอกซิก และแอโรบิกได้อย่างถูกต้อง แต่ในถังแอนแอโรบิก (TUBE 1) มีค่าเฉลี่ยโออาร์พีแตกต่างกัน โดยในการทดลองที่ 1 และ 2 มีค่าเฉลี่ยโออาร์พี -119 มิลลิโวลต์ และ -116 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ ซึ่งเป็นค่าโออาร์พีในสภาวะแอนอกซิกที่มีค่าอยู่ในช่วง -50 ถึง -150 มิลลิโวลต์ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์,

2544) ทำให้ภายในส่วนนี้ของถังปฏิกรณ์ไม่ได้เป็นสถานะแอนแอโรบิกอย่างแท้จริง เนื่องจากการทดลองที่ 1 และ 2 มีการเวียนสลับจากถังแอโรบิกเข้าสู่ถังแอนแอโรบิก ออกซิเจนจึงสามารถเข้าสู่ถังแอนแอโรบิกได้ ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสของ PAO ลดลง ส่วนในการทดลองที่ 3 และ 4 มีค่าเฉลี่ยโออาร์พี -207 มิลลิโวลต์ และ -208 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ ซึ่งเป็นค่าโออาร์พีในสถานะแอนแอโรบิกที่ควรมีค่าอยู่ในช่วง -300 ถึง -200 มิลลิโวลต์ ซึ่งเป็นค่าที่บ่งชี้ว่าถังปฏิกรณ์มีสถานะแอนแอโรบิกอย่างแท้จริง



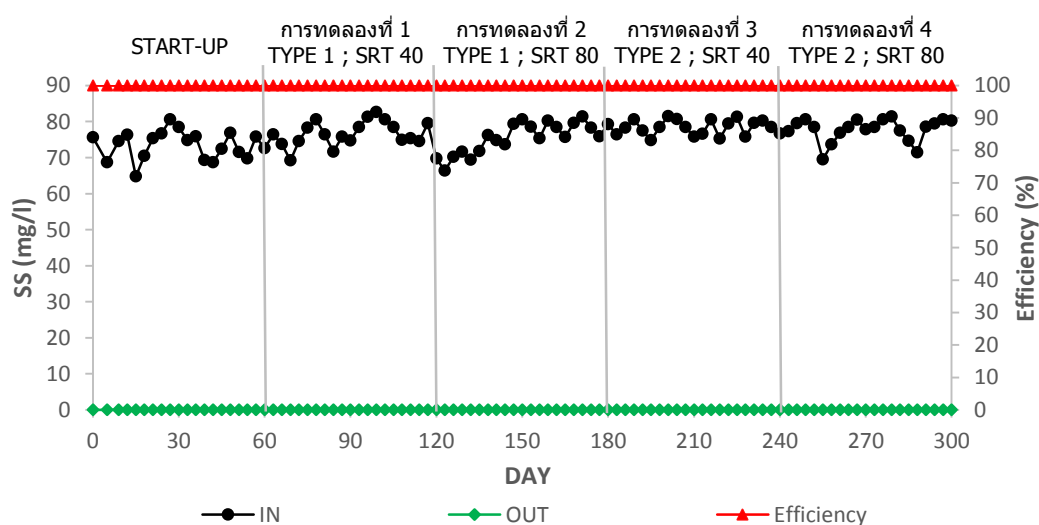
ภาพที่ 4-7 ค่าโออาร์พีภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาการทดลอง

#### 4.2.5 ของแข็งแขวนลอยในถังปฏิกรณ์

จากการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดของแข็งแขวนลอยของทุกการทดลองเท่ากับร้อยละ 100 ดังแสดงในตารางที่ 4-5 ทั้งนี้เนื่องมาจากมีการใช้เมมเบรนกรองน้ำก่อนออกจากถังปฏิกรณ์ โดยเมมเบรนที่ใช้ในงานวิจัยนี้มีขนาดรูพรุนเท่ากับ 0.4 ไมครอน ซึ่งมีรูพรุนขนาดเล็กกว่ารูพรุนของกระดาษกรองที่ใช้ในการวิเคราะห์หาปริมาณของแข็งแขวนลอยที่มีขนาดรูพรุนเท่ากับ 0.45 ไมครอน ทำให้อนุภาคในน้ำที่ผ่านการกรองด้วยแผ่นเยื่อเมมเบรนนั้นสามารถผ่านกระดาษกรองได้เช่นกัน

ตารางที่ 4-5 ปริมาณของแข็งแขวนลอยภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	SS (mg/l)		Efficiency (%)
	IN	OUT	
1	77.5 ± 4.3	0.0 ± 0.0	100
2	78.3 ± 4.2	0.0 ± 0.0	100
3	78.4 ± 2.1	0.0 ± 0.0	100
4	78.3 ± 3.2	0.0 ± 0.0	100



ภาพที่ 4-8 ปริมาณของแข็งแขวนลอยภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาการทดลอง

#### 4.3 ความเข้มข้นของจุลชีพของระบบ

ช่วงเริ่มต้นเดินระบบเป็นระยะเวลา 60 วัน ไม่มีการทิ้งสลัดจ์ส่วนเกินออกจากถังปฏิกรณ์ พบว่าปริมาณจุลชีพแขวนลอยหรือเอ็มแอลเอสเอสในถังเติมอากาศมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 2,435 มิลลิกรัม/ลิตร และทำการทดลองต่อเนื่องในระยะยาว โดยมีการทิ้งสลัดจ์ออกจากถังปฏิกรณ์ แตกต่างกันตามชุดการทดลองที่กำหนดไว้ จากตารางที่ 4-6 จะเห็นว่าค่าเอ็มแอลเอสเอส และค่าเอ็มแอลวีเอสเอส ในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์มีค่าไม่เท่ากัน โดยในส่วนเติมอากาศมีค่าสูงกว่า ส่วนแอนแอโรบิกและแอนอกซิก โดยในส่วนแอนแอโรบิกและแอนอกซิกที่มีปริมาณเอ็มแอลเอสเอส น้อยกว่านั้นเป็นเพราะมีตะกอนบางส่วนค้างและเกาะติดอยู่กับท่อเอียง (inclined-tube) และสร้างเป็นฟิล์มชีวภาพบนท่อเอียงในภายหลัง และยังเป็นผลจากในส่วนแอนแอโรบิกและแอนอกซิกนั้นจุลชีพจะดึงสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกมาเก็บสะสมไว้ในเซลล์ ในอัตราที่มากกว่าการนำเอา

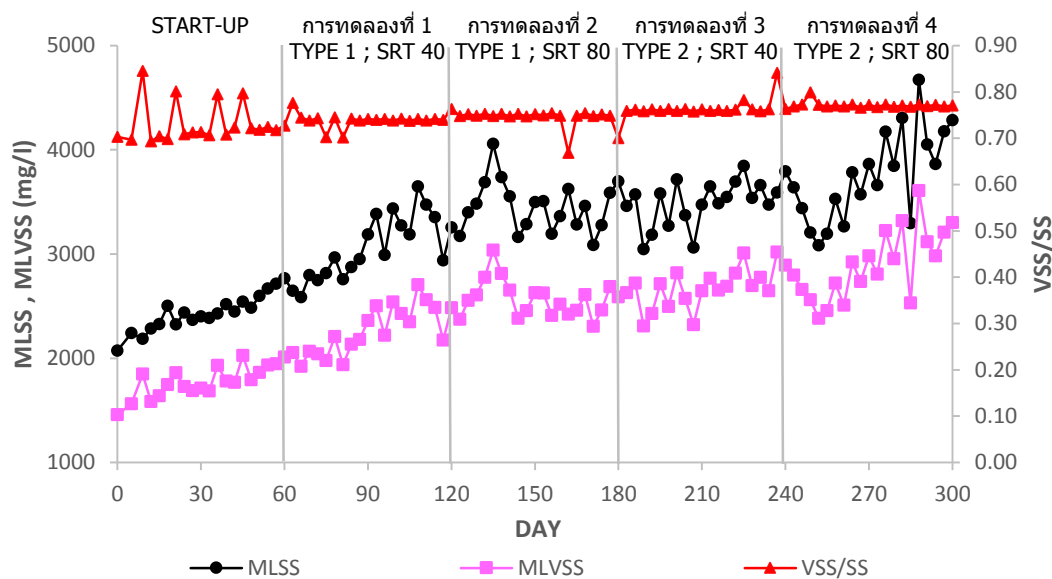
สารอินทรีย์คาร์บอนไปใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ ซึ่งแตกต่างจากส่วนเติมอากาศที่มีอัตราการสังเคราะห์เซลล์ที่มากกว่า การเจริญเติบโตของจุลชีพส่วนใหญ่จึงเกิดขึ้นในส่วนนี้ (Dionisi et al., 2001)

จากภาพที่ 4-9 จะเห็นว่าอัตราส่วนวีเอสเอสต่อเอสเอสของระบบในช่วงเริ่มต้นการทดลองมีค่าที่ไม่คงที่ อาจมีเหตุผลมาจากจุลชีพยังไม่สามารถปรับสภาพเข้ากับน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบได้อย่างสมบูรณ์ โดยมีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 0.73 แต่เมื่อการทดลองดำเนินไปจนถึงวันที่ 84 ซึ่งอยู่ในช่วงการทดลองที่ 1 เข้าสู่สภาวะคงตัว พบว่ามีอัตราส่วนวีเอสเอสต่อเอสเอสของระบบค่อนข้างคงที่เฉลี่ย 0.74 และคงที่ต่อเนื่องไปจนถึงการทดลองที่ 2 ซึ่งมีรูปแบบการเวียนสลับเหมือนกัน ส่วนในการทดลองที่ 3 และ 4 มีอัตราส่วนวีเอสเอสต่อเอสเอสของระบบเพิ่มขึ้นเป็น 0.77 ซึ่งเป็นการทดลองที่มีรูปแบบการเวียนสลับแตกต่างกันกับการทดลองที่ 1 และ 2

ตารางที่ 4-6 ค่าเอ็มแอลเอสเอส และค่าเอ็มแอลวีเอสเอส ที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	TUBE 1		TUBE 2		Aero	
	MLSS (mg/L)	MLVSS (mg/L)	MLSS (mg/L)	MLVSS (mg/L)	MLSS (mg/L)	MLVSS (mg/L)
1	2863 ± 261	2147 ± 195	2974 ± 294	2232 ± 219	3294 ± 216	2445 ± 160
$\theta_c = 40$	VSS/SS = 0.75		VSS/SS = 0.75		VSS/SS = 0.74	
2	2987 ± 101	2273 ± 81	3041 ± 109	2312 ± 76	3408 ± 200	2509 ± 118
$\theta_c = 80$	VSS/SS = 0.76		VSS/SS = 0.76		VSS/SS = 0.74	
3	3089 ± 338	2380 ± 260	3183 ± 314	2483 ± 245	3628 ± 126	2797 ± 137
$\theta_c = 40$	VSS/SS = 0.77		VSS/SS = 0.78		VSS/SS = 0.77	
4	3180 ± 225	2480 ± 170	3264 ± 281	2579 ± 220	4033 ± 385	3105 ± 302
$\theta_c = 80$	VSS/SS = 0.78		VSS/SS = 0.79		VSS/SS = 0.77	





ภาพที่ 4-9 ความเข้มข้นของจุลชีพภายในส่วนเติมอากาศตลอดระยะเวลาการทดลอง

#### 4.4 กรดไขมันระเหยง่ายของระบบ

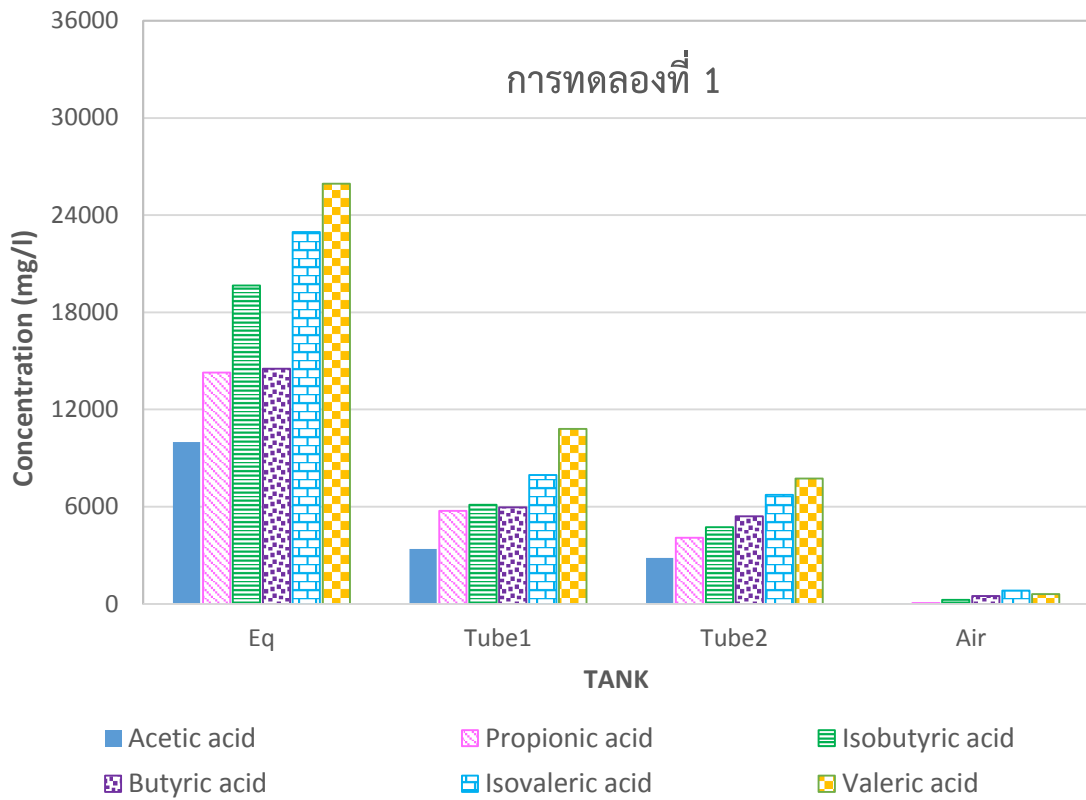
งานวิจัยนี้ได้ศึกษาปริมาณกรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid; VFA) ในถังปฏิกรณ์ เนื่องจากกรดไขมันระเหยง่ายเป็นแหล่งคาร์บอนที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัส สูงที่สุด โดยเฉพาะกรดอะซิติก (acetic acid) ที่สามารถย่อยสลายได้ง่าย เพราะมีคาร์บอนเพียง 3 อะตอมในโมเลกุล และเมื่อใช้ในปริมาณที่เท่ากับสารอื่น จะทำให้เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่า (Randall และคณะ, 1992) โดยทำการศึกษากรดไขมันระเหยง่ายจำนวน 6 ชนิด คือ Acetic acid, Propionic acid, Isobutyric acid, Butyric acid, Isovaleric acid และ Valeric acid ซึ่งทุกชนิด สามารถตรวจพบได้ในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบถึงปฏิกรณ์ ดังแสดงในตารางที่ 4-7 แสดงว่าน้ำเสียที่ใช้นั้น เป็นน้ำเสียที่ผ่านการหมักจากบ่อกักน้ำเสียมาแล้ว ทำให้สารอินทรีย์นั้นมีโมเลกุลขนาดเล็ก และ PAO สามารถนำไปใช้งานได้ทันทีทำให้เกิดการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพได้

จากตารางที่ 4-7 จะเห็นว่าเมื่อกรดไขมันระเหยง่ายเข้าสู่ส่วนแอนแอโรบิก (TUBE 1) มีค่าลดลงทุกการทดลอง และลดลงเรื่อยๆ เมื่อเข้าสู่ส่วนแอนอกซิก (TUBE 2) และส่วนแอโรบิก (Aero) นั้นแสดงว่ามีการใช้กรดไขมันระเหยง่ายโดยจุลชีพเกิดขึ้นในส่วนแอนแอโรบิกที่ไร้ออกซิเจน และในการทดลองที่ 3 และ 4 มีปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายในส่วนแอนแอโรบิก (TUBE 1) ต่ำกว่าการทดลองที่ 1 และ 2 เนื่องจากมีรูปแบบการเวียนสลับที่ต่างกัน โดยรูปแบบการเวียนสลับของการทดลองที่ 3 และ 4 สามารถลดปริมาณออกซิเจนที่เข้ามาสู่ส่วนแอนแอโรบิกได้มากกว่าการ

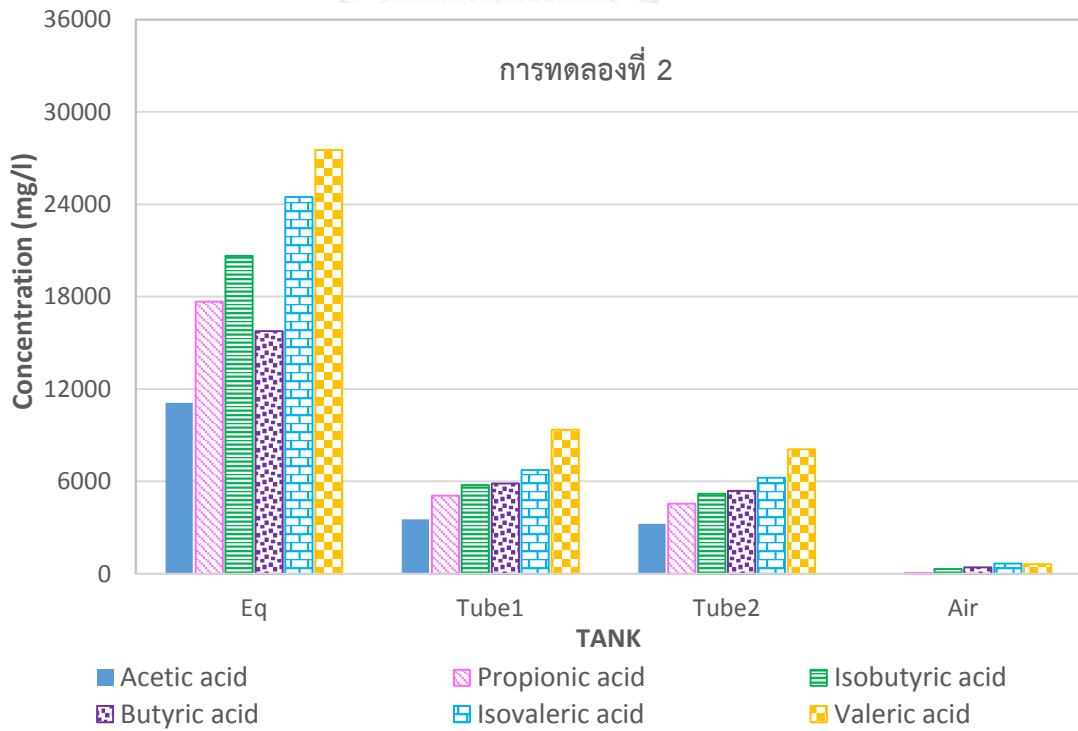
ทดลองที่ 1 และ 2 ดังแสดงรายละเอียดในหัวข้อที่ 4.2.3 ทั้งยังสามารถรักษาสภาพของถังปฏิกรณ์ในส่วนแอนแอโรบิกให้มีสภาวะไร้ออกซิเจนได้อย่างแท้จริง ดังแสดงรายละเอียดในหัวข้อที่ 4.2.4

ตารางที่ 4-7 กรดไขมันระเหยง่ายเฉลี่ยแต่ละชนิดภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

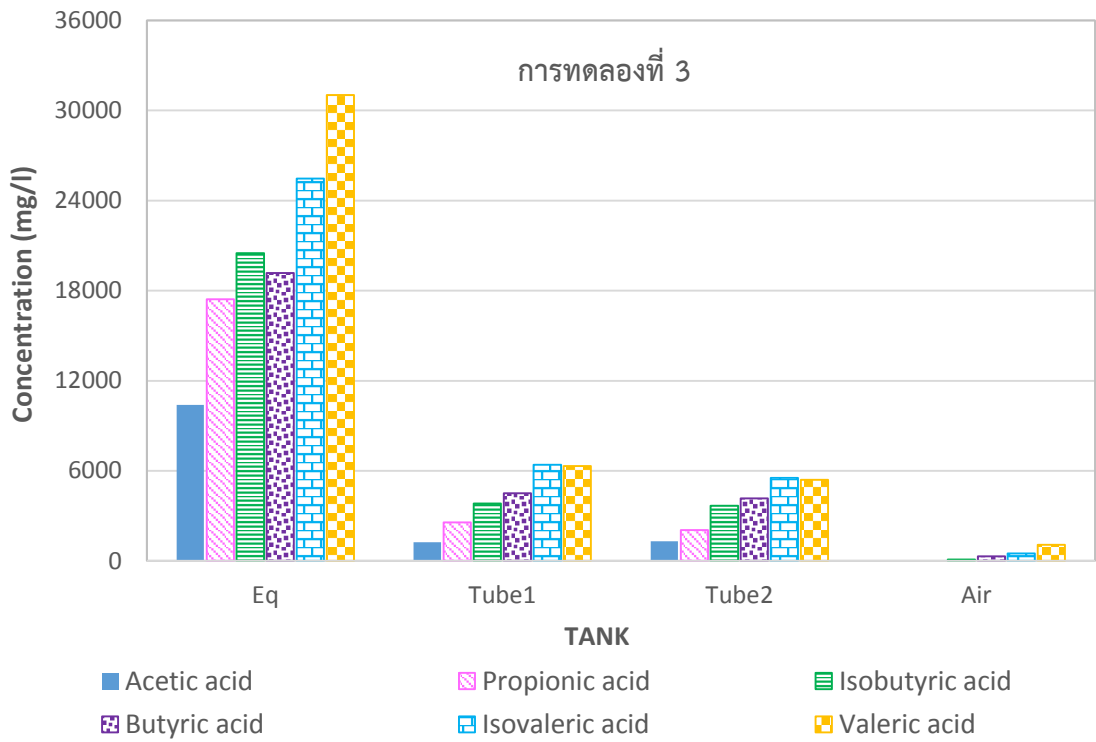
Partition	Substrate	VFA (mg/L)			
		การทดลอง ที่ 1	การทดลอง ที่ 2	การทดลอง ที่ 3	การทดลอง ที่ 4
EQ	Acetic acid	9994.56	11098.45	10386.77	10452.69
	Propionic acid	14274.93	17668.53	17436.93	16420.00
	Isobutyric acid	19660.32	20656.48	20500.64	22768.16
	Butyric acid	14513.92	15756.32	19169.44	20449.60
	Isovaleric acid	22962.99	24482.45	25470.85	35268.43
	Valeric acid	25930.43	27539.31	31023.44	29178.61
TUBE 1	Acetic acid	3395.84	3530.88	1247.79	1429.76
	Propionic acid	5747.60	5073.73	2567.20	2679.60
	Isobutyric acid	6114.88	5747.36	3813.92	4072.64
	Butyric acid	5956.48	5868.00	4498.88	4863.36
	Isovaleric acid	7953.12	6724.85	6409.95	6244.93
	Valeric acid	10811.36	9360.77	6309.15	5971.47
TUBE 2	Acetic acid	2832.11	3234.88	1317.01	1408.75
	Propionic acid	4080.27	4543.60	2064.93	2449.60
	Isobutyric acid	4735.84	5197.44	3680.80	3826.24
	Butyric acid	5399.68	5391.04	4175.68	4592.96
	Isovaleric acid	6739.41	6225.52	5532.05	5368.35
	Valeric acid	7736.77	8096.48	5395.97	5666.27
Aero	Acetic acid	0.85	14.93	0.00	4.27
	Propionic acid	46.40	39.33	0.00	27.07
	Isobutyric acid	245.60	312.64	91.20	154.88
	Butyric acid	487.52	410.56	314.88	381.44
	Isovaleric acid	832.16	658.00	492.43	465.92
	Valeric acid	604.43	619.17	1073.52	1164.05



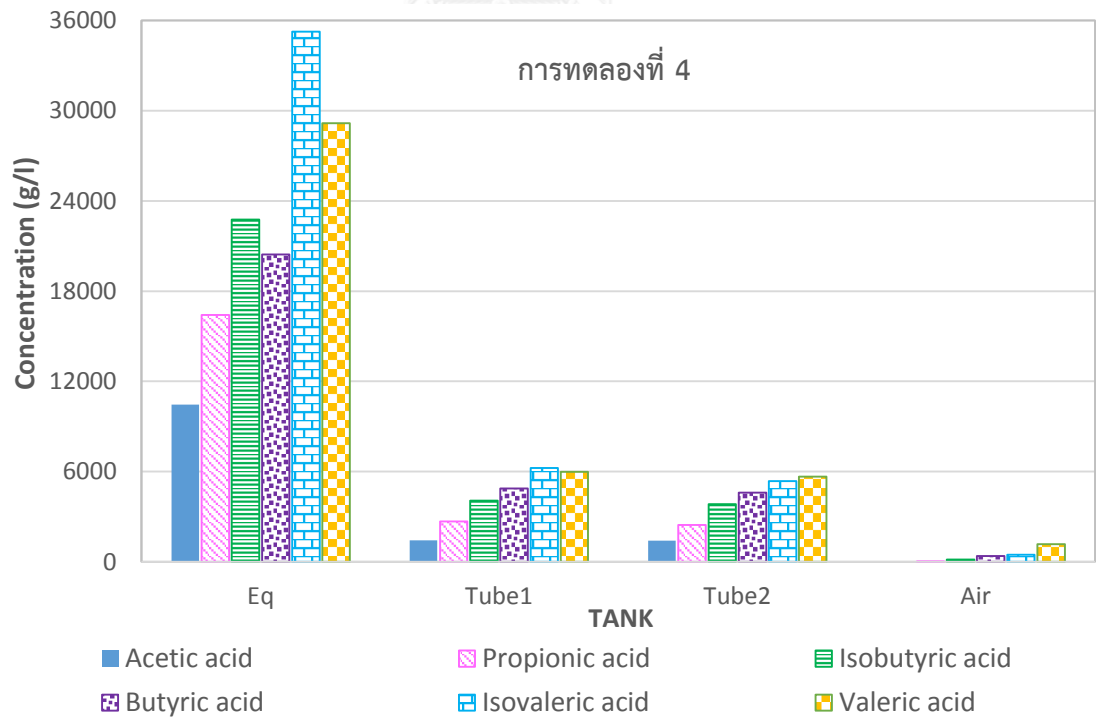
ภาพที่ 4-10 กรดไขมันระเหยง่ายในถังปฏิกรณ์ของการทดลองที่ 1



ภาพที่ 4-11 กรดไขมันระเหยง่ายในถังปฏิกรณ์ของการทดลองที่ 2



ภาพที่ 4-12 กรดไขมันระเหยง่ายในถังปฏิกรณ์ของการทดลองที่ 3



ภาพที่ 4-13 กรดไขมันระเหยง่ายในถังปฏิกรณ์ของการทดลองที่ 4

จากภาพที่ 4-10 - 4-13 กรดไขมันระเหยง่ายในน้ำเสียมีปริมาณของ Valeric acid และ Isovaleric acid ในสัดส่วนที่สูงกว่ากรดไขมันระเหยชนิดอื่นๆ เนื่องจากเป็นกรดไขมันระเหยง่ายที่มีเลขอะตอมที่สูงกว่าชนิดอื่น จุลชีพจึงนำไปใช้ได้ยาก อย่างไรก็ตามกรดไขมันระเหยง่ายทุกตัวจะถูกย่อยสลายทางชีวภาพได้เป็นอย่างดีทั้งสภาวะแอนแอโรบิก แอนอกซิก และแอโรบิก โดยสภาวะแอโรบิก กรดไขมันระเหยง่ายจะถูกจับใช้ได้อย่างรวดเร็ว ทำให้ความเข้มข้นลดลงอย่างมีนัยสำคัญ

#### 4.5 การกำจัดซีโอดีของระบบ

งานวิจัยนี้ใช้น้ำเสียจริงจากอาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย จึงทำให้ค่าซีโอดีที่เข้าระบบในแต่ละวันมีค่าไม่คงที่ มีอัตราน้ำเสียเข้าระบบ 12 ลูกบาศก์เมตร/วัน ทุกการทดลอง โดยค่าซีโอดีในน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าเฉลี่ยดังแสดงในตารางที่ 4-8 คิดเป็นอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate, OLR) ของการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 เท่ากับ 1.52, 1.58, 1.70 และ 1.58 กก.ซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน ตามลำดับ และระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีที่สภาวะคงตัวได้มากกว่า 90% โดยในการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเท่ากับ 91.6%, 91.0%, 95.1% และ 94.1% ตามลำดับ

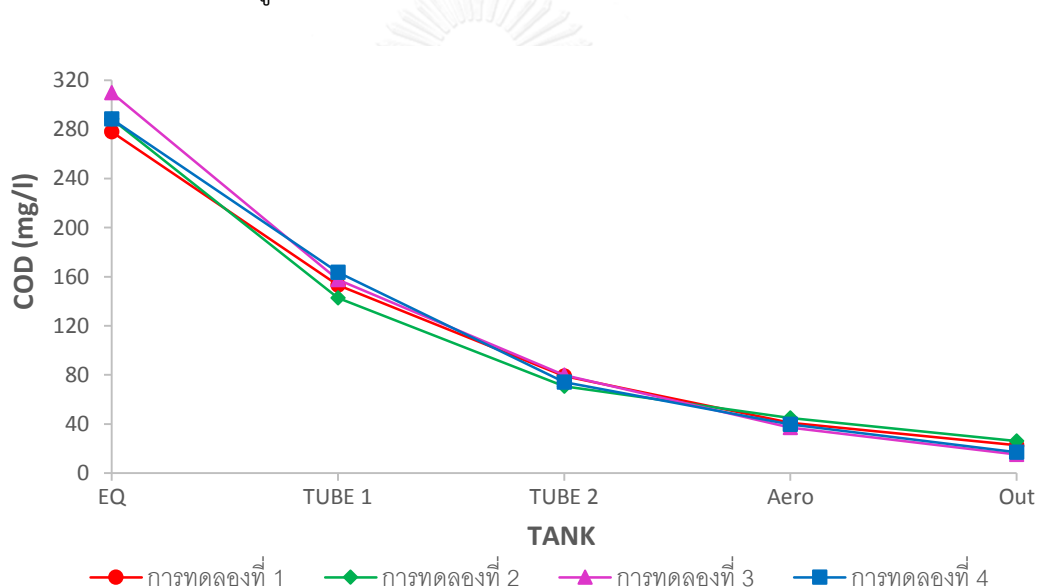
ตารางที่ 4-8 ค่าซีโอดีเฉลี่ยที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	COD (mg/L)					Efficiency (%)
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	
1	277.93 ± 33.7	153.21 ± 17.4	79.02 ± 12.9	40.94 ± 6.8	22.68 ± 5.1	91.6
2	288.57 ± 10.2	142.64 ± 9.8	70.59 ± 7.3	44.78 ± 5.0	26.06 ± 3.9	91.0
3	310.00 ± 10.2	157.61 ± 13.3	79.93 ± 10.1	37.12 ± 4.4	15.17 ± 3.3	95.1
4	288.62 ± 16.9	163.66 ± 21.6	74.06 ± 10.3	39.59 ± 9.6	17.05 ± 2.8	94.1

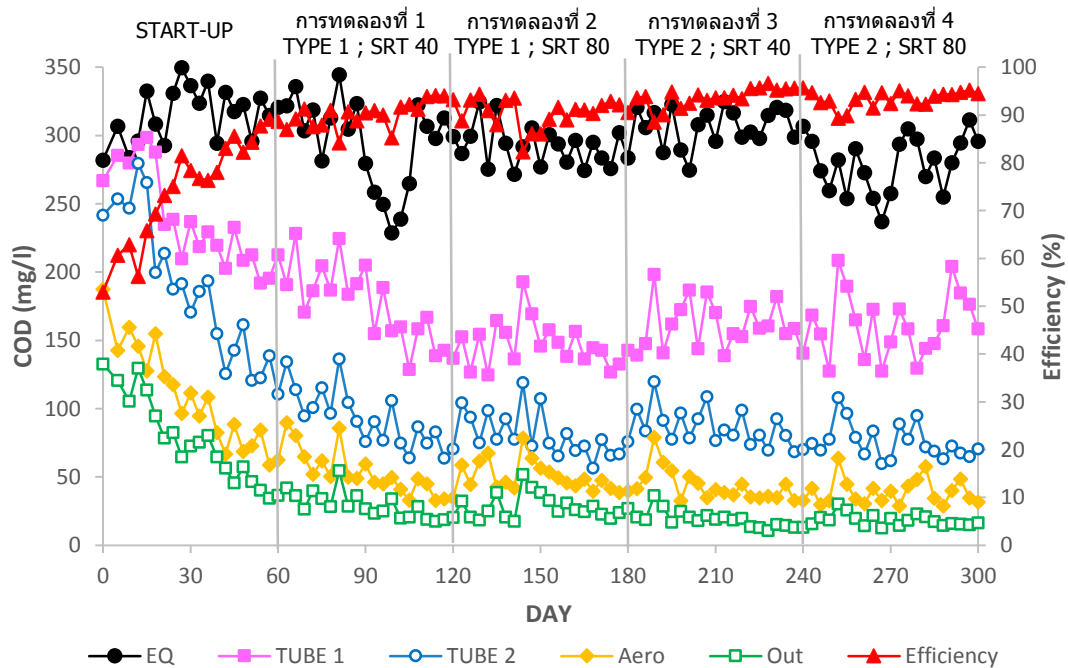
จะเห็นว่าในการทดลองที่ 3 มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมากที่สุดที่ 95.1% เนื่องจากมีอัตราการระบรทุกสารอินทรีย์ที่มากกว่าการทดลองอื่น ทำให้มีสารอินทรีย์ที่นำไปใช้สังเคราะห์เซลล์ในปริมาณมาก จึงเกิดจุลชีพในระบบปริมาณมากขึ้น โดยซีโอดีที่ลดลงในส่วนแอนแอโรบิกและแอนอกซิกนั้นเกิดจากกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน โดยจุลินทรีย์กลุ่มดีไนตริฟายเออร์ซึ่งเป็นชนิดเฮเทอโรทรอปนี้ใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนและใช้ในเตรทเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ทำให้สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ถังแอโรบิกจึงมีปริมาณน้อย ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Murat et al. (2011) ที่ศึกษาผลของปริมาณออกซิเจนละลายต่อกลไก SND ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน พบว่าปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.5 – 0.55 มิลลิกรัม/ลิตร สามารถทำให้เกิดประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

97.4 % โดยมีค่าซีโอดีเหลืออยู่ 20 มิลลิกรัม/ลิตร จากค่าซีโอดีในน้ำเข้า 770 มิลลิกรัม/ลิตร แสดงให้เห็นว่าที่ปริมาณออกซิเจนต่ำนั้นสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้ และยังสอดคล้องกับงานวิจัยของ Yousef et al. (2011) ที่ศึกษาการกำจัดซีโอดีด้วยกลไก SND ด้วยถังปฏิกรณ์ขนาด 7 ลิตร มีตัวกลางแบบพลาสติกที่มีพื้นที่ผิว 350 ตารางเมตร/ลูกบาศก์เมตร อยู่ภายในถังปฏิกรณ์ เติมน้ำเสียสังเคราะห์ 15 นาที จากนั้นเติมอากาศ 165 นาที แล้วทิ้งให้ตกตะกอน 45 นาที และปล่อยน้ำออก 15 นาที จากการศึกษาพบว่ากลไก SND มีนัยสำคัญอย่างยิ่งต่อการกำจัดซีโอดี โดยสามารถกำจัดซีโอดีได้ 90 - 96 % โดยที่ในถังปฏิกรณ์ไม่ได้มีสภาวะแอนแอโรบิกและสภาวะแอนอกซิกอย่างชัดเจน

จากผลการทดลองจะเห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของการทดลองนั้น ทำให้น้ำที่ออกจากระบบมีค่าซีโอดีอยู่ในช่วง 10 - 33 มิลลิกรัม/ลิตร ดังภาพที่ 4-15



ภาพที่ 4-14 ค่าซีโอดีที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลอง



ภาพที่ 4-15 ค่าซีโอดีของระบบตลอดระยะเวลาการทดลอง

#### 4.5.1 ผลของรูปแบบเวียนสลัดจ์และอายุสลัดจ์ต่อการกำจัดซีโอดีของระบบ

เมื่อทำการเปรียบเทียบผลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์ที่ต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีด้วยการทดสอบ T-Test ระหว่างการทดลองที่ 1 (แบบเวียนที่ 1) กับการทดลองที่ 3 (แบบเวียนที่ 2) โดยควบคุมอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน เหมือนกัน พบว่ามีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P < 0.05$ ) ดังตารางที่ 4-9 เมื่อเพิ่มการควบคุมอายุสลัดจ์เป็น 80 วัน โดยเปรียบเทียบผลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์ที่ต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีระหว่างการทดลองที่ 2 (แบบเวียนที่ 1) กับการทดลองที่ 4 (แบบเวียนที่ 2) พบว่ามีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P < 0.05$ ) แสดงว่ารูปแบบการเวียนสลัดจ์ที่ต่างกันมีนัยสำคัญต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ ถึงแม้จะมีอายุสลัดจ์ที่เพิ่มขึ้นก็ตาม โดยรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 2 มีประสิทธิภาพต่อการกำจัดซีโอดีของระบบมากกว่ารูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 เนื่องจากรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 มีอัตราการเวียนสลัดจ์ออกจากถังแอโรบิกไปยังส่วนแอนอ็อกซิก และมีการเวียนสลัดจ์จากส่วนแอโรบิกอีกครั้งไปยังส่วนแอนแอโรบิก ทำให้รูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 มีปริมาณสลัดจ์ออกจากถังแอโรบิกเป็น 2 เท่าของรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 2 ส่งผลให้รูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 มีระยะเวลาการสังเคราะห์เซลล์ของจุลชีพเพื่อกำจัดซีโอดีในถังแอโรบิกลดลง ดังจะเห็นได้จากค่าเอ็มแอลวีเอสเอสในถังแอโรบิกของรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 ในการทดลองที่ 1 และ 2 มีค่าเฉลี่ยอยู่ที่ 2,445 และ

2,509 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ ซึ่งน้อยกว่าค่าเอ็มแอลวีเอสเอสในถังแอโรบิกของรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 2 ในการทดลองที่ 3 และ 4 ที่มีค่าเฉลี่ย 2,797 และ 3,105 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ

ต่อมาทำการเปรียบเทียบผลของอายุสลัดจ์ที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีด้วยการทดสอบ T-Test ระหว่างการทดลองที่ 1 (อายุสลัดจ์ 40 วัน) กับการทดลองที่ 2 (อายุสลัดจ์ 80 วัน) โดยควบคุมรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 เหมือนกัน พบว่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P \geq 0.05$ ) ดังตารางที่ 4-9 เมื่อเปลี่ยนรูปแบบการเวียนสลัดจ์เป็นแบบที่ 2 โดยเปรียบเทียบผลของอายุสลัดจ์ที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีระหว่างการทดลองที่ 3 (อายุสลัดจ์ 40 วัน) กับการทดลองที่ 4 (อายุสลัดจ์ 80 วัน) พบว่ามีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P < 0.05$ ) แสดงว่าการเพิ่มอายุสลัดจ์จาก 40 วัน เป็น 80 วัน ของรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 ไม่ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ แต่เมื่อเพิ่มอายุสลัดจ์จาก 40 วัน เป็น 80 วัน ของรูปแบบเวียนสลัดจ์แบบที่ 2 กลับส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบที่แตกต่างกันไม่มากนัก เนื่องจากค่า P มีค่าเท่ากับ 0.031 ซึ่งเป็นค่าที่ใกล้เคียงกับระดับนัยสำคัญที่ตั้งไว้ที่ 0.05 ซึ่งเมื่อพิจารณาร้อยละของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของค่าอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน และ 80 วัน มีค่าเฉลี่ย 95.1% และ 94.1% ตามลำดับ จะเห็นว่ามีความแตกต่างกันไม่มากนัก แม้ว่าอายุสลัดจ์ที่ 80 วัน จะมีปริมาณของจุลชีพในระบบมากกว่าแต่ก็ไม่มีผลต่อการกำจัด



ตารางที่ 4-9 การทดสอบทางสถิติเปรียบเทียบรูปแบบการเวียนสลับและอายุสลับต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีด้วย T-Test

Paired Samples Test								
	Paired Differences					t	df	Sig. (2-tailed)
	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean	95% Confidence Interval of the Difference				
				Lower	Upper			
Group1 - Group3	-3.4600	2.1282	.6730	-4.9824	-1.9376	-5.141	9	.001
Group2 - Group4	-3.1000	1.3614	.4305	-4.0739	-2.1261	-7.201	9	.000
Group1 - Group2	.6700	1.9494	.6165	-.7245	2.0645	1.087	9	.305
Group3 - Group4	1.0300	1.2720	.4022	.1201	1.9399	2.561	9	.031

หมายเหตุ P-value (Sig.)  $\geq$  0.05 หมายถึง ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ

P-value (Sig.)  $<$  0.05 หมายถึง แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ

#### 4.6 การกำจัดไนโตรเจนของระบบ

##### 4.6.1 การกำจัดที่เคเอ็นของระบบ

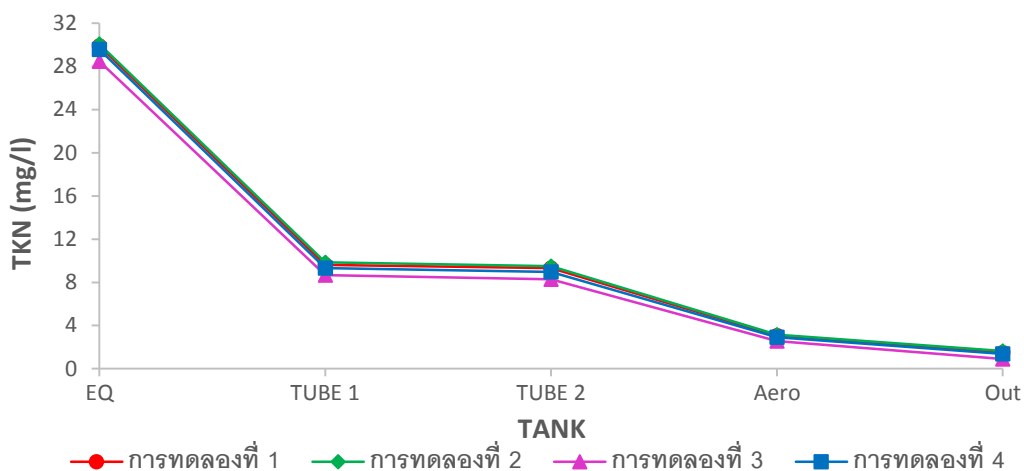
ไนโตรเจนในงานวิจัยนี้มีการคำนวณจากค่าที่เคเอ็น โดยค่าที่เคเอ็นของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ ในการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 มีค่าเฉลี่ย 29.9, 30.1, 28.5 และ 29.6 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ คิดเป็นอัตราส่วน COD/TKN เท่ากับ 9, 10, 11 และ 10 ตามลำดับ ซึ่งอยู่ในช่วงที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้อย่างดีเยี่ยมตามการศึกษาของ Grady et al. (1999) ที่พบว่าถ้าอัตราส่วน COD/TKN มีค่ามากกว่า 9 จะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้อย่างดีเยี่ยม เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวทำให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดที่เคเอ็นมากกว่าร้อยละ 90 โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดที่เคเอ็นเฉลี่ยในการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 เท่ากับ 95.0%, 94.6%, 96.9% และ 95.4% ตามลำดับ ดังแสดงในตารางที่ 4-10 ซึ่งจะเห็นว่าค่าที่เคเอ็นในน้ำที่ออกจากระบบมีค่าไม่แตกต่างกันมากนัก

ตารางที่ 4-10 ค่าที่เคเอ็นเฉลี่ยที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	TKN (mg/l)					Efficiency (%)
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	
1	29.9 ± 0.78	9.6 ± 0.64	9.3 ± 0.66	3.1 ± 0.34	1.5 ± 0.61	95.0
2	30.1 ± 0.83	9.8 ± 0.83	9.5 ± 0.87	3.2 ± 0.45	2.0 ± 0.49	94.6
3	28.5 ± 1.29	8.7 ± 0.73	8.3 ± 0.35	2.6 ± 0.35	0.9 ± 0.55	96.9
4	29.6 ± 0.87	9.3 ± 0.66	9.0 ± 0.41	2.9 ± 0.30	1.4 ± 0.49	95.4

จากการทดลองจะเห็นว่าค่าที่เคเอ็นมีค่าลดลงอย่างมากเมื่อน้ำเสียเข้าสู่ส่วนแอนแอโรบิก (TUBE 1) กับส่วนแอนออกซิก (TUBE 2) เนื่องจากมีการเวียนสลับจากส่วนแอโรบิก (Aero) ที่มีค่าที่เคเอ็นต่ำเพียง 2.6 – 3.2 มิลลิกรัม/ลิตร มาเจือจาง ทั้งยังเกิดจากจุลินทรีย์ที่เข้าย่อยสลายไนโตรเจนในรูปอินทรีย์สารให้เป็นอนินทรีย์สาร จะเรียกกลุ่มจุลินทรีย์นี้ว่า แอมโมนิไฟเออร์ (ammonifiers) กระบวนการดังกล่าวสามารถเกิดขึ้นได้ทั้งในสภาวะที่มีออกซิเจนและไร้ออกซิเจน ซึ่งในระหว่างการย่อยสลาย หากมีออกซิเจนที่เพียงพอจะทำให้เกิดผลิตภัณฑ์ คือ คาร์บอนไดออกไซด์ (CO<sub>2</sub>) แอมโมเนีย (NH<sub>3</sub>) ซัลเฟต (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) และน้ำ แต่หากมีออกซิเจนไม่เพียงพอจะเกิดคาร์บอนไดออกไซด์ (CO<sub>2</sub>) แอมโมเนีย (NH<sub>3</sub>) เอมีน (R-NH<sub>2</sub>) มีเทน (CH<sub>4</sub>) ไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H<sub>2</sub>S) และกรดอินทรีย์ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) แต่จากภาพที่ 4-16 จะเห็นว่าค่าที่เคเอ็นลดปริมาณลงมากในถังแอนแอโรบิก (TUBE 1) ซึ่งอาจเกิดจากจุลินทรีย์กลุ่ม Anaerobic ammonium-oxidizing หรือเรียกว่า anammox ที่สามารถเปลี่ยนแอมโมเนียและไนโตรเจนให้เป็นก๊าซแอมโมเนียได้โดยตรงในสภาวะแอนแอโรบิก โดยสามารถเจริญเติบโตได้ที่อุณหภูมิ 20 – 43 องศาเซลเซียส พีเอช 6.7 – 8.3 ปริมาณออกซิเจนละลายน้อยกว่า 1 มิลลิกรัม/ลิตร (Boran et al., 2012)

โดยค่าที่เคเอ็นที่ต่ำในส่วนแอโรบิก (Aero) นั้นเกิดจากปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันโดยจุลินทรีย์กลุ่ม Nitrifying อย่างสมบูรณ์ เพราะมีปริมาณออกซิเจนในระบบมากเกินไป โดยมีค่าออกซิเจนละลายเฉลี่ยอยู่ที่ 2.1 – 2.2 มิลลิกรัม/ลิตร ทำให้จุลินทรีย์กลุ่ม Nitrifying สามารถใช้ออกซิเจนที่มีในปริมาณที่มากเกินไปเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย เพื่อสร้างพลังงานจากปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน และเปลี่ยนที่เคเอ็นเป็นไนโตรเจนและไนเตรท ส่งผลให้ค่าที่เคเอ็นในน้ำที่ออกจากระบบมีค่า 0.9 – 2.0 มิลลิกรัม/ลิตร ในภาพที่ 4-16 จะเห็นว่าค่าที่เคเอ็นที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลองมีค่าไม่แตกต่างกัน



ภาพที่ 4-16 ค่าที่เคเอ็นทีสภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลอง

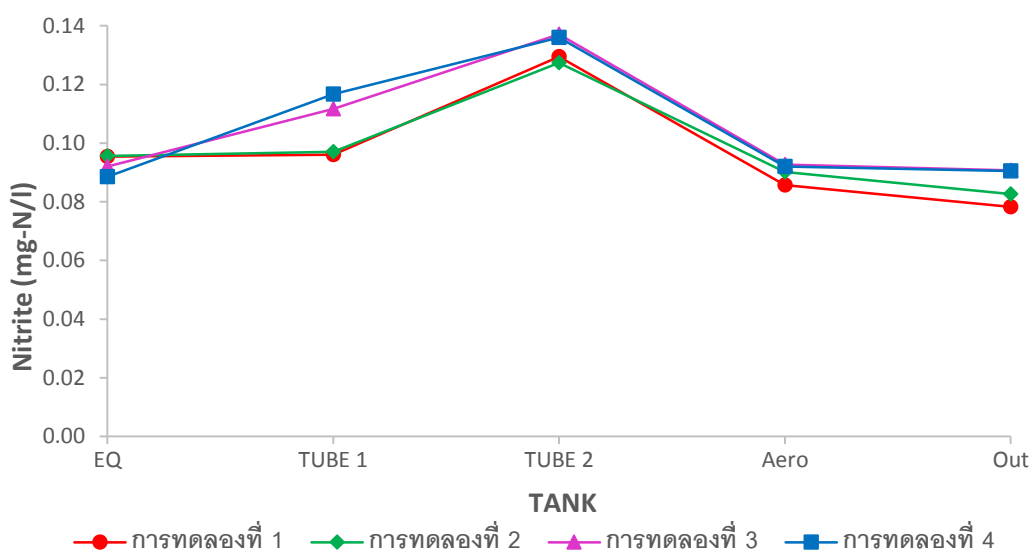
#### 4.6.2 การกำจัดไนโตรเจนของระบบ

จากการทดลองจะเห็นว่าค่าไนโตรเจนที่เพิ่มขึ้นในส่วนแอนแอโรบิก (TUBE 1) กับส่วนแอนอกซิก (TUBE 2) เป็นผลมาจากการเวียนสลับที่มีไนโตรเจนมาจากส่วนแอโรบิก (Aero) ทำให้ค่าไนโตรเจนทั้งสองส่วนเพิ่มขึ้น ทั้งยังเกิดจากปฏิกิริยานิเตรเตชัน (เปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนเตรต) ร่วมด้วยในบางส่วน เนื่องจากในการศึกษาชนิดของจุลชีพในถังแอนแอโรบิกกับถังแอนอกซิกนั้นพบจุลชีพกลุ่ม AOB ในส่วนตะกอนแขวนลอยของถังแอนแอโรบิกปริมาณเฉลี่ย  $3.27 \times 10^8$  copies/gMLSS และพบในส่วนตะกอนแขวนลอยของถังแอนอกซิกปริมาณเฉลี่ย  $7.13 \times 10^8$  copies/gMLSS ดังแสดงในหัวข้อที่ 4.8.1 ซึ่งจุลชีพกลุ่ม AOB เข้ามาสู่ถังแอนแอโรบิกกับถังแอนอกซิกจากการเวียนสลับ

ส่วนในถังแอโรบิก (Aero) มีค่าไนโตรเจนลดลงเนื่องจากเกิดปฏิกิริยานิเตรเตชัน (เปลี่ยนไนเตรตเป็นไนเตรท) โดยจุลชีพกลุ่ม NOB และจะมีค่าเพิ่มขึ้นเนื่องจากเกิดปฏิกิริยานิเตรเตชัน (เปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนเตรต) แต่มีการเกิดปฏิกิริยานิเตรเตชันที่สมบูรณ์มากกว่า เพราะมีออกซิเจนละลายในปริมาณที่มากเกินไป ทำให้ค่าไนโตรเจนในส่วนแอโรบิก (Aero) ลดลง

ตารางที่ 4-11 ค่าไนไตรท์เฉลี่ยที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	Nitrite (mg-N/l)				
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out
1	0.095 ± 0.01	0.096 ± 0.01	0.129 ± 0.01	0.086 ± 0.01	0.078 ± 0.01
2	0.096 ± 0.01	0.097 ± 0.00	0.127 ± 0.01	0.090 ± 0.01	0.083 ± 0.01
3	0.092 ± 0.01	0.112 ± 0.01	0.137 ± 0.01	0.093 ± 0.01	0.091 ± 0.00
4	0.089 ± 0.00	0.117 ± 0.01	0.136 ± 0.00	0.092 ± 0.00	0.091 ± 0.01



ภาพที่ 4-17 ค่าไนไตรท์ที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลอง

#### 4.6.3 การกำจัดไนเตรทของระบบ

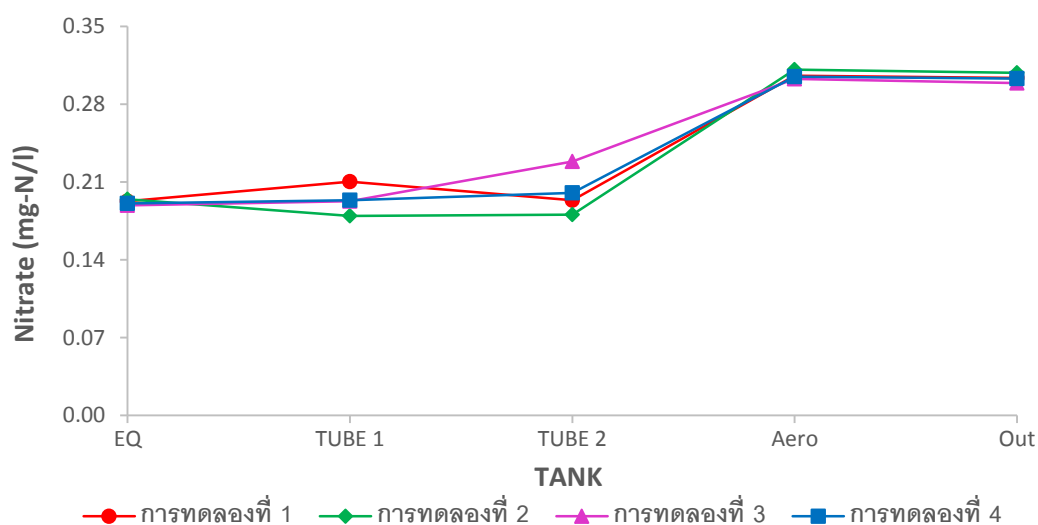
จากตารางที่ 4-12 จะเห็นว่าค่าไนเตรทในส่วนแอโรบิก (Aero) มีค่ามาก เนื่องจากมีการเกิดปฏิกิริยาไนเตรเตชัน (เปลี่ยนไนไตรท์เป็นไนเตรท) โดยจุลชีพกลุ่ม NOB เพราะในส่วนนี้มีออกซิเจนละลายในปริมาณที่มากเกินพอ แต่เมื่อเวียนสลับกลับไปในส่วนของแอนแอโรบิก (TUBE 1) กับส่วนแอนอกซิก (TUBE 2) พบว่ามีปริมาณไนเตรทลดลง เป็นผลมาจากมีปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นในทั้งสองส่วนนี้ แต่ในการวิเคราะห์ปริมาณออกซิเจนละลายในหัวข้อที่ 4.2.3 พบว่าในถังแอนแอโรบิกและถังแอนอกซิกยังพบออกซิเจนละลายในน้ำอยู่ในช่วง 0.5 – 1.1 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งส่งผลกระทบต่อทำให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชันลดลง แต่จะเห็นว่ายังมีการกำจัดไนเตรทเกิดขึ้นในถัง

แอนแอโรบิกกับถังแอนออกซิที่อยู่ น่าจะเกิดจากกลไกไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน หรือที่เรียกว่า SND (simultaneous nitrification-denitrification) ที่มีสภาวะแอโรบิกในน้ำ แต่จะมีสภาวะแอนแอโรบิกในฟล็อก (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) และยังสามารถเกิดขึ้นในฟิล์มชีวภาพบนท่อเอียงด้วย ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Murat et al. (2011) ที่ศึกษาผลของปริมาณออกซิเจนละลายต่อกลไก SND ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน โดยมีอายุตะกอน 60 วัน ระยะเวลาพักน้ำ 21 ชม. พบว่าปริมาณออกซิเจนละลายที่ 0.5 – 0.55 มิลลิกรัม/ลิตร สามารถทำให้เกิดประสิทธิภาพของกลไกดีไนตริฟิเคชันที่ 37% โดยมีค่าไนเตรทเหลืออยู่ 0.1 มิลลิกรัม/ลิตร จากค่าที่เคเอ็นในน้ำเข้า 154 มิลลิกรัม/ลิตร

และจะเห็นว่าในน้ำออกจากระบบยังมีปริมาณไนเตรทที่มากกว่าไนเตรทในน้ำเสียเข้าระบบ เนื่องจากในถังปฏิกรณ์สุดท้ายมีการเติมออกซิเจนเข้าสู่ระบบทำให้เกิดการเปลี่ยนไนโตรเจนเป็นไนเตรทนั่นเอง

ตารางที่ 4-12 ค่าไนเตรทเฉลี่ยที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	Nitrate (mg-N/l)				
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out
1	0.193 ± 0.01	0.210 ± 0.01	0.194 ± 0.01	0.306 ± 0.02	0.304 ± 0.02
2	0.195 ± 0.01	0.179 ± 0.01	0.181 ± 0.01	0.311 ± 0.01	0.308 ± 0.01
3	0.189 ± 0.00	0.193 ± 0.01	0.228 ± 0.03	0.303 ± 0.02	0.299 ± 0.01
4	0.191 ± 0.00	0.194 ± 0.01	0.200 ± 0.01	0.305 ± 0.01	0.303 ± 0.01



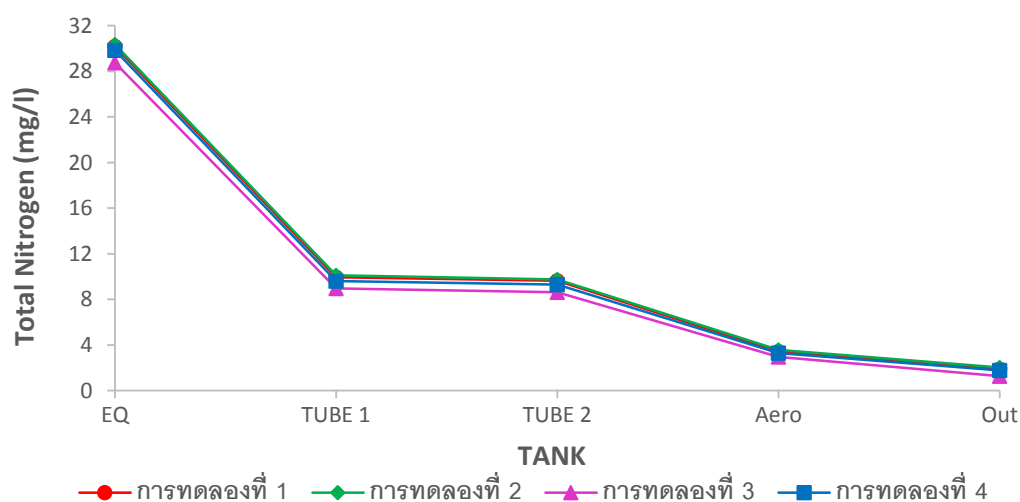
ภาพที่ 4-18 ค่าไนเตรทที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลอง

#### 4.6.4 การกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดของระบบ

การทดลองมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดใกล้เคียงกันทุกการทดลอง ดังแสดงในตารางที่ 4-13 โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดมากกว่าร้อยละ 90 ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของ Monclus et al. (2010) ที่ใช้ระบบเอ็มบีอาร์ร่วมกับระบบยูซีที ที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน 89% - 93% ใกล้เคียงกันกับงานวิจัยนี้ โดยในงานวิจัยนี้มีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดในการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 อยู่ที่ 93.8%, 93.3%, 95.6% และ 94.1% ตามลำดับ และจะเห็นว่าค่าไนโตรเจนทั้งหมดในแต่ละส่วนของถังปฏิกรณ์มีค่าใกล้เคียงกันทุกการทดลอง

ตารางที่ 4-13 ค่าไนโตรเจนทั้งหมดที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	Total Nitrogen (mg/l)					Efficiency (%)
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	
1	30.2 ± 0.79	9.9 ± 0.65	9.7 ± 0.66	3.5 ± 0.36	1.9 ± 0.63	93.8
2	30.4 ± 0.83	10.1 ± 0.82	9.8 ± 0.86	3.6 ± 0.46	2.0 ± 0.50	93.3
3	28.8 ± 1.29	9.0 ± 0.73	8.6 ± 0.37	3.0 ± 0.36	1.3 ± 0.56	95.6
4	29.9 ± 0.88	9.6 ± 0.67	9.3 ± 0.42	3.3 ± 0.30	1.8 ± 0.50	94.1



ภาพที่ 4-19 ค่าไนโตรเจนทั้งหมดที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลอง

#### 4.6.5 ผลของรูปแบบเวียนสลัดจ์และอายุสลัดจ์ต่อการกำจัดไนโตรเจนของระบบ

เมื่อทำการเปรียบเทียบผลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์ที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดด้วยการทดสอบ T-Test ระหว่างการทดลองที่ 1 (แบบเวียนที่ 1) กับการทดลองที่ 3 (แบบเวียนที่ 2) โดยควบคุมอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน เหมือนกัน พบว่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P \geq 0.05$ ) ดังตารางที่ 4-14 เมื่อเพิ่มการควบคุมอายุสลัดจ์เป็น 80 วัน โดยเปรียบเทียบผลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์ที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดระหว่างการทดลองที่ 2 (แบบเวียนที่ 1) กับการทดลองที่ 4 (แบบเวียนที่ 2) พบว่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P \geq 0.05$ ) แสดงว่ารูปแบบการเวียนสลัดจ์ที่แตกต่างกันไม่มีนัยสำคัญต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดของระบบ

ต่อมาทำการเปรียบเทียบผลของอายุสลัดจ์ที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดด้วยการทดสอบ T-Test ระหว่างการทดลองที่ 1 (อายุสลัดจ์ 40 วัน) กับการทดลองที่ 2 (อายุสลัดจ์ 80 วัน) โดยควบคุมรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 เหมือนกัน พบว่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P \geq 0.05$ ) ดังตารางที่ 4-14 เมื่อเปลี่ยนรูปแบบการเวียนสลัดจ์เป็นแบบที่ 2 โดยเปรียบเทียบผลของอายุสลัดจ์ที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดระหว่างการทดลองที่ 3 (อายุสลัดจ์ 40 วัน) กับการทดลองที่ 4 (อายุสลัดจ์ 80 วัน) พบว่ามีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P < 0.05$ ) ซึ่งจะเห็นว่าเมื่อเพิ่มอายุสลัดจ์จาก 40 วัน เป็น 80 วัน ของรูปแบบเวียนสลัดจ์แบบที่ 2 ส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดของระบบที่แตกต่างกันไม่มากนัก เนื่องจากค่า P มีค่าเท่ากับ 0.038 ซึ่งเป็นค่าที่ใกล้เคียงกับระดับนัยสำคัญที่ตั้งไว้ที่ 0.05 ซึ่งเมื่อพิจารณาร้อยละของประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดของค่าอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน และ 80 วัน มีค่าเฉลี่ย 95.6% และ 94.1% ตามลำดับ จะเห็นว่ามีค่าแตกต่างกันไม่มากนัก

ตารางที่ 4-14 การทดสอบทางสถิติเปรียบเทียบรูปแบบการเวียนสลัดจ์และอายุสลัดจ์ต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดด้วย T-Test

Paired Samples Test								
	Paired Differences					t	df	Sig. (2-tailed)
	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean	95% Confidence Interval of the Difference				
				Lower	Upper			
Group1 - Group3	-1.7500	2.5769	.8149	-3.5934	.0934	-2.148	9	.060
Group2 - Group4	-.7700	2.0892	.6606	-2.2645	.7245	-1.166	9	.274
Group1 - Group2	.5000	1.7839	.5641	-.7761	1.7761	.886	9	.398
Group3 - Group4	1.4800	1.9228	.6081	.1045	2.8555	2.434	9	.038

หมายเหตุ P-value (Sig.)  $\geq 0.05$  หมายถึง ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ  
P-value (Sig.)  $< 0.05$  หมายถึง แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ

#### 4.7 การกำจัดฟอสฟอรัสของระบบ

ค่าฟอสฟอรัสของน้ำเสียที่เข้าสู่ถึงปฏิกรณ์ ในการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 มีค่าเฉลี่ย 7.5, 7.4, 8.2 และ 8.9 มิลลิกรัม/ลิตร ตามลำดับ คิดเป็นอัตราส่วน COD/  $\Delta$ P เท่ากับ 44, 52, 40 และ 36 ตามลำดับ ซึ่งการทดลองที่ 1 และ 2 มีอัตราส่วน COD/  $\Delta$ P ที่แสดงว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสต่ำ แต่การทดลองที่ 3 และ 4 มีอัตราส่วน COD/  $\Delta$ P อยู่ในช่วงที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสได้ดีตามการศึกษาของ Grady และคณะ (1999) ที่พบว่าถ้าอัตราส่วน COD/  $\Delta$ P ควรมีค่าเท่ากับ 34 -43 ถึงจะทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสได้อย่างดี ซึ่งจะเห็นได้จากประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสในการทดลองที่ 1, 2, 3 และ 4 เท่ากับ 83.6%, 79.2%, 93.6% และ 90.8% ตามลำดับ โดยการทดลองที่ 1 และ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสน้อยกว่าร้อยละ 90 แต่ในการทดลองที่ 3 และ 4 กลับมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสได้มากกว่าร้อยละ 90 ดังแสดงในตารางที่ 4-15 ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Yousef et al. (2011) ที่ศึกษาการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยกลไก SND ด้วยถังปฏิกรณ์ขนาด



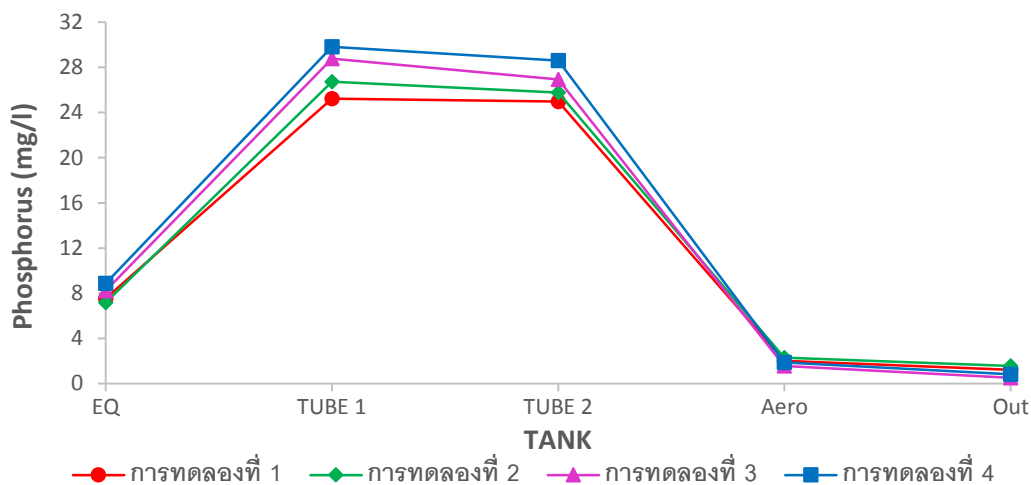
7 ลิตร มีตัวกลางแบบพลาสติกที่มีพื้นที่ผิว 350 ตารางเมตร/ลูกบาศก์เมตร อยู่ในถังปฏิกรณ์ เติมน้ำระบบด้วยการเติมน้ำเสียสังเคราะห์ 15 นาที จากนั้นเติมอากาศ 165 นาที แล้วทิ้งให้ตกตะกอน 45 นาที และปล่อยน้ำออก 15 นาที จากการศึกษาพบว่ากลไก SND มีนัยสำคัญอย่างยิ่งต่อการกำจัดฟอสฟอรัส โดยสามารถกำจัดฟอสฟอรัสได้ 76 - 90 % โดยที่ในถังปฏิกรณ์ไม่ได้มีสถานะแอนแอโรบิก และสถานะแอนอกซิกอย่างชัดเจน

ตารางที่ 4-15 ค่าฟอสฟอรัสเฉลี่ยที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์

การทดลอง	Phosphorus (mg/l)					Efficiency (%)
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	
1	7.5 ± 0.7	25.2 ± 5.6	25.0 ± 6.3	2.0 ± 0.4	1.2 ± 0.5	83.6
2	7.4 ± 0.9	26.7 ± 5.1	25.8 ± 5.7	2.2 ± 0.3	1.5 ± 0.3	79.2
3	8.2 ± 0.9	28.8 ± 4.0	26.9 ± 4.8	1.6 ± 0.3	0.5 ± 0.2	93.6
4	8.9 ± 0.8	29.8 ± 5.9	28.6 ± 5.0	1.9 ± 0.3	0.8 ± 0.4	90.8

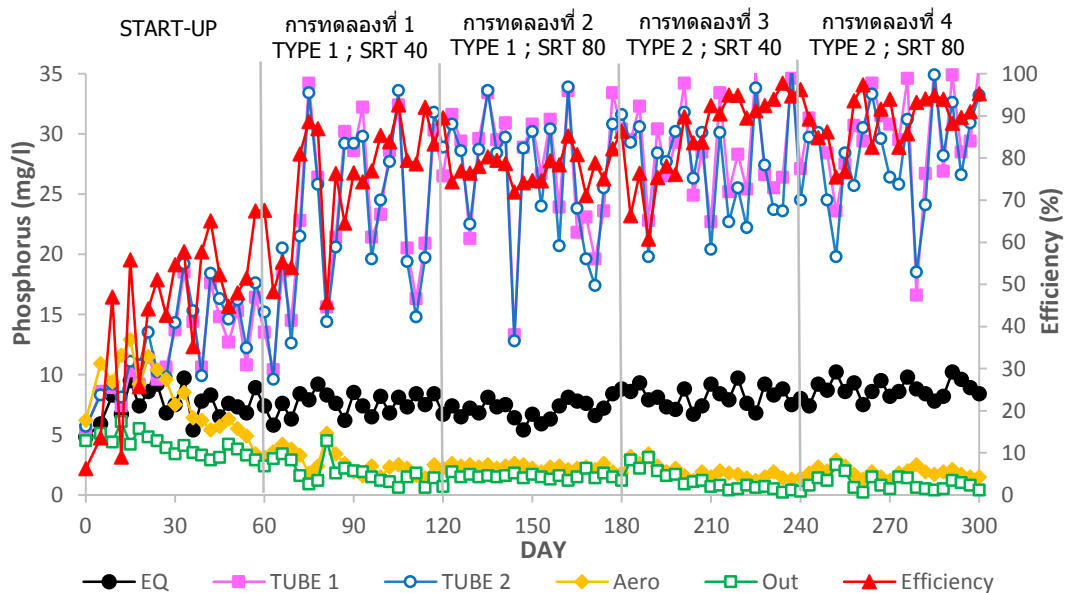
จากภาพที่ 4-20 จะเห็นว่าค่าฟอสฟอรัสในส่วนแอนแอโรบิก (TUBE 1) กับส่วนแอนอกซิก (TUBE 2) มีปริมาณเพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับปริมาณฟอสฟอรัสในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ เนื่องจากทั้งสองส่วนนี้มีการคายฟอสฟอรัสของจุลชีพกลุ่ม PAO ซึ่งเกิดจากการย่อยสลายโพลีฟอสเฟตภายในเซลล์ PAO ออกมาสู่เซลล์ พลังงานที่ได้จากการย่อยสลายโพลีฟอสเฟตนี้ใช้ในการดึงแหล่งคาร์บอนภายนอกเซลล์นั่นก็คือ กรดไขมันระเหยง่าย (Volatile Fatty Acid; VFA) อาทิเช่น กรดอะซิติก (acetic acid) และกรดและโพรพิโอนิก (propionic acid) โดยเก็บสะสมไว้ในเซลล์ในรูปของ PHA (Polyhydroxyalkanoate)

ค่าฟอสฟอรัสที่ลดลงในส่วนแอโรบิก (Aero) เกิดจากการจับใช้ฟอสฟอรัสที่อยู่ในส่วนนี้เข้าไปเก็บไว้ในเซลล์ของ PAO ซึ่งพลังงานที่ใช้ดึงฟอสฟอรัสเข้าเซลล์นี้เกิดจากการย่อยสลาย PHA ที่ถูกสะสมไว้ในส่วนแอนแอโรบิก (TUBE 1) กับส่วนแอนอกซิก (TUBE 2) ที่กล่าวมาข้างต้น



ภาพที่ 4-20 ค่าฟอสฟอรัสที่สภาวะคงตัวภายในส่วนต่างๆของถังปฏิกรณ์แต่ละการทดลอง

จากผลการทดลองจะเห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสของทุกการทดลองนั้น ทำให้น้ำที่ออกจากระบบมีค่าฟอสฟอรัสอยู่ในช่วง 0.5 – 1.5 มิลลิกรัม/ลิตร ดังภาพที่ 4-21 ซึ่งต่ำกว่าค่าฟอสฟอรัสของมาตรฐานน้ำทิ้ง ตามประกาศของกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ที่ควรมีค่าฟอสฟอรัสต่ำกว่า 2 มิลลิกรัม/ลิตร



ภาพที่ 4-21 ค่าฟอสฟอรัสของระบบตลอดระยะเวลาการทดลอง

#### 4.7.1 ผลของรูปแบบเวียนสลัดจ์และอายุสลัดจ์ต่อการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบ

เมื่อทำการเปรียบเทียบผลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์ที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยการทดสอบ T-Test ระหว่างการทดลองที่ 1 (แบบเวียนที่ 1) กับการทดลองที่ 3 (แบบเวียนที่ 2) โดยควบคุมอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน เหมือนกัน พบว่ามีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P < 0.05$ ) ดังตารางที่ 4-16 เมื่อเพิ่มการควบคุมอายุสลัดจ์เป็น 80 วัน โดยเปรียบเทียบผลของรูปแบบการเวียนสลัดจ์ที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสระหว่างการทดลองที่ 2 (แบบเวียนที่ 1) กับการทดลองที่ 4 (แบบเวียนที่ 2) พบว่ามีความแตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P < 0.05$ ) แสดงว่ารูปแบบการเวียนสลัดจ์ที่แตกต่างกันมีนัยสำคัญต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบ

โดยพบว่ารูปแบบเวียนสลัดจ์แบบที่ 2 มีประสิทธิภาพในการกำจัดฟอสฟอรัสมากกว่ารูปแบบเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 เนื่องจากรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 2 มีปริมาณออกซิเจนละลายในส่วนแอนแอโรบิก (TUBE 1) อยู่ที่ 0.5 มิลลิกรัม/ลิตร ซึ่งน้อยกว่ารูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 ที่มีปริมาณออกซิเจนละลายในส่วนแอนแอโรบิก (TUBE 1) อยู่ที่ 1.1 มิลลิกรัม/ลิตร ทำให้ส่วนแอนแอโรบิกของรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 มีสภาวะเปลี่ยนไปเป็นแอนอกซิก เนื่องจากมีค่า ORP เท่ากับ -116 ถึง -119 mV เนื่องจากถ้ามีออกซิเจนเข้ามายังส่วนแอนแอโรบิก PAO จะใช้ออกซิเจนในน้ำเป็นตัวรับอิเล็กตรอนเพื่อออกซิไดส์สารอินทรีย์ในถังและผลิตพลังงานก่อน เพราะปฏิกิริยาออกซิเดชันโดยออกซิเจนนี้ให้พลังงานได้มากกว่าจากการสลายตัวของโพลีฟอสเฟต จึงทำให้ปริมาณคาร์บอนที่ควรจะให้ PAO ใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ลดลง การกำจัดฟอสฟอรัสแบบเพิ่มพูนจึงลดลงด้วย (Panswad et al., 1998) และในงานวิจัยนี้ในเตรทไม่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัส เนื่องจากพบในปริมาณที่น้อยมาก

ต่อมาทำการเปรียบเทียบผลของอายุสลัดจ์ที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสด้วยการทดสอบ T-Test ระหว่างการทดลองที่ 1 (อายุสลัดจ์ 40 วัน) กับการทดลองที่ 2 (อายุสลัดจ์ 80 วัน) โดยควบคุมรูปแบบการเวียนสลัดจ์แบบที่ 1 เหมือนกัน พบว่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P \geq 0.05$ ) ดังตารางที่ 4-16 เมื่อเปลี่ยนรูปแบบการเวียนสลัดจ์เป็นแบบที่ 2 โดยเปรียบเทียบผลของอายุสลัดจ์ที่แตกต่างกันต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสระหว่างการทดลองที่ 3 (อายุสลัดจ์ 40 วัน) กับการทดลองที่ 4 (อายุสลัดจ์ 80 วัน) พบว่าไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ ( $P \geq 0.05$ ) แสดงว่าค่าอายุสลัดจ์ไม่มีนัยสำคัญต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสของระบบ แม้ว่าการทิ้งสลัดจ์เป็นวิธีการเดียวที่จะระบายฟอสฟอรัสออกจากระบบ โดยการทิ้งสลัดจ์ในปริมาณที่มาก

ขึ้น จะสามารถกำจัดฟอสฟอรัสในระบบได้มากขึ้น แต่เนื่องจากอายุสัปดาห์ที่มากขึ้นทำให้ฟอสฟอรัสในเซลล์ของจุลชีพมีค่ามากขึ้น จึงทำให้ประสิทธิภาพในการกำจัดยังคงสูงอยู่ แม้ว่าจะมีปริมาณการทิ้งสัปดาห์ที่ลดลง เพราะอัตราการสลายตัวของ PAO มีค่าต่ำกว่าแบคทีเรียกลุ่มเฮเทอโรโทรฟในระบบ (Mark et al., 2008)

ตารางที่ 4-16 การทดสอบทางสถิติเปรียบเทียบรูปแบบการเวียนสัปดาห์และอายุสัปดาห์ต่อประสิทธิภาพการกำจัดฟอสฟอรัสด้วย T-Test

Paired Samples Test								
	Paired Differences					t	df	Sig. (2-tailed)
	Mean	Std. Deviation	Std. Error Mean	95% Confidence Interval of the Difference				
				Lower	Upper			
Group1 - Group3	-10.000	5.9643	1.8861	-14.266	-5.7334	-5.302	9	.000
Group2 - Group4	-11.650	4.9415	1.5626	-15.184	-8.1151	-7.455	9	.000
Group1 - Group2	4.4200	6.4330	2.0343	-.1819	9.0219	2.173	9	.058
Group3 - Group4	2.7700	4.9802	1.5749	-.7926	6.3326	1.759	9	.112

หมายเหตุ P-value (Sig.)  $\geq$  0.05 หมายถึง ไม่แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ  
P-value (Sig.)  $<$  0.05 หมายถึง แตกต่างกันอย่างมีนัยสำคัญ

#### 4.8 ชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัด

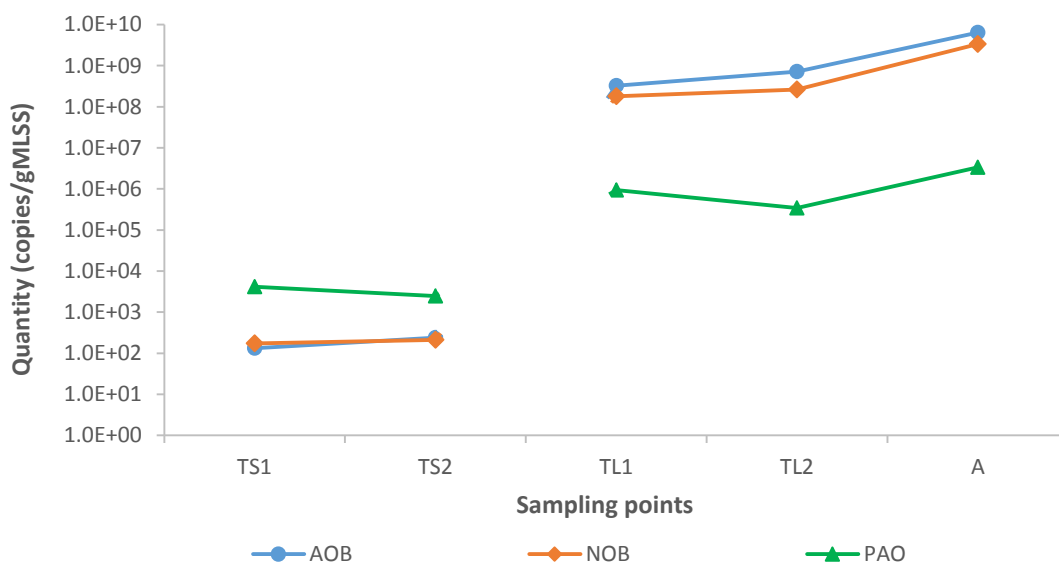
งานวิจัยนี้มีการศึกษาชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ด้วยวิธีพีซีอาร์เรียลไทม์ (Polymerase Chain Reaction Realtime, PCR-Realtime) โดยทำการศึกษาจุลินทรีย์ 3 ชนิด ด้วยกันคือ

1. AOB (Ammonia oxidizing bacteria) เป็นจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนไตรท
2. *Nitrospira* เป็นจุลินทรีย์ที่ทำหน้าที่ออกซิไดซ์ไนไตรทไปเป็นไนเตรท
3. PAO (Phosphorus Accumulating Organisms) เป็นจุลินทรีย์ที่สามารถสะสมฟอสฟอรัสไว้ในเซลล์ได้

เริ่มทำการศึกษานชนิดและปริมาณจุลินทรีย์หลังจากเลือกรูปแบบเวียนสลัดจ์และอายุสลัดจ์ที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดดีที่สุด ในการทดลองนี้มีการทำทั้งหมด 5 ซ้ำ ของทุกจุดเก็บตัวอย่าง เพื่อความแม่นยำของผลการทดลอง โดยมีการเก็บตัวอย่างด้วยกัน 5 ตำแหน่ง คือ

1. บนตัวกลางแบบท่อเอียง (inclined-tube) ในส่วนแอนแอโรบิก กำหนดชื่อตัวอย่างเป็น TS1
2. บนตัวกลางแบบท่อเอียง (inclined-tube) ในส่วนแอนอกซิก กำหนดชื่อตัวอย่างเป็น TS2
3. ตะกอนแขวนลอยในส่วนแอนแอโรบิก กำหนดชื่อตัวอย่างเป็น TL1
4. ตะกอนแขวนลอยในส่วนแอนอกซิก กำหนดชื่อตัวอย่างเป็น TL2
5. ตะกอนแขวนลอยในส่วนแอโรบิก กำหนดชื่อตัวอย่างเป็น A

จากการศึกษาพบว่ามิจุลินทรีย์ทั้ง 3 ชนิดที่ทำการศึกษา ในทุกส่วนของจุดเก็บตัวอย่าง ทั้ง 5 ตำแหน่ง ดังแสดงในภาพที่ 4-23 ซึ่งรายละเอียดของแต่ละชนิดว่ามีปริมาณในแต่ละส่วนของถังปฏิกรณ์เท่าใด จะกล่าวในหัวข้อถัดไป



ภาพที่ 4-22 ชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์

หมายเหตุ	TS1	จุดเก็บตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียงในส่วนแอนแอโรบิก
	TS2	จุดเก็บตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียงในส่วนแอนอกซิก
	TL1	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอนแอโรบิก
	TL2	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอนอกซิก
	A	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอโรบิก

#### 4.8.1 AOB (Ammonia oxidizing bacteria) ในถังปฏิกรณ์

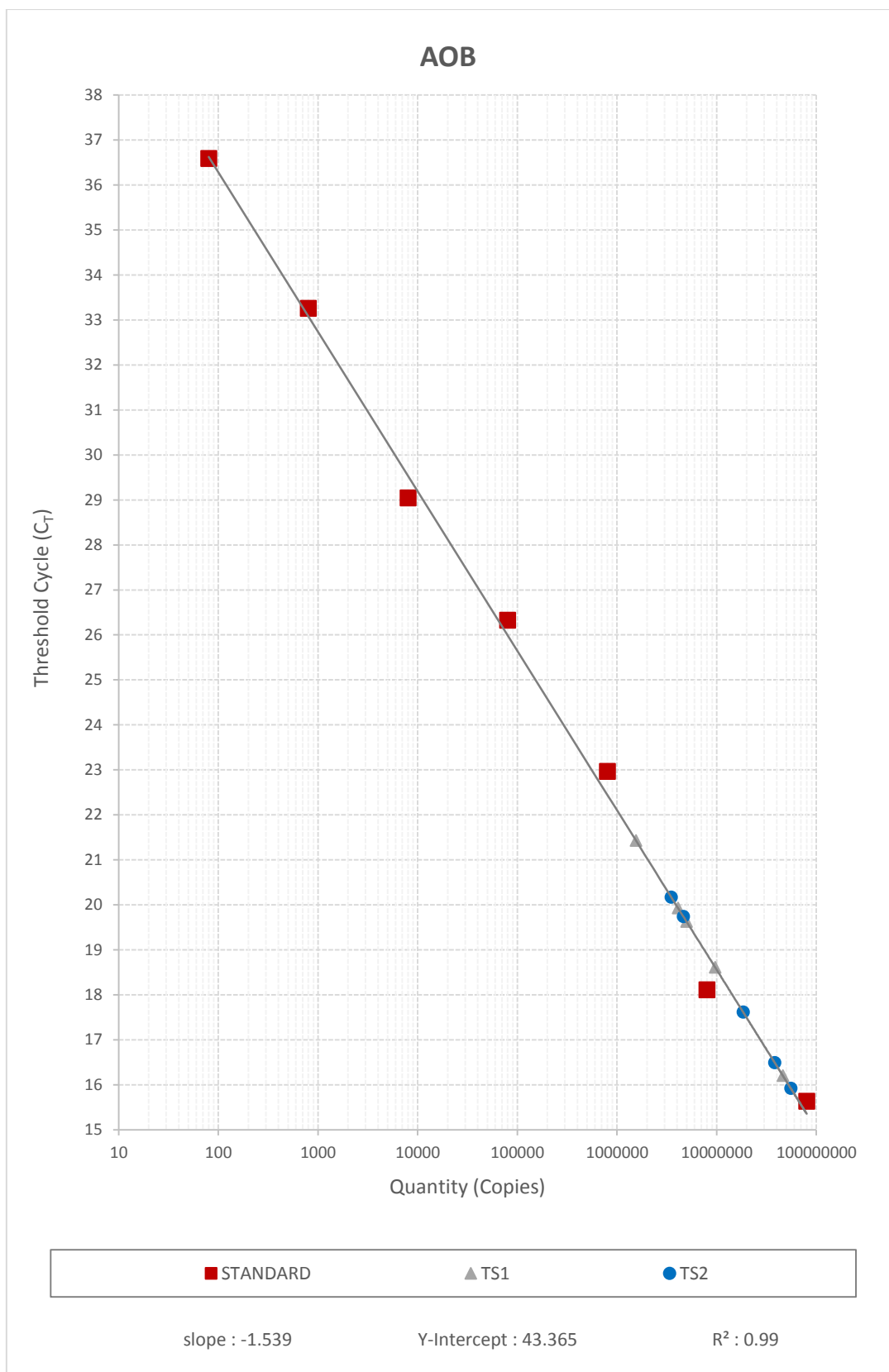
ปริมาณเฉลี่ยของ AOB (Ammonia oxidizing bacteria) ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างของถังปฏิกรณ์ ดังแสดงในตารางที่ 4-17 ซึ่งจะเห็นว่าปริมาณ AOB ในตะกอนแขวนลอยในทุกส่วนของถังปฏิกรณ์ เนื่องมาจากการเวียนสลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนอ็อกซิกและส่วนแอนแอโรบิกนั่นเอง และยังพบว่าปริมาณ AOB บนตัวกลางแบบท่อเอียง (inclined-tube) แต่พบในปริมาณที่น้อยเมื่อเทียบกับในตะกอนแขวนลอยของส่วนแอโรบิก เนื่องจากจุดเก็บตัวอย่างบนตะกอนแขวนลอยมีลักษณะเป็นฟิล์มหนาทำให้ออกซิเจนแพร่เข้าไปในชั้นฟิล์มได้น้อย ส่งผลให้จุลินทรีย์กลุ่ม AOB เจริญเติบโตได้น้อย

ตารางที่ 4-17 ปริมาณเฉลี่ยของ AOB ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างถังปฏิกรณ์

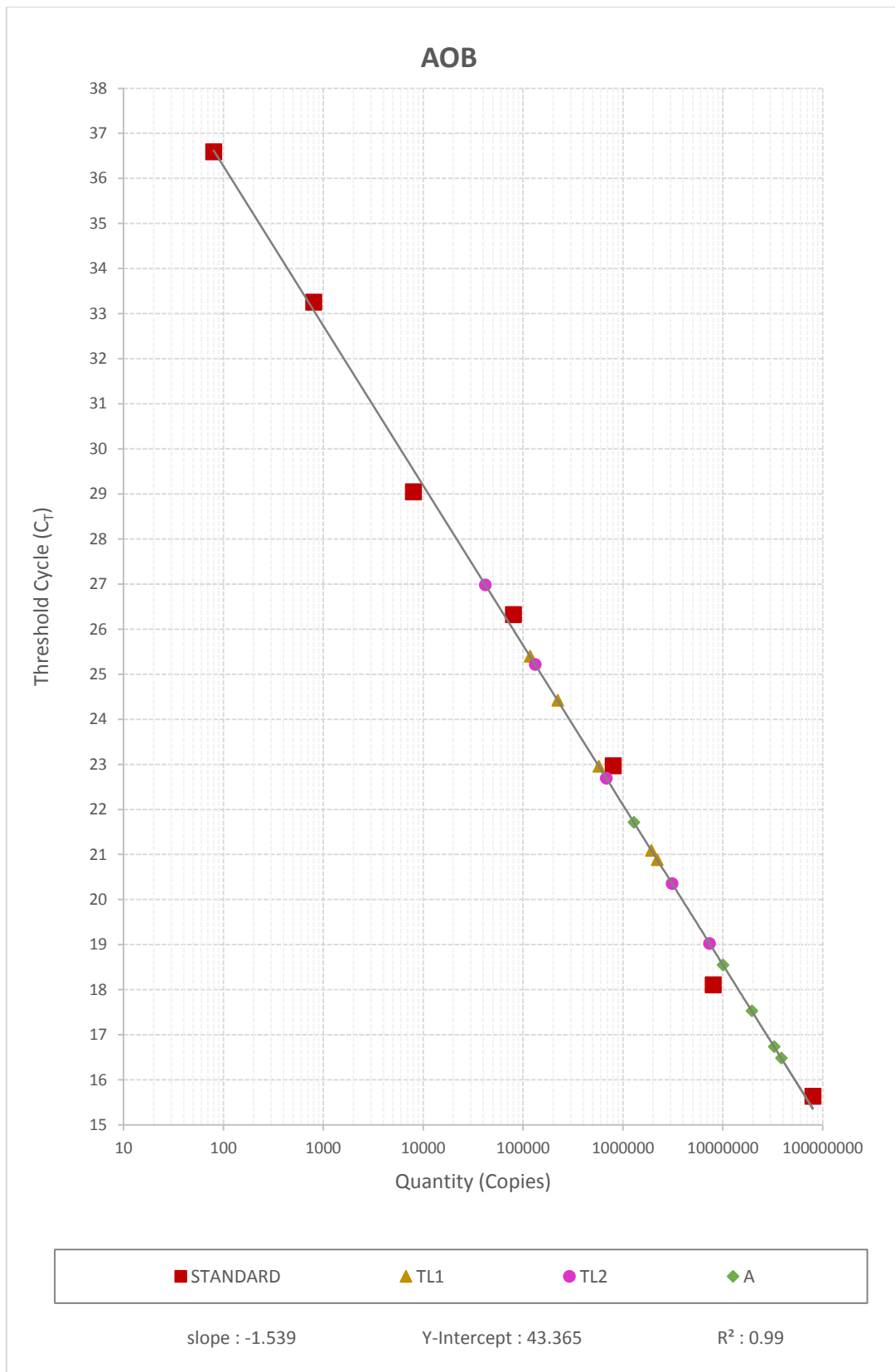
จุดเก็บตัวอย่าง	ปริมาณ AOB (copies/gMLSS)	ปริมาณ AOB เฉลี่ย (copies/ gMLSS)
TS1	$1.55 \times 10^1 - 4.62 \times 10^2$	$1.33 \times 10^2 \pm 1.86 \times 10^2$
TS2	$3.51 \times 10^1 - 5.54 \times 10^2$	$2.40 \times 10^2 \pm 2.24 \times 10^2$
TL1	$3.81 \times 10^7 - 7.14 \times 10^8$	$3.27 \times 10^8 \pm 3.19 \times 10^8$
TL2	$1.32 \times 10^7 - 2.32 \times 10^9$	$7.13 \times 10^8 \pm 9.79 \times 10^8$
A	$4.04 \times 10^8 - 1.21 \times 10^{10}$	$6.42 \times 10^9 \pm 4.85 \times 10^9$

\*จำนวน 5 ตัวอย่าง

หมายเหตุ	TS1	จุดเก็บตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียงในส่วนแอนแอโรบิก
	TS2	จุดเก็บตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียงในส่วนแอนอ็อกซิก
	TL1	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอนแอโรบิก
	TL2	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอนอ็อกซิก
	A	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอโรบิก



ภาพที่ 4-23 Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TS1 และ TS2 เทียบกับมาตรฐานของ AOB



ภาพที่ 4-24 Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TL1, TL2 และ A เทียบกับมาตรฐานของ AOB



#### 4.8.2 *Nitrospira* ในถังปฏิกรณ์

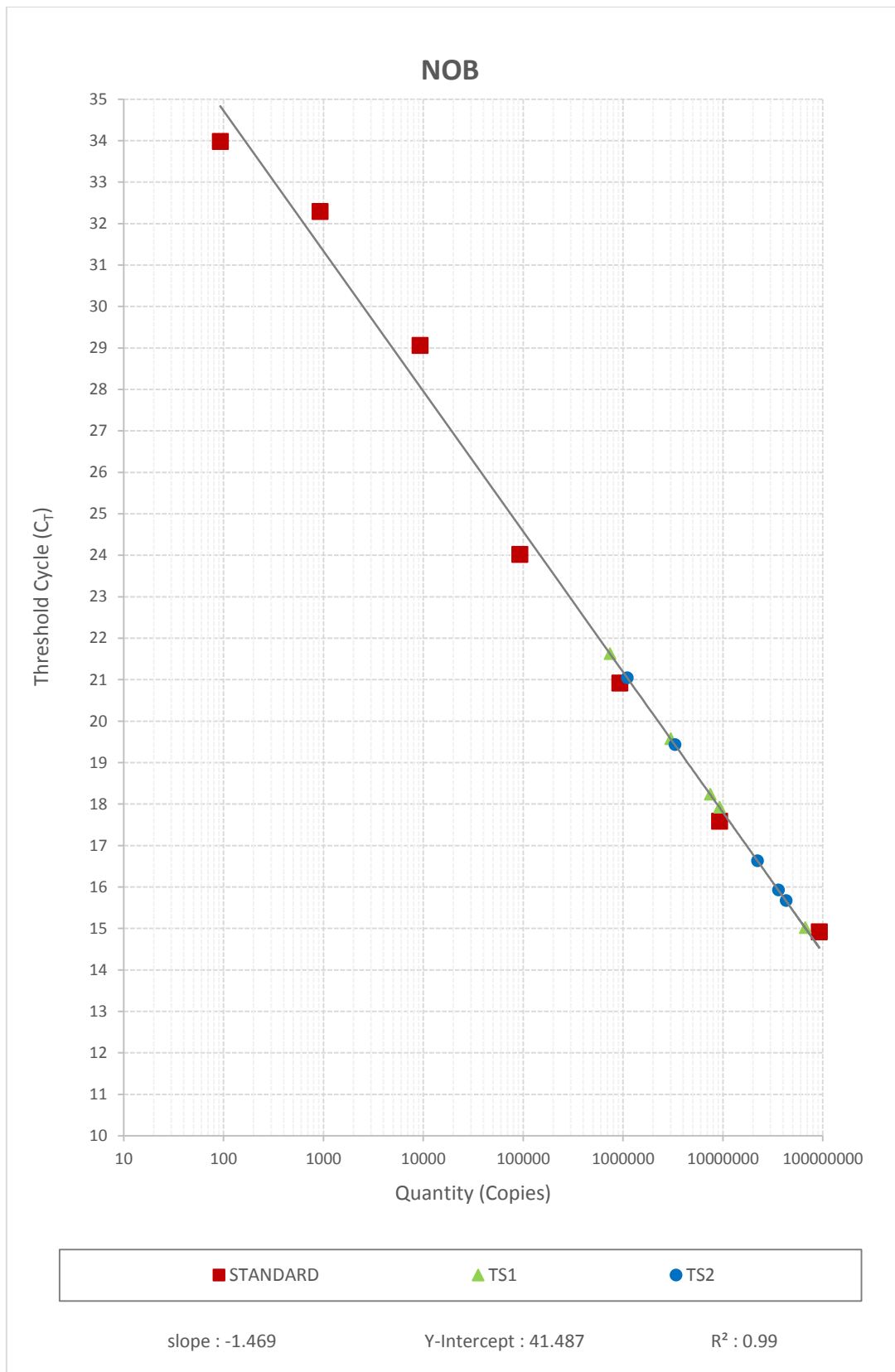
ปริมาณเฉลี่ยของ *Nitrospira* ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างของถังปฏิกรณ์ ดังแสดงในตารางที่ 4-18 ซึ่งจะเห็นว่าปริมาณ *Nitrospira* ในตะกอนแขวนลอยในทุกส่วนของถังปฏิกรณ์ เนื่องมาจากการเวียนสลับจากส่วนแอโรบิกไปยังส่วนแอนอกซิกและส่วนแอนแอโรบิกนั่นเอง และยังพบว่ามี *Nitrospira* บนตัวกลางแบบท่อเอียง (inclined-tube) แต่พบในปริมาณที่น้อยเมื่อเทียบกับในตะกอนแขวนลอยของส่วนแอโรบิก เนื่องจากจุดเก็บตัวอย่างบนตะกอนแขวนลอยมีลักษณะเป็นฟิล์มหนาทำให้ออกซิเจนแพร่เข้าไปในชั้นฟิล์มได้น้อย ส่งผลให้จุลชีพกลุ่ม *Nitrospira* เจริญเติบโตได้น้อย

ตารางที่ 4-18 ปริมาณเฉลี่ยของ *Nitrospira* ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างถังปฏิกรณ์

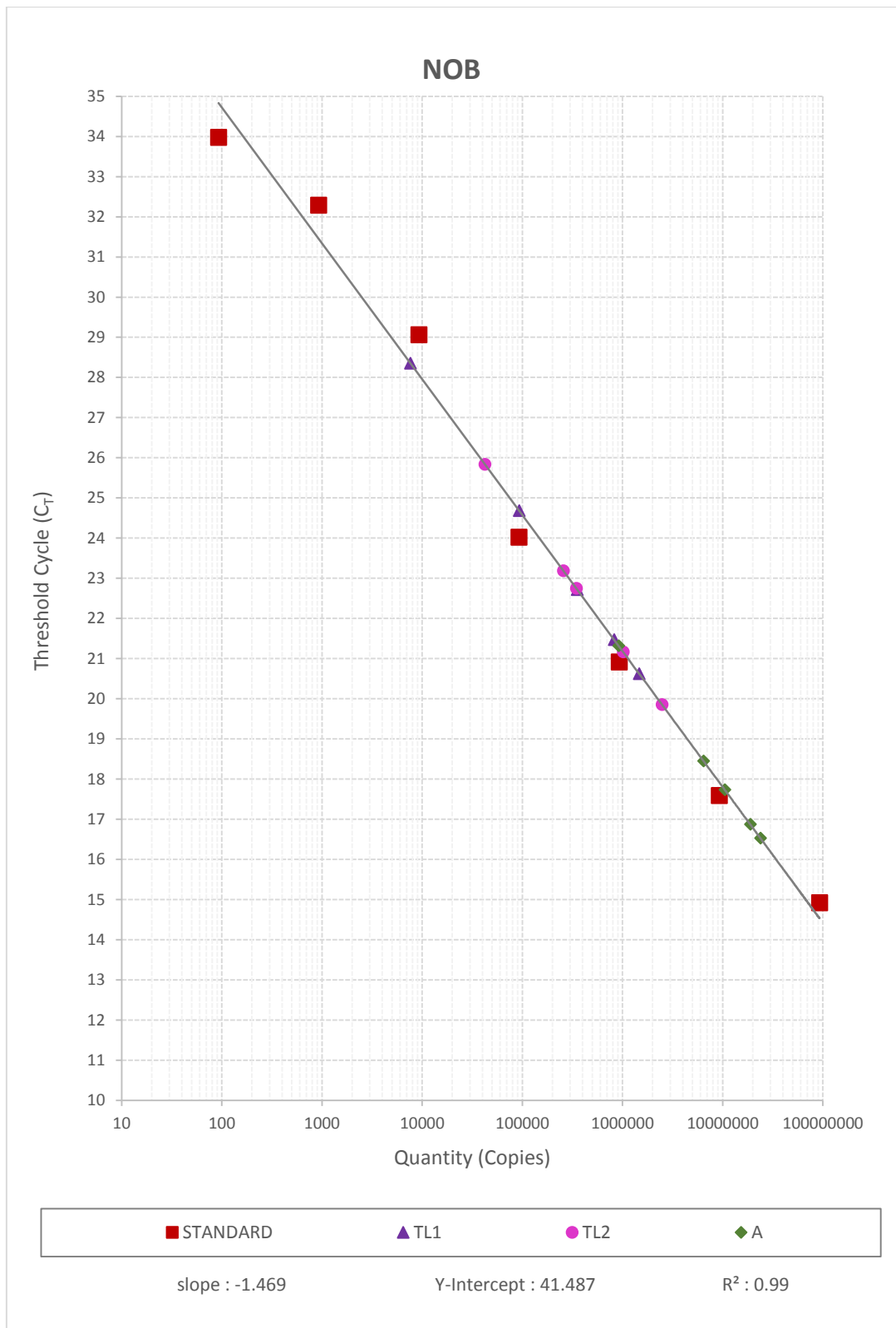
จุดเก็บตัวอย่าง	ปริมาณ <i>Nitrospira</i> (copies/gMLSS)	ปริมาณ <i>Nitrospira</i> เฉลี่ย (copies/ gMLSS)
TS1	$7.43 - 6.67 \times 10^2$	$1.74 \times 10^2 \pm 2.78 \times 10^2$
TS2	$1.10 \times 10^1 - 4.29 \times 10^2$	$2.11 \times 10^2 \pm 1.88 \times 10^2$
TL1	$2.47 \times 10^6 - 4.76 \times 10^8$	$1.78 \times 10^8 \pm 1.96 \times 10^8$
TL2	$1.33 \times 10^7 - 7.79 \times 10^8$	$2.60 \times 10^8 \pm 3.12 \times 10^8$
A	$2.53 \times 10^8 - 6.60 \times 10^9$	$3.35 \times 10^9 \pm 2.56 \times 10^9$

\*จำนวน 5 ตัวอย่าง

หมายเหตุ	TS1	จุดเก็บตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียงในส่วนแอนแอโรบิก
	TS2	จุดเก็บตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียงในส่วนแอนอกซิก
	TL1	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอนแอโรบิก
	TL2	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอนอกซิก
	A	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอโรบิก



ภาพที่ 4-25 Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TS1 และ TS2 เทียบกับมาตรฐานของ *Nitrospira*



ภาพที่ 4-26 Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TL1, TL2 และ A

เทียบกับมาตรฐานของ *Nitrospira*

#### 4.8.3 PAO (Phosphorus Accumulating Organisms) ในถังปฏิกรณ์

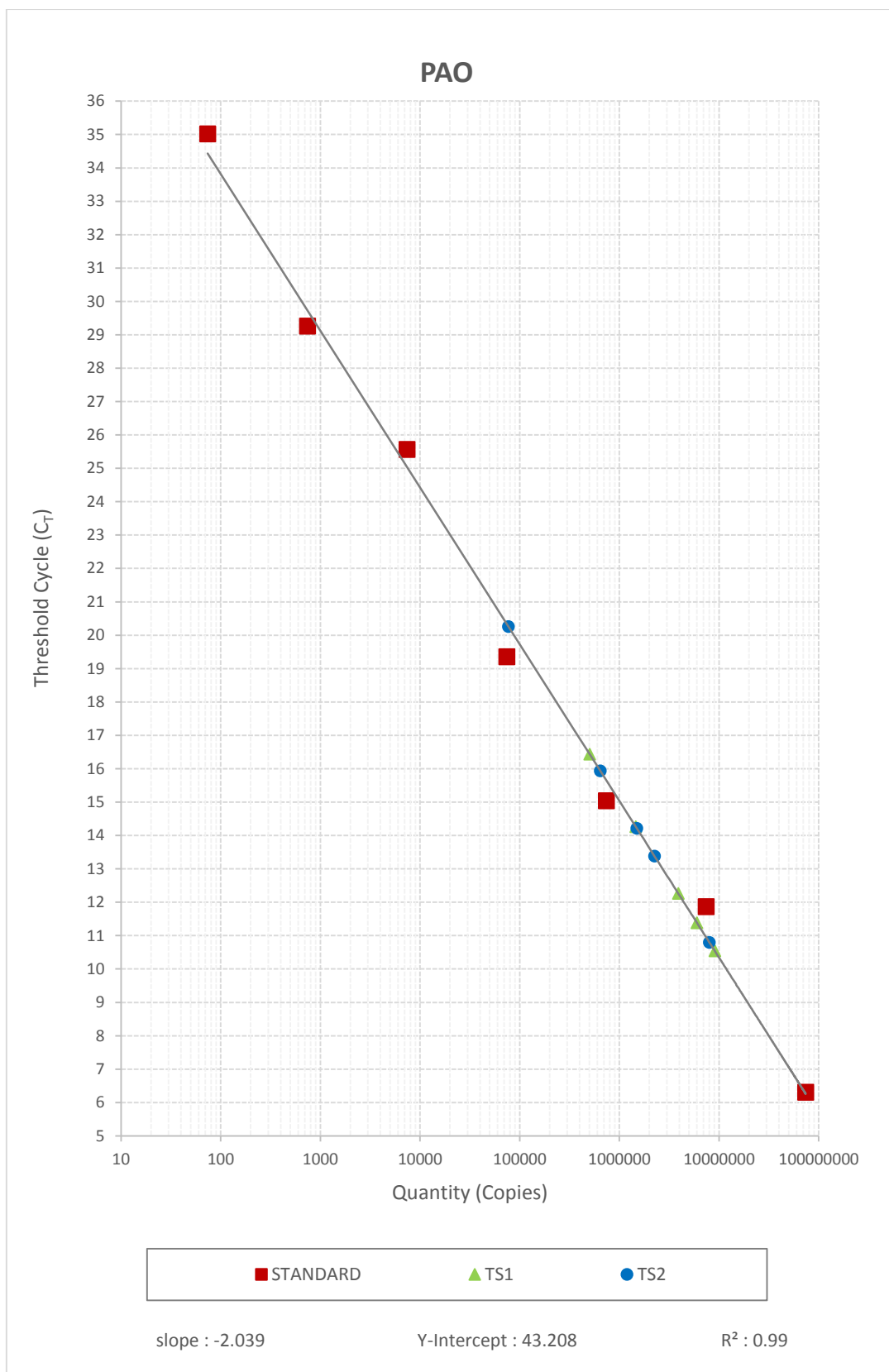
ปริมาณเฉลี่ยของ PAO (Phosphorus Accumulating Organisms) ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างของถังปฏิกรณ์ ดังแสดงในตารางที่ 4-19 ซึ่งจะเห็นว่าปริมาณ PAO ในตะกอนแขวนลอยในทุกระดับของถังปฏิกรณ์ และยังพบว่าปริมาณ PAO บนตัวกลางแบบท่อเอียง (inclined-tube) ในปริมาณที่น้อยเมื่อเทียบกับในตะกอนแขวนลอยของส่วนแอโรบิก แต่จะเห็นว่าปริมาณมากกว่า AOB และ *Nitrospira* เนื่องจากจุดเก็บตัวอย่างบนตะกอนแขวนลอยมีลักษณะเป็นฟิล์มหนาทำให้ออกซิเจนแพร่เข้าไปในชั้นฟิล์มได้น้อย ส่งผลให้จุลชีพกลุ่ม PAO เจริญเติบโตได้ดีกว่า

ตารางที่ 4-19 ปริมาณเฉลี่ยของ PAO ในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างถังปฏิกรณ์

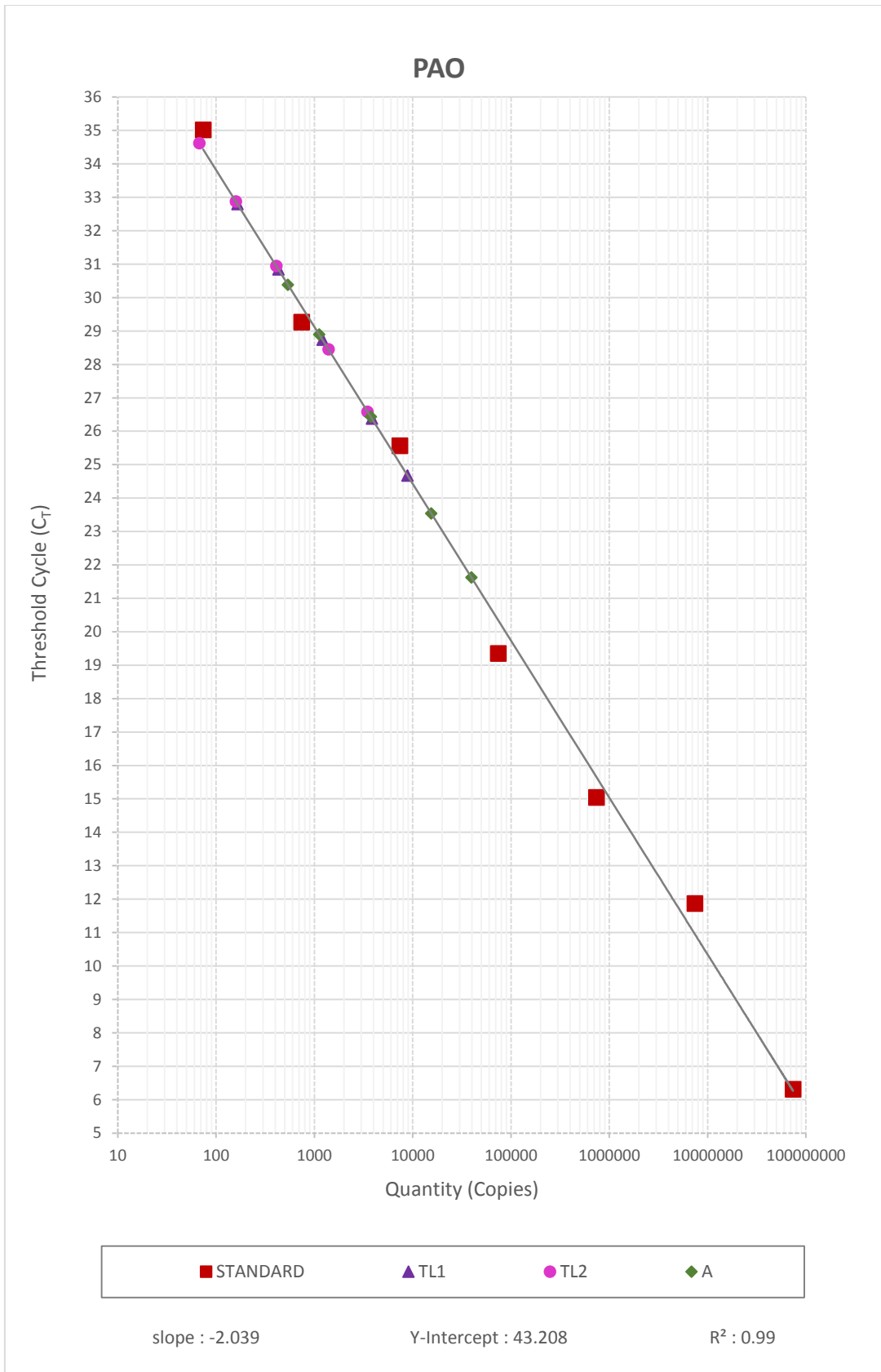
จุดเก็บตัวอย่าง	ปริมาณ PAO (copies/gMLSS)	ปริมาณ PAO เฉลี่ย (copies/ gMLSS)
TS1	$5.04 \times 10^2 - 9.07 \times 10^3$	$4.19 \times 10^3 \pm 3.47 \times 10^3$
TS2	$7.72 \times 10^1 - 8.00 \times 10^3$	$2.49 \times 10^3 \pm 3.19 \times 10^3$
TL1	$5.34 \times 10^4 - 2.87 \times 10^6$	$9.39 \times 10^5 \pm 1.18 \times 10^6$
TL2	$2.12 \times 10^4 - 1.09 \times 10^6$	$3.46 \times 10^5 \pm 4.49 \times 10^5$
A	$1.48 \times 10^5 - 1.09 \times 10^7$	$3.33 \times 10^6 \pm 4.55 \times 10^6$

\*จำนวน 5 ตัวอย่าง

หมายเหตุ	TS1	จุดเก็บตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียงในส่วนแอนแอโรบิก
	TS2	จุดเก็บตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียงในส่วนแอนออกซิก
	TL1	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอนแอโรบิก
	TL2	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอนออกซิก
	A	จุดเก็บตัวอย่างตะกอนแขวนลอยในส่วนแอโรบิก



ภาพที่ 4-27 Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TS1 และ TS2 เทียบกับมาตรฐานของ PAO



ภาพที่ 4-28 Threshold Cycle ( $C_T$ ) ที่จุดเก็บ TL1, TL2 และ A เทียบกับมาตรฐานของ PAO

#### 4.9 การควบคุมระบบบำบัด

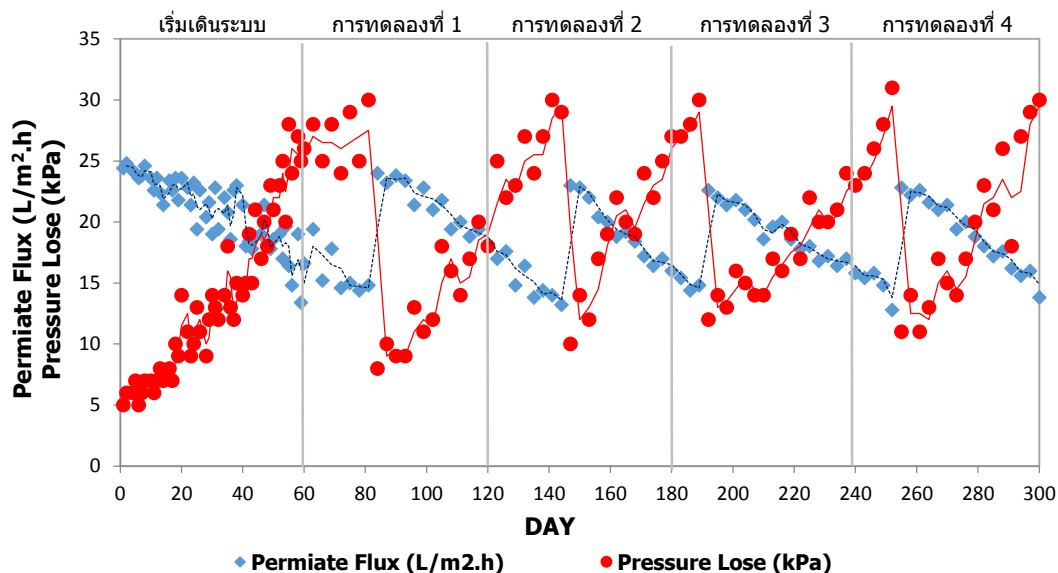
งานวิจัยนี้ต้องควบคุมระยะเวลาที่น้ำให้คงที่ที่ 4.4 ชั่วโมง จึงต้องมีการควบคุมอัตราการไหลของน้ำที่ออกจากระบบ (ค่าฟลักซ์ของแผ่นเยื่อเมมเบรน) ให้คงที่ โดยรักษาอัตราการไหลของน้ำที่ออกจากระบบให้มีค่าเท่ากับ 12 ลูกบาศก์เมตร/วัน เพื่อรักษาอัตราการไหลของน้ำที่ออกจากระบบจึงมีการติดตั้งเครื่องควบคุมเวลาเปิดปิดปั๊มน้ำออก เพื่อควบคุมค่าฟลักซ์ให้คงที่ที่จะต้องมีการปล่อยให้ค่าความดันลดผ่านแผ่นเยื่อเมมเบรนเพิ่มขึ้นเรื่อยๆ โดยควบคุมไม่ให้ความดันลดผ่านแผ่นเยื่อเมมเบรนเกินกว่า 35 กิโลปาสกาล ถ้าค่าความดันลดผ่านแผ่นเยื่อเมมเบรนลดลงถึงค่าดังกล่าว ต้องทำการล้างแผ่นเยื่อเมมเบรนทันทีด้วยโซเดียมไฮโปคลอไรต์ (NaOCl) 1.2% โดยปริมาตร และน้ำเปล่า

ตารางที่ 4-20 การดำเนินการเพื่อควบคุมค่าฟลักซ์ของระบบ

Clean No.	Operating time (day)	Permeate Flux (L/m <sup>2</sup> -hr.)	Pressure Lose (kPA)
1	80	14.8	30
2	144	13.2	29
3	190	14.8	30
4	253	12.8	31
5	302	13.8	30

ก่อนเริ่มดำเนินการวิจัยได้ทำการล้างแผ่นเยื่อเมมเบรน ทำให้มีค่าความดันลดผ่านแผ่นเยื่อเมมเบรนเริ่มต้นที่ 5 กิโลปาสกาล มีค่าฟลักซ์เท่ากับ 24.4 ลิตร/ตารางเมตร-ชั่วโมง โดยค่าฟลักซ์เฉลี่ยตลอดระยะเวลาการทดลองมีค่าเท่ากับ 19.35 ลิตร/ตารางเมตร-ชั่วโมง (0.464 ลูกบาศก์เมตร/ตารางเมตร-วัน) ระหว่างการทดลองมีการล้างแผ่นเยื่อเมมเบรนทั้งหมด 5 ครั้ง ซึ่งในแต่ละช่วงมีระยะเวลาในการเดินระบบดังแสดงในตารางที่ 4-20 จะเห็นว่าการล้างครั้งที่ 1 สามารถเดินระบบได้มากที่สุดที่ 80 วัน เนื่องจากเป็นช่วงแรกที่ยังไม่มีการเวียนสลัดจ์ และมีความเข้มข้นของจุลชีพ (MLSS) ในส่วนแอโรบิก (Aero) ปริมาณน้อย โดยมีปริมาณความเข้มข้นของจุลชีพเฉลี่ยอยู่ที่ 2,435 มิลลิกรัม/ลิตร และจะเห็นว่าการเดินระบบที่มีช่วงระยะเวลา 64 และ 63 วัน เป็นช่วงการทดลองที่มีการควบคุมอายุสลัดจ์ที่ 40 วัน ซึ่งการทดลองที่มีการควบคุมอายุสลัดจ์ที่ 80 วัน มีระยะเวลาการเดินระบบเพียง 46 และ 49 วัน เท่านั้น แสดงว่าการทิ้งสลัดจ์ส่วนเกินออกจากระบบในปริมาณมาก ส่งผลให้ระบบมีการ

จุดตันของเมมเบรนลดลง และระบบมีค่าความดันลดผ่านแผ่นเยื่อเมมเบรน (Pressure Lose) ค่าฟลักซ์ (Permeate Flux) ตลอดระยะเวลาการทดลองดังแสดงในภาพที่ 4-29



ภาพที่ 4-29 ค่าความดันลดผ่านแผ่นเยื่อเมมเบรน (Pressure Lose) และค่าฟลักซ์ (Permeate Flux) ของระบบตลอดระยะเวลาการทดลอง

#### 4.10 มาตรฐานคุณภาพและความเหมาะสมในการใช้น้ำจากระบบ

ระบบบำบัดในงานวิจัยนี้มีความสามารถในการบำบัดได้ทั้งกระบวนการทางชีวภาพ คือ การกำจัดสารอินทรีย์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ทั้งกระบวนการกรองด้วยเมมเบรน คือ การกำจัดของแข็งแขวนลอย และการกำจัดจุลชีพก่อโรค โดยใช้พื้นที่ในการติดตั้งน้อย ซึ่งถึงปฏิกรณ์ที่ใช้มีขนาดประมาณ 1.5 ตารางเมตร จึงเหมาะกับการนำมาใช้ในพื้นที่ที่จำกัด จากผลการทดลองเมื่อเข้าสู่สภาวะคงตัว น้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบมีคุณภาพสูง และมีความสม่ำเสมอคงตัว แม้จะมีการเปลี่ยนแปลงความเข้มข้นของน้ำเสียจริงไปตามวัน และเวลาในแต่ละช่วงเวลาของปี ดังได้สรุปคุณภาพน้ำออกเฉลี่ยที่ผ่านการบำบัดไว้ดังตารางที่ 4-21



ตารางที่ 4-21 คุณภาพน้ำเฉลี่ยที่ผ่านการบำบัดด้วยระบบบำบัดเพื่อการนำกลับมาใช้ใหม่

Parameter	การทดลอง	การทดลอง	การทดลอง	การทดลอง
	ที่ 1	ที่ 2	ที่ 3	ที่ 4
pH	7.39	7.46	7.39	7.44
Suspended Solid	0	0	0	0
COD (mg/l)	22.68	26.06	15.17	17.05
Total Nitrogen (mg/l)	1.88	2.04	1.28	1.77
TKN (mg/l)	1.50	1.63	0.89	1.38
Phosphorus (mg/l)	1.23	1.52	0.52	0.83
Fecal Coliform (MPN/100 ml)	52	49	43	37

ในปัจจุบันยังไม่มีมาตรฐานสากลที่แน่นอนของระดับความต้องการคุณภาพน้ำ แต่ก็มี ความคล้ายคลึงกันในหลักการพิจารณา คือ ความปลอดภัยทางสาธารณสุข ความเชื่อถือได้ในการทำงานของระบบ และคุณภาพน้ำที่ผลิต ซึ่งสามารถควบคุมได้ในทางเทคนิคเท่านั้น แต่ในระดับความพึงพอใจ และการยอมรับนั้นยังขึ้นอยู่กับผู้ใช้น้ำ ส่งผลให้การนำน้ำกลับมาใช้ใหม่มีมาตรฐานที่แตกต่างกันในแต่ละพื้นที่ของแต่ละประเทศ โดยในประเทศไทยนั้นมีมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร และมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ที่สามารถใช้เปรียบเทียบกับคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดของอาคารเท่านั้น ยังไม่มีการกำหนดมาตรฐานการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่อย่างชัดเจน เมื่อนำคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดไปพิจารณาเปรียบเทียบกับมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร และมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน

งานวิจัยนี้ใช้มาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภท ก เนื่องจากเป็นอาคารของสถาบันอุดมศึกษาที่มีพื้นที่ใช้สอย 37,556.25 ตารางเมตร โดยตามประกาศกระทรวงวิทยาศาสตร์ เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม ได้กำหนดพื้นที่ใช้งานของอาคารไว้ตั้งแต่ 25,000 ตารางเมตร ขึ้นไปนั้นจัดให้เป็นอาคารประเภท ก โดยพบว่าคุณภาพน้ำในทุกพารามิเตอร์ผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภท ก และมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ดังแสดงในตารางที่ 4-22 จากตารางจะเห็นว่ามาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภท ก และมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน ได้กำหนดมาตรฐานไว้เพียงค่าบีโอดีโดยไม่มีมาตรฐานค่าซีโอดี แต่ในงานวิจัยนี้ได้ศึกษาเพียงค่าซีโอดีเท่านั้น เนื่องจากความเหมาะสมเรื่องเวลาในการทดลองของงานวิจัย แต่จากค่าซีโอดีที่ออกจากระบบนั้นพบว่ามีค่าใกล้เคียงกับค่ามาตรฐานบีโอดี ซึ่งโดยปกติทั่วไปนั้นค่าซีโอดีจะมีค่ามากกว่าค่าซีโอดีประมาณ 2 เท่า

ตารางที่ 4-22 เปรียบเทียบคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดกับมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคาร  
และมาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียชุมชน

Parameter	น้ำที่ออกจาก ระบบบำบัด	มาตรฐานน้ำทิ้ง จากอาคาร <sup>[1]</sup>	มาตรฐานน้ำทิ้งจากระบบ บำบัดน้ำเสียชุมชน <sup>[2]</sup>
pH	7.39 - 7.46	5 - 9	5.5 - 9
Suspended Solid (mg/l)	0	< 30	< 30
COD (mg/l)	15.17 - 26.06	- (BOD < 20)	- (BOD < 20)
Total Nitrogen (mg/l)	1.28 - 2.04	-	< 20
TKN (mg/l)	0.89 - 1.63	< 35	-
Phosphorus (mg/l)	0.5 - 1.6	-	< 2

หมายเหตุ [1] ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากอาคารบางประเภทและบางขนาด ลงวันที่ 7 พฤศจิกายน 2548 ประกาศในราชกิจจานุเบกษาเล่มที่ 122 ตอนที่ 125ง วันที่ 29 ธันวาคม 2548

[2] ประกาศกระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม เรื่อง กำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียรวมของชุมชน ลงวันที่ 7 เมษายน 2553 ประกาศในราชกิจจานุเบกษา ฉบับประกาศทั่วไป เล่มที่ 127 ตอนพิเศษ 69ง วันที่ 2 มิถุนายน 2553

องค์กรพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา (US.EPA.) เป็นองค์กรที่มีบทบาทในการสร้างมาตรฐานคุณภาพน้ำที่สามารถนำมาใช้เป็นแนวทางสำหรับการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ในกิจกรรมต่างๆ โดยมีการแนะนำคุณภาพน้ำของการนำน้ำเสียกลับมาใช้ใหม่ในเบื้องต้น และเมื่อนำมาเปรียบเทียบกับคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดแล้วพบว่าคุณภาพน้ำในทุกพารามิเตอร์ผ่านมาตรฐานคุณภาพน้ำเบื้องต้นของการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ (US.EPA., 2004) โดยต้องมีปริมาณคลอรีนเหลืออยู่ในน้ำ 0.5 – 1 มิลลิกรัม/ลิตร เท่านั้น ดังแสดงในตารางที่ 4-23 แต่อย่างไรก็ตาม ยังมีพารามิเตอร์อื่นอีกที่ควรทำการวิเคราะห์และนำมาเปรียบเทียบกับให้คุณภาพน้ำเป็นที่น่าเชื่อถือเพิ่มขึ้น

ตารางที่ 4-23 เปรียบเทียบคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดกับมาตรฐานคุณภาพน้ำเบื้องต้นของการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่โดย US.EPA., 2004

Parameter	น้ำที่ออกจาก ระบบบำบัด	มาตรฐานคุณภาพน้ำเบื้องต้น ของการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ (US.EPA., 2004)
Suspended Solid (mg/l)	0	< 5 - 30
COD (mg/l)	15.17 – 26.06	< 20 - 90
Total Nitrogen (mg/l)	1.28 – 2.04	< 1 - 30
Phosphorus (mg/l)	0.5 -1.6	< 1 - 20

\*Chlorine residual 0.5 – 1 mgCl/l

โดยองค์การพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา (US.EPA.) มีการแนะนำคุณภาพน้ำเพิ่มเติมอีกครั้งในปี 2012 เพื่อแนะนำคุณภาพของน้ำที่ผ่านการปรับปรุงแล้วไปใช้ประโยชน์ ในงานวิจัยนี้จึงมีการพิจารณาคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดเทียบกับมาตรฐานการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ในเมือง (Urban Reuse) การนำมาใช้ใหม่ในด้านสิ่งแวดล้อม (Environmental Reuse) และการนำน้ำมาเก็บไว้ (Impoundments) โดยพิจารณาเป็น 2 กรณี คือ น้ำที่ใช้ประโยชน์สำหรับกิจกรรมที่มีโอกาสสัมผัสกับมนุษย์โดยตรง (Unrestricted) และน้ำที่ใช้ประโยชน์สำหรับกิจกรรมที่มนุษย์ไม่ได้สัมผัสโดยตรง (Restricted) เมื่อนำคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดไปพิจารณาเปรียบเทียบกับคุณภาพน้ำที่แนะนำโดยองค์การพิทักษ์สิ่งแวดล้อมแห่งสหรัฐอเมริกา ในทั้งสองกรณีพบว่าคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดอยู่ในเกณฑ์ของน้ำที่ใช้ประโยชน์สำหรับกิจกรรมที่มนุษย์ไม่ได้สัมผัสโดยตรง (Restricted) ดังแสดงในตารางที่ 4-24

ตารางที่ 4-24 เปรียบเทียบคุณภาพน้ำที่ออกจากระบบบำบัดกับมาตรฐานคุณภาพน้ำเบื้องต้น  
ของการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่โดย US.EPA., 2012

Parameter	น้ำที่ออกจาก	สัมผัสกับมนุษย์	ไม่สัมผัสกับมนุษย์
	ระบบบำบัด	โดยตรง	โดยตรง
pH	7.39 - 7.46	6 - 9	6 - 9
Suspended Solid (mg/l)	0	-	≤ 30
COD (mg/l)	15.17 - 26.06	-	-
		(BOD ≤ 10)	(BOD ≤ 30)
Turbidity (NTU)	-	≤ 2	-
TSS (mg/l)	-	-	≤ 30
Fecal Coliform bacteria (MPN/100 ml)	37 - 52	ND	≤ 200

\*Chlorine residual 1 mg/l

จากการเปรียบเทียบคุณภาพน้ำที่กล่าวมาข้างต้น น้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัด  
ในงานวิจัยนี้ไม่สามารถนำไปใช้ประโยชน์กับกิจกรรมที่น้ำสามารถสัมผัสกับมนุษย์ได้โดยตรง เช่น ไม่  
สามารถนำไปใช้กับสุขภัณฑ์ชักโครก หรือไม่สามารถนำไปใช้กับระบบควบคุมดับเพลิงของอาคารได้  
โดยน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดนี้สามารถนำไปใช้ในกรณีที่ไม่สามารถสัมผัสกับมนุษย์ได้  
โดยตรง เช่น นำไปใช้ในระบบทำความเย็นของอาคาร เติมคูลองที่สร้างขึ้นเพื่อพวยเรือหรือ  
เสริมสร้างภูมิทัศน์ ไร่รดสนามหญ้าและต้นไม้ อาจใช้การรดน้ำแบบหยดเพื่อหลีกเลี่ยงการฟุ้งกระจาย  
ของน้ำให้ไปสัมผัสกับมนุษย์ เนื่องจากยังพบ Fecal Coliform bacteria ในน้ำที่ผ่านการบำบัดอยู่ แต่  
ถ้าหากต้องการนำมาใช้ในกิจกรรมที่มีการสัมผัสกับมนุษย์ จะต้องควบคุมให้มีการฆ่าเชื้อที่พอเพียงแก่  
น้ำที่ผ่านการบำบัด โดยต้องมีปริมาณคลอรีนคงเหลือในน้ำที่ผ่านการฆ่าเชื้อแล้วไม่เกิน 1 มิลลิกรัม/  
ลิตร

## บทที่ 5

### สรุปผลการทดลองและเสนอแนะ

#### 5.1 สรุปผลการทดลอง

การศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ด้วยระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน ติดตั้งระบบและใช้น้ำเสียจริงในการทดลองจากอาคารมหิตลาธิเบศร จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยมีค่าซีโอดีเฉลี่ยตลอดงานวิจัยเท่ากับ 297.45 มิลลิกรัม/ลิตร ค่าไนโตรเจนเฉลี่ยตลอดงานวิจัยเท่ากับ 29.8 มิลลิกรัม/ลิตร และค่าฟอสฟอรัสเฉลี่ยตลอดงานวิจัยเท่ากับ 7.9 มิลลิกรัม/ลิตร

ระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน มีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ดีที่สุดที่สภาวะคงตัวเฉลี่ยร้อยละ 95 , 96 และ 94 ตามลำดับ โดยมีค่าซีโอดีออกจากระบบ 15 – 26 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าที่เคเอ็นออกจากระบบ 0.89 - 1.63 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าไนโตรเจนทั้งหมดออกจากระบบ 1.28 – 2.04 มิลลิกรัม/ลิตร มีค่าฟอสฟอรัสออกจากระบบ 0.5 -1.6 มิลลิกรัม/ลิตร

ผลของรูปแบบการเวียนสลับถังแบบที่ 2 โดยมีการควบคุมอายุสัปดาห์ที่ 40 วัน เหมาะสมต่อประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ด้วยระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน โดยพบว่ารูปแบบการเวียนสลับถังที่แตกต่างกันมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีและฟอสฟอรัส แต่ไม่มีผลแตกต่างต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน และอายุสัปดาห์ที่แตกต่างกันไม่ส่งผลแตกต่างต่อประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส

จากการศึกษาชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ด้วยวิธีพีซีอาร์เรียลไทม์ พบว่ามีจุลินทรีย์กลุ่ม AOB, NOB และ PAO เกิดขึ้นในทุกส่วนของถังปฏิกรณ์ โดยพบในปริมาณมากในส่วนแอโรบิก และยังพบว่าตัวกลางแบบท่อเอียงที่อยู่ในส่วนแอโรบิกและส่วนแอนอกซิกสามารถกักเก็บจุลินทรีย์ไว้บนตัวกลางแบบท่อเอียงไว้ในรูปแบบฟิล์มชีวภาพได้

น้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดในงานวิจัยนี้มีความเหมาะสมกับการนำกลับมาใช้ใหม่ในกรณีที่ไม่มีการสัมผัสกับมนุษย์โดยตรง ตามมาตรฐานคุณภาพน้ำเบื้องต้นของการนำน้ำกลับมาใช้ใหม่ของ US.EPA. ปี2012 โดยที่น้ำที่ผ่านการบำบัดต้องมีปริมาณคลอรีนคงเหลือในน้ำไม่เกิน 1 มิลลิกรัม/ลิตร

## 5.2 ข้อเสนอแนะ

1. การนำระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน นี้ไปประยุกต์ใช้กับน้ำเสียประเภทอื่น อาจส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพการกำจัดของระบบ เนื่องจากมีองค์ประกอบของน้ำเสียที่แตกต่างกัน
2. ควรมีการศึกษาระยะเวลาการกักน้ำที่เหมาะสมของระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอน เพื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพกำจัด
3. ควรมีการศึกษาค่าอายุสัต์จ์ของระบบถังปฏิกรณ์เมมเบรนชีวภาพร่วมกับการใช้ตัวกลางแบบท่อเอียง 2 ชั้นตอนเพิ่มเติมเพื่อหาค่าอายุสัต์จ์ที่เหมาะสมกับระบบ



## รายการอ้างอิง

- กรมควบคุมมลพิษ. 2556. คู่มืออบรมเครือข่ายของศูนย์ช่วยเหลือให้ปฏิบัติตามกฎหมายสิ่งแวดล้อมสำหรับอาคารประเภท ก. [ออนไลน์], 29 ธันวาคม 2556. แหล่งที่มา [http://ptech.pcd.go.th/cac/images/1.ThaiECAC/source/Building/document\\_BuildiBu/network/chapter\\_6.pdf](http://ptech.pcd.go.th/cac/images/1.ThaiECAC/source/Building/document_BuildiBu/network/chapter_6.pdf)
- กระทรวงอุตสาหกรรม. 2521. มาตรฐานคุณภาพน้ำบาดาลที่ใช้บริโภค. ประกาศฉบับที่ 4, ราชกิจจานุเบกษา เล่มที่ 95 ตอนที่ 66.
- ณัฐพันธ์ กลิ่นเกษตร. 2545. การกำจัดซีโอที ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส ด้วยกระบวนการทางชีวภาพร่วมกับไมโครฟิลเตรชัน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ณัฐสินี สุขสุเสียง. 2555. การใช้ระบบล้างปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนร่วมกับแผ่นฟิล์มชีวภาพ 2 ชั้นตอนสำหรับการนำน้ำเสียอาคารกลับมาใช้ใหม่. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2544. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
- ปริญดา เหล่ารุจิจินดา. 2541. ประสิทธิภาพของกระบวนการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพที่อุณหภูมิต่างกัน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- มันสิน ตันจุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- รัตนา จิระรัตนานนท์. 2541. กระบวนการแยกด้วยเยื่อแผ่นสังเคราะห์. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: ภาควิชาวิศวกรรมเคมี มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีพระจอมเกล้าธนบุรี.
- สันหัต ศิริอนันต์ไพบูลย์. 2552. ระบบบำบัดน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: บริษัท สำนักพิมพ์ท็อปจำกัด.
- สำนักการระบายน้ำกรุงเทพมหานคร. 2556. โครงการศึกษาความเหมาะสมของการนำน้ำที่ผ่านการบำบัดกลับมาใช้ประโยชน์ของกรุงเทพมหานคร. [ออนไลน์], 25 พฤศจิกายน 2556. แหล่งที่มา
- สุบัณฑิต นิมรัตน์. 2548. จุลชีววิทยาของน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: บริษัทแอคทีฟพรีนซ์ จำกัด.

- อภิรดี ดวงใจ. 2543. ผลของอุณหภูมิและการเปลี่ยนแปลงอุณหภูมิที่มีต่อการกำจัดฟอสฟอรัสทางชีวภาพ ในช่วงเมโสฟิลิก. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- อริยะ เตกษณานนท์. 2543. การนำกลับมาใช้ใหม่จากอาคารสูงมาใช้ใหม่โดยใช้ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่ไม่มีโครฟิลเทรชันแบบหมุนแบบจมตัว. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- Anna H. and L. E. 2001. Quantification of Ammonia-Oxidizing Bacteria in Arable Soil by Real-Time PCR. Applied and environmental microbiology. 67(2): 972-976.
- Boran K., Laura V. N., Jan T. K., Huub J. M. C. and Mike S. M. J. 2012. Anammox-Growth Physiology, Cell Biology, and Metabolism. Advances in Microbial Physiology. 60: 211-262.
- Brindle K. and Stephenson T. 1995. Mini-review the application of membrane biological reactor for the treatment of wastewater. Biotechnology and Bioengineering. 49: 601-610.
- CCREM. 1986. Canadian Water Quality Guidelines. Canada: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Chen J. C. and Chin T. S. 1988. Joint action of ammonia and nitrite on tiger prawn *Penaeus mon-odon* postlarvae. Journal of the World Aquaculture Society. 19: 143-148.
- Christensson M., Lie E. and Welander T. 1994. A Comparison between Ethanol and Methanol as Carbon Resources for Denitrification. Water Science and Technology. 30: 83-90.
- Cicek N., Franco J. P., Suidan M. T., Urbaim V. and Manem J. 1999. Characterization and comparison of a membrane bioreactor and a conventional activated sludge system in the treatment of wastewater containing high-molecular-weight compounds. Water Environment research. 71: 64-70.
- Delgado D. S., Vera L., Villarroel R. and Elmaleh S. 1998. Microfiltration as a Tertiary Treatment. Nineteenth Biennial Conference of the International Association on Water Quality. 19: 21-26.
- Dionisi D., Majone M., Ramadori R. and Beccari M. 2001. The storage of acetate under anoxic condition. Water Research. 35(11): 2661 - 2668.



- Ersu C. B., Ong S. K., Arslankaya E. and Brown P. 2008. Comparison of recirculation configurations for biological nutrient removal in a membrane bioreactor. Water Research. 42(6-7): 1651-1663.
- Gayle B., Boardman G., Sherrard J. and Benoit R. 1989. Biological Denitrification of Water. Journal of Environmental Engineering. 115: 930-943.
- Gerda H., Alice C. L., Hebe M. D., Igrid R. G., Victoria M. G., Shawn A. H., Kevin G. R. and S. G. S. 2003. Real-Time PCR Quantification of Nitrifying Bacteria in a Municipal Wastewater Treatment Plant. Environmental Science and Technology. 37(2): 343-351.
- Grady C. P. L. J., Daigger G. T. and Lim H. C. 1999. Biological wastewater treatment. New York: Marcel Dekker Inc.
- Gunder B. and Kruath K. 1999. Replacement of secondary clarification by membrane separation result with tubular, plate and hollow fiber modules. Water Science Technology. 40: 311-320.
- Hanaki K., Wantawin C. and Ohgaki S. 1990. Nitrification at Low Levels of Dissolved Oxygen with and without Organic Loading in a Suspended-Growth Reactor. Water Research. 24: 297-302.
- Helmer C. and Kunst S. 1998. Low temperature effects on phosphorus release and uptake by microorganisms in EBPR plant. Water Science Technology. 37: 531-539.
- Henze M., Harremoes P., Jansen J. C. and Arvin E. 1996. Wastewater treatment: biological and chemical processes. Berlin: Springer-Verlag.
- Innocenti L., Bolzonella D., Pavan P. and Cecchi F. 2002. Effect of sludge age on the performance of a membrane bioreactor: influence on nutrient and metals removal. Desalination. 146(1-3): 467-474.
- Mark C. W., Yves C. and George A. E. 2008. Enhanced Biological Phosphorus Removal. London: IWA.
- Metcalf and Eddy. 1991. Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse. New York City: McGraw Hill.
- Mitsubishi R. 1998. Wastewater Treatment Equipment with Tank-Submerged Type Filter Unit Composed of Hollow Fiber Membrane. Membrane Product Department.

- Monclus H., Sipma J., Ferrero G., Comas J. and Roda I. R. 2010. Optimization of biological nutrient removal in a pilot plant UCT-MBR treating municipal wastewater during start-up. Desalination. 250: 592-597.
- Murat H. S., Insel G., Ubay C. E. and Orhon D. 2011. Effect of low dissolved oxygen on simultaneous nitrification and denitrification in a membrane bioreactor treating black water. Bioresource Technology. 102: 4333-4340.
- Panswad T., Wantawin C. and Anotai J. 1998. An Overview of Enhanced Biological Phosphorus Removal Process. Presented at Regional Workshop on 'Nitrogen and Phosphorus Removal'. Jan: 26-28.
- Pollice A., Laera G., Saturno D. and Giordano C. 2008. Effects of sludge retention time on the performance of a membrane bioreactor treating municipal sewage. Journal of Membrane Science. 317(1-2): 65-70.
- Pusker R., Wes T., Gary S., Charles B., Bob R. and David W. 2011. Nitrogen removal assessment through nitrification rates and media biofilm accumulation in an IFAS process demonstration study. Water Research. 45: 6699-6708.
- Randall C. W., Barnard J. L. and Stensel H. D. 1992. Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. U.S.A.: Technomic Publishing Company, Inc.
- Sedlak R. I. 1991. Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater: Principle and Practices. New York: Lewis Publishers.
- Seo G. T., Lee T. S., Moon B. H., Lim J. H. and Lee K. S. 2000. Two stage intermittent aeration membrane bioreactor for simultaneous organic nitrogen and phosphorus removal. Water Science & Technology. 41: 217-225.
- Seviour R. J. and Blackall L. L. 1999. The microbiology of activated sludge. Kluwer Academic Publishers.
- Shaomei H., Daniel L. G. and Katherine D. M. 2007. "*Candidatus Accumulibacter*" Population Structure in Enhanced Biological Phosphorus Removal Sludges as Revealed by Polyphosphate Kinase Genes. American Society for Microbiology. 73(80): 5865-5874.
- Talat M. 1988. Application of direct membrane separation to activated sludge. AIT Master Thesis

- 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.
- Tomlinson T. G., Boon A. G. and Trotman G. N. A. 1966. Inhibition of Nitrification in the Activated Sludge Process of Sewage Disposal. Journal of Applied Bacteriology. 29: 266-291.
- Tracy K. D. and Flammino A. 1985. Kinetics of Biological Phosphorus Removal. Presented at the 58<sup>th</sup> Annual Conf. Water Pollution Control Federation, U.S.A.
- U.S.EPA. 1987. Ambient Water Quality Criteria for Ammonia. USEPA-440/5-85-001. Washington D.C.
- U.S.EPA. 2004. Manual Guidelines for Water Reuse. [online], 2013, 25 November. Retrieved from [www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625r04108/625r04108chap4.pdf](http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/pubs/625r04108/625r04108chap4.pdf)
- Water Environment Federation. 1998. Biological and chemical systems for nutrient removal. A special publication under Technical Practice Committee. U.S.A.:
- Water Environment Federation. 1998a. Design of Municipal Wastewater Treatment Plant. New York: Alexandria.
- Water Environment Federation. 2005. Biological Nutrient Removal (BNR) Operation in Wastewater Treatment Plant. New York City: McGraw-Hill.
- Yousef R., Ali T., Naser M. and Behzag S. 2011. Simultaneous nitrification-denitrification and phosphorus removal in a fixed bed sequencing batch reactor (FBSBR). Journal of Hazardous Materials. 185: 852-857.



ภาคผนวก ก  
ผลการทดลอง

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย  
CHULALONGKORN UNIVERSITY

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ช่วงเริ่มต้นระบบ

ตารางที่ 1 อุณหภูมิ (Temp (°C)), พีเอช (pH) และ ออกซิเจนละลาย (DO)

DAY	Parameter																	
	Temp (°C)						pH						DO					
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out			
0	31.1	30.6	30.3	30.3	30.3	5.54	6.24	6.75	7.24	7.25	0.4	0.4	0.4	2.1	1.9			
5	30.9	30.5	30.2	30.2	30.2	5.63	6.45	6.84	7.40	7.38	0.3	0.4	0.5	2.0	1.6			
9	31.0	30.7	30.4	30.4	30.3	6.12	6.36	7.02	7.35	7.32	0.7	0.8	0.7	2.0	1.8			
12	30.8	30.6	30.3	30.3	30.3	5.96	6.30	6.43	7.28	7.30	0.5	0.6	0.6	2.2	2.1			
15	30.6	30.5	30.4	30.2	30.2	5.87	5.94	6.29	7.04	7.11	0.2	0.4	0.5	2.2	2.0			
18	30.7	30.6	30.3	30.3	30.2	6.04	6.18	6.22	7.12	7.08	0.6	0.5	0.5	2.1	1.9			
21	30.4	30.3	30.2	30.2	30.1	5.79	5.92	6.37	7.22	7.20	0.4	0.3	0.4	2.1	2.0			
24	30.2	30.1	30.1	30.1	30.1	5.83	6.05	6.62	6.96	6.99	0.7	0.5	0.5	2.0	1.8			
27	30.4	30.2	30.1	29.9	29.9	6.16	6.68	6.86	7.19	7.21	0.9	0.8	0.7	2.2	2.0			
30	30.3	30.2	29.9	29.8	29.8	5.92	6.42	7.04	7.32	7.36	0.5	0.6	0.5	2.0	1.7			
33	30.1	30.2	30.2	30.1	30.0	5.54	6.26	6.73	7.28	7.30	0.2	0.4	0.3	2.1	1.9			
36	30.4	30.3	30.2	30.3	30.2	5.62	5.97	5.98	7.19	7.20	0.8	0.9	0.6	2.3	2.1			
39	30.4	30.3	30.2	30.2	30.3	5.96	6.13	6.53	7.33	7.32	0.5	0.6	0.6	2.1	1.6			
42	30.2	30.1	30.0	30.2	30.1	6.05	6.45	6.82	7.27	7.29	0.3	0.4	0.3	2.2	1.8			
45	30.1	30.0	30.0	29.9	30.0	6.12	6.36	6.36	6.94	7.07	0.9	0.6	0.8	2.0	1.9			
48	29.8	29.7	29.7	29.8	29.8	5.98	6.07	6.24	6.88	6.98	0.6	0.6	0.7	2.1	2.0			
51	29.8	29.6	29.5	29.5	29.5	5.76	5.95	6.19	7.16	7.28	0.2	0.4	0.5	2.3	1.8			
54	29.6	29.5	29.5	29.6	29.7	6.06	6.24	6.48	7.28	7.35	0.3	0.3	0.5	2.0	1.7			
57	29.6	29.5	29.4	29.4	29.3	6.11	6.53	6.92	7.42	7.56	0.7	0.9	1	2.2	1.9			
60	29.5	29.4	29.3	29.2	29.2	5.94	6.38	6.47	7.35	7.36	0.4	0.6	0.8	2.3	2.0			
AVER	30.3	30.1	30.0	30.0	30.0	5.90	6.24	6.56	7.21	7.25	0.5	0.6	0.6	2.1	1.9			
MAX	31.1	30.7	30.4	30.4	30.3	6.16	6.68	7.04	7.42	7.56	0.9	0.9	1.0	2.3	2.1			
MIN	29.5	29.4	29.3	29.2	29.2	5.54	5.92	5.98	6.88	6.98	0.2	0.3	0.3	2.0	1.6			
SD	0.5	0.4	0.3	0.3	0.3	0.2	0.2	0.3	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1			

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ช่วงเริ่มเดินระบบ

ตารางที่ 2 ORP (mV) , ของแข็งแขวนลอย (SS (mg/l)) , MLSS (mg/l) และ MLVSS (mg/l)

DAY	Parameter											
	ORP (mV)			SS (mg/l)		MLSS (mg/l)			MLVSS (mg/l)			
	TUBE 1	TUBE 2	Aero	In	Out	TUBE 1	TUBE 2	Aero	TUBE 1	TUBE 2	Aero	
0	-224	-185	53	75.6	0.0	1525	1562	2074	1047	1068	1458	
5	-228	-173	64	68.7	0.0	1562	1528	2241	1104	1172	1562	
9	-211	-182	50	74.5	0.0	1628	1655	2185	1318	1136	1847	
12	-227	-148	75	76.3	0.0	1765	1794	2284	1225	1345	1584	
15	-205	-163	78	64.8	0.0	1812	1803	2328	1283	1256	1639	
18	-198	-166	62	70.4	0.0	1684	1694	2502	1156	1157	1746	
21	-224	-184	70	75.3	0.0	1849	1832	2325	1298	1292	1862	
24	-220	-142	94	76.7	0.0	1918	1925	2439	1439	1340	1728	
27	-197	-126	76	80.6	0.0	1872	1904	2368	1324	1552	1687	
30	-212	-132	93	78.4	0.0	1926	1972	2402	1352	1376	1714	
33	-219	-166	79	74.8	0.0	2102	2164	2386	1465	1520	1686	
36	-184	-141	82	75.9	0.0	1952	1948	2428	1674	1358	1930	
39	-220	-152	97	69.3	0.0	2036	2105	2517	1432	1483	1782	
42	-207	-129	80	68.7	0.0	1948	1983	2446	1376	1712	1768	
45	-213	-131	95	72.4	0.0	1962	2046	2542	1398	1446	2026	
48	-201	-158	84	76.8	0.0	2136	2259	2485	1508	1612	1794	
51	-222	-136	89	71.5	0.0	1984	2175	2598	1713	1538	1865	
54	-210	-142	96	69.7	0.0	2182	2224	2669	1542	1880	1934	
57	-218	-135	93	75.8	0.0	2358	2418	2714	1684	1725	1948	
60	-223	-133	96	72.6	0.0	2264	2367	2768	1615	1677	2012	
AVER	-213	-151	80	73.4	0.0	1923	1968	2435	1398	1432	1779	
MAX	-184	-126	97	80.6	0.0	2358	2418	2768	1713	1880	2026	
MIN	-228	-185	50	64.8	0.0	1525	1528	2074	1047	1068	1458	
SD	12	20	15	4	0	223	255	175	189	221	153	

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ช่วงเริ่มต้นระบบ

ตารางที่ 3 กรดไขมันระเหยง่าย (VFA (mg/l))

	Substrate	DAY			AVER	SD
		0	30	60		
Eq	Acetic acid	2378.56	2950.08	8950.08	4759.57	3640.32
	Propionic acid	2755.20	6073.60	11436.8	6755.20	4380.75
	Isobutyric acid	3289.44	5555.52	15218.88	8021.28	6335.45
	Butyric acid	3928.32	8340.96	13495.20	8588.16	4788.23
	Isovaleric acid	5177.76	5460.56	16821.84	9153.39	6642.58
	Valeric acid	5532.24	6761.32	18218.15	10170.57	6996.45
Tube1	Acetic acid	2717.76	4763.84	10440.00	5973.87	4000.80
	Propionic acid	4210.80	5476.80	17618.40	9102.00	7402.53
	Isobutyric acid	5992.80	10439.52	16913.76	11115.36	5491.76
	Butyric acid	7379.04	7814.40	15099.84	10097.76	4337.39
	Isovaleric acid	9822.22	14463.12	24177.44	16154.26	7325.51
	Valeric acid	8614.48	13097.84	20088.32	13933.55	5782.39
Tube2	Acetic acid	2898.56	5292.16	9426.88	5872.53	3302.63
	Propionic acid	4556.00	6156.00	18114.00	9608.67	7409.15
	Isobutyric acid	9211.20	10555.20	16700.16	12155.52	3992.73
	Butyric acid	8052.96	9500.64	14872.32	10808.64	3592.92
	Isovaleric acid	10743.04	15879.92	24297.84	16973.60	6843.26
	Valeric acid	9064.72	13370.00	17502.24	13312.32	4219.06
Air	Acetic acid	0.00	75.84	129.92	68.59	65.26
	Propionic acid	396.80	396.80	555.20	449.60	91.45
	Isobutyric acid	667.20	1123.20	2107.20	1299.20	735.96
	Butyric acid	284.16	476.16	666.24	475.52	191.04
	Isovaleric acid	888.72	2231.04	3688.72	2269.49	1400.40
	Valeric acid	666.40	1897.84	3021.20	1861.81	1177.81

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ช่วงเริ่มเดินระบบ

ตารางที่ 4 COD (mg/L) , TKN (mg/L) และ Phosphorus (mg/L)

DAY	Parameter																	
	COD (mg/L)					TKN (mg/L)					Phosphorus (mg/L)							
	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff
0	281.82	266.84	241.49	187.46	132.58	53.0	30.4	27.3	26.9	23.3	22.8	25.0	4.8	5.4	5.7	6.2	4.5	6.3
5	306.76	285.38	253.56	142.78	120.74	60.6	28.9	26.8	26.5	24.6	24.1	16.6	5.9	8.6	8.3	10.9	5.1	13.6
9	283.69	279.68	246.82	159.62	105.38	62.9	29.2	26.2	25.8	24.5	23.4	19.9	8.3	8.9	9.2	9.4	4.4	47.0
12	295.86	293.46	279.54	145.74	129.56	56.2	29.7	25.9	24.6	23.7	22.8	23.2	6.7	7.4	8.1	11.6	6.1	9.0
15	332.54	298.54	265.46	127.58	113.62	65.8	30.5	24.8	23.7	21.5	20.6	32.5	9.5	10.3	11.1	12.9	4.2	55.8
18	308.40	287.74	199.62	154.84	94.66	69.3	32.1	26.2	25.6	23.6	22.4	30.2	7.4	9.2	10.8	9.2	5.5	25.7
21	292.68	234.82	213.78	123.52	78.42	73.2	34.4	25.5	24.4	19.8	19.2	44.2	8.6	11.4	13.5	11.5	4.8	44.2
24	330.82	238.46	187.48	117.54	82.48	75.1	30.7	22.4	21.8	22.3	21.6	29.6	9.2	9.6	10.2	10.4	4.5	51.1
27	349.64	209.62	191.40	96.49	64.72	81.5	29.6	24.6	23.5	20.7	18.9	36.1	6.8	10.6	9.8	9.6	3.9	42.6
30	336.58	236.84	170.52	111.58	72.64	78.4	31.5	19.7	19.3	16.8	15.5	50.8	7.5	13.7	14.3	7.5	3.4	54.7
33	323.62	218.52	185.84	94.74	75.39	76.7	29.8	21.4	20.7	19.6	18.6	37.6	9.7	18.5	19.2	8.5	4.1	57.7
36	339.74	229.38	193.56	108.52	80.36	76.3	32.3	23.6	22.4	17.2	15.7	51.4	5.4	14.4	15.3	6.4	3.5	35.2
39	294.36	219.46	154.98	82.56	64.74	78.0	30.4	20.5	19.8	12.8	11.4	62.5	7.8	10.6	9.9	6.2	3.3	57.7
42	331.58	202.59	125.52	66.84	56.38	83.0	29.5	18.7	18.2	14.7	8.8	70.2	8.3	17.6	18.4	5.4	2.9	65.1
45	317.42	232.68	142.78	88.62	45.72	85.6	30.8	21.9	20.3	11.4	9.1	70.5	6.5	14.8	16.3	5.7	3.1	52.3
48	322.68	208.54	161.46	68.54	57.46	82.2	31.2	23.2	21.6	8.9	7.2	76.9	7.6	12.7	14.6	6.3	4.2	44.7
51	295.79	212.62	120.74	72.78	46.54	84.3	29.6	20.8	19.7	9.5	7.5	74.7	7.3	15.3	16.2	5.5	3.8	47.9
54	327.38	191.96	122.52	84.36	40.32	87.7	28.9	19.7	19.5	7.9	6.8	76.5	6.8	10.8	12.2	4.9	3.3	51.5
57	314.76	195.46	138.59	58.72	34.36	89.1	30.4	21.6	20.9	8.1	6.4	78.9	8.9	16.4	17.6	3.4	2.9	67.4
60	320.54	212.52	110.48	62.58	36.48	88.6	29.7	24.3	23.5	7.2	5.9	80.1	7.4	13.5	15.2	3.1	2.4	67.6
AVER	315.33	237.76	185.31	107.77	76.63	75.4	30.5	23.3	22.4	16.9	15.4	49.4	7.5	12.0	12.8	7.7	4	44.8
MAX	349.64	298.54	279.54	187.46	132.58	89.1	34.4	27.3	26.9	24.6	24.1	80.1	9.7	18.5	19.2	12.9	6.1	67.6
MIN	281.82	191.96	110.48	58.72	34.36	53.0	28.9	18.7	18.2	7.2	5.9	16.6	4.8	5.4	5.7	3.1	2.4	6.3
SD	20	35	52	37	31	11	1	3	3	6	7	22	1	3	4	3	1	18

\*Eff = Efficiency



## ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 1

ตารางที่ 5 อุณหภูมิ (Temp (°C)), พีเอช (pH) และ ออกซิเจนละลาย (DO)

DAY	Parameter														
	Temp (°C)				pH				DO						
	EQ	TUBE 1	TUBE	Aero	Out	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out
63	29.5	29.4	29.4	29.4	29.3	5.57	6.46	6.93	7.15	7.16	0.5	0.6	0.8	2.2	1.9
66	29.6	29.4	29.3	29.3	29.3	5.39	5.88	7.14	7.20	7.19	0.4	0.8	0.8	2.3	2.0
69	29.5	29.4	29.4	29.3	29.3	5.84	6.84	6.85	7.18	7.24	0.7	0.9	1.0	2.1	1.8
72	29.7	29.6	29.5	29.5	29.4	6.06	7.08	7.20	7.24	7.36	0.3	0.6	0.7	2.1	1.9
75	29.5	29.4	29.3	29.3	29.2	5.93	6.93	7.18	7.21	7.34	0.6	0.9	1.1	2.2	2.0
78	29.5	29.4	29.4	29.4	29.3	5.76	6.46	7.09	7.26	7.25	0.6	1.0	1.2	2.3	2.0
81	29.4	29.4	29.3	29.3	29.2	5.45	5.85	6.97	7.18	7.15	0.2	0.6	0.8	2.0	1.7
84	29.6	29.5	29.4	29.4	29.3	5.81	6.87	7.14	7.30	7.32	0.4	0.9	0.9	2.1	1.9
87	29.4	29.4	29.3	29.2	29.2	5.98	7.04	7.19	7.24	7.26	0.8	1.0	1.1	2.3	2.0
90	29.3	29.3	29.1	29.1	29.1	6.08	7.08	7.20	7.32	7.33	0.5	0.8	1.0	2.0	1.9
93	29.4	29.2	29.2	29.2	29.1	6.16	7.21	7.36	7.46	7.52	0.7	1.1	1.1	2.1	1.7
96	29.4	29.2	29.1	29.1	29.0	5.49	6.96	7.18	7.24	7.32	0.4	0.9	1.0	2.2	1.9
99	29.2	29.1	29.1	29.0	28.9	6.17	7.19	7.22	7.44	7.41	0.2	1.1	1.3	2.2	2.0
102	29.0	28.9	28.8	28.8	28.7	5.83	7.28	7.41	7.41	7.39	0.5	0.9	1.0	2.1	1.8
105	28.9	28.6	28.6	28.5	28.4	6.18	7.09	7.15	7.23	7.19	0.2	0.9	0.9	2.2	2.0
108	28.6	28.5	28.5	28.4	28.3	5.86	6.91	7.44	7.54	7.49	0.4	1.1	1.2	2.1	1.9
111	28.4	28.3	28.2	28.2	28.1	5.79	7.18	7.23	7.25	7.23	0.6	1.2	1.4	2.3	2.0
114	28.1	27.9	27.8	27.8	27.6	5.96	7.22	7.28	7.31	7.47	0.5	1.1	1.3	2.1	1.9
117	27.8	27.6	27.5	27.3	27.2	5.82	7.12	7.17	7.23	7.36	0.7	1.2	1.3	2.3	2.0
120	27.6	27.4	27.3	27.1	27.1	5.84	6.91	7.41	7.48	7.47	0.4	1.1	1.3	2.1	1.7
AVER	28.6	28.5	28.4	28.3	28.2	5.91	7.11	7.29	7.36	7.39	0.5	1.1	1.2	2.2	1.9
MAX	29.4	29.2	29.2	29.2	29.1	6.18	7.28	7.44	7.54	7.52	0.7	1.2	1.4	2.3	2.0
MIN	27.6	27.4	27.3	27.1	27.1	5.49	6.91	7.15	7.23	7.19	0.2	0.9	0.9	2.1	1.7
SD	0.7	0.7	0.7	0.7	0.7	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 1

ตารางที่ 6 ORP (mV) , ของแข็งแขวนลอย (SS (mg/L)) , MLSS (mg/L) และ MLVSS (mg/L)

DAY	Parameter												
	ORP (mV)			SS (mg/L)			MLSS (mg/L)			MLVSS (mg/L)			
	TUBE 1	TUBE 2	Aero	In	Out		TUBE 1	TUBE 2	Aero	TUBE 1	TUBE 2	Aero	
63	-194	-123	91	76.4	0.0		2395	2462	2647	1782	1839	2054	
66	-176	-120	95	73.7	0.0		2428	2495	2584	1828	1784	1923	
69	-142	-117	86	69.2	0.0		2576	2622	2797	1625	1962	2065	
72	-145	-114	89	74.5	0.0		2482	2518	2749	1876	1893	2042	
75	-137	-111	93	78.3	0.0		2594	2645	2817	1954	1980	1978	
78	-119	-108	92	76.4	0.0		2736	2816	2965	2049	2023	2209	
81	-155	-127	96	86.6	0.0		2448	2572	2759	1746	1817	1936	
84	-124	-110	94	71.6	0.0		2636	2768	2874	1970	2085	2134	
87	-116	-105	90	75.8	0.0		2792	2884	2952	2105	2157	2180	
90	-120	-107	96	74.7	0.0		2954	2986	3186	2218	2249	2362	
93	-114	-106	88	78.4	0.0		3024	3185	3383	2255	2384	2502	
96	-128	-112	94	81.3	0.0		2695	2869	2992	2032	2165	2219	
99	-126	-109	98	82.6	0.0		2863	3053	3437	2140	2287	2538	
102	-118	-98	85	80.6	0.0		2484	2695	3274	1876	2029	2430	
105	-135	-113	93	78.4	0.0		2696	2886	3186	2019	2156	2349	
108	-115	-107	87	74.9	0.0		3374	3462	3648	2538	2605	2706	
111	-109	-95	74	75.3	0.0		3052	3295	3472	2279	2468	2562	
114	-112	-104	82	74.5	0.0		2663	3043	3353	1985	2290	2488	
117	-108	-99	84	79.5	0.0		3046	2484	2939	2296	1872	2174	
120	-124	-113	86	69.7	0.0		2737	2764	3254	2048	2068	2483	
AVER	-119	-106	87	77.5	0.0		2863	2974	3294	2147	2232	2445	
MAX	-108	-95	98	82.6	0.0		3374	3462	3648	2538	2605	2706	
MIN	-135	-113	74	69.7	0.0		2484	2484	2939	1876	1872	2174	
SD	9	7	7	4	0		261	294	216	195	219	160	

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 1

ตารางที่ 7 กรดไขมันระเหยง่าย (VFA (mg/l))

	Substrate	DAY			AVER	SD
		69	93	120		
Eq	Acetic acid	9020.16	9889.60	11073.92	9994.56	1030.90
	Propionic acid	12618.80	13015.60	17190.4	14274.93	2532.65
	Isobutyric acid	18216.48	18661.44	22103.04	19660.32	2127.12
	Butyric acid	14837.76	11961.60	16742.40	14513.92	2406.80
	Isovaleric acid	16559.76	25027.52	27301.68	22962.99	5660.74
	Valeric acid	20149.92	24616.48	33024.88	25930.43	6537.28
Tube1	Acetic acid	4031.36	3152.96	3003.20	3395.84	555.45
	Propionic acid	8542.80	4498.40	4201.60	5747.60	2425.26
	Isobutyric acid	6485.76	6228.00	5630.88	6114.88	438.52
	Butyric acid	7561.44	5729.28	4578.72	5956.48	1504.28
	Isovaleric acid	10395.28	6929.44	6534.64	7953.12	2124.16
	Valeric acid	12858.16	10401.44	9174.48	10811.36	1875.74
Tube2	Acetic acid	3411.52	2711.36	2373.44	2832.11	529.47
	Propionic acid	4777.60	3980.80	3482.40	4080.27	653.30
	Isobutyric acid	4724.16	5081.76	4401.60	4735.84	340.23
	Butyric acid	6514.08	4587.84	5097.12	5399.68	998.13
	Isovaleric acid	9849.84	5511.52	4856.88	6739.41	2713.52
	Valeric acid	8726.48	7679.28	6804.56	7736.77	962.25
Air	Acetic acid	0.00	2.56	0.00	0.85	1.48
	Propionic acid	139.20	0.00	0.00	46.40	80.37
	Isobutyric acid	397.44	339.36	0.00	245.60	214.67
	Butyric acid	339.36	661.44	461.76	487.52	162.58
	Isovaleric acid	1066.24	795.20	635.04	832.16	217.96
	Valeric acid	749.28	581.28	482.72	604.43	134.78

## ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 1

ตารางที่ 8 COD (mg/L) , Total Nitrogen (mg/L) และ Phosphorus (mg/L)

DAY	Parameter																	
	COD (mg/L)					Total Nitrogen (mg/L)					Phosphorus (mg/L)							
	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff
63	87.0	87.0	87.0	87.0	87.0	87.0	29.6	20.6	18.8	7.5	6.9	76.7	5.8	10.4	9.6	3.6	3.0	48.3
66	89.2	89.2	89.2	89.2	89.2	89.2	29.9	23.9	21.7	7.9	7.2	76.0	7.6	18.6	20.5	4.2	3.4	55.3
69	91.3	91.3	91.3	91.3	91.3	91.3	30.7	19.8	19.0	6.3	5.6	81.7	6.3	14.5	12.6	3.8	2.9	54.0
72	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	87.5	29.2	17.4	17.1	6.9	6.1	79.1	8.4	22.8	21.5	3.3	1.6	81.0
75	87.9	87.9	87.9	87.9	87.9	87.9	29.7	13.9	13.5	5.6	4.9	83.6	7.9	34.2	33.4	1.8	0.9	88.6
78	91.0	91.0	91.0	91.0	91.0	91.0	31.8	11.7	11.3	4.6	3.8	88.1	9.2	26.4	25.8	2.4	1.2	87.0
81	84.2	84.2	84.2	84.2	84.2	84.2	31.1	15.0	14.1	5.0	3.9	87.4	8.3	15.6	14.4	5.1	4.5	45.8
84	90.6	90.6	90.6	90.6	90.6	90.6	29.8	11.1	11.0	3.7	2.7	91.0	7.6	21.4	20.6	3.4	1.8	76.3
87	88.7	88.7	88.7	88.7	88.7	88.7	30.5	10.1	9.7	4.1	3.0	90.3	6.2	30.2	29.2	2.6	2.2	64.5
90	90.4	90.4	90.4	90.4	90.4	90.4	29.0	10.4	9.9	3.6	2.2	92.4	8.5	28.6	29.2	1.9	2.0	76.5
93	90.9	90.9	90.9	90.9	90.9	90.9	30.1	10.0	9.7	3.8	1.8	94.1	7.4	32.2	29.8	1.6	1.9	74.3
96	90.0	90.0	90.0	90.0	90.0	90.0	31.1	10.6	10.4	4.0	2.6	91.6	6.5	21.4	19.6	2.4	1.5	76.9
99	85.2	85.2	85.2	85.2	85.2	85.2	31.5	10.9	10.7	3.9	2.8	91.1	8.2	23.3	24.5	1.5	1.2	85.4
102	91.7	91.7	91.7	91.7	91.7	91.7	30.2	10.2	10.1	3.3	1.6	94.8	6.8	28.6	27.7	2.3	1.1	83.8
105	92.2	92.2	92.2	92.2	92.2	92.2	29.7	9.7	9.4	3.2	1.3	95.7	8.1	32.4	33.6	2.5	0.6	92.6
108	91.2	91.2	91.2	91.2	91.2	91.2	29.2	9.2	9.3	3.1	1.1	96.4	7.3	20.5	19.4	2.2	1.5	79.5
111	93.9	93.9	93.9	93.9	93.9	93.9	30.0	9.5	9.1	3.3	1.4	95.2	8.4	16.3	14.8	1.6	1.8	78.6
114	94.1	94.1	94.1	94.1	94.1	94.1	30.9	10.4	9.9	3.6	2.7	91.2	7.5	20.9	19.7	1.4	0.6	92.0
117	94.0	94.0	94.0	94.0	94.0	94.0	30.1	10.0	9.2	3.3	2.0	93.4	8.4	30.3	31.8	2.5	1.4	83.3
120	93.2	93.2	93.2	93.2	93.2	93.2	29.1	8.8	8.5	3.1	1.5	94.7	6.7	26.5	28.9	2.2	0.7	89.6
AVER	91.6	91.6	91.6	91.6	91.6	91.6	30.2	9.9	9.7	3.5	1.9	93.8	7.5	25.2	25.0	2.0	1.2	83.6
MAX	94.1	94.1	94.1	94.1	94.1	94.1	31.5	10.9	10.7	4.0	2.8	96.4	8.4	32.4	33.6	2.5	1.9	92.6
MIN	85.2	85.2	85.2	85.2	85.2	85.2	29.1	8.8	8.5	3.1	1.1	91.1	6.5	16.3	14.8	1.4	0.6	74.3
SD	34	17	13	7	5	3	0.8	0.6	0.7	0.4	0.6	2	0.7	6	6	0.4	0.5	6

\*Eff = Efficiency

## ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 1

## ตารางที่ 9 TKN (mg/L) , Nitrite (mg/L) และ Nitrate (mg/L)

DAY	Parameter															
	TKN (mg/L)				*Eff	Nitrite (mg/L)				Nitrate (mg/L)						
	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero		Out	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out
63	29.3	20.4	18.6	6.9	6.3	78.5	0.072	0.069	0.078	0.131	0.122	0.194	0.155	0.149	0.481	0.463
66	29.6	23.7	21.5	7.3	6.6	77.7	0.089	0.081	0.092	0.125	0.119	0.187	0.137	0.142	0.452	0.458
69	30.4	19.5	18.7	5.8	5.2	82.9	0.079	0.084	0.103	0.109	0.098	0.205	0.175	0.164	0.363	0.326
72	28.9	17.2	16.8	6.4	5.6	80.6	0.098	0.086	0.114	0.114	0.105	0.187	0.142	0.148	0.416	0.407
75	29.4	13.6	13.2	5.1	4.4	85.0	0.107	0.102	0.126	0.107	0.096	0.198	0.196	0.193	0.394	0.385
78	31.5	11.4	10.9	4.2	3.4	89.2	0.086	0.079	0.130	0.095	0.084	0.206	0.213	0.220	0.317	0.309
81	30.8	14.7	13.8	4.7	3.6	88.3	0.094	0.067	0.098	0.078	0.069	0.195	0.184	0.179	0.246	0.238
84	29.5	10.8	10.7	3.3	2.3	92.2	0.099	0.105	0.126	0.089	0.081	0.186	0.207	0.206	0.295	0.302
87	30.2	9.8	9.4	3.6	2.5	91.7	0.102	0.098	0.132	0.083	0.078	0.201	0.192	0.195	0.384	0.375
90	28.7	10.1	9.6	3.2	1.8	93.7	0.087	0.093	0.129	0.097	0.085	0.193	0.183	0.177	0.321	0.319
93	29.8	9.7	9.4	3.4	1.4	95.3	0.098	0.099	0.135	0.086	0.072	0.189	0.197	0.198	0.314	0.308
96	30.8	10.3	10.1	3.6	2.2	92.9	0.104	0.102	0.139	0.092	0.084	0.196	0.212	0.182	0.329	0.322
99	31.2	10.6	10.4	3.5	2.4	92.3	0.106	0.104	0.137	0.094	0.086	0.206	0.214	0.166	0.334	0.329
102	29.9	9.9	9.8	2.9	1.2	96.0	0.094	0.096	0.131	0.083	0.075	0.191	0.197	0.199	0.300	0.306
105	29.4	9.4	9.1	2.8	0.9	96.9	0.085	0.093	0.125	0.082	0.073	0.187	0.216	0.190	0.296	0.305
108	28.9	8.9	9.0	2.7	0.7	97.6	0.092	0.086	0.119	0.079	0.068	0.204	0.227	0.195	0.291	0.286
111	29.7	9.2	8.8	2.9	1.1	96.3	0.094	0.091	0.124	0.085	0.074	0.194	0.215	0.217	0.272	0.268
114	30.6	10.1	9.6	3.2	2.3	92.5	0.101	0.100	0.132	0.091	0.090	0.192	0.213	0.198	0.340	0.332
117	29.8	9.7	8.9	2.9	1.6	94.6	0.093	0.096	0.129	0.087	0.092	0.185	0.198	0.192	0.295	0.302
120	28.8	8.5	8.2	2.7	1.2	95.8	0.087	0.094	0.123	0.078	0.069	0.182	0.214	0.199	0.284	0.278
AVER	29.9	9.6	9.3	3.1	1.5	95.0	0.095	0.096	0.129	0.086	0.078	0.193	0.210	0.194	0.306	0.304
MAX	31.2	10.6	10.4	3.6	2.4	97.6	0.106	0.104	0.139	0.094	0.092	0.206	0.227	0.217	0.340	0.332
MIN	28.8	8.5	8.2	2.7	0.7	92.3	0.085	0.086	0.119	0.078	0.068	0.182	0.197	0.166	0.272	0.268
SD	0.8	0.6	0.7	0.3	0.6	2	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02

\*Eff = Efficiency

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 2

ตารางที่ 10 อุณหภูมิ (Temp (°C)) , พีเอช (pH) และ ออกซิเจนละลาย (DO)

DAY	Parameter														
	Temp (°C)				pH				DO						
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out
123	27.8	27.7	27.6	27.6	27.5	5.94	6.97	7.31	7.43	7.42	0.5	0.9	1.1	2.2	1.9
126	27.7	27.5	27.5	27.4	27.3	5.39	7.06	7.27	7.36	7.37	0.7	1.0	1.3	2.1	2.0
129	28.1	27.9	27.7	27.6	27.5	6.02	7.12	7.19	7.29	7.31	0.4	1.1	1.3	2.3	2.1
132	27.6	27.5	27.5	27.4	27.4	5.91	7.23	7.25	7.34	7.33	0.2	0.7	0.9	2.2	2.0
135	27.8	27.6	27.6	27.5	27.5	5.69	7.19	7.37	7.42	7.43	0.5	0.9	1.1	2.1	1.7
138	28.4	28.2	28.2	28.1	27.9	5.85	6.98	7.34	7.48	7.46	0.8	1.0	1.2	2.3	2.0
141	28.2	28.1	28.0	28.0	28.0	5.74	7.17	7.32	7.35	7.36	0.6	1.0	1.1	2.2	2.1
144	28.4	28.3	28.3	28.2	28.1	5.82	6.73	6.96	7.14	7.23	0.3	0.8	0.9	2.1	1.8
147	29.1	29.0	29.0	28.8	28.8	6.03	7.24	7.26	7.32	7.33	0.5	0.9	1.1	2.0	1.7
150	28.9	28.8	28.7	28.7	28.6	5.96	7.30	7.44	7.48	7.47	0.4	0.9	1.0	2.2	2.0
153	29.2	29.1	29.0	29.0	28.9	5.98	7.19	7.23	7.29	7.30	0.3	1.0	1.2	2.1	1.9
156	29.4	29.3	29.3	29.2	29.1	6.04	7.25	7.32	7.36	7.35	0.4	1.1	1.3	2.3	2.0
159	30.1	30.0	29.8	29.7	29.5	5.76	7.14	7.17	7.26	7.27	0.3	0.9	1.1	2.2	2.0
162	29.9	29.8	29.7	29.6	29.6	6.11	6.84	7.42	7.53	7.54	0.3	1.0	1.1	2.0	1.8
165	30.1	30.0	29.9	29.9	29.9	5.86	7.17	7.24	7.43	7.44	0.5	1.1	1.2	2.2	2.0
168	29.9	29.8	29.6	29.5	29.5	6.15	7.26	7.45	7.57	7.58	0.8	1.3	1.5	2.1	1.9
171	30.2	30.1	30.1	30.0	29.9	5.97	7.21	7.36	7.44	7.45	0.4	1.0	1.2	2.3	2.0
174	29.7	29.6	29.6	29.5	29.4	5.63	7.35	7.44	7.58	7.57	0.4	1.1	1.4	2.1	1.8
177	30.4	30.3	30.2	30.1	30.0	5.91	7.23	7.40	7.56	7.55	0.3	1.0	1.2	2.0	1.9
180	30.5	30.4	30.3	30.3	30.2	5.56	7.16	7.38	7.54	7.58	0.6	1.2	1.4	2.1	2.0
AVER	29.9	29.8	29.8	29.7	29.6	5.90	7.18	7.34	7.46	7.46	0.4	1.1	1.3	2.1	1.9
MAX	30.5	30.4	30.3	30.3	30.2	6.15	7.35	7.45	7.58	7.58	0.8	1.3	1.5	2.3	2.0
MIN	29.2	29.1	29.0	29.0	28.9	5.56	6.84	7.17	7.26	7.27	0.3	0.9	1.1	2.0	1.8
SD	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 2

ตารางที่ 11 ORP (mV) , ของแข็งแขวนลอย (SS (mg/L) ) , MLSS (mg/L) และ MLVSS (mg/L)

DAY	Parameter														
	ORP (mV)			SS (mg/L)				MLSS (mg/L)				MLVSS (mg/L)			
	TUBE 1	TUBE 2	Aero	In	Out		TUBE 1	TUBE 2	Aero	TUBE 1	TUBE 2	Aero	TUBE 1	TUBE 2	Aero
123	-120	-116	85	66.4	0.0		2784	2816	3173	2109	2136	2374			
126	-116	-107	92	70.2	0.0		2678	2784	3398	2045	2127	2556			
129	-119	-97	88	71.6	0.0		2767	2859	3483	2114	2068	2608			
132	-112	-110	90	69.4	0.0		2881	2917	3688	2386	2225	2775			
135	-109	-95	94	71.8	0.0		2938	2962	4058	2240	2247	3036			
138	-117	-103	86	76.2	0.0		2879	2983	3737	2175	2276	2814			
141	-123	-118	84	74.8	0.0		2952	2994	3552	2252	2268	2653			
144	-138	-128	90	73.6	0.0		2665	2827	3164	2018	2054	2382			
147	-114	-105	95	79.3	0.0		2847	2983	3285	2179	2257	2455			
150	-118	-109	93	80.6	0.0		3049	3006	3498	2307	2298	2630			
153	-126	-110	87	78.5	0.0		2974	2997	3506	2276	2262	2626			
156	-112	-104	89	75.3	0.0		2878	2956	3194	2182	2259	2409			
159	-114	-99	78	80.2	0.0		3085	3193	3362	2354	2416	2517			
162	-107	-102	85	78.4	0.0		2996	3039	3625	2268	2325	2424			
165	-123	-118	88	75.7	0.0		3164	3285	3284	2414	2482	2459			
168	-110	-106	92	79.6	0.0		2886	2974	3462	2186	2274	2611			
171	-111	-103	88	81.4	0.0		3098	3016	3085	2365	2287	2307			
174	-125	-113	96	78.3	0.0		2975	2996	3276	2258	2290	2462			
177	-118	-95	97	75.9	0.0		2869	2975	3588	2187	2254	2687			
180	-109	-104	98	79.2	0.0		2948	2982	3696	2238	2273	2589			
AVER	-116	-105	90	78.3	0.0		2987	3041	3408	2273	2312	2509			
MAX	-107	-95	98	81.4	0.0		3164	3285	3696	2414	2482	2687			
MIN	-126	-118	78	75.3	0.0		2869	2956	3085	2182	2254	2307			
SD	7	7	6	2	0		101	109	200	81	76	118			

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 2

ตารางที่ 12 กรดไขมันระเหยง่าย (VFA (mg/l))

	Substrate	DAY			AVER	SD
		129	153	180		
Eq	Acetic acid	11355.52	10870.40	11069.44	11098.45	243.86
	Propionic acid	18938.00	17473.60	16594	17668.53	1184.10
	Isobutyric acid	18925.44	20972.16	22071.84	20656.48	1596.78
	Butyric acid	13292.16	17207.52	16769.28	15756.32	2145.25
	Isovaleric acid	20991.60	25359.60	27096.16	24482.45	3145.39
	Valeric acid	24997.28	29822.24	27798.40	27539.31	2422.89
Tube1	Acetic acid	4244.80	3290.88	3056.96	3530.88	629.24
	Propionic acid	7016.80	4273.20	3931.20	5073.73	1691.41
	Isobutyric acid	6377.28	5746.56	5118.24	5747.36	629.52
	Butyric acid	6980.16	5982.24	4641.60	5868.00	1173.46
	Isovaleric acid	7525.28	6641.60	6007.68	6724.85	762.22
	Valeric acid	10956.96	8768.48	8356.88	9360.77	1397.57
Tube2	Acetic acid	3802.88	3034.24	2867.52	3234.88	498.92
	Propionic acid	5142.00	4669.60	3819.20	4543.60	670.34
	Isobutyric acid	5515.68	5160.96	4915.68	5197.44	301.66
	Butyric acid	6118.08	5515.20	4539.84	5391.04	796.41
	Isovaleric acid	7248.08	5914.16	5514.32	6225.52	907.85
	Valeric acid	10387.44	7152.88	6749.12	8096.48	1994.27
Air	Acetic acid	9.60	35.20	0.00	14.93	18.20
	Propionic acid	0.00	118.00	0.00	39.33	68.13
	Isobutyric acid	275.52	476.16	186.24	312.64	148.48
	Butyric acid	378.24	570.72	282.72	410.56	146.70
	Isovaleric acid	681.52	546.56	745.92	658.00	101.74
	Valeric acid	881.44	543.20	432.88	619.17	233.73



## ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 2

ตารางที่ 13 COD (mg/L) , Total Nitrogen (mg/L) และ Phosphorus (mg/L)

DAY	Parameter																	
	COD (mg/L)					Total Nitrogen (mg/L)					Phosphorus (mg/L)							
	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff
123	286.72	152.62	104.36	58.66	22.24	92.2	29.8	10.6	10.2	3.3	3.1	89.6	7.4	31.6	30.8	2.6	1.9	74.3
126	299.50	126.72	93.70	44.48	20.54	93.1	31.5	9.8	9.5	3.5	3.4	89.1	6.5	29.4	28.6	2.4	1.5	76.9
129	324.64	154.36	74.96	61.58	18.36	94.3	34.4	9.2	8.7	3.0	3.1	90.9	7.2	21.3	22.5	2.5	1.7	76.4
132	275.36	124.54	98.54	67.34	21.96	92.0	30.1	9.6	9.7	3.7	3.5	88.3	6.8	29.6	28.7	2.3	1.5	77.9
135	321.94	164.56	77.44	42.58	18.64	94.2	30.9	10.8	10.5	4.1	3.6	88.3	8.1	33.4	33.6	2.5	1.6	80.2
138	294.38	155.83	92.58	46.18	20.48	93.0	29.7	11.2	10.9	3.5	3.0	89.9	7.3	29.5	28.4	2.2	1.5	79.5
141	271.60	136.32	77.60	41.84	17.52	93.5	31.1	10.0	10.2	3.2	2.5	91.9	7.5	30.9	29.7	2.4	1.6	78.7
144	291.68	192.84	118.96	78.38	41.64	85.7	32.8	11.9	11.6	4.5	4.1	87.6	6.4	13.3	12.8	2.6	1.8	71.9
147	305.48	169.44	72.64	63.72	32.36	89.4	30.0	9.9	9.7	3.9	2.9	90.3	5.4	28.9	28.8	2.5	1.4	74.1
150	276.88	145.83	107.36	56.46	30.58	89.0	30.9	10.8	10.6	3.4	2.6	91.5	6.7	30.8	30.2	2.2	1.7	74.6
153	300.76	157.58	74.74	53.64	32.84	89.1	31.5	11.5	11.1	4.3	2.8	91.1	5.9	26.7	24.0	1.9	1.5	74.6
156	293.74	148.62	65.28	49.36	24.78	91.6	30.0	10.9	11.0	3.9	2.5	91.6	6.3	31.2	30.4	2.3	1.3	79.4
159	280.48	138.32	81.68	45.60	30.84	89.0	30.7	11.2	10.5	4.2	2.6	91.5	7.4	23.9	20.7	2.4	1.6	78.4
162	296.46	156.54	69.36	43.58	26.05	91.2	30.5	10.2	9.9	3.7	2.3	92.4	8.1	33.6	33.9	2.1	1.2	85.2
165	274.36	136.36	72.53	48.53	24.62	91.0	29.8	9.8	9.0	3.3	1.8	93.9	7.8	21.8	23.8	2.2	1.5	80.8
168	294.95	144.45	56.38	39.58	28.49	90.3	30.2	9.5	9.2	3.1	1.6	94.7	7.6	23.1	19.6	2.3	2.2	71.1
171	283.64	142.68	77.35	47.53	22.64	92.0	28.9	9.0	8.7	2.9	1.3	95.6	6.6	19.6	17.4	2.1	1.4	78.8
174	275.76	126.69	65.92	41.76	19.63	92.9	29.7	9.3	9.4	3.2	1.7	94.3	7.2	23.6	25.5	2.6	1.8	75.0
177	302.08	132.52	66.84	38.59	23.86	92.1	30.8	9.9	9.3	3.3	1.9	93.8	8.4	33.4	30.8	1.9	1.5	82.1
180	283.47	142.64	75.78	39.63	26.84	90.5	31.6	10.1	9.7	3.8	1.8	94.3	8.8	30.4	31.6	1.8	1.2	86.4
AVER	288.57	142.64	70.59	44.78	26.06	91.0	30.4	10.1	9.8	3.6	2.0	93.3	7.4	26.7	25.8	2.2	1.5	79.2
MAX	302.08	157.58	81.68	53.64	32.84	92.9	31.60	11.46	11.14	4.25	2.80	95.6	8.8	33.6	33.9	2.6	2.2	86.4
MIN	274.36	126.69	56.38	38.59	19.63	89.0	28.88	8.97	8.67	2.91	1.28	91.1	5.9	19.6	17.4	1.8	1.2	71.1
SD	10	10	7	5	4	1	0.8	0.8	0.9	0.5	0.5	2	0.9	5	6	0.3	0.3	5

\*Eff = Efficiency

## ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 2

ตารางที่ 14 TKN (mg/L), Nitrite (mg/L) และ Nitrate (mg/L)

DAY	Parameter																	
	TKN (mg/L)						Nitrite (mg/L)						Nitrate (mg/L)					
	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out		
123	29.5	10.3	9.9	3.0	2.8	90.5	0.088	0.094	0.138	0.080	0.076	0.186	0.192	0.197	0.238	0.224		
126	31.2	9.5	9.2	3.2	3.1	90.1	0.098	0.091	0.132	0.075	0.071	0.197	0.184	0.194	0.254	0.247		
129	34.1	8.9	8.4	2.7	2.8	91.8	0.093	0.097	0.126	0.091	0.094	0.195	0.197	0.183	0.246	0.251		
132	29.8	9.3	9.4	3.4	3.2	89.3	0.106	0.102	0.135	0.078	0.073	0.208	0.192	0.195	0.263	0.254		
135	30.6	10.5	10.2	3.8	3.3	89.2	0.092	0.087	0.119	0.083	0.087	0.188	0.204	0.206	0.236	0.238		
138	29.4	10.9	10.6	3.2	2.7	90.8	0.081	0.077	0.127	0.094	0.090	0.210	0.191	0.194	0.220	0.199		
141	30.8	9.7	9.9	2.9	2.2	92.9	0.103	0.098	0.133	0.088	0.085	0.186	0.198	0.195	0.238	0.232		
144	32.5	11.6	11.3	4.2	3.8	88.3	0.097	0.083	0.107	0.074	0.081	0.197	0.176	0.169	0.214	0.195		
147	29.7	9.6	9.4	3.6	2.6	91.2	0.094	0.092	0.131	0.086	0.084	0.205	0.186	0.189	0.233	0.229		
150	30.6	10.5	10.3	3.1	2.3	92.5	0.092	0.087	0.125	0.092	0.087	0.189	0.174	0.183	0.227	0.234		
153	31.2	11.2	10.9	3.8	2.4	92.3	0.093	0.092	0.136	0.085	0.070	0.202	0.173	0.169	0.318	0.307		
156	29.7	10.6	10.8	3.5	2.1	92.9	0.094	0.098	0.129	0.089	0.074	0.194	0.164	0.168	0.314	0.316		
159	30.4	10.9	10.2	3.7	2.2	92.8	0.103	0.094	0.134	0.095	0.081	0.204	0.186	0.198	0.323	0.319		
162	30.2	9.9	9.6	3.3	1.9	93.7	0.069	0.089	0.122	0.071	0.082	0.191	0.188	0.183	0.320	0.322		
165	29.5	9.5	8.7	2.9	1.4	95.3	0.098	0.097	0.117	0.086	0.074	0.188	0.176	0.181	0.317	0.318		
168	29.9	9.2	8.9	2.7	1.2	96.0	0.104	0.105	0.129	0.098	0.092	0.189	0.179	0.166	0.298	0.294		
171	28.6	8.7	8.4	2.5	0.9	96.9	0.096	0.098	0.114	0.092	0.094	0.187	0.174	0.180	0.299	0.286		
174	29.4	9.0	9.1	2.8	1.3	95.6	0.097	0.095	0.128	0.094	0.090	0.193	0.185	0.185	0.302	0.301		
177	30.5	9.6	9.0	2.9	1.5	95.1	0.102	0.103	0.134	0.096	0.084	0.198	0.186	0.184	0.311	0.314		
180	31.3	9.8	9.4	3.4	1.4	95.5	0.100	0.099	0.131	0.096	0.085	0.199	0.183	0.192	0.309	0.305		
AVER	30.1	9.8	9.5	3.2	2	94.6	0.096	0.097	0.127	0.090	0.083	0.195	0.179	0.181	0.311	0.308		
MAX	31.3	11.2	10.9	3.8	2.4	96.9	0.104	0.105	0.136	0.098	0.094	0.204	0.188	0.198	0.323	0.322		
MIN	28.6	8.7	8.4	2.5	0.9	92.3	0.069	0.089	0.114	0.071	0.070	0.187	0.164	0.166	0.298	0.286		
SD	0.8	0.8	0.9	0.4	0.5	2	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01		

\*Eff = Efficiency

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 3

ตารางที่ 15 อุณหภูมิ (Temp (°C)) , พีเอช (pH) และ ออกซิเจนละลายสาย (DO)

DAY	Parameter														
	Temp (°C)						pH						DO		
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out
183	30.5	30.4	30.4	30.3	30.2	5.83	7.24	7.42	7.57	7.58	0.4	1.0	1.2	2.2	2.0
186	30.6	30.5	30.4	30.4	30.3	6.02	7.18	7.26	7.28	7.27	0.2	0.8	1.0	2.1	1.8
189	30.8	30.7	30.7	30.6	30.5	5.65	6.20	6.38	7.05	7.00	0.6	0.8	0.9	1.9	1.7
192	31.0	30.9	30.9	30.8	30.7	5.73	7.05	7.25	7.35	7.36	0.5	0.9	1.2	2.0	1.9
195	31.2	31.1	31.1	31.0	31.0	5.86	6.96	7.32	7.55	7.54	0.3	0.6	1.0	2.3	2.1
198	31.5	31.4	31.3	31.3	31.3	6.13	6.85	6.97	7.28	7.30	0.6	0.7	1.3	2.2	2.0
201	31.4	31.2	31.2	31.1	31.0	5.75	7.03	7.19	7.37	7.39	0.3	0.4	0.8	2.1	2.0
204	31.3	31.2	31.2	31.2	31.1	5.82	6.82	6.98	7.29	7.30	0.4	0.7	1.6	2.3	2.1
207	31.4	31.3	31.3	31.2	31.1	6.03	6.78	6.85	7.26	7.29	0.5	0.7	1.2	2.0	1.9
210	31.2	31.1	31.1	31.0	30.9	5.92	6.97	7.16	7.34	7.32	0.2	0.4	0.9	2.2	2.0
213	31.3	31.2	31.2	31.1	31.0	5.85	7.04	7.36	7.38	7.40	0.4	0.4	1.3	2.0	1.8
216	31.3	31.3	31.2	31.2	31.1	6.18	6.73	7.42	7.52	7.49	0.3	0.6	1.1	2.2	2.0
219	31.1	31.0	30.9	30.8	30.7	5.54	6.95	7.12	7.26	7.24	0.6	0.6	1.4	2.1	1.9
222	31.1	31.0	30.9	30.9	30.8	5.73	6.79	7.29	7.37	7.36	0.4	0.5	1.6	2.0	1.7
225	30.9	30.8	30.8	30.7	30.6	6.08	7.02	7.42	7.46	7.46	0.3	0.4	1.3	2.3	2.1
228	30.7	30.6	30.6	30.5	30.4	5.62	6.86	7.18	7.37	7.38	0.5	0.5	1.4	2.1	1.9
231	30.8	30.6	30.5	30.4	30.3	5.76	6.79	7.14	7.24	7.25	0.3	0.3	1.2	2.2	2.1
234	30.6	30.5	30.5	30.4	30.4	6.16	6.76	7.45	7.57	7.58	0.3	0.4	1.5	2.0	1.8
237	30.7	30.5	30.5	30.4	30.3	5.74	7.01	7.24	7.35	7.36	0.3	0.3	1.0	2.3	2.1
240	30.5	30.4	30.4	30.3	30.3	5.95	7.04	7.18	7.25	7.35	0.5	0.6	1.4	2.1	1.9
AVER	30.9	30.8	30.8	30.7	30.6	5.86	6.90	7.28	7.38	7.39	0.4	0.5	1.3	2.1	1.9
MAX	31.3	31.3	31.2	31.2	31.1	6.18	7.04	7.45	7.57	7.58	0.6	0.6	1.6	2.3	2.1
MIN	30.5	30.4	30.4	30.3	30.3	5.54	6.73	7.12	7.24	7.24	0.3	0.3	1.0	2.0	1.7
SD	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1

## ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 3

ตารางที่ 16 ORP (mV) , ของแข็งแขวนลอย (SS (mg/L)) , MLSS (mg/L) และ MLVSS (mg/L)

DAY	Parameter											
	ORP (mV)			SS (mg/L)		MLSS (mg/L)			MLVSS (mg/L)			
	TUBE 1	TUBE 2	Aero	In	Out	TUBE 1	TUBE 2	Aero	TUBE 1	TUBE 2	Aero	
183	-117	-112	95	76.4	0.0	3042	3165	3462	2337	2284	2627	
186	-122	-118	89	78.3	0.0	2987	3057	3570	2312	2395	2720	
189	-136	-138	91	80.6	0.0	2752	2884	3046	2125	2146	2309	
192	-119	-106	94	77.5	0.0	2968	3016	3184	2276	2160	2428	
195	-128	-114	87	74.8	0.0	2658	3273	3580	2059	2547	2716	
198	-164	-109	75	78.4	0.0	3240	3382	3269	2484	2345	2495	
201	-190	-116	84	81.5	0.0	2994	3062	3716	2315	2279	2820	
204	-204	-108	90	80.7	0.0	3085	2859	3372	2366	2236	2574	
207	-210	-96	95	78.4	0.0	2864	2960	3063	2218	2302	2321	
210	-206	-107	92	75.8	0.0	3005	3359	3472	2309	2626	2647	
213	-212	-114	96	76.6	0.0	2916	3163	3648	2257	2458	2768	
216	-208	-109	85	80.6	0.0	3284	3684	3486	2516	2880	2654	
219	-198	-98	76	75.2	0.0	2698	3042	3547	2088	2367	2691	
222	-206	-107	84	79.4	0.0	3323	2669	3695	2551	2095	2815	
225	-204	-116	89	81.3	0.0	3596	3485	3846	2772	2711	3009	
228	-210	-118	93	75.8	0.0	2625	3196	3537	2018	2507	2697	
231	-196	-106	87	79.6	0.0	3406	3452	3662	2634	2686	2776	
234	-209	-115	75	80.2	0.0	2689	2775	3472	2065	2154	2648	
237	-211	-118	93	78.4	0.0	3215	3278	3589	2482	2568	3018	
240	-214	-99	97	76.7	0.0	3142	3083	3794	2412	2401	2894	
AVER	-207	-110	88	78.4	0.0	3089	3183	3628	2380	2483	2797	
MAX	-196	-98	97	81.3	0.0	3596	3684	3846	2772	2880	3018	
MIN	-214	-118	75	75.2	0.0	2625	2669	3472	2018	2095	2648	
SD	6	7	8	2	0	338	314	126	260	245	137	

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 3

ตารางที่ 17 กรดไขมันระเหยง่าย (VFA (mg/L))

	Substrate	DAY			AVER	SD
		189	213	240		
Eq	Acetic acid	9481.60	10393.92	11284.80	10386.77	901.62
	Propionic acid	16757.20	17360.80	18192.8	17436.93	720.82
	Isobutyric acid	21100.32	17195.04	23206.56	20500.64	3050.30
	Butyric acid	17902.08	22526.40	17079.84	19169.44	2936.14
	Isovaleric acid	27088.32	19167.68	30156.56	25470.85	5670.19
	Valeric acid	24838.80	37777.04	30454.48	31023.44	6487.86
Tube1	Acetic acid	1751.36	1065.28	926.72	1247.79	441.58
	Propionic acid	2556.40	2992.80	2152.40	2567.20	420.30
	Isobutyric acid	4498.56	3324.48	3618.72	3813.92	610.90
	Butyric acid	5017.44	4508.64	3970.56	4498.88	523.51
	Isovaleric acid	6602.40	6752.48	5874.96	6409.95	469.35
	Valeric acid	7045.92	6430.48	5451.04	6309.15	804.33
Tube2	Acetic acid	1725.44	1482.88	742.72	1317.01	511.93
	Propionic acid	1706.40	2633.20	1855.20	2064.93	497.73
	Isobutyric acid	3760.80	4196.16	3085.44	3680.80	559.66
	Butyric acid	4594.56	4240.32	3692.16	4175.68	454.66
	Isovaleric acid	5503.68	5755.68	5336.80	5532.05	210.88
	Valeric acid	5761.84	5564.72	4861.36	5395.97	473.36
Air	Acetic acid	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Propionic acid	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Isobutyric acid	112.80	89.76	71.04	91.20	20.92
	Butyric acid	406.56	231.36	306.72	314.88	87.88
	Isovaleric acid	413.28	743.68	320.32	492.43	222.50
	Valeric acid	1360.24	1025.92	834.40	1073.52	266.13

## ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 3

ตารางที่ 18 COD (mg/L) , Total Nitrogen (mg/L) และ Phosphorus (mg/L)

DAY	Parameter																	
	COD (mg/L)					Total Nitrogen (mg/L)					Phosphorus (mg/L)							
	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff
183	320.52	139.26	99.54	41.54	20.46	93.6	30.5	9.7	9.4	3.6	1.8	94.1	8.6	29.5	29.3	3.2	2.9	66.3
186	305.79	147.58	83.68	49.62	18.74	93.9	29.6	10.1	9.8	3.4	2.0	93.3	9.3	32.3	30.6	2.6	2.2	76.3
189	316.74	198.34	119.78	78.86	36.38	88.5	29.9	10.8	10.5	4.8	3.1	89.8	7.9	22.8	19.8	3.4	3.1	60.8
192	287.48	140.72	91.24	60.74	28.52	90.1	30.8	9.4	9.1	3.8	2.5	91.9	8.1	30.4	28.4	2.4	2.0	75.3
195	322.72	161.79	77.56	54.46	16.78	94.8	29.0	8.6	8.2	3.5	2.2	92.4	7.3	26.5	27.7	1.9	1.6	78.1
198	289.39	172.36	96.69	32.58	24.84	91.4	29.8	9.9	9.5	3.2	1.7	94.3	7.1	29.3	30.2	2.2	1.7	76.1
201	274.64	186.84	78.42	50.24	20.68	92.5	30.6	9.2	8.7	3.4	2.0	93.5	8.8	34.2	31.8	1.6	0.9	89.8
204	307.86	143.76	92.64	45.36	17.92	94.2	28.2	9.7	9.1	3.0	1.6	94.4	6.7	24.9	26.3	1.2	1.1	83.6
207	314.84	185.38	108.58	34.78	21.84	93.1	29.6	8.8	8.3	3.3	1.3	95.7	7.4	28.5	30.1	1.9	1.2	83.8
210	295.79	170.26	76.52	40.66	18.89	93.6	28.8	9.5	9.0	2.9	1.6	94.5	9.2	22.7	20.4	1.5	0.7	92.4
213	324.76	138.64	84.42	38.62	20.68	93.6	27.7	8.9	9.3	3.6	2.0	92.7	8.4	33.4	30.1	2.0	0.8	90.5
216	316.54	154.78	80.46	36.96	18.46	94.2	29.9	8.7	8.2	3.3	2.2	92.6	7.9	25.2	22.7	1.8	0.4	94.9
219	298.78	152.84	98.92	44.76	19.64	93.4	29.1	8.3	8.6	3.1	0.9	96.9	9.7	28.3	25.5	1.7	0.5	94.8
222	302.62	174.76	73.84	35.28	13.48	95.5	30.5	10.1	8.4	3.2	1.8	94.1	7.6	25.4	22.2	1.4	0.8	89.5
225	297.94	158.83	80.48	34.62	12.82	95.7	28.7	9.5	8.7	3.0	1.5	94.9	6.8	35.2	33.8	1.2	0.6	91.2
228	314.68	160.46	69.58	35.86	10.74	96.6	28.1	8.7	9.0	2.9	0.8	97.3	9.2	26.6	27.4	1.5	0.7	92.4
231	320.64	181.94	92.62	34.92	15.28	95.2	26.6	7.9	8.1	2.7	0.7	97.4	8.3	25.5	23.7	1.9	0.5	94.0
234	318.56	154.76	80.44	44.64	14.42	95.5	27.5	8.5	8.4	2.9	0.8	97.1	8.8	26.4	23.6	1.4	0.2	97.7
237	298.86	158.64	68.48	32.84	13.04	95.6	29.4	8.9	8.6	2.4	1.0	96.6	7.5	34.6	35.9	1.3	0.4	94.7
240	306.64	140.46	70.04	32.68	13.16	95.7	30.3	10.1	9.0	2.6	1.2	96.1	8.0	27.1	24.5	1.4	0.3	96.3
AVER	310.00	157.61	79.93	37.12	15.17	95.1	28.8	9.0	8.6	3.0	1.3	95.6	8.2	28.8	26.9	1.6	0.5	93.6
MAX	324.76	181.94	98.92	44.76	20.68	96.6	30.5	10.1	9.3	3.6	2.2	97.4	9.7	35.2	35.9	2.0	0.8	97.7
MIN	297.94	138.64	68.48	32.68	10.74	93.4	26.6	7.9	8.1	2.4	0.7	92.6	6.8	25.2	22.2	1.2	0.2	89.5
SD	10	13	10	4	3	1	1	0.7	0.4	0.4	0.6	2	0.9	4	5	0.3	0.2	3

\*Eff = Efficiency

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 3

ตารางที่ 19 TKN (mg/L) , Nitrite (mg/L) และ Nitrate (mg/L)

DAY	Parameter															
	TKN (mg/L)				*Eff	Nitrite (mg/L)				Nitrate (mg/L)						
	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero		Out	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out
183	30.2	9.4	9.1	3.2	1.4	95.4	0.093	0.098	0.129	0.089	0.084	0.197	0.178	0.198	0.311	0.307
186	29.3	9.8	9.5	3.0	1.6	94.5	0.086	0.091	0.137	0.093	0.090	0.202	0.184	0.203	0.299	0.293
189	29.6	10.5	10.2	4.5	2.7	90.9	0.100	0.090	0.103	0.075	0.077	0.196	0.167	0.188	0.274	0.279
192	30.5	9.1	8.8	3.4	2.1	93.1	0.086	0.097	0.118	0.082	0.079	0.188	0.179	0.196	0.302	0.299
195	28.7	8.3	7.9	3.1	1.8	93.7	0.098	0.104	0.126	0.094	0.091	0.179	0.183	0.209	0.315	0.310
198	29.5	9.6	9.2	2.8	1.3	95.6	0.102	0.098	0.116	0.087	0.090	0.184	0.189	0.225	0.308	0.303
201	30.3	8.9	8.4	3.0	1.6	94.7	0.094	0.109	0.129	0.096	0.093	0.195	0.195	0.216	0.297	0.294
204	27.9	9.4	8.7	2.6	1.2	95.7	0.085	0.114	0.121	0.088	0.084	0.197	0.197	0.253	0.304	0.298
207	29.3	8.5	7.9	2.9	0.9	96.9	0.092	0.107	0.134	0.098	0.093	0.189	0.188	0.242	0.288	0.290
210	28.5	9.2	8.6	2.5	1.2	95.8	0.087	0.110	0.142	0.086	0.082	0.193	0.186	0.226	0.296	0.292
213	27.4	8.6	8.9	3.2	1.6	94.2	0.096	0.115	0.139	0.097	0.094	0.196	0.191	0.249	0.320	0.319
216	29.6	8.4	7.9	2.9	1.8	93.9	0.094	0.111	0.133	0.096	0.096	0.194	0.199	0.212	0.318	0.306
219	28.8	8.0	8.2	2.7	0.5	98.3	0.093	0.109	0.148	0.095	0.093	0.188	0.196	0.229	0.312	0.318
222	30.2	9.8	8.0	2.8	1.4	95.4	0.097	0.114	0.153	0.092	0.093	0.184	0.183	0.217	0.309	0.297
225	28.4	9.2	8.4	2.6	1.1	96.1	0.084	0.099	0.131	0.091	0.081	0.186	0.184	0.196	0.283	0.289
228	27.8	8.4	8.6	2.5	0.4	98.6	0.083	0.108	0.139	0.084	0.089	0.185	0.196	0.264	0.281	0.276
231	26.3	7.6	7.8	2.3	0.3	98.9	0.083	0.107	0.136	0.085	0.086	0.188	0.190	0.197	0.294	0.292
234	27.2	8.2	8.1	2.5	0.4	98.5	0.095	0.118	0.124	0.097	0.092	0.193	0.201	0.211	0.316	0.296
237	29.1	8.6	8.2	2.0	0.6	97.9	0.097	0.117	0.132	0.099	0.089	0.190	0.198	0.241	0.311	0.313
240	30.0	9.8	8.6	2.2	0.8	97.3	0.098	0.119	0.136	0.091	0.094	0.186	0.189	0.267	0.282	0.284
AVER	28.5	8.7	8.3	2.6	0.9	96.9	0.092	0.112	0.137	0.093	0.091	0.189	0.193	0.228	0.303	0.299
MAX	30.2	9.8	8.9	3.2	1.8	98.9	0.098	0.119	0.153	0.099	0.096	0.196	0.201	0.267	0.320	0.319
MIN	26.3	7.6	7.8	2.0	0.3	93.9	0.083	0.099	0.124	0.084	0.081	0.184	0.183	0.196	0.281	0.276
SD	1	0.7	0.3	0.4	0.5	2	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.00	0.01	0.03	0.02	0.01

\*Eff = Efficiency

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 4

ตารางที่ 20 อุณหภูมิ (Temp (°C)), พีเอช (pH) และ ออกซิเจนละลาย (DO)

DAY	Parameter														
	Temp (°C)				pH				DO						
	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out	EQ	TUBE 1	TUBE 2	Aero	Out
243	30.6	30.4	30.4	30.3	30.2	5.67	6.95	7.25	7.46	7.47	0.3	0.5	1.2	2.2	2.0
246	30.4	30.3	30.2	30.2	30.1	6.02	7.06	7.39	7.61	7.61	0.5	0.7	1.4	2.0	1.8
249	30.2	30.1	30.1	30.0	29.9	5.94	6.84	7.17	7.53	7.55	0.5	0.5	1.1	2.1	2.0
252	29.8	29.6	29.6	29.5	29.5	5.89	6.16	7.06	7.01	6.97	0.4	0.5	0.9	1.9	1.8
255	30.1	30.0	30.0	29.9	29.8	6.04	6.97	7.22	7.43	7.46	0.6	0.7	1.3	2.1	1.9
258	29.9	29.8	29.8	29.7	29.6	5.76	6.83	7.18	7.27	7.30	0.3	0.5	1.0	2.2	2.1
261	30.2	30.1	30.1	30.0	29.9	5.83	6.94	7.24	7.36	7.36	0.5	0.7	1.3	2.0	1.7
264	30.1	30.0	30.0	29.9	29.8	6.12	7.02	7.43	7.59	7.61	0.3	0.4	1.5	2.3	2.0
267	30.3	30.2	30.2	30.0	30.0	5.92	6.96	7.35	7.44	7.46	0.4	0.6	1.2	2.1	1.9
270	30.0	29.9	29.9	29.8	29.7	5.65	6.78	7.16	7.29	7.31	0.6	0.6	1.5	2.3	2.1
273	29.9	29.7	29.7	29.6	29.5	5.58	6.69	7.07	7.21	7.27	0.3	0.4	1.4	2.2	2.0
276	30.1	30.0	29.9	29.9	29.8	6.05	6.74	7.14	7.25	7.25	0.5	0.7	1.6	2.3	2.1
279	30.3	30.2	30.1	30.0	30.0	6.10	7.05	7.33	7.43	7.48	0.5	0.5	1.3	2.0	1.9
282	30.0	29.8	29.8	29.7	29.6	5.76	6.76	7.15	7.26	7.25	0.4	0.5	1.4	2.1	1.9
285	30.2	30.0	29.9	29.9	29.8	6.12	7.03	7.42	7.54	7.56	0.3	0.3	1.3	2.2	2.0
288	30.4	30.2	30.2	30.1	30.0	5.94	6.96	7.38	7.49	7.50	0.6	0.7	1.2	2.0	1.7
291	30.2	30.0	29.8	29.7	29.6	5.64	6.84	7.24	7.27	7.28	0.4	0.5	1.0	2.0	1.9
294	29.8	29.6	29.5	29.3	29.3	5.78	6.97	7.48	7.56	7.62	0.3	0.4	1.4	2.3	2.1
297	30.3	30.0	29.9	29.7	29.6	6.07	7.05	7.53	7.61	7.63	0.5	0.7	1.5	2.1	1.9
300	29.6	29.5	29.5	29.4	29.4	6.15	7.09	7.55	7.58	7.60	0.4	0.4	1.6	2.1	2.0
AVER	30.1	29.9	29.8	29.7	29.7	5.92	6.92	7.33	7.42	7.44	0.4	0.5	1.4	2.1	2.0
MAX	30.4	30.2	30.2	30.1	30.0	6.15	7.09	7.55	7.61	7.63	0.6	0.7	1.6	2.3	2.1
MIN	29.6	29.5	29.5	29.3	29.3	5.58	6.69	7.07	7.21	7.25	0.3	0.3	1.0	2.0	1.7
SD	0.3	0.2	0.2	0.3	0.2	0.2	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1



ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 4

ตารางที่ 21 ORP (mV) , ของแข็งแขวนลอย (SS (mg/L)) , MLSS (mg/L) และ MLVSS (mg/L)

DAY	Parameter												
	ORP (mV)			SS (mg/L)			MLSS (mg/L)			MLVSS (mg/L)			
	TUBE 1	TUBE 2	Aero	In	Out		TUBE 1	TUBE 2	Aero	TUBE 1	TUBE 2	Aero	
243	-210	-109	96	77.3	0.0	3074	3106	3640	2384	2446	2797		
246	-197	-114	92	79.5	0.0	3382	3416	3438	2645	2585	2658		
249	-208	-117	87	80.6	0.0	3128	3207	3205	2437	2609	2560		
252	-214	-126	83	78.4	0.0	2806	2974	3084	2192	2354	2382		
255	-206	-104	90	69.5	0.0	2985	3115	3195	2320	2458	2455		
258	-199	-98	94	73.6	0.0	3274	3085	3528	2561	2447	2720		
261	-196	-108	76	76.8	0.0	3096	3148	3264	2409	2472	2508		
264	-204	-113	82	78.4	0.0	2886	2970	3782	2268	2359	2922		
267	-215	-118	96	80.5	0.0	3104	3304	3570	2417	2602	2735		
270	-211	-110	95	77.8	0.0	2960	3049	3863	2315	2414	2982		
273	-209	-107	92	78.4	0.0	3287	3416	3660	2553	2685	2807		
276	-198	-99	87	80.6	0.0	2858	2965	4172	2236	2353	3224		
279	-213	-110	78	81.4	0.0	3562	3626	3846	2765	2858	2953		
282	-206	-116	94	77.5	0.0	3179	3257	4306	2488	2577	3320		
285	-212	-109	88	74.6	0.0	2980	2740	3294	2317	2158	2529		
288	-196	-105	92	71.4	0.0	3306	3396	4670	2584	2690	3608		
291	-210	-114	97	78.5	0.0	3292	3404	4052	2557	2682	3117		
294	-214	-119	93	79.4	0.0	2849	2972	3864	2238	2355	2983		
297	-210	-97	95	80.6	0.0	3188	3354	4176	2476	2647	3210		
300	-216	-108	99	80.2	0.0	3302	3511	4285	2585	2780	3302		
AVER	-208	-108	92	78.3	0.0	3180	3264	4033	2480	2579	3105		
MAX	-196	-97	99	81.4	0.0	3562	3626	4670	2765	2858	3608		
MIN	-216	-119	78	71.4	0.0	2849	2740	3294	2236	2158	2529		
SD	7	7	6	3	0	225	281	385	170	220	302		

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 4

ตารางที่ 22 กรดไขมันระเหยง่าย (VFA (mg/l))

	Substrate	DAY			AVER	SD
		249	273	300		
Eq	Acetic acid	10824.96	9416.64	11116.48	10452.69	909.01
	Propionic acid	15912.80	17975.20	15372	16420.00	1373.72
	Isobutyric acid	21138.24	24444.00	22722.24	22768.16	1653.36
	Butyric acid	21258.72	21565.44	18524.64	20449.60	1674.10
	Isovaleric acid	38243.52	32619.44	34942.32	35268.43	2826.19
	Valeric acid	32720.24	27710.48	27105.12	29178.61	3082.04
Tube1	Acetic acid	2109.44	1082.88	1096.96	1429.76	588.66
	Propionic acid	2939.20	2731.60	2368.00	2679.60	289.13
	Isobutyric acid	5175.84	3020.64	4021.44	4072.64	1078.51
	Butyric acid	4679.04	5097.12	4813.92	4863.36	213.38
	Isovaleric acid	6435.52	7044.80	5254.48	6244.93	910.25
	Valeric acid	5285.28	6631.52	5997.60	5971.47	673.50
Tube2	Acetic acid	2045.76	1369.60	810.88	1408.75	618.37
	Propionic acid	3135.20	2282.00	1931.60	2449.60	619.06
	Isobutyric acid	4551.36	3239.04	3688.32	3826.24	666.94
	Butyric acid	5106.24	4574.40	4098.24	4592.96	504.26
	Isovaleric acid	6076.00	5141.92	4887.12	5368.35	625.95
	Valeric acid	5987.52	5499.20	5512.08	5666.27	278.29
Air	Acetic acid	12.80	0.00	0.00	4.27	7.39
	Propionic acid	81.20	0.00	0.00	27.07	46.88
	Isobutyric acid	178.56	144.96	141.12	154.88	20.60
	Butyric acid	615.84	164.16	364.32	381.44	226.33
	Isovaleric acid	469.84	352.24	575.68	465.92	111.77
	Valeric acid	978.32	1429.68	1084.16	1164.05	236.05

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การทดลองที่ 4

ตารางที่ 23 COD (mg/L) , Total Nitrogen (mg/L) และ Phosphorus (mg/L)

DAY	Parameter																	
	COD (mg/L)					Total Nitrogen (mg/L)					Phosphorus (mg/L)							
	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff
243	295.74	168.48	74.38	41.60	15.74	94.7	30.0	9.8	8.8	2.5	0.9	97.1	7.4	31.3	29.7	1.8	0.8	89.2
246	274.09	154.70	69.52	29.78	20.26	92.6	30.5	9.1	9.4	3.0	1.6	94.8	9.2	29.8	30.1	2.3	1.4	84.8
249	259.58	127.48	77.48	32.54	18.40	92.9	29.2	9.6	9.1	3.4	2.0	93.2	8.7	28.4	24.5	2.0	1.2	86.2
252	282.06	208.58	108.06	63.70	30.22	89.3	30.7	11.0	10.6	4.1	2.6	91.7	10.2	23.6	19.8	2.9	2.5	75.5
255	253.84	189.60	96.40	44.62	25.70	89.9	30.1	9.9	9.6	3.7	2.3	92.5	8.6	27.5	28.4	2.4	2.0	76.7
258	290.40	164.86	78.94	33.90	19.54	93.3	29.9	9.0	8.8	3.3	1.8	94.0	9.3	30.7	25.7	1.7	0.6	93.5
261	272.86	135.92	66.82	30.42	14.36	94.7	28.8	9.7	9.9	3.5	2.1	92.8	7.5	29.4	30.5	1.3	0.2	97.3
264	253.90	172.68	83.68	41.78	21.72	91.4	30.6	9.9	9.6	3.0	1.5	95.1	8.6	34.2	33.3	1.9	1.5	82.6
267	236.89	127.54	59.74	32.70	12.68	94.6	30.2	9.2	8.4	3.4	2.0	93.4	9.5	31.5	29.6	1.5	0.8	91.6
270	257.64	148.66	61.76	39.58	19.54	92.4	30.9	9.6	8.8	3.3	1.8	94.2	8.2	30.8	26.4	1.2	0.5	93.9
273	293.64	172.80	88.80	28.80	14.40	95.1	31.4	10.9	9.8	3.8	2.5	92.0	8.6	29.5	25.8	1.8	1.5	82.6
276	304.88	158.40	77.60	43.20	18.26	94.0	30.1	9.4	9.6	3.4	2.0	93.4	9.8	34.6	31.2	2.0	1.4	85.7
279	297.40	129.60	94.82	48.24	22.80	92.3	29.9	9.7	9.6	3.2	1.3	95.7	8.8	16.6	18.5	2.5	0.6	93.2
282	269.92	144.00	72.00	57.60	20.88	92.3	28.9	9.0	8.7	2.8	1.1	96.2	8.4	26.7	24.1	1.9	0.5	94.0
285	283.60	147.62	68.80	34.48	17.20	93.9	29.6	9.7	9.0	3.5	2.1	93.0	7.8	35.4	34.9	1.7	0.4	94.9
288	254.86	160.80	63.22	28.80	14.40	94.3	29.0	8.9	8.8	3.3	1.5	94.8	8.2	26.9	28.2	1.9	0.5	93.9
291	279.94	204.00	72.60	40.00	16.00	94.3	29.5	9.1	9.3	3.4	1.8	93.9	10.2	34.9	32.6	2.1	1.2	88.2
294	294.63	184.63	67.38	48.42	15.42	94.8	28.9	9.5	8.9	3.1	1.2	95.9	9.6	28.5	26.6	1.7	1.0	89.6
297	311.46	176.38	64.94	34.72	14.84	95.2	30.9	10.6	9.9	3.6	2.4	92.2	8.9	29.4	30.9	1.5	0.8	91.0
300	295.83	158.36	70.42	31.64	16.26	94.5	30.6	9.3	9.2	3.0	1.9	93.8	8.4	35.8	33.2	1.5	0.4	95.2
AVER	288.62	163.66	74.06	39.59	17.05	94.1	29.9	9.6	9.3	3.3	1.8	94.1	8.9	29.8	28.6	1.9	0.8	90.8
MAX	311.46	204.00	94.82	57.60	22.80	95.2	31.4	10.9	9.9	3.8	2.5	96.2	10.2	35.8	34.9	2.5	1.5	95.2
MIN	254.86	129.60	63.22	28.80	14.40	92.3	28.9	8.9	8.7	2.8	1.1	92.0	7.8	16.6	18.5	1.5	0.4	82.6
SD	17	22	10	10	3	1	0.9	0.7	0.4	0.3	0.5	2	0.8	6	5	0.3	0.4	4

\*Eff = Efficiency

## ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์การ

-

ตารางที่ 24 TKN (mg/L) , Nitrite (mg/L) และ Nitrate (mg/L)

DAY	Parameter																					
	TKN (mg/L)						Nitrite (mg/L)						Nitrate (mg/L)									
	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	*Eff	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	EQ	TUBE1	TUBE2	Aero	Out	
243	29.7	9.5	8.4	2.1	0.5	98.3	0.096	0.116	0.130	0.095	0.091	0.192	0.196	0.254	0.296	0.292						
246	30.2	8.8	9.0	2.6	1.2	96.0	0.092	0.109	0.135	0.088	0.083	0.187	0.182	0.232	0.287	0.289						
249	28.9	9.3	8.7	3.0	1.6	94.5	0.087	0.112	0.128	0.092	0.094	0.194	0.198	0.229	0.293	0.286						
252	30.4	10.7	10.3	3.8	2.2	92.8	0.094	0.092	0.109	0.073	0.075	0.198	0.165	0.184	0.274	0.278						
255	29.8	9.6	9.3	3.3	1.9	93.6	0.085	0.103	0.122	0.082	0.079	0.192	0.196	0.198	0.286	0.281						
258	29.6	8.7	8.5	2.9	1.4	95.3	0.098	0.108	0.132	0.094	0.092	0.186	0.193	0.203	0.304	0.295						
261	28.5	9.4	9.6	3.1	1.7	94.0	0.083	0.114	0.129	0.096	0.093	0.193	0.203	0.194	0.297	0.292						
264	30.3	9.6	9.2	2.6	1.1	96.4	0.092	0.122	0.138	0.087	0.085	0.188	0.195	0.212	0.312	0.309						
267	29.9	8.9	8.1	3.0	1.6	94.6	0.096	0.118	0.134	0.091	0.087	0.191	0.201	0.198	0.294	0.298						
270	30.6	9.3	8.5	2.9	1.4	95.4	0.086	0.125	0.127	0.093	0.090	0.189	0.194	0.192	0.300	0.295						
273	31.1	10.6	9.4	3.4	2.1	93.2	0.091	0.129	0.144	0.096	0.096	0.192	0.206	0.214	0.319	0.324						
276	29.8	9.1	9.2	3.0	1.6	94.6	0.088	0.116	0.139	0.092	0.095	0.196	0.190	0.219	0.311	0.302						
279	29.6	9.4	9.3	2.8	0.9	97.0	0.095	0.113	0.134	0.098	0.096	0.193	0.189	0.215	0.307	0.302						
282	28.6	8.7	8.4	2.4	0.7	97.6	0.082	0.107	0.129	0.086	0.088	0.187	0.186	0.193	0.298	0.308						
285	29.3	9.4	8.7	3.1	1.7	94.2	0.086	0.118	0.132	0.088	0.079	0.191	0.198	0.196	0.302	0.297						
288	28.7	8.6	8.5	2.9	1.1	96.2	0.087	0.116	0.136	0.090	0.092	0.189	0.185	0.189	0.296	0.309						
291	29.2	8.8	9.0	3.0	1.4	95.2	0.089	0.116	0.137	0.094	0.089	0.192	0.201	0.192	0.300	0.298						
294	28.6	9.2	8.6	2.7	0.8	97.2	0.087	0.109	0.135	0.085	0.084	0.184	0.186	0.187	0.298	0.286						
297	30.6	10.3	9.6	3.2	2.0	93.5	0.092	0.128	0.142	0.099	0.099	0.195	0.204	0.204	0.316	0.305						
300	30.3	9.0	8.9	2.6	1.5	95.0	0.088	0.115	0.132	0.092	0.087	0.188	0.190	0.191	0.301	0.298						
AVER	29.6	9.3	9.0	2.9	1.4	95.4	0.089	0.117	0.136	0.092	0.091	0.191	0.194	0.200	0.305	0.303						
MAX	31.1	10.6	9.6	3.4	2.1	97.6	0.095	0.129	0.144	0.099	0.099	0.196	0.206	0.219	0.319	0.324						
MIN	28.6	8.6	8.4	2.4	0.7	93.2	0.082	0.107	0.129	0.085	0.079	0.184	0.185	0.187	0.296	0.286						
SD	0.9	0.7	0.4	0.3	0.5	2	0.00	0.01	0.00	0.00	0.01	0.00	0.01	0.01	0.01	0.01						

\*Eff = Efficiency

ตารางที่ 25 Quantity ของ AOB และ Threshold Cycle (Ct) จากเครื่อง Real-time PCR

Target	Sample	Task	Quantity	Ct
AOB		STANDARD	79900000	15.6358
		STANDARD	7990000	18.1100
		STANDARD	799000	22.9684
		STANDARD	79900	26.3250
		STANDARD	7990	29.0448
		STANDARD	799	33.2569
		STANDARD	79.9	36.5896
	TS1.1		4100053.42	19.9314
	TS1.2		1550458.00	21.4280
	TS1.3		9660544.64	18.6124
	TS1.4		46244241.61	16.2025
	TS1.5		4995791.43	19.6273
	TS2.1		18433761.99	17.6180
	TS2.2		55388876.81	15.9248
	TS2.3		38239861.76	16.4950
	TS2.4		4638503.61	19.7415
	TS2.5		3505751.18	20.1724
	TL1.1		2205428.98	20.8857
	TL1.2		117592.86	25.3972
	TL1.3		573577.87	22.9584
	TL1.4		221919.80	24.4198
	TL1.5		1928628.21	21.0921
	TL2.1		41969.74	26.9828
	TL2.2		3107464.20	20.3580
	TL2.3		132251.74	25.2164
	TL2.4		681620.67	22.6928
	TL2.5		7377681.19	19.0273
	A1		19524864.32	17.5295
	A2		1285510.559	21.7164
	A3		10073370.73	18.5480
	A4		38534185.77	16.4832
	A5		32722503.12	16.7348

### การคำนวณปริมาณ AOB

กรณี ตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียง (TS1 และ TS2)

$$= (\text{Quantity} \times \text{ปริมาณการเจือจางตัวอย่าง}) / \text{ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์}$$

โดย ปริมาณการเจือจางตัวอย่าง =  $10^{-5}$

ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์ = 1 g

กรณี ตัวอย่างแบบตะกอนแขวนลอย (TL1, TL2 และ A)

$$= \text{Quantity} / \text{ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์}$$

โดย ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์ = 1 ml x MLSS (mg/l)

ตารางที่ 26 ปริมาณ AOB จากการคำนวณ

Sample	AOB (copies/gMLSS)	Average (copies/ gMLSS)
TS1.1	4.10E+01	1.33E+02
TS1.2	1.55E+01	
TS1.3	9.66E+01	
TS1.4	4.62E+02	
TS1.5	5.00E+01	
TS2.1	1.84E+02	2.40E+02
TS2.2	5.54E+02	
TS2.3	3.82E+02	
TS2.4	4.64E+01	
TS2.5	3.51E+01	
TL1.1	7.14E+08	3.27E+08
TL1.2	3.81E+07	
TL1.3	1.86E+08	
TL1.4	7.18E+07	
TL1.5	6.24E+08	
TL2.1	1.32E+07	7.13E+08
TL2.2	9.76E+08	
TL2.3	4.15E+07	
TL2.4	2.14E+08	
TL2.5	2.32E+09	
A1	6.13E+09	6.42E+09
A2	4.04E+08	
A3	3.16E+09	
A4	1.21E+10	
A5	1.03E+10	

ตารางที่ 27 Quantity ของ *Nitrospira* และ Threshold Cycle (Ct) จากเครื่อง Real-time PCR

Target	Sample	Task	Quantity	Ct
NOB		STANDARD	92600000	14.9198
		STANDARD	9260000	17.5870
		STANDARD	926000	20.9160
		STANDARD	92600	24.0239
		STANDARD	9260	29.0620
		STANDARD	926	32.2898
		STANDARD	92.6	33.9810
	TS1.1		7477682.40	18.2365
	TS1.2		742997.37	21.6284
	TS1.3		3009313.22	19.5736
	TS1.4		66705159.91	15.0218
	TS1.5		9237054.95	17.9261
	TS2.1		42868822.18	15.6713
	TS2.2		3307067.30	19.4350
	TS2.3		22254155.33	16.6344
	TS2.4		1102101.76	21.0492
	TS2.5		35936960.96	15.9304
	TL1.1		354412.35	22.7158
	TL1.2		7644.92	28.3515
	TL1.3		92874.65	24.6831
	TL1.4		1471065.42	20.6250
	TL1.5		827705.24	21.4698
	TL2.1		346445.15	22.7492
	TL2.2		42424.44	25.8341
	TL2.3		2480815.44	19.8573
	TL2.4		1018768.08	21.1647
	TL2.5		256687.82	23.1897
	A1		23956803.83	16.5261
	A2		919187.68	21.3158
	A3		6464862.36	18.4503
	A4		18889528.38	16.8752
	A5		10513192.17	17.7360

#### การคำนวณปริมาณ *Nitrospira*

กรณี ตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียง (TS1 และ TS2)  

$$= (\text{Quantity} \times \text{ปริมาณการเจือจางตัวอย่าง}) / \text{ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์}$$

โดย ปริมาณการเจือจางตัวอย่าง =  $10^{-5}$

ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์ = 1 g

กรณี ตัวอย่างแบบตะกอนแขวนลอย (TL1, TL2 และ A)

$$= \text{Quantity} / \text{ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์}$$

โดย ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์ = 1 ml x MLSS (mg/l)

ตารางที่ 28 ปริมาณ *Nitrospira* จากการคำนวณ

Sample	<i>Nitrospira</i> (copies/ gMLSS)	Average (copies/ gMLSS)
TS1.1	7.48E+01	1.74E+02
TS1.2	7.43E+00	
TS1.3	3.01E+01	
TS1.4	6.67E+02	
TS1.5	9.24E+01	
TS2.1	4.29E+02	2.11E+02
TS2.2	3.31E+01	
TS2.3	2.23E+02	
TS2.4	1.10E+01	
TS2.5	3.59E+02	
TL1.1	1.15E+08	1.78E+08
TL1.2	2.47E+06	
TL1.3	3.01E+07	
TL1.4	4.76E+08	
TL1.5	2.68E+08	
TL2.1	1.09E+08	2.60E+08
TL2.2	1.33E+07	
TL2.3	7.79E+08	
TL2.4	3.20E+08	
TL2.5	8.06E+07	
A1	6.60E+09	3.35E+09
A2	2.53E+08	
A3	1.78E+09	
A4	5.21E+09	
A5	2.90E+09	



ตารางที่ 29 Quantity ของ PAO และ Threshold Cycle (Ct) จากเครื่อง Real-time PCR

Target	Sample	Task	Quantity	Ct
PAO		STANDARD	74100000	6.3080
		STANDARD	7410000	11.8680
		STANDARD	741000	15.0413
		STANDARD	74100	19.3530
		STANDARD	7410	25.5662
		STANDARD	741	29.2620
		STANDARD	74.1	35.0210
	TS1.1		5996399.55	11.3860
	TS1.2		3905440.56	12.2603
	TS1.3		9071046.22	10.5420
	TS1.4		503864.98	16.4358
	TS1.5		1463542.79	14.2616
	TS2.1		643194.79	15.9380
	TS2.2		2248110.47	13.3864
	TS2.3		8000362.26	10.7981
	TS2.4		77206.75	20.2606
	TS2.5		1495541.45	14.2175
	TL1.1		1208.58	28.7368
	TL1.2		165.08	32.7960
	TL1.3		8867.45	24.6732
	TL1.4		430.07	30.8436
	TL1.5		3837.49	26.3810
	TL2.1		67.41	34.6221
	TL2.2		1390.98	28.4502
	TL2.3		409.69	30.9426
	TL2.4		3474.69	26.5835
	TL2.5		158.88	32.8740
	A1		3745.09	26.4307
	A2		39558.35	21.6241
	A3		1117.04	28.8974
	A4		15447.74	23.5414
	A5		538.57	30.3849

### การคำนวณปริมาณ PAO

กรณี ตัวอย่างบนตัวกลางแบบท่อเอียง (TS1 และ TS2)

$$= (\text{Quantity} \times \text{ปริมาณการเจือจางตัวอย่าง}) / \text{ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์}$$

โดย ปริมาณการเจือจางตัวอย่าง =  $10^{-3}$

ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์ = 1 g

กรณี ตัวอย่างแบบตะกอนแขวนลอย (TL1, TL2 และ A)

$$= \text{Quantity} / \text{ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์}$$

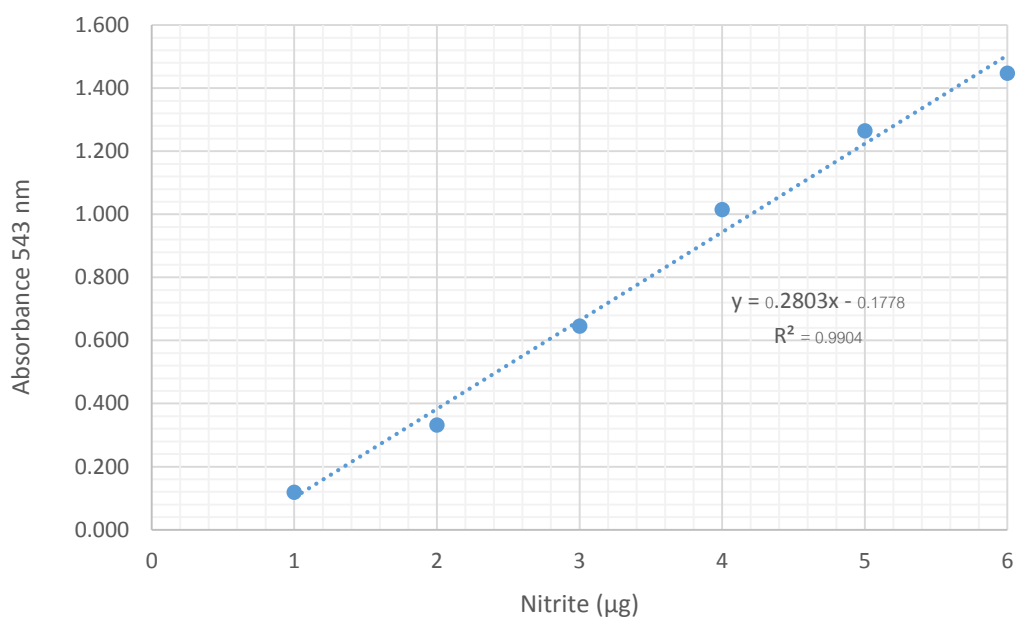
โดย ปริมาณตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์ = 1 ml x MLSS (mg/l)

ตารางที่ 30 ปริมาณ PAO จากการคำนวณ

Sample	PAO (copies/gMLSS)	Average (copies/ gMLSS)
TS1.1	6.00E+03	4.19E+03
TS1.2	3.91E+03	
TS1.3	9.07E+03	
TS1.4	5.04E+02	
TS1.5	1.46E+03	
TS2.1	6.43E+02	2.49E+03
TS2.2	2.25E+03	
TS2.3	8.00E+03	
TS2.4	7.72E+01	
TS2.5	1.50E+03	
TL1.1	3.91E+05	9.39E+05
TL1.2	5.34E+04	
TL1.3	2.87E+06	
TL1.4	1.39E+05	
TL1.5	1.24E+06	
TL2.1	2.12E+04	3.46E+05
TL2.2	4.37E+05	
TL2.3	1.29E+05	
TL2.4	1.09E+06	
TL2.5	4.99E+04	
A1	1.03E+06	3.33E+06
A2	1.09E+07	
A3	3.08E+05	
A4	4.26E+06	
A5	1.48E+05	



## Standard curve nitrite

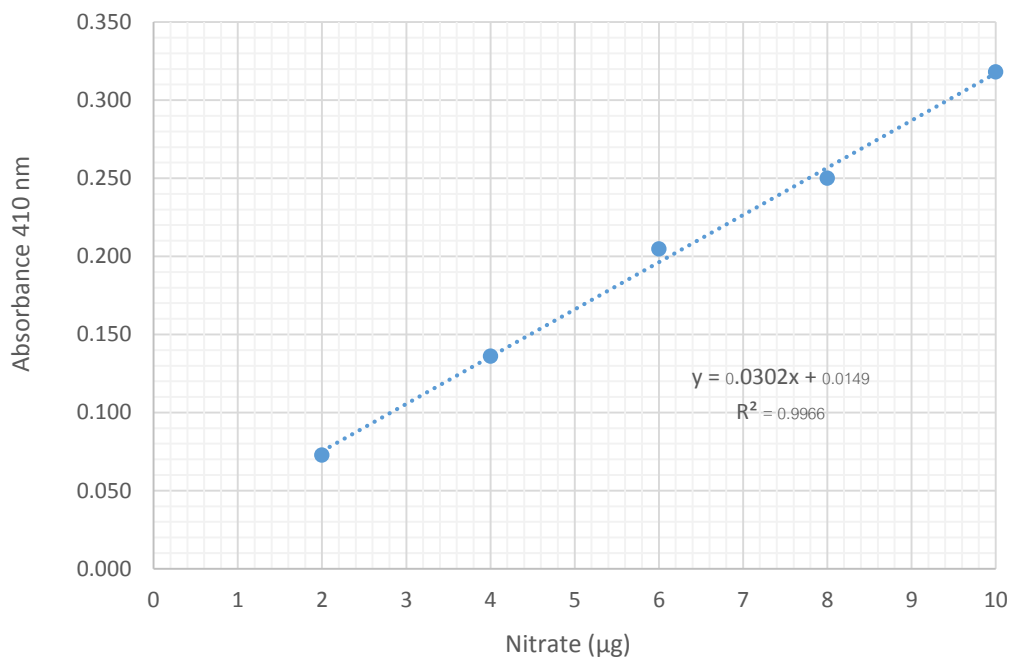


Nitrite (µg)	Abs 543	Abs 543 (AVER)
1	0.118	0.118
	0.118	
	0.119	
2	0.330	0.331
	0.332	
	0.332	
3	0.644	0.645
	0.647	
	0.643	
4	1.016	1.015
	1.010	
	1.019	
5	1.265	1.265
	1.264	
	1.265	
6	1.447	1.447
	1.447	
	1.446	

$$\text{Nitrite (mg/l)} = \frac{\text{ไมโครกรัมที่อ่านได้จากกราฟ (µg)}}{\text{ปริมาตรตัวอย่าง (ml)}}$$

ปริมาตรตัวอย่างที่ใช้ = 50 ml ที่ผ่านการกรองด้วยกระดาษกรองขนาด 0.45 ไมครอน

Standard curve nitrate

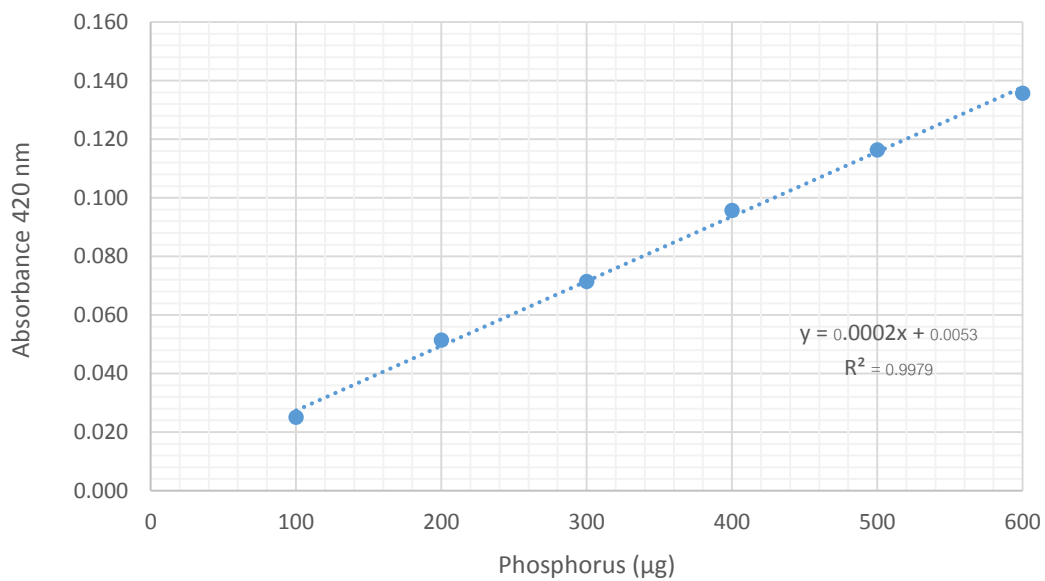


Nitrate (µg)	Abs 410	Abs 410 (AVER)
2	0.073	0.073
	0.073	
	0.072	
4	0.131	0.136
	0.131	
	0.146	
6	0.203	0.205
	0.207	
	0.204	
8	0.250	0.250
	0.253	
	0.247	
10	0.317	0.318
	0.320	
	0.317	

$$\text{Nitrate (mg/l)} = \frac{\text{ไมโครกรัมที่อ่านได้จากกราฟ (µg)}}{\text{ปริมาตรตัวอย่าง (ml)}}$$

ปริมาตรตัวอย่างที่ใช้ = 10 ml ที่ผ่านการกรองด้วยกระดาษกรองขนาด 0.45 ไมครอน

## Standard curve phosphorus



Phosphorus (µg)	Abs 420	Abs 420 (AVER)
100	0.024	0.025
	0.026	
	0.025	
200	0.050	0.051
	0.053	
	0.051	
300	0.071	0.071
	0.073	
	0.070	
400	0.094	0.096
	0.096	
	0.097	
500	0.115	0.116
	0.118	
	0.116	
600	0.134	0.136
	0.137	
	0.136	

$$\text{Phosphorus (mg/l)} = \frac{\text{ไมโครกรัมที่อ่านได้จากกราฟ (µg)}}{\text{ปริมาตรตัวอย่าง (ml)}}$$

ปริมาตรตัวอย่างที่ใช้ = 35 ml ที่ผ่านการกรองด้วยกระดาษกรองขนาด 0.45 ไมครอน

## ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาวจุฑามาศ คะตะสมบุรณ์ เกิดเมื่อวันที่ 22 กันยายน 2528 ที่จังหวัดอุดรดิตถ์ สำเร็จการศึกษาระดับปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต สาขาสิ่งแวดล้อม คณะเทคโนโลยีทางทะเล มหาวิทยาลัยบูรพา วิทยาเขตจันทบุรี ในปีการศึกษา 2549 และเข้าศึกษาต่อในระดับปริญญา วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์ มหาวิทยาลัย เมื่อปีการศึกษา 2555

### การเผยแพร่ผลงานวิทยานิพนธ์

จุฑามาศ คะตะสมบุรณ์ และ ชวลิต รัตนธรรมสกุล "ผลของรูปแบบการเวียนสลับต่อการกำจัดธาตุอาหารด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่มีท่อเอียงสำหรับการนำน้ำเสียอาคารกลับมาใช้ใหม่" เอกสารประกอบการประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 14 รหัสบทความ 27R1-01 หน้า 1-2 วันที่ 27-29 พฤษภาคม 2558 ณ โรงแรมโลตัส ปางสวนแก้ว จังหวัดเชียงใหม่ จัดโดยสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย