

การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับชั้นในถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็น
วัสดุตัวกลาง



นางสาวสุภาณี โนใหม่

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 2559

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Carbon Step Feed in Denitrification Fluidized Bed Reactor Using Rubber Granule as
a Media

Miss Supanee Nomai



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 2016

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับชั้นในถังปฏิกรณ์ดี
	ไนทรีฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง
โดย	นางสาวสุภาณี โนนใหม่
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยพร ภูประเสริฐ
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม	รองศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณะ พึ่งรัมย์

คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้รับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วน
หนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาโทบัณฑิต

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

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.พิสุทธิ์ เพ็ชรมนกุล)

..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยพร ภูประเสริฐ)

..... อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม
(รองศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณะ พึ่งรัมย์)

..... กรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.ตะวัน ลิ้มปิยากร)

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

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

สุภาณี โนนใหม่ : การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับชั้นในถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง (Carbon Step Feed in Denitrification Fluidized Bed Reactor Using Rubber Granule as a Media) อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก: ผศ. ดร.ชัยพร ภูประเสริฐ, อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม: รศ. ดร.วิบูลย์ลักษณ์ ฟังรัมย์, 194 หน้า.

งานวิจัยนี้ศึกษาแนวทางการลดปริมาณการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกในการบำบัดไนเตรตในน้ำเสีย โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อควบคุมการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนปริมาณน้อยที่สุดที่เพียงพอกับปริมาณไนเตรตที่ต้องการบำบัด ดำเนินการในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ในสภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำเสียภายใน ด้วยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเข้าถังปฏิกรณ์แบบเป็นลำดับชั้น (step feed) ในจุดที่สารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอต่อการกำจัดไนเตรต ในการทดลองกำหนดค่าปริมาณไนเตรตเฉลี่ยเข้าระบบเท่ากับ 100 มก.ไนโตรเจน/ล. และใช้กลูโคสเป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอน งานวิจัยนี้แบ่งการทดลองออกเป็น 4 ขั้นตอนที่เกิดขึ้นในระบบต่อเนื่องในถังปฏิกรณ์เพียงถังเดียว โดยการทดลองขั้นที่ 1 เป็นการเริ่มต้นเดินระบบด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 5:1 ซึ่งเป็นสัดส่วนที่เหมาะสมทางสโตยชิโอเมตริกของกระบวนการกำจัดไนเตรตทางชีวภาพ เมื่อจุลินทรีย์สร้างฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางและระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนเท่ากับร้อยละ 97.59±8.30 และ 85.50±9.07 ตามลำดับ จากนั้นจึงเดินระบบต่อเนื่องเข้าสู่การทดลองขั้นที่ 2 โดยปรับลดค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N ในน้ำเสียสังเคราะห์ลงเท่ากับ 1:1 จากการทดลองพบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนลดลง โดยมีค่าคงเหลือร้อยละ 25.93±9.89 และ 80.36±9.23 ตามลำดับ เมื่อทำการวิเคราะห์ความเข้มข้นไนเตรตและซีโอดีที่จุดเก็บตัวอย่างตำแหน่งต่างๆ ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ พบว่าสารอินทรีย์คาร์บอนลดลงอย่างรวดเร็วที่บริเวณด้านล่างของถังปฏิกรณ์ จึงบังคับตำแหน่งในถังปฏิกรณ์ที่สารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน เมื่อเข้าสู่การทดลองขั้นที่ 3 ซึ่งทำการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับชั้นเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ เพื่อหาความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำที่สุดในการบำบัดไนเตรตให้ผ่านค่าตามมาตรฐานน้ำทิ้ง โดยพบว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนที่ตำแหน่งจุดเก็บตัวอย่างที่ 2 ด้วยค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N โดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6:1 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนสูงสุด เท่ากับร้อยละ 96.86±3.65 และ 95.74±1.84 ตามลำดับ สำหรับการทดลองขั้นสุดท้ายเป็นการศึกษาการเปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรดีไนทริฟิอิงแบคทีเรียในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบด เมื่อแปรค่าปริมาณการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนที่ป้อนเข้าสู่ระบบแตกต่างกัน ดำเนินการด้วยเทคนิค PCR-DGGE ผลการทดลองพบว่า ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียไม่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรดีไนทริฟิอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ จึงอาจกล่าวได้ว่า การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเพียงตำแหน่งเดียวในจุดที่เหมาะสมเพียงพอต่อการกำจัดไนเตรตได้อย่างสมบูรณ์ ในถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง เมื่อเดินระบบโดยไม่มีการเวียนน้ำเสียกลับ ซึ่งสามารถลดปริมาณการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันได้มาก โดยน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วมีค่าไนเตรตและ

ซีโอดีต่ำและผ่านมาตรฐานน้ำทิ้ง
ภาควิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ลายมือชื่อนิสิต

สาขาวิชา วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาหลัก

ปีการศึกษา 2559

ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาร่วม

5670440921 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORDS: DENITRIFICATION / CARBON SOURCE / BIOFILM / FLUIDIZED BED REACTOR

SUPANEE NOMAI: Carbon Step Feed in Denitrification Fluidized Bed Reactor Using Rubber Granule as a Media. ADVISOR: ASST. PROF.CHAIYAPORN PUPRASERT, Ph.D., CO-ADVISOR: ASSOC. PROF.WIBOONLUK PUNGRASMI, Ph.D., 194 pp.

This research aims to study the conservation of carbon source in denitrification process by external carbon source step-feed technique. The main objective is to find the optimum amount of carbon source for denitrification process. In this experiment, an anaerobic fluidized bed reactor with non-internal recirculation using rubber granule as a media was conducted. A fixed nitrate concentration as 100 mg/L was added into the synthetic wastewater and various COD concentration were prepared from glucose as carbon source. The study consisted of 4 experimental steps. The first step is the reactor start-up. According to stoichiometry, a COD/NO₃⁻-N ratio was fixed as 5:1 to promote active biofilm in the reactor. After steady state, the result showed that nitrate and COD removal efficiencies were 97.59±8.30% and 85.50±9.07%, respectively. In the second step, a COD/NO₃⁻-N ratio was decreased to 1:1 to represent a low COD contained wastewater. The results indicated the reduction of nitrate and COD removal efficiencies as 25.93±9.89% and 80.36±9.23%, respectively. In this step, the effluent from various sampling ports along the reactor height were collected and analyzed. Nitrate and COD concentration were evaluated to indicate the point of insufficient carbon source. The result presented that almost COD was rapidly reduced at the bottom of the reactor. Therefore, in the third step, external carbon source was fed (as step-feed) at the sampling port number 2. The result showed that the highest nitrate removal efficiency occurred at the COD/NO₃⁻-N ratio of 3.6:1 as 96.86±3.65%. Moreover, the COD removal efficiency was 95.74±1.84%. In the last step, the microbial population was study via PCR-DGGE technique. The results illustrated that denitrifying bacteria population did not change from the effect of organic carbon source. The result clearly revealed that difference quantity of carbon source in anaerobic fluidized bed reactor had not affected to structural of denitrifying bacteria. It can be concluded that the only one point of carbon source adding at a suitable position of the anaerobic fluidized bed reactor with non-internal recirculation using rubber granule as a media can achieve high nitrate reduction performance and the effluent contained very low nitrate and COD concentration.

Department: Environmental Engineering

Field of Study: Environmental Engineering

Academic Year: 2016

Student's Signature

Advisor's Signature

Co-Advisor's Signature

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยพร ภูประเสริฐ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลักและรองศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณะ ฝั่งรัมย์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ซึ่งเป็นผู้มีพระคุณประสิทธิ์ประสาทให้วิชาความรู้ที่เป็นประโยชน์ในงานวิจัย ตลอดจนให้การสนับสนุนและช่วยเหลือผู้วิจัยเป็นอย่างดีตลอดระยะเวลาที่ทำงานวิจัย

ขอขอบพระคุณคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ทุกท่านที่กรุณาให้คำแนะนำ รวมทั้งตรวจทานวิทยานิพนธ์ให้สมบูรณ์

ขอขอบพระคุณอาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่ได้มอบวิชาความรู้ ซึ่งเป็นประโยชน์ต่อผู้วิจัย และทำให้วิทยานิพนธ์เล่มนี้สำเร็จได้

ขอขอบพระคุณภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ได้เอื้อเฟื้อสถานที่ในการติดตั้งอุปกรณ์และเดินระบบ

ขอขอบพระคุณศูนย์ความเป็นเลิศแห่งชาติด้านการจัดการสิ่งแวดล้อมและของเสียอันตราย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ได้เอื้อเฟื้อเครื่องมือและสถานที่ในการวิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของจุลินทรีย์ในระบบโดยใช้เทคนิคทางชีววิทยาระดับโมเลกุล

ขอขอบพระคุณศูนย์บริการวิชาการแห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัยที่ให้ทุนสนับสนุนงานวิจัยนี้

ขอขอบพระคุณรุ่นพี่พัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกูล และเพื่อนๆ นิสิตระดับปริญญาโท และรุ่นพี่ปริญญาเอก ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้การช่วยเหลือให้คำปรึกษาและให้กำลังใจในช่วงตลอดระยะเวลาของการทำวิทยานิพนธ์

สุดท้ายนี้ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ คุณพ่อ คุณแม่ และครอบครัว ที่คอยอบรมสั่งสอนและเป็นกำลังใจที่สำคัญให้แก่ผู้วิจัยตลอดมา

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	1
สารบัญตาราง.....	7
สารบัญภาพ	8
บทที่ 1 บทนำ	10
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	10
1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย	12
1.3 ขอบเขตของงานวิจัย.....	13
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	14
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	15
2.1 ไนโตรเจน	15
2.1.1 สารประกอบไนโตรเจน.....	16
2.2 แหล่งที่มาของการเกิดไนเตรต.....	17
2.2.1 น้ำเสียที่เกิดจากเกษตรกรรมและฟาร์มเลี้ยงสัตว์	17
2.2.2 น้ำเสียที่เกิดจากอุตสาหกรรม	17
2.2.3 น้ำเสียที่เกิดจากการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ	18
2.3 ผลกระทบที่เกิดขึ้นเมื่อเกิดการปนเปื้อนไนเตรตออกสู่สิ่งแวดล้อม	18
2.3.1 ผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม.....	18
2.3.2 ผลกระทบต่อมนุษย์.....	19
2.3.3 ผลกระทบต่อสัตว์.....	20

2.4 การบำบัดไนเตรตในน้ำเสีย	20
2.4.1 การบำบัดด้วยวิธีทางฟิสิกส์-เคมี (Physic-chemical treatment method).....	20
2.4.2 การบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพ (Biological treatment method)	20
2.5 ปฏิกริยาไนเตรตรีดักชัน (Nitrate reduction)	21
2.5.1 การเกิด Dissimilatory nitrate reduction.....	21
2.5.2 การเกิด Assimilatory nitrate reduction.....	23
2.6 กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification process)	23
2.6.1 วิธีชีวเคมีของการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน.....	25
2.6.2 สารที่สามารถทำหน้าที่เป็นสารให้อิเล็กตรอนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน	27
2.6.3 กลุ่มจุลินทรีย์ที่มีบทบาทในการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน	28
2.6.4 สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมในการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน	29
2.6.4.1 ค่าออกซิเจนละลาย.....	30
2.6.4.2 ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน (COD:NO ₃ ⁻ -N) ที่เหมาะสม....	30
2.6.4.3 ค่าพีเอชที่เหมาะสม	31
2.6.4.4 ค่าความเป็นกรดเป็นด่าง.....	31
2.6.4.5 ค่าโออาร์พี (Oxidation reduction potential, ORP)	32
2.6.4.6 ค่าอุณหภูมิที่เหมาะสม	32
2.6.4.7 ปริมาณไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในระบบ	33
2.6.4.8 สารเคมีที่ยับยั้งการเกิดปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชัน.....	33
2.6.5 การเกิดไนไตรต์สะสมในระบบ.....	33
2.6.6 ผลกระทบที่เกิดขึ้นหากเกิดไนไตรต์สะสมในระบบ	36
2.6.6.1 ผลกระทบต่ออัตราการเกิดปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชัน	36
2.6.6.2 ผลกระทบต่อค่าคงที่ในการเกิดปฏิกริยาดีไนทริฟิเคชัน	36

2.6.7	ปัจจัยทางกายภาพที่ใช้ในการควบคุมการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดที่ใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด	37
2.6.8	สโตยชิโอเมตริก (stoichiometric) ของการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน	38
2.6.8.1	การหาอัตราส่วนการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนต่อปริมาณไนเตรต.....	39
2.6.8.2	ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน (COD/NO ₃ ⁻ -N) ที่เหมาะสมในการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันของสารอินทรีย์คาร์บอนแต่ละชนิด..	41
2.6.9	จลนศาสตร์ของการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน	43
2.6.9.1	อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification rate).....	43
2.6.9.2	รูปแบบการทดลองการหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน.....	45
2.6.9.3	อัตราการใช้สารอินทรีย์คาร์บอน	50
2.6.9.4	อัตราการใช้ไนเตรต.....	52
2.7.	ระบบแอน็อกซิคฟลูอิดไดซ์เบด (Anoxic fluidized bed)	53
2.7.1	ความเป็นมาและลักษณะของถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด	53
2.7.2	ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด (Fluidized bed reactor).....	54
2.7.3	การเลือกวัสดุตัวกลางที่ใช้ภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด	55
2.7.4	การเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	56
2.7.5	พารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่มีผลต่อปริมาณของดีไนทริฟิเคชันที่เรียภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด	60
2.7.6	ข้อดี-ข้อเสีย ของการใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด	62
2.8.	การนำยางรถยนต์ที่เสื่อมสภาพการใช้งานแล้วมาใช้เป็นวัสดุตัวกลาง	62
2.8.1	ข้อดีของการเลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด	64
2.9	การศึกษากลุ่มประชากรของจุลินทรีย์	64
2.9.1	เทคนิค denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE).....	64

2.10 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	66
2.10.1 อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต (COD/NO ₃ ⁻) หรือค่าอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N) ที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน	66
2.10.2 การใช้ยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสีย	68
2.10.3 การใช้ถังปฏิกิริยาแบบฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดไนเตรตโดยการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน	70
2.10.4 ข้อสรุปจากงานวิจัยที่ผ่านมา	72
บทที่ 3 วิธีดำเนินงานวิจัย.....	73
3.1 แผนการวิจัย	73
3.2 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์	76
3.3 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในงานวิจัย.....	77
3.4 วัสดุอุปกรณ์ที่ใช้ในการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย	78
3.5 การติดตั้งอุปกรณ์ต่าง ๆ และหลักการทำงานของระบบบำบัด	84
3.6 รายละเอียดวิธีการทดลอง	86
3.7 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง.....	97
3.8 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์.....	98
บทที่ 4 ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล.....	99
4.1 การเริ่มต้นเดินระบบ	100
4.1.1 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่บ่งบอกสถานะของระบบบำบัดไนเตรต	102
4.1.2 การกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนในช่วงการเริ่มต้นเดินระบบ	104
4.1.3 การเปลี่ยนแปลงลักษณะทางกายภาพของเม็ดยางเมื่อจุลินทรีย์สร้างฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยาง	106
4.2 สมรรถนะของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนที่ตำแหน่งต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เมื่อบำบัดน้ำเสียที่มีค่าสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ	107

4.2.1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดเมื่อบำบัดน้ำเสียที่มีค่า COD:NO ₃ ⁻ -N เท่ากับ 1	109
4.2.2 ผลการศึกษารูปแบบการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนตามลำดับความสูงของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด	111
4.2.2.1 ผลการวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตที่เหลืออยู่ในแต่ละจุดตามความสูงของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด	112
4.2.2.2 ค่าพารามิเตอร์อื่นๆ ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์	115
4.3 แนวทางการลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในกระบวนการตีไนทริไฟเคชัน	116
4.3.1 ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ทำให้ระบบสามารถบำบัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐาน	117
4.3.2 สมรรถนะของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในการกำจัดไนเตรตและซีไอดีโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น	126
4.4 อิทธิพลของปริมาณและรูปแบบการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนที่ส่งผลต่อค่าของแข็งแขวนลอยในระบบบำบัดไนเตรตที่ใช้ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด	128
4.4.1 อิทธิพลจากการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นที่ส่งผลต่อค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากระบบบำบัด	128
4.4.2 สมรรถนะของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในการเก็บรักษาจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์	132
4.5 การวิเคราะห์ปริมาตรก๊าซรวมถึงชนิดของก๊าซที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ในการทดลองส่วนที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น	133
4.6 อิทธิพลของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียที่ส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างกลุ่มประชากรตีไนทริไฟอิงแบคทีเรีย	136
4.6.1 การพิจารณาจุดเก็บตัวอย่างที่นำเม็ดยางมาสกัดดีเอ็นเอจากฟิล์มชีวภาพที่เคลือบอยู่บนเม็ดยาง	138
4.6.2 การศึกษาการเปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรตีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดด้วยเทคนิค PCR-DGGE	140

บทที่ 5 สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ	145
5.1 สรุปผลการทดลอง	145
5.1.1. การบำบัดไนเตรตในน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N เท่ากับ 5 โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง	145
5.1.2. การบำบัดไนเตรตในน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N เท่ากับ 1:1 โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง	146
5.1.3. การลดปริมาณการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในการบำบัดไนเตรตโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง	146
5.1.4. กลไกการบำบัดไนเตรตภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง	147
5.1.5. การศึกษาการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น	147
5.2 ข้อเสนอแนะ	148
รายการอ้างอิง	149
ภาคผนวก ก	159
ภาคผนวก ข	168
ภาคผนวก ค	192
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์	194

สารบัญตาราง

ตารางที่ 3. 1 ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองต่อปริมาณน้ำประปา 84 ลิตร	76
ตารางที่ 3. 2 ค่าพารามิเตอร์ที่ใช้ในการคำนวณหาค่าความเร็วเริ่มต้นและความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	80
ตารางที่ 3. 3 สัดส่วนของสารเคมีที่ใช้ในการเตรียม 0% และ 80% โพลีอะคริลาไมด์เจล.....	95
ตารางที่ 3. 4 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง.....	97
ตารางที่ 3. 5 พารามิเตอร์ทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ รวมถึงค่าความถี่ของการตรวจวัด	98
ตารางที่ 4. 1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบที่ควบคุมค่าอัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N เท่ากับ 5.....	102
ตารางที่ 4. 2 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ควบคุมค่าอัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N เท่ากับ 1	107
ตารางที่ 4. 3 แสดงค่าความเป็นต่างของน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N เท่ากับ 5 และ 1	110
ตารางที่ 4. 4 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ จากระบบที่ควบคุมค่าอัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N ในน้ำเสียให้มีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6.....	120
ตารางที่ 4. 5 กรดไขมันระเหยของระบบที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N แตกต่างกัน	121
ตารางที่ 4. 6 ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรด-ไนโตรเจน แตกต่างกัน.....	130
ตารางที่ 4. 7 การเปรียบเทียบปริมาณเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบกับเซลล์ที่หลุดออกจากระบบในรูปของแข็งแขวนลอย.....	133

สารบัญภาพ

รูปที่ 2. 1	การเปลี่ยนแปลงโมเลกุลของสารประกอบไนโตรเจนเพื่อให้วัฏจักร.....	15
รูปที่ 2. 2	การเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอในน้ำเสียที่มีซัลเฟต	23
รูปที่ 2. 3	การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ.....	24
รูปที่ 2. 4	การเปลี่ยนเลขออกซิเดชันของไนโตรเจนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน.....	25
รูปที่ 2. 5	การเปลี่ยนไนไตรต์กลับไปเป็นไนเตรตในสภาวะที่มีออกซิเจน.....	33
รูปที่ 2. 6	การเคลื่อนย้ายอิเล็กตรอนจากสารให้อิเล็กตรอน.....	36
รูปที่ 2. 7	รูปแบบการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียโดยจุลินทรีย์.....	39
รูปที่ 2. 8	กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง $\text{NO} - \text{NO}_2$ และ $1/\text{H}^+ \ln \text{NON}$	46
รูปที่ 2. 9	ระบบบำบัดแบบ Pre-denitrification และ Post-denitrification.....	48
รูปที่ 2. 10	เส้นทางการไหลของน้ำเสียที่เข้าและออกจากถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด	54
รูปที่ 2. 11	แรงที่กระทำต่อวัตถุในของไหล.....	58
รูปที่ 2. 12	กราฟเอ็กซ์โปเนนเชียลของค่าเอ็มสำหรับการขยายตัวของชั้นเบด.....	60
รูปที่ 2. 13	แถบแบนของดีเอ็นเอที่ปรากฏบนอะครีลาไมด์เจล	66
รูปที่ 3. 1	แผนผังขั้นตอนการดำเนินการทดลอง.....	75
รูปที่ 3. 2	ยางบดละเอียดที่ใช้ในงานวิจัย.....	77
รูปที่ 3. 3	รายละเอียดของถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในงานวิจัย.....	79
รูปที่ 3. 4	เครื่องวัดปริมาตรก๊าซตามแบบของคักดีชัย	81
รูปที่ 3. 5	หลักการการทำงานของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ	82
รูปที่ 3. 6	ส่วนประกอบของระบบบำบัดดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบด	85
รูปที่ 3. 7	แผนผังการดำเนินการทดลองส่วนที่ 1	87
รูปที่ 3. 8	แผนผังการดำเนินการทดลองส่วนที่ 2.....	89
รูปที่ 3. 9	แผนผังการดำเนินการทดลองส่วนที่ 3.....	91

รูปที่ 4. 1	ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่อัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N 5:1	101
รูปที่ 4. 2	ลักษณะของฟิล์มชีวภาพที่ปรากฏบนเมื่อยางในการเดินระบบ.....	106
รูปที่ 4. 3	ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน เท่ากับ 1	108
รูปที่ 4. 4	ค่าพารามิเตอร์ที่ตำแหน่งต่างๆ ภายในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด	113
รูปที่ 4. 5	ประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนของน้ำเสีย	118
รูปที่ 4. 6	ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์เมื่อบำบัดน้ำเสีย.....	119
รูปที่ 4. 7	ค่าพารามิเตอร์ที่ตำแหน่งต่างๆ ภายในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด.....	125
รูปที่ 4. 8	ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน.....	129
รูปที่ 4. 9	ปริมาตรก๊าซภายในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เมื่อยางเป็นวัสดุตัวกลาง	134
รูปที่ 4. 10	ลักษณะของฟิล์มชีวภาพที่ปรากฏบนเมื่อยางในการเดินระบบ	136
รูปที่ 4. 11	ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำเสียตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ก่อน	139
รูปที่ 4. 12	แผ่นอะกาโรสเจลผลิตภัณฑ์จากการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอด้วยเทคนิค PCR.....	141
รูปที่ 4. 13	การเคลื่อนที่ของดีเอ็นเอตัวอย่างที่เก็บจากถังปฏิกรณ์ในตำแหน่งต่างๆ	143
รูปที่ ก. 1	กราฟเอ็กซ์โปเนนเชียลของค่าเอ็มสำหรับการขยายตัวของชั้นเบด.....	161

บทที่ 1

บทนำ

1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

จากสถานการณ์ของโลกในปัจจุบัน จำนวนประชากรมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นทุกปี ส่งผลให้เกิดความต้องการทรัพยากรที่เพิ่มสูงขึ้น ซึ่งแน่นอนว่าเมื่อมีการใช้ทรัพยากรเพิ่มสูงขึ้นย่อมก่อให้เกิดของเสียหรือขยะจากการใช้ทรัพยากรต่าง ๆ เพิ่มมากขึ้นเช่นเดียวกัน เห็นได้จากมลพิษทางอากาศที่เพิ่มสูงขึ้นตามปริมาณรถยนต์บนท้องถนน หรือปริมาณขยะจากบรรจุภัณฑ์ต่าง ๆ ที่เพิ่มสูงขึ้นอย่างเห็นได้ชัดจากวิถีชีวิตของคนเมืองที่นิยมความสะดวกสบายและความสวยงามของบรรจุภัณฑ์ รวมถึงปริมาณน้ำเสียที่เพิ่มสูงขึ้นไม่ว่าจะเป็นน้ำเสียจากกระบวนการผลิตต่าง ๆ ในภาคอุตสาหกรรมหรือน้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมในครัวเรือนของมนุษย์ จากเหตุการณ์ดังกล่าวที่เกิดขึ้นทำให้มนุษย์เริ่มตระหนักถึงปัญหาการจัดการทางด้านสิ่งแวดล้อม โดยเน้นวิธีการแก้ปัญหาด้วยวิธีการแบบยั่งยืน เช่น การลดปริมาณของเสียหรือขยะจากยางรถยนต์ที่เสื่อมสภาพแล้ว โดยการนำมาประยุกต์ใช้เป็นตัวกลางในงานทางด้านบำบัดน้ำเสีย

ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบของสารชีวโมเลกุลต่าง ๆ ในสิ่งมีชีวิต ซึ่งเมื่อสารอินทรีย์ต่าง ๆ ในธรรมชาติเกิดการย่อยสลาย ย่อมก่อให้เกิดสารประกอบไนโตรเจนในรูปต่าง ๆ แต่ท้ายที่สุดแล้วสารประกอบไนโตรเจนจะถูกเปลี่ยนให้กลายเป็นไนเตรตเนื่องจากไนเตรตเป็นสารประกอบไนโตรเจนตัวสุดท้ายของวัฏจักรไนโตรเจนก่อนที่ไนเตรตจะถูกเปลี่ยนให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งประเด็นสำคัญที่ไนเตรตกลายเป็นสาเหตุของปัญหาต่าง ๆ ที่ส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม มิได้เกิดจากการย่อยสลายสารต่าง ๆ ในธรรมชาติเป็นหลัก แต่เกิดจากสมดุลต่าง ๆ ในธรรมชาติที่เปลี่ยนแปลงไปจากการกระทำของมนุษย์ เนื่องจากในปัจจุบันมีโรงงานอุตสาหกรรมที่ในกระบวนการผลิตใช้สารที่มีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ มีการทำเกษตรกรรมในเชิงอุตสาหกรรมทำให้มีการใช้ปุ๋ยในปริมาณมากและปริมาณน้ำเสียชุมชนที่เพิ่มสูงขึ้นตามจำนวนของประชากร ดังนั้นในน้ำเสียที่เกิดจากกิจกรรมดังกล่าวย่อมพบว่ามีไนเตรตเป็นองค์ประกอบ และหากไม่มีการบำบัดไนเตรตก่อนปล่อยน้ำเสียดังกล่าวออกสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติย่อมก่อให้เกิดผลกระทบต่าง ๆ ต่อมนุษย์ สัตว์ และสิ่งแวดล้อม เนื่องจากไนเตรตเป็นสาเหตุสำคัญของการเกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน ทำให้เกิดผลกระทบต่อ

ระบบนิเวศน์ในแหล่งน้ำตามธรรมชาติ และหากเกิดการปนเปื้อนไนเตรตสูงแหล่งน้ำใต้ดินจะทำให้การเข้าถึงแหล่งน้ำดื่มที่สะอาดของมนุษย์เป็นไปได้ยากมากขึ้น ในแหล่งน้ำที่มีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรตสูงกว่า 100 มก./ล. อาจทำให้สัตว์หรือสิ่งมีชีวิตที่ใช้แหล่งน้ำดังกล่าวในการอุปโภคบริโภคเกิดอาการผิดปกติต่าง ๆ เช่น การแท้งลูก และการให้ปริมาณน้ำนมน้อยลง (Bednarek และคณะ, 2014)

งานวิจัยนี้จึงมีความสนใจที่จะใช้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันซึ่งเป็นกระบวนการทางชีวภาพในการกำจัดไนเตรต โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่มีเม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง เนื่องจากถังปฏิกรณ์ดังกล่าวมีลักษณะเด่นในเรื่องของการเก็บรักษามวลชีวภาพของเซลล์จุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์ได้เป็นอย่างดี ทำให้เซลล์จุลินทรีย์ที่หลุดออกมากับน้ำที่ผ่านการบำบัดมีปริมาณน้อย นอกจากนั้นการใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางให้จุลินทรีย์ใช้ยึดเกาะในการสร้างฟิล์มชีวภาพ ยังช่วยในเรื่องของการประหยัดพลังงานในการเดินระบบ เนื่องจากยางเป็นวัสดุที่มีความหนาแน่นต่ำ จึงสามารถเดินระบบบำบัดน้ำเสียโดยไม่มีการเวียนน้ำเสียกลับเพื่อให้ชั้นตัวกลางเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน และนอกจากนั้นเม็ดยางยังเป็นวัสดุที่ไม่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์และมีพื้นที่ผิวสัมผัสสูง (Park และคณะ, 2006) ทำให้จุลินทรีย์สามารถยึดเกาะบนผิวเม็ดยางได้ในปริมาณมาก ส่งผลให้บนผิวของเม็ดยางมีจุลินทรีย์ปริมาณมากยึดเกาะอยู่ ดังนั้นการใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง จึงมีค่าพื้นที่ผิวสัมผัสระหว่างจุลินทรีย์กับน้ำเสียต่อปริมาตรสูงกว่าถังปฏิกรณ์รูปแบบอื่น ส่งผลทำให้ขนาดของถังปฏิกรณ์ที่ใช้มีขนาดเล็กกว่าถังปฏิกรณ์รูปแบบอื่น (พัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกูล, 2553) และการมีจุลินทรีย์ปริมาณมากที่เจริญแบบฟิล์มตรึงภายในถังปฏิกรณ์ ย่อมมีส่วนช่วยส่งเสริมให้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นได้เป็นอย่างดี ซึ่งการนำยางรถยนต์ที่เสื่อมสภาพมาประยุกต์ใช้ในงานทางด้านการบำบัดน้ำเสีย ยังเป็นการใช้ทรัพยากรอย่างคุ้มค่าและเป็นการลดปริมาณขยะที่เกิดขึ้นได้อีกด้วย

อย่างไรก็ตามการกำจัดไนเตรตโดยใช้กระบวนการทางชีวภาพยังมีจุดอ่อนในเรื่องของต้นทุนการบำบัดที่ค่อนข้างสูง เนื่องจากน้ำเสียที่พบไนเตรตส่วนใหญ่มักเป็นน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ และมักผ่านกระบวนการบำบัดแบบเติมอากาศมาแล้ว ซึ่งในการบำบัดแบบเติมอากาศจุลินทรีย์จะบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย และเปลี่ยนแอมโมเนียมในน้ำเสียให้กลายเป็นไนเตรตแต่ไม่สามารถบำบัดไนเตรตที่เกิดขึ้นได้ในสภาวะที่มีการเติมอากาศ ส่งผลให้น้ำทิ้งจากกระบวนการบำบัดดังกล่าวมีปริมาณไนเตรตสูงแต่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียต่ำ ดังนั้น

ในขั้นตอนของการบำบัดจึงต้องมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก เพื่อให้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันสามารถเกิดได้อย่างสมบูรณ์ แต่หากมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณที่มากเกินไป แม้ว่าจะสามารถกำจัดไนเตรตในน้ำเสียจนมีค่าที่ผ่านมาตรฐาน แต่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหลือในน้ำเสียนี้อาจทำให้น้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าซีโอดีสูง ทำให้ต้องเวียนน้ำที่ผ่านการบำบัดไนเตรตแล้วกลับไปบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนอีกรอบ ด้วยสาเหตุดังกล่าวจึงเป็นที่มาของงานวิจัยนี้ที่ทำการศึกษา การกำจัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางและเดินระบบภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน โดยสนใจศึกษาปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ระบบในปริมาณที่พอดีกับปริมาณไนเตรตในน้ำเสียที่ต้องการกำจัด โดยคาดหวังว่าระบบจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนสูงที่สุด

1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

1.2.1 เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นในถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง เพื่อใช้ในการบำบัดไนเตรตโดยใช้สารอินทรีย์คาร์บอนปริมาณต่ำที่สุด

1.2.2 เพื่อศึกษาแนวทางในการลดปริมาณการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก ในกระบวนการบำบัดไนเตรตด้วยวิธีการทางชีวภาพ โดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้นในกรณีที่น้ำเสียนี้อาจมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียน้อย

1.2.3 เพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรของดีไนทริฟิอิงแบคทีเรียที่อาศัยอยู่ภายในถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ในสภาวะก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

1.3 ขอบเขตของงานวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory scale) โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบไหลต่อเนื่อง (Continuous flow reactor) ดำเนินการทดลองที่อุณหภูมิห้อง ณ ห้องปฏิบัติการวิจัย ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยกำหนดขอบเขตต่างๆ ในการดำเนินงานวิจัย ดังนี้

1.3.1 น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ โดยใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนและโซเดียมไนเตรตเป็นแหล่งของไนเตรต มีการเติมธาตุอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบอย่างครบถ้วน โดยควบคุมความเข้มข้นเริ่มต้นของไนเตรต 100 มก. ไนเตรต-ไนโตรเจน/ล. ตลอดการทดลอง

1.3.2 การทดลองในส่วนของการเริ่มต้นเดินระบบ ควบคุมปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย 500 มก.ซีไอดี/ล. และปรับลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนให้เหลือเพียง 100 มก.ซีไอดี/ล. ในการทดลองส่วนที่ 2 และในการทดลองส่วนสุดท้ายจะใช้ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำที่สุดที่ทำให้ระบบสามารถบำบัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐาน

1.3.3 ถังปฏิกรณ์ที่ใช้เป็นถังปฏิกรณ์ที่มีการเดินระบบแบบต่อเนื่องโดยไม่มีการเวียนน้ำเสียกลับ มีอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าระบบคงที่ 84 ลิตรต่อวัน ระยะเวลาพักน้ำโดยเฉลี่ย 45.6 นาที โดยตัวถังปฏิกรณ์ทำจากอะคริลิกใสมีความหนา 0.5 เซนติเมตร มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 0.04 เมตร มีความสูงรวม 2.6 เมตร มีระดับความสูงของชั้นตัวกลาง 1.36 เมตร มีปริมาตรรวม 2.66 ลิตร ทางน้ำเข้าออกแบบให้มีลักษณะคล้ายกรวย เพื่อช่วยให้น้ำที่ผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์เกิดการกระจายตัวอย่างสม่ำเสมอ วัสดุตัวกลางที่ใช้ภายในถังปฏิกรณ์ได้แก่ยางรถยนต์ใช้แล้วบดละเอียด ที่มีคุณสมบัติ ดังนี้ ขนาดของยางบดละเอียด (D_{50}) 0.043 ซม. ค่าความหนาแน่น 1.200 ก./ลบ.ม. พื้นที่ผิวจำเพาะ 0.025 ตร.ม./ก. ค่าสัมประสิทธิ์ความสม่ำเสมอ (U.C.) 1.530

1.3.4 การเติมกลูโคสในน้ำเสียเพื่อให้ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันสามารถเกิดได้สมบูรณ์ จะเติมแยกจากน้ำเสีย โดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นในตำแหน่งของถังปฏิกรณ์ที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียไม่เพียงพอ

1.3.5 หัวเชื้อที่ใช้ในการเดินระบบเป็นหัวเชื้อจากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนเขตดินแดงที่มีระบบบำบัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

1.3.6 การวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ปฏิบัติตามวิธีมาตรฐานที่อ้างอิงตาม Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005)

1.3.7 การศึกษาการเปลี่ยนแปลงลักษณะทางโครงสร้างของดีไนทริฟิอิงแบคทีเรียในระบบใช้เทคนิค PCR-DGGE

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1 ทราบถึงความเป็นไปได้ในการใช้ถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในการบำบัดไนเตรต ในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ โดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

1.4.2 ทราบถึงความเป็นไปได้ในการลดต้นทุนของการบำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรต ด้วยวิธีการบำบัดทางชีวภาพโดยการลดปริมาณการเติมสารอินทรีย์คาร์บอน

1.4.3 ทราบปริมาณต่ำสุดของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ที่สามารถบำบัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐาน

1.4.4. ทราบถึงความเป็นไปได้ที่สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียจะถูกใช้ไปในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจนหมด หรือถูกใช้ไปในปริมาณมากที่สุด ส่งผลให้น้ำทิ้งมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ

1.4.5 ทราบความแตกต่างของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในการบำบัดไนเตรต เมื่อเปรียบเทียบระหว่างปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน ที่เป็นไปตามค่าจากการคำนวณทางสโตยชิโอเมตริกและการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

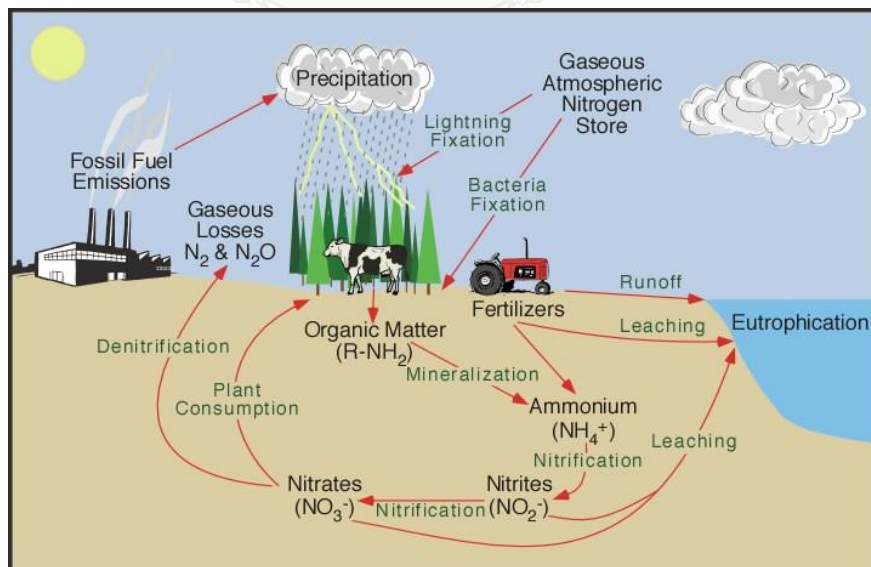
1.4.6 ทราบถึงการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของดีไนทริฟิอิงแบคทีเรีย ที่อาศัยอยู่ภายในถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 ไนโตรเจน

ไนโตรเจนเป็นกลุ่มสารอาหารอนินทรีย์ในสิ่งแวดล้อม ที่มีการเปลี่ยนแปลงรูปของโมเลกุลอยู่ตลอดเวลาตามวัฏจักรของไนโตรเจน ซึ่งวัฏจักรไนโตรเจนเป็นวัฏจักรหนึ่งที่มีความสำคัญต่อสิ่งแวดล้อม เนื่องจากหากวัฏจักรดังกล่าวไม่อยู่ในสภาวะสมดุล มีสารประกอบไนโตรเจนบางชนิดที่มากเกินไป อาจเป็นสาเหตุของการเกิดปัญหามลพิษต่างๆในสิ่งแวดล้อม นอกจากนี้ยังจัดได้ว่าวัฏจักรไนโตรเจนเป็นวัฏจักรที่ทำให้เกิดการหมุนเวียนไนโตรเจน โดยการเปลี่ยนแปลงโมเลกุลของไนโตรเจนให้อยู่ในรูปสารประกอบไนโตรเจนชนิดต่าง ๆ ทำให้เกิดความเหมาะสมกับสิ่งมีชีวิตแต่ละชนิด ในการดึงเอาสารประกอบไนโตรเจนไปใช้ประโยชน์เพื่อการดำรงชีพหรือเพื่อการเจริญเติบโต ดังแสดงในรูปที่ 2.1 การเปลี่ยนรูปโมเลกุลของไนโตรเจนให้อยู่ในรูปสารประกอบไนโตรเจนชนิดต่างๆ ต้องอาศัยการเปลี่ยนแปลงชนิดของโมเลกุล ผ่านการเกิดปฏิกิริยาทางเคมีหรือที่เรียกว่าปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชันนั่นเอง ซึ่งการเปลี่ยนแปลงโมเลกุลของไนโตรเจนแต่ละชนิด ต้องอาศัยจุลินทรีย์และสภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน



รูปที่ 2.1 การเปลี่ยนแปลงโมเลกุลของสารประกอบไนโตรเจนเพื่อให้วัฏจักรไนโตรเจนสามารถหมุนเวียนต่อไปได้

ที่มา: <http://www.physicalgeography.net/fundamentals/9s.html>

2.1.1 สารประกอบไนโตรเจน

สารประกอบไนโตรเจนเป็นสารประกอบที่เกิดจากการเปลี่ยนรูปโมเลกุลของไนโตรเจนผ่าน การเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน ทำให้วัฏจักรไนโตรเจนสามารถเกิดได้อย่างครบวงจร

สารประกอบไนโตรเจน ได้แก่

1. ก๊าซไนโตรเจน
2. สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน
3. สารประกอบแอมโมเนีย/แอมโมเนียมไนโตรเจน
4. สารประกอบไนไตรต์และสารประกอบไนเตรต

- ก๊าซไนโตรเจน

ก๊าซไนโตรเจนในบรรยากาศสามารถถูกเปลี่ยนให้กลายเป็นแอมโมเนีย (NH_3) แอมโมเนียม (NH_4^+) และไนเตรต (NO_3^-) ได้ โดยจุลินทรีย์ที่ตรึงไนโตรเจน (Nitrogen fixing bacteria) และ สหราชอาณาจักร ซึ่งพืชสามารถนำสารประกอบไนโตรเจนที่เกิดจากกระบวนการตรึงไนโตรเจน ดังกล่าว ไปใช้ในการสร้างสารชีวโมเลกุลเพื่อใช้ในการเจริญเติบโตของพืชได้

- สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน

สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนได้แก่สารประกอบอินทรีย์ที่ในโครงสร้างโมเลกุลมีไนโตรเจน เป็นองค์ประกอบ สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนเป็นสารกลุ่มที่มีความสำคัญในสิ่งมีชีวิต เนื่องจาก เป็นสารกลุ่มที่เป็นองค์ประกอบของสารชีวโมเลกุลในสิ่งมีชีวิต ไม่ว่าจะเป็น ดีเอ็นเอ อาร์เอ็นเอ หรือ โปรตีน ดังนั้นเมื่อเกิดการย่อยสลายสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนจะทำให้เกิดสารประกอบ แอมโมเนียไนโตรเจน ซึ่งกระบวนการดังกล่าวทำให้เกิดการเปลี่ยนรูปของสารประกอบไนโตรเจนจาก สารอินทรีย์ให้กลายเป็นสารอนินทรีย์

- สารประกอบแอมโมเนียไนโตรเจน

สารประกอบแอมโมเนียไนโตรเจนเป็นสารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปแอมโมเนีย หรือ สารประกอบแอมโมเนียม ซึ่งสารประกอบแอมโมเนียไนโตรเจนนอกจากจะเกิดจากการย่อยสลาย สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนดังที่ได้กล่าวก่อนหน้าแล้ว สารประกอบแอมโมเนียไนโตรเจนยังเกิด จากสิ่งขับถ่ายของสิ่งมีชีวิตได้อีกด้วย

- สารประกอบไนไตรต์และสารประกอบไนเตรต

สารประกอบไนไตรต์และสารประกอบไนเตรตเป็นสารประกอบไนโตรเจนที่เกิดจากการออกซิไดซ์สารประกอบแอมโมเนียไนโตรเจน โดยอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ในกลุ่มออโตโทรฟิกไนตริฟายอิงแบคทีเรีย (Autotrophic nitrifying bacteria) ในสภาวะที่มีออกซิเจน ซึ่งกระบวนการดังกล่าวเรียกว่า กระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) โดยมีจุลินทรีย์ Nitrosomonas ทำหน้าที่เป็นจุลินทรีย์ที่เปลี่ยนแอมโมเนียให้กลายเป็นไนไตรต์ และจากนั้นจุลินทรีย์ Nitrobacter จะทำหน้าที่เปลี่ยนไนไตรต์ให้กลายเป็นไนเตรต ซึ่งไนเตรตเป็นผลิตภัณฑ์สุดท้ายของวัฏจักรไนโตรเจนก่อนที่จะถูกเปลี่ยนให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน หรือถูกพืชนำไปใช้ในการสร้างสารชีวโมเลกุล การเปลี่ยนรูปของไนเตรตเป็นไปเพื่อให้วัฏจักรไนโตรเจนเกิดการหมุนเวียนจนครบวงจร

2.2 แหล่งที่มาของการเกิดไนเตรต

2.2.1 น้ำเสียที่เกิดจากเกษตรกรรมและฟาร์มเลี้ยงสัตว์

น้ำเสียที่เกิดจากการทำเกษตรกรรมและการทำฟาร์มเลี้ยงสัตว์ เป็นน้ำเสียที่มีไนเตรตเป็นองค์ประกอบ สาเหตุมาจากการชะล้างสิ่งขับถ่ายของสัตว์ภายในฟาร์มที่มักมีแอมโมเนียเป็นองค์ประกอบ ซึ่งในสภาวะที่มีจุลินทรีย์กลุ่มไนตริไฟเออร์และออกซิเจนละลาย แอมโมเนียจะถูกจุลินทรีย์กลุ่มดังกล่าวออกซิไดซ์ให้กลายเป็นไนเตรต และจากการทำเกษตรกรรมในเชิงอุตสาหกรรม ความต้องการผลผลิตทางการเกษตรที่เพิ่มสูงขึ้น เพื่อให้ได้ผลผลิตที่ได้มีปริมาณมากเพียงพอต่อความต้องการของท้องตลาด ส่งผลให้เกิดการใช้ปุ๋ยในปริมาณมากเพื่อปริมาณผลผลิต ซึ่งปุ๋ยที่ใช้ในการบำรุงพืชผลทางการเกษตรมักมีไนเตรตเป็นองค์ประกอบ ดังนั้นปริมาณปุ๋ยที่เกินความต้องการพืชหรือที่พืชไม่สามารถดูดซึมไปใช้ได้ จะถูกปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อมไม่ว่าจะเป็นการปนเปื้อนออกสู่แหล่งน้ำสาธารณะ หรือการซึมลงสู่ใต้ดินทำให้เกิดการปนเปื้อนแหล่งน้ำใต้ดิน (Zuo, 2008)

2.2.2 น้ำเสียที่เกิดจากอุตสาหกรรม

น้ำเสียที่ปล่อยออกจากการทำอุตสาหกรรมบางชนิด จะมีไนเตรตเป็นองค์ประกอบของน้ำเสียเนื่องจากในกระบวนการผลิตมีความเกี่ยวข้องกับสารจำพวกสารประกอบไนโตรเจน อุตสาหกรรมดังกล่าวได้แก่ โรงงานผลิตปุ๋ย โรงฆ่าสัตว์ และโรงงานผลิตอาหารทะเล เป็นต้น โรงฆ่าสัตว์และโรงงานผลิตอาหารทะเล จะปล่อยน้ำเสียที่มีไนเตรตปริมาณมาก เนื่องจากน้ำเสียจาก

อุตสาหกรรมดังกล่าวมีสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบปริมาณมาก ดังนั้นเมื่อเกิดการออกซิไดซ์สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน จะทำให้น้ำเสียมีปริมาณแอมโมเนียหรือแอมโมเนียมสูง ซึ่งในระบบบำบัดแบบตะกอนเร่ง (Activated sludge process) จะสามารถบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้แต่ไม่สามารถบำบัดไนโตรเจนในรูปของไนเตรตได้ ดังนั้นจึงมีไนเตรตหลุดออกมาพร้อมกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว หรือน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะมีปริมาณไนเตรตสูงแต่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียน้อย

2.2.3 น้ำเสียที่เกิดจากการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ

ปัจจุบันการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำนิยมเพาะเลี้ยงในลักษณะของอุตสาหกรรมการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ ซึ่งการบำบัดน้ำเสียที่ทำโดยการเติมอากาศจะสามารถบำบัดได้เพียงสารอินทรีย์คาร์บอนและแอมโมเนีย ที่เกิดขึ้นจากกระบวนการย่อยสลายสารที่โมเลกุลมีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ ซึ่งในสภาวะที่มีอากาศจะมีจุลินทรีย์จำพวกหนึ่งที่สามารถเปลี่ยนแอมโมเนียให้กลายเป็นไนเตรต และเนื่องจากแอมโมเนียเป็นพิษต่อสัตว์น้ำ ดังนั้นการเติมอากาศจึงนับได้ว่าเป็นการแก้ไขปัญหาน้ำเสียได้ในระดับหนึ่ง แม้ว่าไนเตรตจะไม่เป็นพิษโดยตรงต่อสัตว์น้ำแต่การสะสมไนเตรตปริมาณมากจากปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชันของแอมโมเนีย หากปล่อยน้ำจากกระบวนการบำบัดแบบเติมอากาศดังกล่าว ออกสู่แหล่งน้ำตามธรรมชาติโดยไม่มี การบำบัดไนเตรต จะส่งผลกระทบต่อสภาพแวดล้อม กลายเป็นมลพิษได้

2.3 ผลกระทบที่เกิดขึ้นเมื่อเกิดการปนเปื้อนไนเตรตออกสู่สิ่งแวดล้อม

2.3.1 ผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม

- ทำให้เกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน (Euthrophication)

การปนเปื้อนไนเตรตในแหล่งน้ำผิวดินเป็นสาเหตุของการเกิดปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน เนื่องจากไนเตรตเป็นสารอาหารที่เร่งการเจริญเติบโตของพืชน้ำ ทำให้พืชน้ำเกิดการเจริญเติบโตและเพิ่มจำนวนอย่างรวดเร็ว ทำให้ปริมาณออกซิเจนในแหล่งน้ำไม่เพียงพอต่อการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิตที่อาศัยอยู่ในแหล่งน้ำ ส่งผลให้สิ่งมีชีวิตในแหล่งน้ำนั้น ๆ ตายเป็นจำนวนมาก ปรากฏการณ์ดังกล่าวจึงเป็นสาเหตุที่ทำให้คุณภาพของแหล่งน้ำเสื่อมโทรมลง

- การปนเปื้อนไนเตรตในแหล่งน้ำใต้ดิน

เนื่องจากไนเตรตเป็นสารประกอบไนโตรเจนที่สามารถพบได้ทั้งในดินและในน้ำ โดยที่ดินไม่สามารถดูดซับไนเตรตไว้ได้ ไนเตรตจึงสามารถไหลผ่านชั้นดินลงสู่แหล่งน้ำใต้ดินทำให้เกิดการปนเปื้อนแหล่งน้ำใต้ดิน ซึ่งปัญหาดังกล่าวเป็นประเด็นที่ทั่วโลกให้ความสนใจ เนื่องจากการปนเปื้อนแหล่งน้ำใต้ดินทำให้การเข้าถึงแหล่งน้ำดื่มที่สะอาดและปลอดภัยของมนุษย์เป็นไปได้ยากมากขึ้น (Zuo, 2008)

2.3.2 ผลกระทบต่อมนุษย์

- ทำให้เกิดโรค Methemoglobinemia หรือโรคบลูเบบี้ (Blue baby syndrome)

การเกิดโรคเมทฮีโมโกลบินิเมีย (Methemoglobinemia) หรือโรคบลูเบบี้ (Blue baby) ในเด็กที่มีอายุต่ำกว่า 5 เดือน มีสาเหตุมาจากการรับประทานไนเตรตเข้าสู่ร่างกาย โดยเมื่อไนเตรตถูกดูดซึมเข้าสู่กระแสเลือด ไนเตรตจะจับตัวได้ดีกับออกซิเจนและส่งผลให้อีโมโกลบินในเม็ดเลือดแดงไม่สามารถจับตัวกับออกซิเจนได้ ทำให้ปริมาณออกซิเจนในร่างกายของผู้ที่มีไนเตรตในกระแสเลือดมีปริมาณไม่เพียงพอ เนื่องจากถูกแทนที่ด้วยไนเตรต ทำให้เนื้อตัวเขียวคล้ำและในกรณีที่ได้รับไนเตรตเข้าสู่ร่างกายเป็นเด็กที่มีอายุต่ำกว่า 2 เดือน อาจทำให้เด็กเสียชีวิตเนื่องจากขาดอากาศหายใจ (Comly, 1987)

- ทำให้เกิดสารก่อมะเร็ง (carcinogen)

การรับประทานไนเตรตเข้าสู่ร่างกายอาจทำให้เกิดสารก่อมะเร็ง เนื่องจากจุลินทรีย์ในลำไส้ของมนุษย์จะเปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นสารก่อมะเร็ง หรือกรณีที่ไนเตรตทำปฏิกิริยากับสารบางชนิดแล้วทำให้เกิดสารก่อมะเร็ง เช่น สารอะมีน (Amine) ที่เป็นองค์ประกอบของโปรตีน เมื่อทำปฏิกิริยากับไนเตรตจะทำให้เกิดสารไนโตรซามีน (Nitrosamine) ซึ่งเป็นสารที่ก่อให้เกิดโรคมะเร็งกระเพาะอาหาร โดยความสัมพันธ์ระหว่างไนเตรตและการเกิดโรคมะเร็งนั้น ขึ้นอยู่กับโอกาสในการเปลี่ยนรูปของไนเตรตซึ่งอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ ในการเปลี่ยนรูปไนเตรตให้กลายเป็นสารประกอบไนโตรโซ (Nitroso compound) ซึ่งกระบวนการดังกล่าวจะเกิดขึ้นในระบบย่อยอาหาร โดยเฉพาะอย่างยิ่งในกระเพาะอาหาร (Mirvish, 1985)

2.3.3 ผลกระทบต่อสัตว์

การปนเปื้อนไนเตรตในแหล่งน้ำตามธรรมชาติอาจส่งผลกระทบต่อสัตว์ที่ใช้แหล่งน้ำดังกล่าวได้ โดยกรณีที่เป็นแหล่งน้ำมีการปนเปื้อนไนเตรตสูงกว่า 100 มก./ล. อาจทำให้สัตว์ที่ใช้แหล่งน้ำดังกล่าวในการอุปโภคบริโภคเกิดอาการผิดปกติต่าง ๆ เช่น เกิดการแท้งลูก การให้ปริมาณน้ำนมลดลง น้ำหนักตัวลด หรือกรณีที่ในแหล่งน้ำมีปริมาณไนเตรตสูงกว่า 300 มก./ล. อาจทำให้สัตว์ที่ใช้แหล่งน้ำดังกล่าวในการอุปโภคบริโภคเสียชีวิตได้ (Bednarek และคณะ, 2014)

2.4 การบำบัดไนเตรตในน้ำเสีย

2.4.1 การบำบัดด้วยวิธีทางฟิสิกส์-เคมี (Physic-chemical treatment method)

การบำบัดไนเตรตที่เกิดขึ้นด้วยวิธีทางฟิสิกส์-เคมี เป็นวิธีที่เหมาะสมในกรณีที่ต้องการบำบัดไนเตรตปริมาณไม่มาก โดยมีวิธีที่ใช้ในการบำบัด เช่น

- การใช้คอลัมน์แบบแลกเปลี่ยนประจุเพื่อที่จะแยกโมเลกุลของไนเตรตและแอมโมเนียมออกจากน้ำ (Selective ion exchange for both $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$)
- การแยกไนเตรตออกจากน้ำโดยใช้การแยกผ่านเมมเบรนภายใต้การเหนี่ยวนำของกระแสไฟฟ้า (Reverse osmosis and electrodialysis for $\text{NO}_3\text{-N}$ removal)

ซึ่งกระบวนการบำบัดด้วยวิธีการทางฟิสิกส์-เคมี มีข้อจำกัดในเรื่องของอุปกรณ์ที่ใช้ในการเดินระบบมีราคาแพง (Schoeman, 2009) ทำให้การบำบัดไนเตรตด้วยวิธีการทางฟิสิกส์-เคมี มีต้นทุนในการบำบัดที่ค่อนข้างสูง และเนื่องจากอุปกรณ์ที่ใช้ในการเดินระบบมีความยุ่งยากและซับซ้อนในเรื่องของเทคนิคและอุปกรณ์ ดังนั้นในการเดินระบบจึงต้องใช้ผู้ควบคุมระบบที่มีความรู้ความชำนาญในเรื่องของการใช้งานอุปกรณ์ต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องกับการเดินระบบ

2.4.2 การบำบัดด้วยวิธีทางชีวภาพ (Biological treatment method)

- กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification process)

กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเป็นกระบวนการทางชีวภาพ ที่อาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ในสภาวะที่ไร้ออกซิเจน โดยมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งปฏิกิริยาดังกล่าวเป็นปฏิกิริยาในการกำจัดไนเตรตโดยการเปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน โดยรายละเอียดจะกล่าวถึงในหัวข้อต่อไป

2.5 ปฏิกริยาไนเตรดรีดักชัน (Nitrate reduction)

ปฏิกริยาไนเตรดรีดักชันเป็นปฏิกริยาการเปลี่ยนรูปโมเลกุลของไนเตรต ซึ่งเป็นกลไกของธรรมชาติในการสร้างสารประกอบไนโตรเจนที่เหมาะสมต่อสิ่งมีชีวิต เพื่อให้สิ่งมีชีวิตสามารถนำสารประกอบไนโตรเจนชนิดนั้น ๆ ไปใช้ในการเจริญเติบโตและสามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ หรือเป็นการเปลี่ยนแปลงสถานะของไนเตรต-ไนโตรเจน จากสถานะของสารละลายกลายเป็นก๊าซไนโตรเจน (González และคณะ, 2006) เพื่อลดปริมาณไนเตรตที่มากเกินไปจนทำให้เกิดเป็นมลพิษ หรือเกิดสถานะที่ไม่เหมาะสมในการอยู่อาศัยของสิ่งมีชีวิต การเปลี่ยนรูปโมเลกุลของไนเตรตดังที่ได้กล่าว จึงเป็นการกำจัดมลพิษและยังทำให้วัฏจักรไนโตรเจนดำเนินต่อไปได้อย่างสมดุล โดยการเปลี่ยนรูปโมเลกุลของไนเตรตสามารถเกิดได้ 2 รูปแบบ ดังนี้

2.5.1 การเกิด Dissimilatory nitrate reduction

การเกิด Dissimilatory nitrate reduction เป็นกระบวนการในการเปลี่ยนรูปโมเลกุลของไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนหรือแอมโมเนียม โดยสามารถเกิดได้ 2 รูปแบบ ดังนี้

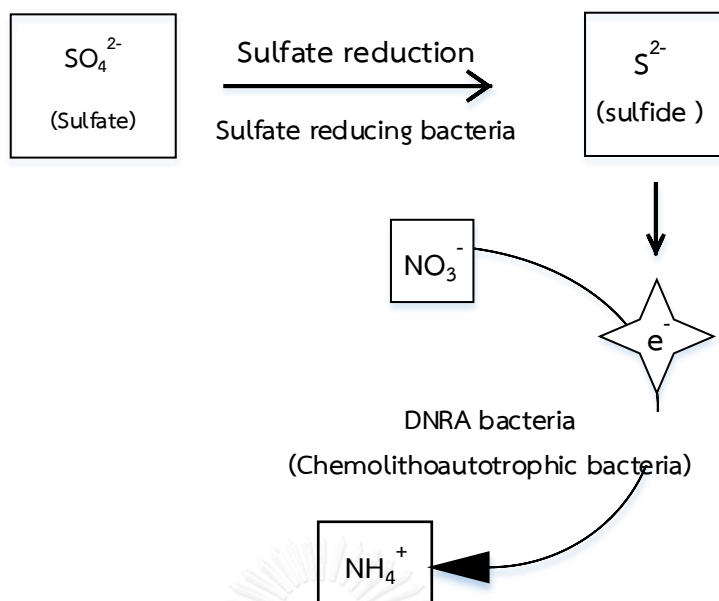
1. การเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification)

กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเป็นกระบวนการหายใจ โดยมีไนเตรตทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งกระบวนการดังกล่าวสามารถพบได้ในดีไนทริฟิอิงแบคทีเรีย โดยปฏิกริยาดังกล่าวจะสามารถเกิดได้สมบูรณ์ เปลี่ยนโมเลกุลของไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ในสถานะของการเกิดปฏิกริยา ต้องไม่มีออกซิเจนละลายหรือที่เรียกว่าสถานะแอน็อกซิก รวมถึงต้องมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนหรือสารที่ทำหน้าที่เป็นสารให้อิเล็กตรอนแก่จุลินทรีย์ในระบบอย่างเพียงพอ

2. การเกิด Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA)

กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ (Dissimilatory nitrate reduction to ammonium, DNRA) เป็นกระบวนการที่เปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นแอมโมเนียม (NH_4^+) ซึ่งปริมาณของสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบถือเป็นปัจจัยสำคัญที่จะผลักดันให้เกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันหรือกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ (Rutting และคณะ, 2011) โดย Bowman และ Focht (1974) พบว่ากระบวนการดีเอ็นอาร์เอจะเกิดขึ้นเมื่อค่าอัตราส่วน C/N มากกว่า 4 โดยอัตราการเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอจะมีค่าสูงขึ้นเมื่อค่าอัตราส่วน C/N มีค่าสูงขึ้น ซึ่งปรากฏการณ์ดังกล่าวสามารถอธิบายได้จากการใช้ไนเตรต

เป็นตัวรับอิเล็กตรอนผ่านกระบวนการดีเอ็นอาร์เอจะใช้อิเล็กตรอนมากกว่า เนื่องจากการใช้ในเทรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในกระบวนการดีเอ็นอาร์เอจะใช้ 8 อิเล็กตรอนต่อ 1 โมลของไนเตรตในการเปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นแอมโมเนียม ในขณะที่กระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะใช้ 5 อิเล็กตรอนต่อ 1 โมลของไนเตรตในการเปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ดังนั้นในสถานะที่ในระบบมีปริมาณไนเตรตจำกัดในขณะที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบไม่จำกัด กระบวนการดีเอ็นอาร์เอจะมีแนวโน้มที่จะเกิดขึ้นมากกว่ากระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งจะเห็นได้จากงานวิจัยของ Fazzolari และคณะ (1998) ที่ศึกษาการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและกระบวนการดีเอ็นอาร์เอที่เกิดขึ้นในสถานะที่มีค่าอัตราส่วน C/N เพิ่มขึ้นจาก 2.5, 5 และ 10 และเพิ่มค่าความดันสัดส่วนย่อยของออกซิเจน (O_2 partial pressure) จาก 0, 0.5, 1.0 และ 2 % (v/v) โดยพบว่ากระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะเกิดได้สมบูรณ์ที่ค่าอัตราส่วน C/N เท่ากับ 2 ที่ค่าความดันสัดส่วนย่อยของออกซิเจนมีค่าเท่ากับ 0% และ 0.5 % และการเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอจะมีค่าสูงขึ้นเมื่อค่าอัตราส่วน C/N เท่ากับ 5 และ 10 และยังพบว่าค่าความดันสัดส่วนย่อยของออกซิเจนไม่มีผลต่อการเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ นอกจากนี้ยังพบว่ากระบวนการดีเอ็นอาร์เอเกิดขึ้นในสถานะที่น้ำเสียมีซัลไฟด์ (S^{2-}) ดังแสดงในรูปที่ 2.2 โดยพบว่าการเกิดปฏิกิริยาซัลเฟตรีดักชัน (Sulfate reduction) ส่งผลต่อการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันโดยจะส่งเสริมให้เกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ (An และ Gardner, 2002) โดยมีซัลไฟด์ทำหน้าที่เป็นสารให้อิเล็กตรอนและไนเตรตทำหน้าที่เป็นสารรับอิเล็กตรอน ทำให้เกิดการเปลี่ยนรูปไนเตรตในน้ำเสียให้กลายเป็นแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) นอกจากนี้การมีซัลไฟด์ในน้ำเสียยังก่อให้เกิดผลกระทบต่อจุลินทรีย์กลุ่มที่ทำหน้าที่ในการกำจัดไนเตรต เนื่องจากซัลไฟด์เป็นพิษต่อจุลินทรีย์กลุ่มดังกล่าว และยังพบว่าการเพิ่มปริมาณไนเตรตในระบบยังเป็นการกระตุ้นการเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอได้อีกด้วย เนื่องจากจุลินทรีย์ดีเอ็นอาร์เอมีค่า K_m 100-500 ไมโครโมลาร์ NO_3^- ซึ่งสูงกว่าจุลินทรีย์ที่เกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (5-10 ไมโครโมลาร์ NO_3^-)



รูปที่ 2.2 การเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอในน้ำเสียที่มีซัลเฟต

2.5.2 การเกิด Assimilatory nitrate reduction

เมื่อโมเลกุลของไนเตรตในน้ำเสียถูกเปลี่ยนให้อยู่ในรูปโมเลกุลของแอมโมเนียม จุลินทรีย์จะนำโมเลกุลของแอมโมเนียมไปใช้ในการสร้างเนื้อเยื่อเพื่อการเจริญเติบโตและสร้างเซลล์ใหม่ ซึ่งกระบวนการดังกล่าวมักเกิดในกระบวนการบำบัดปฏิกิริยาในน้ำเสีย ดังนั้นการเกิดแอสซิมิลาทอรีจึงไม่ขึ้นอยู่กับปริมาณออกซิเจนละลาย โดยการเกิดแอสซิมิลาทอรีจะสามารถช่วยบำบัดไนโตรเจนได้ประมาณร้อยละ 10-30 ซึ่งเป็นการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียโดยการเปลี่ยนให้อยู่ในรูปองค์ประกอบของเซลล์จุลินทรีย์

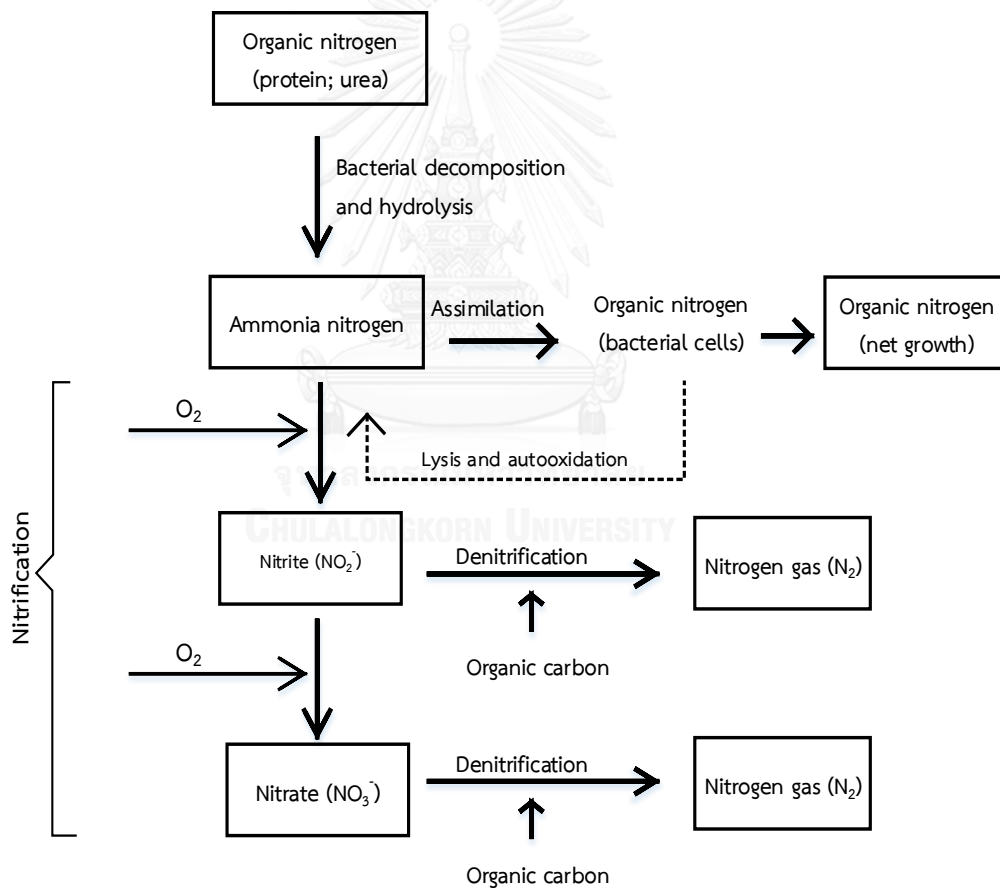
2.6 กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification process)

กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเป็นกระบวนการทางชีวภาพที่เป็นกระบวนการหลัก ในการกำจัดไนเตรตในน้ำเสีย (USEPA, 1996) ดังแสดงในรูปที่ 2.3 การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ โดยไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียมีอยู่ 4 ชนิด ได้แก่

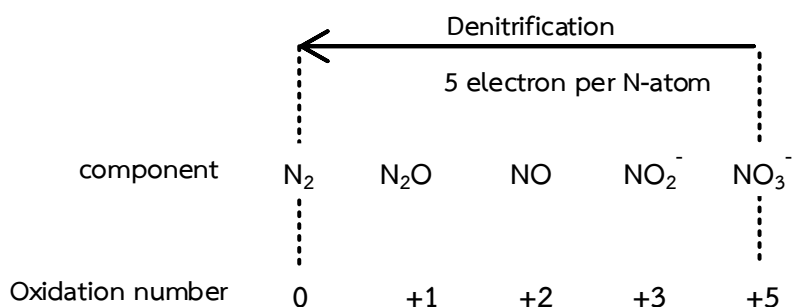
1. สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic nitrogen)
2. แอมโมเนีย/แอมโมเนียม ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$)
3. ไนไตรต์ (NO_2^-)

4. ไนเตรต (NO_3^-)

ซึ่งในบรรดาสารประกอบไนโตรเจนทั้ง 4 ชนิดที่สามารถพบได้ในน้ำเสีย พบว่าสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนจัดเป็นสารที่มีเสถียรภาพต่ำที่สุด จึงมักถูกเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของไนเตรต โดยการกำจัดไนเตรตต้องอาศัยการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มเฉพาะ และสภาวะในการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชันที่เหมาะสม โดยปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชันที่เกิดขึ้น เป็นปฏิกิริยาที่เกิดผ่านสารตัวกลางหลายชนิด ไม่ว่าจะเป็น ไนไตรต์ ไนตริกออกไซด์ และก๊าซไนตรัสออกไซด์ ในการลดรูปไนโตรเจนตั้งแต่วาเลนซ์ +5 จนถึง 0 กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ดังแสดงในรูปที่ 2.4 ที่แสดงลำดับการเปลี่ยนรูปสารประกอบไนโตรเจนผ่านการเกิดปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน



รูปที่ 2.3 การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดทางชีวภาพ
ที่มา : Metcalf and Eddy, 2014



รูปที่ 2.4 การเปลี่ยนเลขออกซิเดชันของไนโตรเจนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

ที่มา: Haandel และ Lubbe, 2007

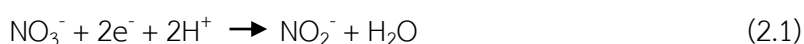
2.6.1 วิธีชีวเคมีของการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเป็นปฏิกิริยาทางชีวภาพที่ใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ซึ่งปฏิกิริยาดังกล่าวเป็นปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเป็นขั้นตอนตามลำดับ โดยในแต่ละขั้นตอนของการเกิดปฏิกิริยาต้องอาศัยการทำงานของเอนไซม์ ในการช่วยส่งถ่ายอิเล็กตรอนจากสารให้อิเล็กตรอน โดยมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน โดยเอนไซม์กลุ่มนี้จุลินทรีย์จะสังเคราะห์ขึ้นได้ในสภาวะที่ไม่มีออกซิเจนเท่านั้น ซึ่งในสภาวะที่มีออกซิเจน ออกซิเจนจะทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอนสังเคราะห์เอนไซม์ของเซลล์ทำให้ไม่เกิดกระบวนการส่งถ่ายอิเล็กตรอนที่มีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันมีขั้นตอนย่อยในการเกิดปฏิกิริยา 4 ขั้นตอน ดังนี้

1. ปฏิกิริยาไนเตรตรีดักชัน (Nitrate reduction)

ปฏิกิริยาไนเตรตรีดักชันเป็นปฏิกิริยาที่เปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นไนไตรต์ดังแสดงในสมการที่ 2.1 โดยมีเอนไซม์ไนเตรตรีดักเตส (Nitrate reductase) ทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกิริยา ซึ่งไนไตรต์ที่เกิดขึ้นสามารถยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบได้หากมีในปริมาณที่มากเกินไป



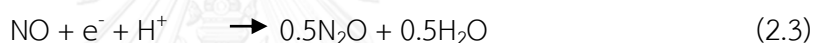
2. ปฏิกริยาไนไตรต์รีดักชัน (Nitrite reduction)

ปฏิกริยาไนไตรต์รีดักชันเป็นปฏิกริยาการรีดิวซ์ไนไตรต์ให้กลายเป็นก๊าซไนตริกออกไซด์ดังแสดงในสมการที่ 2.2 โดยมีเอนไซม์ไนไตรต์รีดักเทส (Nitrite reductase) ทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกริยา ซึ่งก๊าซไนตริกออกไซด์ที่เกิดขึ้นในระบบหากไม่ถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนตรัสออกไซด์จะทำให้เกิดอันตรายต่อระบบ เนื่องจากก๊าซไนตริกออกไซด์เป็นก๊าซพิษ



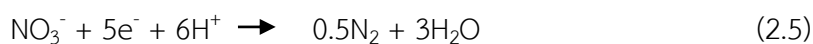
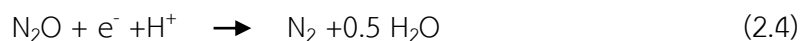
3. ปฏิกริยาไนตริกออกไซด์รีดักชัน (Nitric oxide reduction)

ปฏิกริยาไนตริกออกไซด์รีดักชันเป็นปฏิกริยาการรีดิวซ์ไนตริกออกไซด์ให้กลายเป็นไนตรัสออกไซด์ดังแสดงในสมการที่ 2.3 โดยมีเอนไซม์ไนตริกออกไซด์รีดักเทส (Nitric oxide reductase) ทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกริยา



4. ปฏิกริยาไนตรัสรีดักชัน (Nitrous reduction)

ปฏิกริยาไนตรัสรีดักชันเป็นปฏิกริยาการรีดิวซ์ไนตรัสออกไซด์ให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งเป็นผลิตภัณฑ์สุดท้ายของกระบวนการดีไนตริฟิเคชันดังแสดงในสมการที่ 2.4 โดยมีเอนไซม์ไนตรัสออกไซด์รีดักเทส (Nitrous oxide reductase) ทำหน้าที่เป็นตัวเร่งปฏิกริยา จากปฏิกริยาที่เกิดขึ้นทั้งหมดสามารถเขียนเป็นปฏิกริยารวมของกระบวนการเกิดปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชัน ดังแสดงในสมการที่ 2.5



จะเห็นได้ว่าไนเตรต 1 โมเลกุลสามารถรับอิเล็กตรอนได้ทั้งหมด 5 อิเล็กตรอน ดังนั้นปฏิกริยาดีไนตริฟิเคชันจะสามารถเกิดได้สมบูรณ์ ในระบบจะต้องมีสารอินทรีย์คาร์บอนทำหน้าที่เป็นสารให้อิเล็กตรอนแก่จุลินทรีย์ในระบบอย่างเพียงพอ

2.6.2 สารที่สามารถทำหน้าที่เป็นสารให้อิเล็กตรอนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

ปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชันหรือที่เรียกว่าปฏิกิริยารีดอกซ์ เป็นปฏิกิริยาที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนระหว่างสารที่ทำหน้าที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอนและสารที่ทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอน โดยสารที่ทำหน้าที่เป็นสารให้อิเล็กตรอนถือว่าเป็นแหล่งพลังงานเสมอ ซึ่งการถ่ายเทอิเล็กตรอนในกระบวนการดังกล่าวทำให้มีพลังงานเกิดขึ้นจำนวนหนึ่ง โดยพลังงานที่เกิดขึ้นส่วนหนึ่งจะสูญเสียไปในรูปของพลังงานความร้อน และพลังงานอีกส่วนหนึ่งจะถูกใช้ไปในการดำรงชีวิตและการสร้างเซลล์ใหม่ สารให้อิเล็กตรอนในน้ำเสียส่วนใหญ่มักเป็นสารอินทรีย์ ซึ่งมักใช้เป็นแหล่งคาร์บอนของจุลินทรีย์ด้วย สารอินทรีย์ในน้ำเสียจึงเป็นได้ทั้งแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานของจุลินทรีย์ แต่อย่างไรก็ตามจุลินทรีย์ก็อาจมีแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอนเป็นสารคนละชนิดกันก็เป็นได้

การมีสารให้อิเล็กตรอนในระบบอย่างเพียงพอ ถือเป็นหัวใจสำคัญของการกำจัดไนเตรดด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยสารให้อิเล็กตรอนดังกล่าวต้องเป็นสารที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ โดยจากแหล่งที่มาของสารให้อิเล็กตรอนในระบบบำบัดไนเตรดที่แตกต่างกัน ทำให้สามารถจำแนกระบบการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันได้ 2 ระบบ ดังนี้

1. ระบบที่มีการเติมสารให้อิเล็กตรอนจากภายนอก

ระบบที่มีการเติมสารให้อิเล็กตรอนจากภายนอก เป็นระบบที่มีการเติมสารให้อิเล็กตรอนในน้ำเสียที่ต้องการกำจัดไนเตรด เพื่อให้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันสามารถเกิดได้อย่างสมบูรณ์ และดังที่ได้กล่าวก่อนหน้านี้แล้วว่าน้ำเสียส่วนใหญ่ที่มีไนเตรดมักเป็นน้ำเสียที่ผ่านกระบวนการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียมาแล้ว ดังนั้นน้ำเสียจึงมีปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียต่ำ ไม่เพียงพอต่อปริมาณความต้องการของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรีย ในการใช้เป็นแหล่งของสารให้อิเล็กตรอนในกระบวนการหายใจที่ใช้ไนเตรดเป็นสารรับอิเล็กตรอน เพื่อเปลี่ยนโมเลกุลของไนเตรดให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ดังนั้นในขั้นตอนของการบำบัดไนเตรดจึงต้องมีการเติมสารให้อิเล็กตรอนจากภายนอกเพื่อให้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ดี ซึ่งสารที่นิยมใช้เป็นสารให้อิเล็กตรอนหรือสารอินทรีย์คาร์บอนมีหลากหลายชนิด เช่น เมทานอล เอทานอล โซเดียมอะซิเตท อาหารกุ้ง กากน้ำตาล และกลูโคส เป็นต้น ซึ่งในปัจจุบันมีงานวิจัย (Chu และ Wang, 2011) ที่ทดลองใช้สารให้อิเล็กตรอนที่สังเคราะห์ขึ้น (Biodegradable polymer, PCL) เพื่อใช้เป็นแหล่งของสารให้อิเล็กตรอนแก่ดีไนทริไฟอิงแบคทีเรีย และยังสามารถใช้เป็นวัสดุให้จุลินทรีย์เกาะติดเพื่อสร้างชั้นไบโอฟิล์มได้อีก

ด้วย ซึ่งสารให้อิเล็กตรอนในงานวิจัยดังกล่าว ยังมีคุณสมบัติพิเศษทำให้สารดังกล่าวละลายน้ำได้เข้า จึงสามารถคงอยู่ในระบบบำบัดได้เป็นระยะเวลานาน ทำให้ลดปริมาณการใช้สารให้อิเล็กตรอนใน กระบวนการบำบัดในแบริดโดยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยมีวัตถุประสงค์เพื่อลดต้นทุนในการ เติมสารให้อิเล็กตรอนจากภายนอกนั่นเอง ซึ่งประเด็นในเรื่องของต้นทุนการบำบัดน้ำเสียที่มีในแบริด ด้วยวิธีการทางชีวภาพ ก็เป็นปัจจัยหนึ่งที่ทำให้วิธีดังกล่าวไม่เป็นที่นิยมในอุตสาหกรรมบางประเภท เนื่องจากสารให้อิเล็กตรอนแต่ละชนิดมีราคาที่สูงต่ำแตกต่างกันออกไป โดยการเลือกใช้สารให้อิเล็กตรอนแต่ละชนิดในกระบวนการบำบัดในแบริดมักจะพิจารณาราคา และประสิทธิภาพในการ บำบัดในแบริดที่ได้จากการเติมสารให้อิเล็กตรอนแต่ละชนิด

2. ระบบที่ไม่มีการเติมสารให้อิเล็กตรอนจากภายนอก

ระบบที่ไม่มีการเติมสารให้อิเล็กตรอนจากภายนอก เป็นระบบที่ใช้สารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ ต้องการกำจัดในแบริดเป็นแหล่งให้อิเล็กตรอน โดยในกรณีที่ปริมาณสารให้อิเล็กตรอนในระบบไม่ เพียงพอต่อความต้องการของดีไนทริฟิเคชันแบคทีเรียที่ใช้ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ใน ระบบจะเกิดการย่อยสลายเซลล์ของจุลินทรีย์เพื่อใช้เป็นแหล่งให้อิเล็กตรอน เพื่อให้ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันสามารถดำเนินต่อไปได้ ซึ่งการย่อยสลายเซลล์ของจุลินทรีย์เพื่อนำมาใช้เป็นแหล่งของ สารอินทรีย์คาร์บอน อาจทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำลงเนื่องจากระบบมีปริมาณจุลินทรีย์ ลดลง

2.6.3 กลุ่มจุลินทรีย์ที่มีบทบาทในการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

กระบวนการดีไนทริฟิเคชันอาศัยการทำงานของดีไนทริฟิเคชันแบคทีเรีย ซึ่งเป็นจุลินทรีย์ที่สามารถพบได้ในกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิก (Heterotrophic) และกลุ่มออโตโทรฟิก (Autotrophic) แต่ ในงานทางด้านกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่พบในแบริด แบคทีเรียกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิกจะมีบทบาทมากกว่า กลุ่มออโตโทรฟิก

1. ดีไนทริฟิเคชันแบคทีเรียในกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิก (Heterotroph denitrifying bacteria)

ดีไนทริฟิเคชันแบคทีเรียในกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิก เป็นจุลินทรีย์ที่ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่ง ของพลังงานและคาร์บอนในการดำรงชีวิตและการเจริญเติบโต ซึ่งจุลินทรีย์ในกลุ่มนี้สามารถพบได้ใน จินัส (genus) ต่าง ๆ ดังนี้ *Achromobacter*, *Acinetobacterium*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*,

Arthrobacter, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Halobacterium*, *Hypomicrobium*, *Methanomonas*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* และ *Vibrio* (Payne, 1981)

2. ดีไนทรีฟิเคชันแบคทีเรียในกลุ่มออโตโทรฟ

ดีไนทรีฟิเคชันแบคทีเรียในกลุ่มออโตโทรฟ เป็นจุลินทรีย์ที่ใช้สารอนินทรีย์ที่มีคาร์บอนเป็นองค์ประกอบเป็นแหล่งของคาร์บอน และใช้สารอนินทรีย์เป็นแหล่งให้อิเล็กตรอน เช่น *Paracoccus ferrooxidans*, *Paracoccus denitrificans*, *P. pantotrophus*, และ *P. versutus* ที่สามารถใช้เฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) และไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) เป็นแหล่งให้อิเล็กตรอนโดยมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

อย่างไรก็ตามพบว่าดีไนทรีฟิเคชันแบคทีเรียทั้งสองกลุ่มนี้ เมื่ออยู่ในสภาวะที่มีออกซิเจนละลายจะใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน แต่ในกรณีที่ไม่มีออกซิเจนละลายจะใช้นิเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังนั้นแบคทีเรียในกลุ่มดีไนทรีฟิเคชันแบคทีเรียจึงจัดเป็นแบคทีเรียที่สามารถดำรงชีวิตอยู่ได้ ทั้งในสภาวะที่มีและไม่มีออกซิเจน แต่อย่างไรก็ตามนอกเหนือจากไนเตรตแล้วยังพบว่าในกรณีที่ไม่มีทั้งออกซิเจนและไนเตรต ดีไนทรีฟิเคชันแบคทีเรียบางชนิดสามารถเจริญเติบโตโดยใช้เหล็กเฟอร์ริกไอออน (Fe^{3+}) เป็นสารรับอิเล็กตรอนแทนไนเตรตได้ด้วย นอกจากนี้ดีไนทรีฟิเคชันแบคทีเรียในกลุ่มคีโมลิโทโทรฟ (Chemolithotroph) ยังสามารถใช้ซัลเฟอร์ (HS^- , S) และเหล็กเฟอร์รัสไอออน (Fe^{2+}) หรือไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงานโดยมีไนเตรตทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายได้ด้วย

2.6.4 สภาวะแวดล้อมที่เหมาะสมในการเกิดกระบวนการดีไนทรีฟิเคชัน

กระบวนการดีไนทรีฟิเคชันเป็นกระบวนการบำบัดไนเตรตทางชีวภาพ จะเกิดขึ้นได้สมบูรณ์ต้องอาศัยปัจจัยต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้อง ไม่ว่าจะเป็น ค่าการละลายของออกซิเจน (DO) ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน ($COD:NO_3^- -N$) หรือค่าอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N) ที่เหมาะสม ค่าพีเอช ค่าความเป็นกรดเป็นด่าง ค่าโออาร์พี ค่าอุณหภูมิที่เหมาะสม ปริมาณไนโตรเจนที่เกิดขึ้นในระบบ รวมถึงการปนเปื้อนของสารพิษที่จะยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชัน

2.6.4.1 ค่าออกซิเจนละลาย

ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจะเกิดได้สมบูรณ์ ค่าออกซิเจนละลายต้องมีค่าต่ำ เนื่องจากหากมีปริมาณออกซิเจนละลายในน้ำสูง ดีไนทริฟิเคชันแบบที่เร็วจะใช้ ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนการใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน เนื่องจากการใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจะให้พลังงานสูงที่สุด แต่การใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนทำให้ไม่สามารถบำบัดไนเตรตในน้ำเสียได้ นอกจากนั้นแล้วออกซิเจนยังยับยั้งการสร้างเอนไซม์ ที่ทำหน้าที่เป็นตัวรับส่งอิเล็กตรอนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ส่งผลให้ให้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันไม่สามารถเกิดขึ้นได้ จึงไม่มีการบำบัดไนเตรตเกิดขึ้น

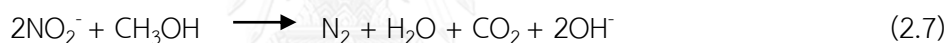
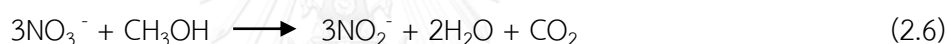
2.6.4.2 ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน (COD:NO₃⁻-N) ที่เหมาะสม

ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน (COD:NO₃⁻-N) หรือค่าอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N) ที่เหมาะสมหรือค่าปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่อปริมาณไนโตรเจนที่ต้องการกำจัดในระบบ เป็นค่าอัตราส่วนที่ถือเป็นปัจจัยสำคัญในการกำหนดอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน เนื่องจากจุลินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นจุลินทรีย์ในกลุ่มเฮเทอโรโทรป ซึ่งต้องการสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งของคาร์บอนและพลังงานในการดำรงชีวิต ซึ่งโดยทฤษฎีแล้วอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N ที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันมีค่าเท่ากับ 5-10 ขึ้นอยู่กับชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้และคุณสมบัติของน้ำเสียที่แตกต่างกัน แต่ในทางปฏิบัติค่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N ควรมีค่าเท่ากับ 3-7 เป็นอย่างน้อย

จึงเกิดแนวความคิดในการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน เพื่อเป็นการลดต้นทุนในกระบวนการบำบัดไนเตรต ทำให้เกิดรูปแบบของระบบบำบัดที่มีการวางลำดับถึงปฏิกรณ์ในการบำบัดน้ำเสีย เพื่อทำให้เกิดความเหมาะสมที่จะสามารถนำเอาสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียมาใช้เป็นแหล่งให้อิเล็กตรอนในระบบบำบัดได้ โดยระบบดังกล่าว ได้แก่ ระบบ Pre-denitrification ซึ่งเป็นระบบที่จะวางถึงปฏิกรณ์ที่เกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันไว้ก่อนถึงปฏิกรณ์ที่มีการเติมอากาศ และระบบ Post-denitrification ซึ่งเป็นระบบที่จะวางถึงปฏิกรณ์ที่มีการเติมอากาศไว้ก่อนถึงปฏิกรณ์ที่เกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

2.6.4.3 ค่าพีเอชที่เหมาะสม

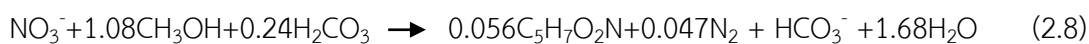
ค่าพีเอชที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันควรอยู่ในช่วง 6.5-8.5 เนื่องจากในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจะเกิดการผลิตสภาพต่าง ซึ่งสภาพต่างจะเกิดขึ้นในขั้นตอนของการเปลี่ยนไนเตรตในระบบให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ดังแสดงในสมการที่ 2.6 และ 2.7 ดังนั้นค่าพีเอชจึงสามารถใช้เป็นพารามิเตอร์ชี้วัดว่าในระบบเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันได้สมบูรณ์หรือไม่ และแม้ว่าดีไนทริฟิเคชันแบบคทีเรียจะไม่ตอบสนองอย่างรวดเร็วต่อการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอช แต่หากค่าพีเอชในระบบไม่เหมาะสมจะทำให้ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเกิดได้ไม่สมบูรณ์ ทำให้เกิดการสะสมของสารประกอบอื่น ๆ ภายในระบบ ซึ่งสารบางชนิดเป็นพิษกับจุลินทรีย์ในระบบและอาจก่อให้เกิดผลกระทบในทางลบต่อสิ่งแวดล้อมอีกด้วย เช่น ก๊าซไนตรัสออกไซด์ ซึ่งก๊าซดังกล่าวเกิดขึ้นในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน และมีผลทำให้เกิดสภาวะเรือนกระจกสูงกว่าการปล่อยก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ 200 เท่า



2.6.4.4 ค่าความเป็นกรดเป็นด่าง

ค่าความเป็นกรดเป็นด่างส่งผลกระทบต่อเกิดการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันน้อยกว่า เมื่อเทียบกับการเกิดกระบวนการไนทริฟิเคชัน เนื่องจากในทางทฤษฎีกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะสร้างสภาพต่างประมาณ 3.57 มก.หินปูน/มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน ที่ถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจน

ยกตัวอย่าง เช่น การใช้เมทานอลเป็นสารให้อิเล็กตรอนดังแสดงในสมการที่ 2.8



14 มก. ไนโตรเจน ทำให้เกิดสภาพความเป็นด่าง $\frac{61 \text{ มก.}}{61 \text{ มก.}} \times 50 = 50 \text{ มก./ล.}$ ในหน่วยของหินปูน

ดังนั้น 1 มก. ไนโตรเจน ทำให้เกิดสภาพความเป็นด่าง

$\frac{50}{14} = 3.57 \text{ มก.หินปูน/มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน}$ ที่ถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจน

2.6.4.5 ค่าโออาร์พี (Oxidation reduction potential, ORP)

ค่าโออาร์พีเป็นค่าความต่างศักย์ที่บ่งบอกแนวโน้มในการให้หรือรับอิเล็กตรอน กรณีค่าที่วัดได้เป็นบวก แสดงว่าน้ำเสียนั้นมีแนวโน้มในการรับอิเล็กตรอน หรือหมายความว่าในน้ำเสียนั้นมีไอออนที่ต้องการรับอิเล็กตรอน เช่น ถ้าในน้ำเสียนั้นมีออกซิเจนละลายอยู่ค่าโออาร์พีจะมีค่าเป็นบวกมาก แต่ถ้าค่าที่วัดได้เป็นค่าลบ แสดงว่าน้ำเสียนั้นมีแนวโน้มในการให้อิเล็กตรอน เช่น ถ้าในน้ำเสียนั้นมีสาร CN^- ละลายอยู่ค่าโออาร์พีที่วัดได้จะมีค่าเป็นลบ ค่าโออาร์พีมีหน่วยเป็น โวลต์ (Volt) หรือ มิลลิโวลต์ (mV) โดยค่าที่สามารถวัดได้อยู่ในช่วง -1400 mV ถึง $+1400$ mV เป็นค่าพารามิเตอร์ที่คล้ายกับการวัดค่าพีเอชของระบบ แต่ค่าโออาร์พีจะแตกต่างจากค่าพีเอชตรงที่ไม่ได้เป็นค่าความเข้มข้นของไอออนชนิดใดชนิดหนึ่ง และไม่ได้หมายถึงความเข้มข้นของอิเล็กตรอนในน้ำเนื่องจากในน้ำไม่มีอิเล็กตรอนอิสระ แต่ในน้ำมีค่าโปรตอนอิสระ (H^+) ซึ่งค่าโปรตอนอิสระที่วัดได้ก็คือค่าพีเอชของน้ำในระบบนั่นเอง

ค่าโออาร์พีเป็นค่าพารามิเตอร์ที่สามารถบ่งบอกสถานะของระบบแอนีอกซิกได้ เนื่องจากระบบแอนีอกซิกเป็นระบบที่มีปริมาณออกซิเจนละลายต่ำมาก ดังนั้นการวัดปริมาณออกซิเจนละลายเพื่อตรวจสอบสถานะของระบบจึงเป็นเรื่องที่ทำได้ยาก เนื่องจากเครื่องมือที่ใช้วัดมีขีดจำกัด ทำให้ไม่สามารถวัดค่าปริมาณออกซิเจนละลายในระบบได้อย่างถูกต้องและแม่นยำ ดังนั้นในการตรวจสอบสถานะของระบบจึงตรวจสอบโดยการวัดค่าโออาร์พีของระบบ ซึ่งเป็นค่าที่มีความสัมพันธ์กับค่าปริมาณออกซิเจนละลาย การใช้ค่าโออาร์พีเป็นตัวบ่งชี้สถานะของระบบในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน จึงเป็นวิธีที่สามารถบ่งบอกสถานะของระบบได้อย่างแม่นยำและถูกต้องมากกว่าการวัดค่าปริมาณออกซิเจนละลาย โดยกำหนดให้ค่าโออาร์พีอยู่ในช่วง -50 ถึง -200 มิลลิโวลต์ สำหรับสถานะแอนีอกซิก

2.6.4.6 ค่าอุณหภูมิที่เหมาะสม

ค่าอุณหภูมิที่เหมาะสมของน้ำเสียในระบบบำบัด ส่งผลต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ในระบบมาก เนื่องจากดีไนทริฟิเคชันแบบคทีเรียมีความไวต่ออุณหภูมิ โดยจะสามารถเจริญเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิในช่วง $5-26$ °C และเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันได้ดีที่อุณหภูมิมากกว่าหรือเท่ากับ 20 °C และที่อุณหภูมิสูงกว่า 40 °C อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจะลดลงอย่างรวดเร็ว แต่เนื่องจาก

ประเทศไทยเป็นประเทศในเขตร้อนทำให้มีอุณหภูมิสูงเกือบตลอดทั้งปี ดังนั้นอุณหภูมิจึงเป็นปัจจัยที่มีผลกระทบต่อระบบบำบัดไนเตรตทางชีวภาพ

2.6.4.7 ปริมาณไนไตรต์ที่เกิดขึ้นในระบบ

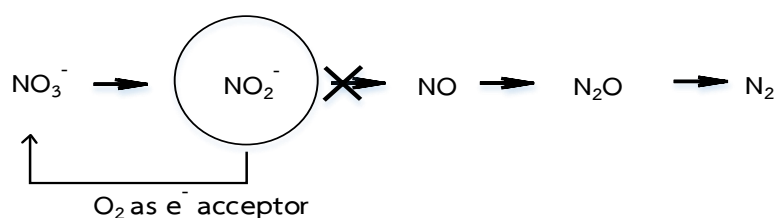
ไนไตรต์ที่สะสมในระบบมากเกินไปอาจมีผลทำให้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดได้ไม่สมบูรณ์ เนื่องจากไนไตรต์ในระบบไม่ถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนตริกออกไซด์ ดังนั้นในการเดินระบบต้องมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบอย่างเพียงพอเพื่อให้การส่งถ่ายอิเล็กตรอนเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์

2.6.4.8 สารเคมีที่ยับยั้งการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน

ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันสามารถถูกยับยั้งได้โดยสารเคมีบางชนิด เช่น ยาฆ่าแมลง สารในกลุ่มฟีนอล ไซยาไนด์ อะเซทิลีน (Acetylene) สารกลุ่มซัลไฟด์ (S^{2-}) และโพแทสเซียม (Potassium) เป็นต้น

2.6.5 การเกิดไนไตรต์สะสมในระบบ

การเกิดไนไตรต์เป็นปฏิกิริยาย่อยในขั้นตอนของการเปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งไนไตรต์เป็นสารตัวกลางที่มีความสำคัญเนื่องจากการเกิดไนไตรต์สะสมในระบบสามารถบ่งชี้สถานะของระบบได้ว่า ในขณะที่นั้นสถานะของระบบไม่สามารถทำให้ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นได้สมบูรณ์ ดังนั้นผู้ควบคุมระบบต้องพิจารณาปัจจัยต่าง ๆ ในการเดินระบบ ไม่ว่าจะเป็นระยะเวลาพักทางชลศาสตร์ (HRT) ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบ หรือค่าพีเอช เป็นต้น และถ้าในกรณีที่ในระบบมีปริมาณออกซิเจนละลายอยู่ ไนไตรต์ที่เกิดขึ้นอาจถูกเปลี่ยนกลับไปเป็นไนเตรตได้ ดังแสดงในรูปที่ 2.5



รูปที่ 2.5 การเปลี่ยนไนไตรต์กลับไปเป็นไนเตรตในสถานะที่มีออกซิเจน

ปัจจัยที่มีผลต่อการสะสมของไนไตรต์ภายในระบบบำบัดไนเตรต ได้แก่

- ชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบ

จากงานวิจัย Ge และคณะ (2012) ศึกษาถึงปัจจัยการเกิดไนไตรต์ในระบบบำบัดไนโตรเจนภายในถังปฏิกรณ์แบบที่ละเท โดยการเปรียบเทียบสารอินทรีย์คาร์บอนจำนวน 3 ชนิด คือ อะซิเตท (acetate), เมทานอล (methanol) และกลูโคส (glucose) จากผลการวิจัยพบว่า การใช้กลูโคสทำให้เกิดการสะสมไนไตรต์ปริมาณสูงสุด

- ค่าอัตราส่วน COD/NO_3^- ในระบบ

จากงานวิจัยของ Ge และคณะ (2012) พบว่ากรณีที่ใช้อะซิเตทเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนที่ค่าอัตราส่วน COD/NO_3^- เท่ากับ 1 ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ส่งผลให้ปฏิกิริยาเกิดได้ไม่สมบูรณ์เกิดการสะสมของไนไตรต์ในระบบ ซึ่งเมื่อเพิ่มค่าอัตราส่วน COD/NO_3^- ให้มีค่าสูงขึ้นพบว่าเกิดการสะสมของไนไตรต์ในระบบเพิ่มมากขึ้น แสดงให้เห็นว่า การเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันไม่ได้ถูกจำกัดจากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน และในกรณีที่ใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนพบว่า ที่อัตราส่วน COD/NO_3^- ที่มีค่าตั้งแต่ 6-15 อัตราการเกิดไนไตรต์สะสมในระบบจะมีค่าสูงขึ้น แต่เมื่ออัตราส่วน COD/NO_3^- มีค่ามากกว่า 25 พบว่าปริมาณไนไตรต์ที่สะสมในระบบ จะเริ่มส่งผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน โดยทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันมีค่าลดลง ซึ่งปรากฏการณ์ดังกล่าว เรียกว่า Carbon breakthrough ซึ่งเป็นปรากฏการณ์ที่ดีไนทริฟิอิงแบคที่เรียไม่สามารถดึงเอาสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบมาใช้เป็นแหล่งให้อิเล็กตรอนได้ (Carley และ Mavinic, 1991) อธิบายได้จากกลไกการเกิดเมทาบอลิซึมของกลูโคส ที่เรียกว่าวิถีการเกิดไกลโคไลซิส ที่ประกอบด้วย 2 ขั้นตอน ได้แก่ การออกซิไดซ์กลูโคสเพื่อให้ได้ ATP และไพรูเวต (Pyruvate) จากนั้นไพรูเวตที่เกิดขึ้นจะเข้าสู่วัฏจักรเครป (Krebs cycle) ทำให้เกิดสารตัวกลางชนิดต่าง ๆ ที่จุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ได้ แต่เมื่อปริมาณกลูโคสในระบบมีค่าสูงเกินไป อัตราการเกิดปฏิกิริยาการออกซิไดซ์กลูโคสจะกลายเป็นขั้นกำหนดอัตราการเกิดปฏิกิริยา (rate limiting step) ส่งผลให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันมีค่าต่ำลง เมื่อการออกซิไดซ์กลูโคสให้มีขนาดโมเลกุลเล็กลงเกิดขึ้นในอัตราต่ำ จึงส่งผลให้เกิด ATP และไพรูเวต ที่เกิดต่อจากกระบวนการดังกล่าวมีปริมาณน้อยลง จุลินทรีย์ในระบบจึงมีปริมาณสารให้อิเล็กตรอนน้อยลง ส่งผลให้มีปริมาณไนไตรต์สะสมในระบบน้อยลง

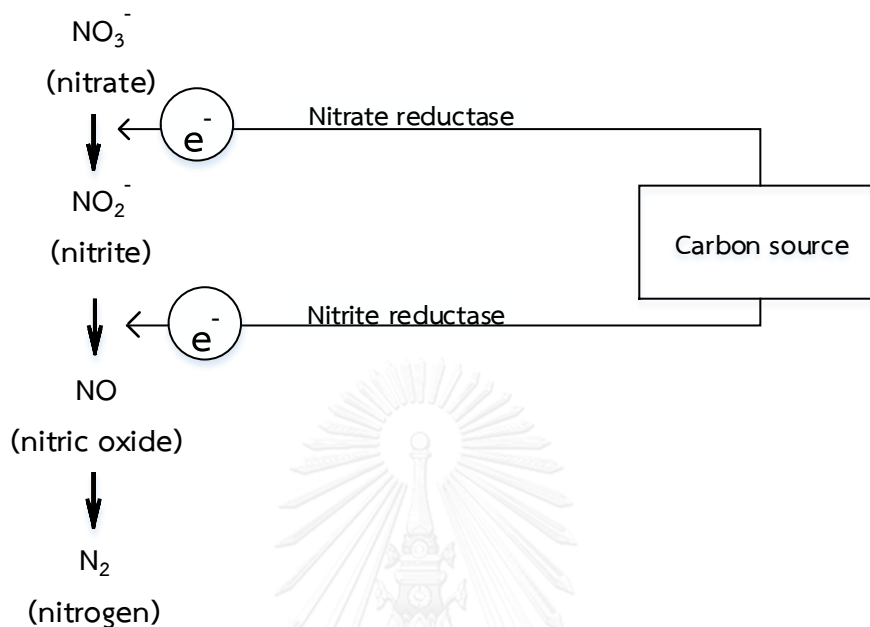
- สายพันธุ์ของจุลินทรีย์ในระบบ

สายพันธุ์ของจุลินทรีย์ในระบบบางสายพันธุ์ เช่น *Acidovorax facilis*, *Citrobacter diversus*, และ *Enterobacter agglomerans* ส่งผลให้เกิดการสะสมของไนไตรต์ในระบบ เนื่องจากจุลินทรีย์ในสายพันธุ์ดังกล่าวสามารถเกิดกระบวนการหายใจโดยใช้ไนเตรต แต่ทำได้เพียงเปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นไนไตรต์ ซึ่งจุลินทรีย์กลุ่มดังกล่าวจัดอยู่ในกลุ่มที่หายใจโดยใช้ไนเตรต (nitrate respiring bacteria) โดยแบคทีเรียที่หายใจโดยใช้ไนเตรตจะสามารถดำรงชีวิตอยู่ร่วมกับดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่แท้จริงได้ แต่การที่แบคทีเรียกลุ่มใดจะเป็นประชากรกลุ่มเด่นในระบบ ขึ้นอยู่กับปัจจัยแวดล้อมต่าง ๆ ในการเดินระบบ เช่น ชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ระบบ เป็นต้น

- การสังเคราะห์เอนไซม์ไนไตรตรีดักเทส (Nitrite reductase) และเอนไซม์ไนเตรตรีดักเทส (Nitrate reductase) ของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรีย

การสังเคราะห์เอนไซม์ไนไตรตรีดักเทสและเอนไซม์ไนเตรตรีดักเทสของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรีย มีผลต่อปริมาณไนไตรต์ที่สะสมในระบบ เนื่องจากเอนไซม์ไนไตรตรีดักเทสทำหน้าที่เป็นตัวเคลื่อนย้ายอิเล็กตรอน จากสารให้อิเล็กตรอนมาสู่นไนไตรต์ ซึ่งจะทำหน้าที่เป็นตัวรับอิเล็กตรอน จากนั้นไนไตรต์จะถูกเปลี่ยนเป็นไนตริกออกไซด์ ส่วนเอนไซม์ไนเตรตรีดักเทสจะทำหน้าที่ในการเคลื่อนย้ายอิเล็กตรอนจากสารให้อิเล็กตรอนมาสู่นไนเตรต จากนั้นไนเตรตจะถูกเปลี่ยนให้กลายเป็นไนไตรต์ ดังแสดงในรูปที่ 2.6 ซึ่งเอนไซม์ทั้งสองชนิดจะแย่งกันจับสารให้อิเล็กตรอนเมื่อเกิดสภาวะที่ไม่เหมาะสมในการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ ส่งผลให้เซลล์จุลินทรีย์สร้างสารออกซิไดซ์บางชนิดไปกระตุ้นหรือยับยั้งการสังเคราะห์เอนไซม์ดังกล่าว ซึ่งหากจุลินทรีย์สังเคราะห์เอนไซม์ไนเตรตรีดักเทสในปริมาณที่มากกว่าไนไตรตรีดักเทส จะทำให้ไนเตรตเปลี่ยนรูปกลายมาเป็นไนไตรต์ ทำให้มีปริมาณไนไตรต์สะสมในระบบมาก และถ้าหากมีการสังเคราะห์เอนไซม์ไนไตรตรีดักเทสในปริมาณที่น้อยกว่า จะทำให้เกิดไนไตรต์สะสมในระบบมากเช่นกัน เนื่องจากไม่เกิดการเปลี่ยนรูปไนไตรต์ให้กลายเป็นไนตริกออกไซด์ ซึ่งสภาวะความผิดปกติของเซลล์ในการสังเคราะห์เอนไซม์เป็นสภาวะที่เกิดขึ้นเพียงชั่วคราวเท่านั้น เนื่องจากเมื่อปริมาณไนเตรตในระบบลดลงจากการถูกเปลี่ยนให้อยู่ในรูปของไนไตรต์ ตัวยับยั้งการสร้างเอนไซม์ไนไตรตรีดักเทสจะถูกกำจัด ทำให้เซลล์มีการสังเคราะห์เอนไซม์ไนไตรตรีดักเทสมากขึ้นเพื่อลดปริมาณไนไตรต์ที่สะสมในระบบ โดยพบว่าชนิดของสารอินทรีย์

คาร์บอนที่แตกต่างกัน เป็นปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่อการกระตุ้นหรือการยับยั้งเซลล์ของจุลินทรีย์ในการสังเคราะห์เอนไซม์ทั้งสองชนิด



รูปที่ 2.6 การเคลื่อนย้ายอิเล็กตรอนจากสารให้อิเล็กตรอนโดยเอนไซม์ไนเตรตรีดักเทสและเอนไซม์ไนไตรตรีดักเทส

2.6.6 ผลกระทบที่เกิดขึ้นหากเกิดไนโตรตัสสมในระบบ

2.6.6.1 ผลกระทบต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน

การสะสมของไนโตรตัสในระบบทำให้การวัดค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน จากปริมาณไนเตรตเริ่มต้นในระบบได้ค่าที่ไม่ตรงกับความเป็นจริง เนื่องจากปริมาณไนเตรตที่ลดลงไม่ได้ถูกเปลี่ยนให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนทั้งหมด แต่บางส่วนถูกเปลี่ยนให้กลายเป็นไนโตรตัสสะสมอยู่ในระบบ

2.6.6.2 ผลกระทบต่อค่าคงที่ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน

เมื่อในระบบเกิดการสะสมของไนโตรตัสปริมาณมาก ในกรณีที่วัดอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจากปริมาณไนเตรตที่ลดลง ค่าที่ได้จากการทดลอง เช่น μ_{max} จะได้ค่าที่ไม่ตรงกับความเป็นจริง เนื่องจากปริมาณไนเตรตที่ลดลงไม่ได้ถูกเปลี่ยนให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนทั้งหมด แต่กลับ

สะสมอยู่ในระบบในรูปของไนไตรต์ ดังนั้นเมื่อนำค่าดังกล่าวไปใช้ในการออกแบบระบบจริงอาจทำให้เกิดความผิดพลาดในการออกแบบระบบได้

2.6.7 ปัจจัยทางกายภาพที่ใช้ในการควบคุมการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดที่ใช้ถึงปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด

การที่จุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ สามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพนั้น ผู้ควบคุมระบบต้องควบคุมปัจจัยทางกายภาพให้มีความเหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาทางชีวภาพของระบบบำบัดน้ำเสียนั้น ๆ ได้แก่

1. การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย

การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียโดยใช้ถึงปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด สามารถทำได้โดยการเลือกใช้ตัวกลางในระบบอย่างเหมาะสม ตัวกลางที่ใช้ควรเป็นตัวกลางที่มีขนาดเล็กและมีพื้นที่ผิวสัมผัสสูง เพื่อให้จุลินทรีย์สามารถเกาะติดและสร้างชั้นฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) บนวัสดุที่ใช้เป็นตัวกลางดังกล่าวได้ นอกจากนี้ในกรณีที่ระบบบำบัดใช้ถึงปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด ต้องควบคุมการขยายตัวของชั้นตัวกลางให้มีความเหมาะสม เพื่อป้องกันไม่ให้อัตราการหลุดออกมากับน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว เพื่อรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบให้มีค่าสูงซึ่งจะส่งผลให้ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพในการบำบัดในเทรตสูงด้วย

2. การป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ

การป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบต้องมีการกระจายตัวอย่างทั่วถึง ซึ่งสามารถทำได้โดยการออกแบบถึงปฏิกรณ์ให้มีทางน้ำเข้า ที่ทำให้เกิดการกระจายน้ำอย่างทั่วถึงบนผิวหน้าของชั้นตัวกลาง ซึ่งการที่น้ำเสียไหลเข้าสู่ถึงปฏิกรณ์อย่างกระจายทั่วถึงจะช่วยป้องกันการไหลลัดวงจร เป็นการส่งเสริมให้ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงขึ้น

3. ปริมาณสารให้อิเล็กตรอนหรือสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบ

ดังที่ได้กล่าวก่อนหน้านี้ว่าน้ำเสียที่พบในเทรตมักเป็นน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนหรือสารให้อิเล็กตรอนในน้ำเสียดำ ดังนั้นเพื่อให้ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ดี การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียจึงเป็นขั้นตอนที่มีความสำคัญ เนื่องจากการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณต่ำเกินไประบบบำบัดจะไม่สามารถกำจัดไนเตรตได้ แต่หากเติมปริมาณสูงเกินไปจะส่งผลให้

น้ำทิ้งมีค่าซีโอดีสูงกว่าที่มาตรฐานน้ำทิ้งกำหนด จึงต้องรวมน้ำทิ้งกลับมาบำบัดค่าซีโอดี ดังนั้นการควบคุมปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในการเดินระบบ ให้มีปริมาณที่พอดีกับความต้องการของจุลินทรีย์ที่ใช้ในการกำจัดไนเตรตจึงสามารถช่วยลดต้นทุนการบำบัดไนเตรตลงได้

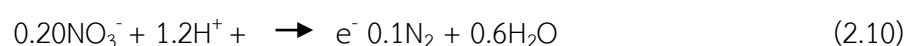
2.6.8 สโตยชิโอเมตริก (stoichiometric) ของการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

การบำบัดไนเตรตในน้ำเสียด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน มีแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนที่สามารถจำแนกได้ 4 ประเภท ดังนี้

1. บีโอดี (BOD) หรือ ซีโอดี (COD) ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ (biodegradable soluble COD, bsCOD) ที่มีอยู่ในน้ำเสีย
2. บีโอดี (BOD) หรือ ซีโอดี (COD) ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ (biodegradable soluble COD, bsCOD) ที่เกิดจากปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) ของสารแขวนลอยชีวภาพในน้ำเสีย
3. บีโอดี (BOD) หรือ ซีโอดี (COD) ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ (biodegradable soluble COD, bsCOD) ที่เกิดจากการย่อยสลายของเซลล์จุลินทรีย์ในน้ำเสีย
4. บีโอดี (BOD) หรือ ซีโอดี (COD) ที่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ (biodegradable soluble COD, bsCOD) ที่เติมจากภายนอก

มีการประมาณการใช้กรัมบีโอดีต่อกรัมไนโตรเจน ว่ามีค่าเท่ากับ 4 กรัม บีโอดี ต่อ 1 กรัม NO_3^- -N (Barth และคณะ, 1968) แต่ในการเดินระบบจริงต้องพิจารณาสถานะแวดล้อมรวมถึงชนิดของสารให้อิเล็กตรอนด้วย การเติมสารให้อิเล็กตรอนจากภายนอกมีความจำเป็นอย่างยิ่งที่จะต้องประมาณปริมาณสารให้อิเล็กตรอนที่เติมเข้าสู่ระบบ ให้มีปริมาณเพียงพอต่อปริมาณไนเตรตที่ต้องการกำจัด ซึ่งค่าประมาณดังกล่าวจะแสดงเป็นค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{COD}:\text{NO}_3^-$ -N) หรืออัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N)

จากสมการครึ่งปฏิกิริยาของปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชัน



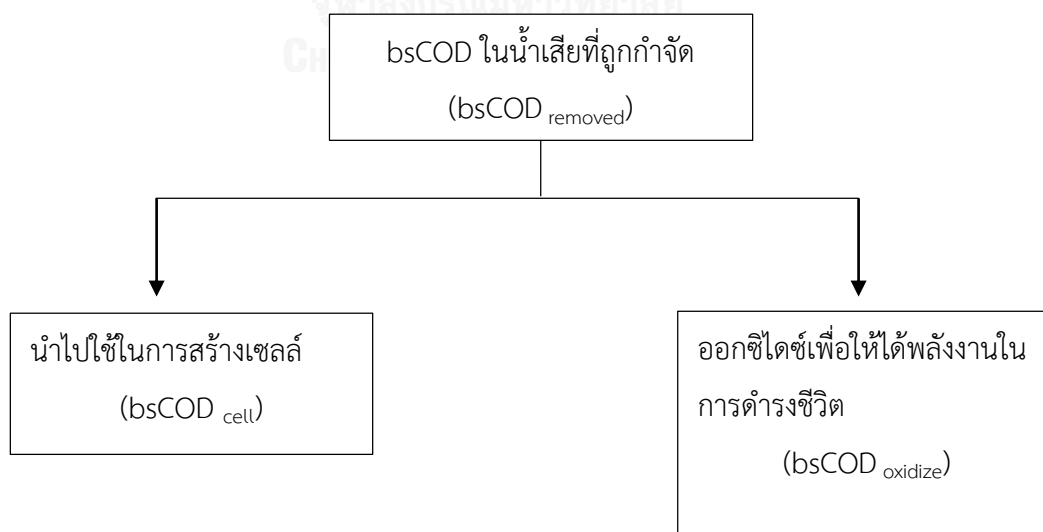
จากสมการที่ 2.9 ในการเคลื่อนย้ายอิเล็กตรอน 1 โมล ใช้ O_2 0.25 โมล
 และจากสมการที่ 2.10 ในการเคลื่อนย้ายอิเล็กตรอน 1 โมล ใช้ NO_3^- 0.20 โมล
 ดังนั้น ปริมาณออกซิเจนอควิวาเลนต์ต่อปริมาณไนเตรตมีค่าเท่ากับ

$$\frac{0.25 \times 32 \text{ ก. } O_2}{0.20 \times 14 \text{ ก. } NO_3-N} = 2.86 \text{ ก. } O_2 / \text{ ก. } NO_3-N$$

ค่าออกซิเจนอควิวาเลนต์เป็นค่าทางทฤษฎีที่ใช้ในการออกแบบระบบ ในการประมาณค่าซี-ไอต์ของสารให้อิเล็กตรอน ให้มีปริมาณเพียงพอต่อปริมาณไนเตรตที่ต้องการกำจัดโดยการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งค่าที่คำนวณได้เป็นค่าซีไอต์ต่ำที่สุดในการเปลี่ยนไนเตรต-ไนโตรเจน 1 กรัม ให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ในทางปฏิบัติในระบบควรมีปริมาณซีไอต์มากกว่าค่าที่ประมาณจากทางทฤษฎี

2.6.8.1 การหาอัตราส่วนการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนต่อปริมาณไนเตรต

การหาค่าอัตราส่วนการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนต่อปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจน จากสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมจากภายนอก (Exogenous carbon source) โดยปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ระบบ ถูกกำจัดผ่านสองกระบวนการดังแสดงในรูปที่ 2.7 (McCarty และคณะ, 1969)



รูปที่ 2.7 รูปแบบการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียโดยจุลินทรีย์

$$bsCOD_{removed} = bsCOD_{cell} + bsCOD_{oxidized} \quad (2.11)$$

สำหรับการสร้างเซลล์ $bsCOD_{cell}$ สามารถคำนวณได้จาก net biomass yield และค่าอัตราส่วน 1.42 ก. O_2 /ก. VSS

$$\text{ดังนั้น } bsCOD_{cell} = 1.42Y_n bsCOD_{removed}$$

$$\text{เมื่อ } Y_n = \text{net biomass yield}$$

$$Y_n = \frac{Y}{1 + b \cdot SRT} \quad (2.12)$$

$$\text{ดังนั้น } bsCOD_{removed} = bsCOD_{oxidize} + 1.42Y_n bsCOD_{removed}$$

$$bsCOD_{oxidize} = (1 - 1.42Y_n)bsCOD_{removed}$$

จากสมการค่า $bsCOD_{oxidize}$ เป็นค่าซีโอดีที่ถูกออกซิไดซ์ มีค่าเท่ากับ

ปริมาณออกซิเจนอิกวิวาเลนตต่อปริมาณไนเตรต มีค่าเท่ากับ 2.86 ก. O_2 / ก. NO_3 -N

$$\text{ดังนั้น } bsCOD_{oxidize} = 2.86 \times NO_3^- - N \text{ reduce (ก./วัน)}$$

$$2.86 \times NO_3^- - N \text{ reduce (ก./วัน)} = (1 - 1.42Y_n)bsCOD_{removed}$$

$$\frac{bsCOD_{removed}}{NO_3^- - N \text{ reduce}} = \frac{2.86}{1 - 1.42Y_n}$$

จากสมการอัตราส่วนการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนต่อปริมาณไนเตรต-ไนโตรเจน สังเกตเห็นได้ว่าหากเกิดยิลต์ในระบบต่ำ อัตราการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนก็จะมีค่าต่ำด้วย จึงต้องการปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำลง

ยกตัวอย่างกรณีที่ใช้เมทานอลเป็นสารให้อิเล็กตรอน ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนที่เหมาะสม ควรอยู่ในช่วง 4-5 พิจารณาโดยมีค่า Biomass yield (Y_n) อยู่ในช่วง 0.2-0.3 (Metcalf and Eddy, 2014)

2.6.8.2 ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน (COD/NO₃⁻-N) ที่เหมาะสมในการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันของสารอินทรีย์คาร์บอนแต่ละชนิด

สารอินทรีย์คาร์บอนต่างชนิดกัน ให้ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน (COD/NO₃⁻-N) ที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันแตกต่างกัน เช่น

- การใช้เมทานอลเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน

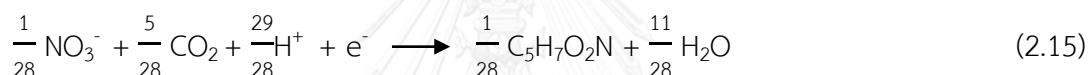
สมการการให้อิเล็กตรอนของเมทานอล (R_d) แสดงดังสมการที่ 2.13



สมการการรับอิเล็กตรอนของไนเตรต (R_a) แสดงดังสมการที่ 2.14



สมการการสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์ (R_c)แสดงดังสมการที่ 2.15

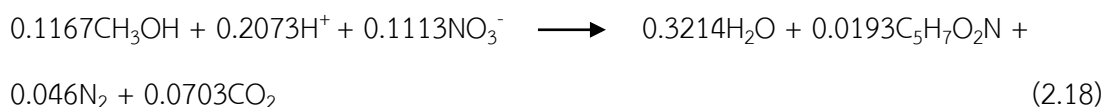


ปฏิกิริยารวมในการสร้างเซลล์และการใช้พลังงานของเซลล์ (R) = f_eR_a + f_sR_c + R_d

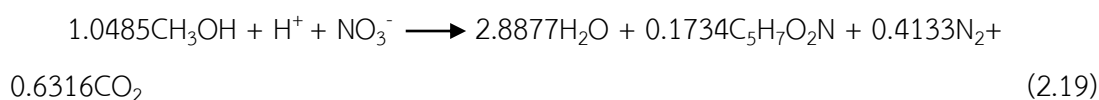
f_e=0.46 และ f_s =0.54 (Guo และคณะ, 2007)



ปฏิกิริยารวมเกิดจากการรวมสมการ 2.13, 2.16 และ 2.17 ได้สมการที่ 2.18



หารด้วย 0.1113 ตลอดสมการที่ 2.18



$$1.0485 \text{ mole} \times \frac{32 \text{ g.}}{\text{mole}} \times \frac{1.23 \text{ g. COD}}{1 \text{ g. CH}_3\text{OH}} = 41.27 \text{ g. COD}$$

$$\frac{\text{COD}}{\text{NO}_3^-} = \frac{41.27}{14} = 2.95$$

ดังนั้น อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน จากการใช้เมทานอลเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนมีค่าเท่ากับ 2.95

- การใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน

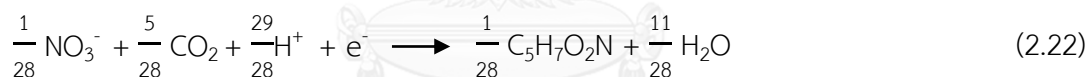
สมการการให้อิเล็กตรอนของกลูโคส (R_d) แสดงดังสมการที่ 2.20



สมการการรับอิเล็กตรอนของไนเตรต (R_a) แสดงดังสมการที่ 2.21

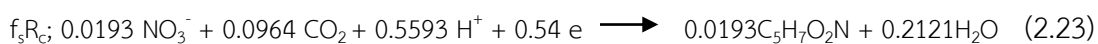


สมการการสร้างเซลล์ของจุลินทรีย์ (R_c) แสดงดังสมการที่ 2.22

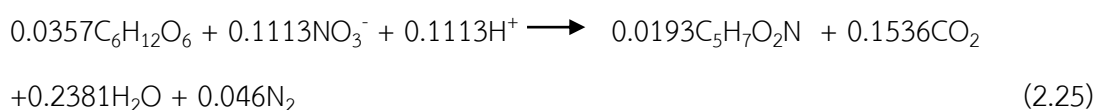


ปฏิกิริยารวมในการสร้างเซลล์และการใช้พลังงานของเซลล์ (R) = $f_e R_a + f_s R_c + R_d$

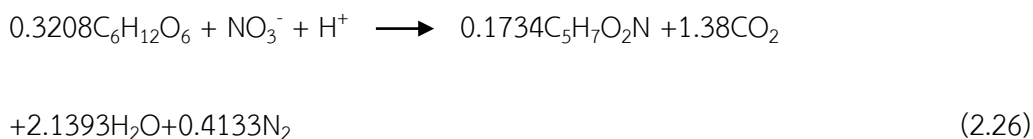
$f_e = 0.46$ และ $f_s = 0.54$ (Guo และคณะ, 2007)



ปฏิกิริยารวมเกิดจากการรวมสมการ 2.20, 2.23 และ 2.24 ได้สมการที่ 2.25



หารด้วย 0.1113 ตลอดสมการที่ 2.25



$$0.3208 \times \frac{190.8 \text{ g.COD}}{1 \text{ mole glucose}} = 61.209 \text{ g. COD}$$

$$\frac{\text{COD}}{\text{NO}_3^- \text{-N}} = \frac{61.209}{14} = 4.37$$

ดังนั้น อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน จากการใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์-คาร์บอนมีค่าเท่ากับ 4.37

การคำนวณปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในการบำบัดไนเตรตจากสมการดังที่แสดงให้เห็นในเบื้องต้น เพื่อพิจารณาค่าที่เหมาะสมทางสโตยชิโอเมตริก เห็นได้ว่าแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนที่แตกต่างกันส่งผลให้ระบบบำบัดไนเตรตมีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันที่ต่างกัน โดยงานวิจัยนี้เลือกใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนด้วยเหตุนี้ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบจึงใช้น้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนเท่ากับ 5

2.6.9 จลนศาสตร์ของการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

การศึกษาจลนศาสตร์ของการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน นิยมทำการทดลองแบบทีละเท (Anoxic batch test) เนื่องจากเป็นวิธี ที่สามารถศึกษาการเปลี่ยนแปลงทางจลนศาสตร์ที่เกิดขึ้นของปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันได้อย่างตรงประเด็น ส่งผลให้ค่าที่ได้จากการทดลองมีความถูกต้องเมื่อนำไปใช้ในการออกแบบระบบบำบัด

2.6.9.1 อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification rate)

ในงานวิจัยทางด้านสิ่งแวดล้อมมีหลากหลายงานวิจัยที่มีจุดประสงค์ของการทำวิจัยเพื่อการทราบถึงกลไกต่าง ๆ ที่มีผลต่ออัตราการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันโดยค่าที่ได้จะแสดงในหน่วยของ ก. ไนเตรต-ไนโตรเจน ต่อ ก. MLVSS ต่อวัน ($\text{g NO}_3^- \text{-N/g MLVSS-d}$) ซึ่งในแต่ละงานวิจัยมีรูปแบบการทดลองที่ต่างกันไป และถึงแม้ว่าวิธีการทดลองในแต่ละงานวิจัยจะมีขอบเขต

และแนวทางในการทำวิจัยที่แตกต่างกัน แต่ผลการวิจัยที่ได้กลับมีแนวโน้มไปในทิศทางเดียวกัน โดยพบว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันได้รับอิทธิพลจากปัจจัยต่าง ๆ ที่เกี่ยวข้องดังนี้

1. อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจะเพิ่มสูงขึ้น เมื่อมีปริมาณไนเตรตและปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบเพิ่มสูงขึ้น โดยพบว่าการมีไนเตรตในระบบปริมาณมากแต่มีแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอจะทำให้การเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันถูกยับยั้ง

2. ชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนมีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน โดยพบว่าการใช้อะซิเตท (Acetate) และ โซเดียมโพรไพโอเนท (Sodium propionate) เป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน ให้ค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันสูงกว่าการใช้กลูโคส ($C_6H_{12}O_6$) เป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน (Tam และคณะ, 1994) ซึ่งผลการวิจัยดังกล่าวสอดคล้องกับผลงานวิจัยของ Ray และคณะ (2013) ที่พบว่าการใช้โซเดียมอะซิเตท (CH_3COONa) เป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันสูงกว่าการใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน ซึ่งผลที่เกิดขึ้นอธิบายได้จากกลไกทางชีวเคมี ในการย่อยสลายสารอินทรีย์คาร์บอนแต่ละชนิด ผ่านวิถีไกลโคไลติก (Glycolytic pathway) และวิถีไตรคาร์บอกซิลิกแอซิด (Tricarboxylic acid, TCA cycle) ซึ่งทั้งสองวิถีเป็นวิถีหลักของกลไกการเกิดเมทาบอลิซึมของสารอินทรีย์คาร์บอน ในการย่อยสลายสารโมเลกุลใหญ่ให้เกิดเป็นสารที่มีขนาดโมเลกุลเล็กกลง จนกระทั่งจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้

3. ปริมาณออกซิเจนละลายมีผลทางตรงต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ถ้าในระบบบำบัดมีออกซิเจนละลายอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจะต่ำมาก

4. ระยะเวลาพักน้ำของระบบในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันต้องเพียงพอที่ปฏิกิริยาจะสามารถเกิดได้สมบูรณ์

5. ค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของไนเตรตมีผลต่ออันดับการเกิดปฏิกิริยาของปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน (Carucci และคณะ, 1996) โดยพบว่าที่ความเข้มข้นเริ่มต้นของไนเตรตสูงกว่า 5 มก./ล. ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันที่เกิดขึ้นเป็นปฏิกิริยาอันดับศูนย์ โดยการทดลองกำหนดค่าอัตราส่วน C/N เท่ากับ 1.1 เมื่อใช้กลีเซอรอลเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน โดยมีค่าพีเอชที่เหมาะสมเท่ากับ 7-8

6. อุณหภูมิเป็นปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน และค่าคงที่ต่าง ๆ ในทางจลนศาสตร์ โดยพบว่าเมื่ออุณหภูมิต่ำลงดีไนทริฟิเคชันแบบคทีเรียจะมีกิจกรรมในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันต่ำลง

2.6.9.2 รูปแบบการทดลองการหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน

- Dincer และ Kargi (2000) ทำการศึกษาจลนศาสตร์ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์แบบ Packed column ที่มีทิศทางการไหลตามแรงโน้มถ่วง โดยมีกลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน พบว่าจลนศาสตร์ของการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเป็นไปตามสมการของ Monod โดยค่าอัตราการเจริญเติบโตจำเพาะสูงสุดของจุลชีพ (μ_m) มีค่าเท่ากับ 0.23 วัน^{-1} และสัมประสิทธิ์การอิ่มตัวครึ่งหนึ่งของจุลชีพ (K_s) มีค่าเท่ากับ 0.27 มก./ล. ซึ่งค่าที่ได้ผู้วิจัยกล่าวว่ามี ความใกล้เคียงการศึกษาของ Metcalf and Eddy 2003 โดยการทดลองนี้ดีไนทริฟิอิงแบคทีเรียมีการเจริญเติบโตแบบเกาะติดบนพื้นผิวของตัวกลาง เติบโตโดยใช้คาร์บอนที่แตกต่างกัน

สมการที่ใช้ในการทดลอง ได้แก่

$$\frac{R_m}{K_{DN}} - \frac{1}{K_{DN}} \cdot \frac{(N_0 - N)}{\theta_H} = \frac{1}{\theta_H} \cdot \ln \frac{N_0}{N} \quad (2.27)$$

โดย $R_m = \mu_m X =$ อัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชันสูงสุด (มก. ไนโตรเจน/ล. ชั่วโมง)

$K_{DN} =$ ค่าความเข้มข้นของซับสเตรทที่ทำให้อัตราการเจริญเติบโตของ

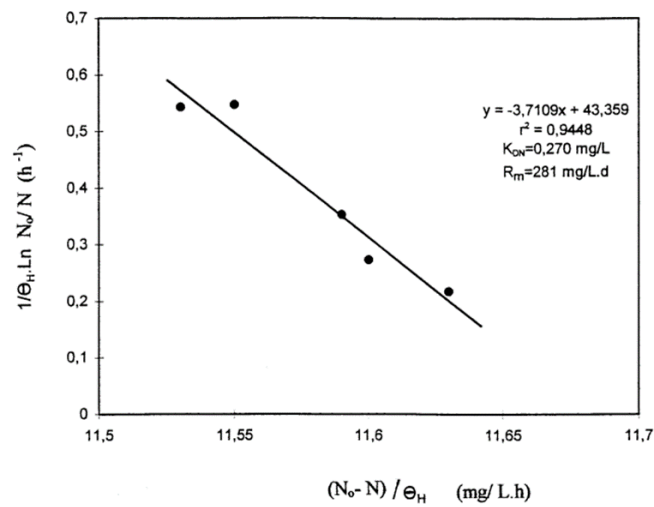
ดีไนทริฟิอิงแบคทีเรียมีค่าเท่ากับครึ่งหนึ่งของค่าอัตราการเจริญเติบโตสูงสุด (มก./ล.)

$N_0 =$ ความเข้มข้นของไนเตรตไนไตรต์-ไนโตรเจนเริ่มต้น (มก./ล.)

$N =$ ความเข้มข้นของไนเตรตไนไตรต์-ไนโตรเจนของน้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดแล้ว (มก./ล.)

$\theta_H = \frac{V}{Q} =$ ระยะเวลากักน้ำ (ชั่วโมง)

เมื่อสร้างกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง $\frac{(N_0 - N)}{\theta_H}$ และ $\frac{1}{\theta_H} \cdot \ln \frac{N_0}{N}$



รูปที่ 2.8 กราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่าง $\frac{(N_0 - N)}{\theta_H}$ และ $\frac{1}{\theta_H} \cdot \ln \frac{N_0}{N}$
ที่มา: Dincer และ Kargi (2000)

$$\text{จากกราฟได้ค่าความชัน} = -\frac{1}{K_{DN}}$$

$$\text{และจุดตัดกราฟ} = \frac{R_m}{K_{DN}}$$

เมื่อสร้างกราฟจากผลการทดลองที่ใช้ระยะเวลาต่างกันจะได้ค่า

$$R_m = 11.7 \text{ มก. ไนโตรเจน/ล. ชั่วโมง}$$

$$K_{DN} = 0.27 \text{ มก./ล.}$$

$$\text{จาก } R_m = \mu_m X$$

$$\text{ดังนั้น } \mu_m = \frac{R_m}{X}$$

ในการทดลองนี้ในถังปฏิกรณ์มีค่า $X = 1200$ มก.ไนโตรเจน/ล.

$$\mu_m = \frac{11.7 \frac{\text{มก.ไนโตรเจน}}{\text{ล. ชั่วโมง}}}{1200 \frac{\text{มก.}}{\text{ล.}}} = 9.75 \times 10^{-3} \text{ ชั่วโมง}^{-1}$$

จากผลการทดลองดังกล่าวเมื่อนำค่าที่ได้ไปแทนค่าในสมการจะได้สมการ ดังนี้

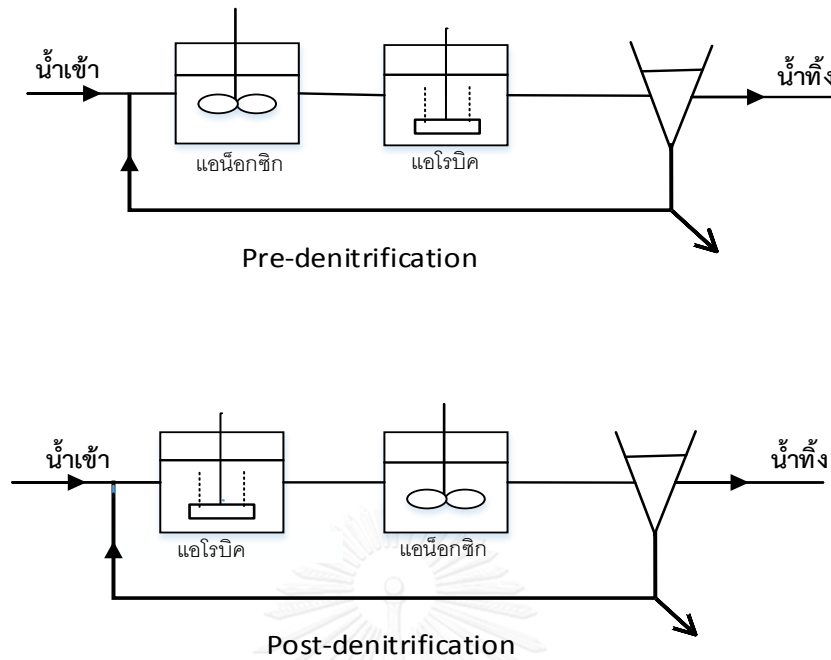
$$\frac{0.23 \cdot X}{0.27} - \frac{1}{0.27} \cdot \frac{(N_0 - N)}{\theta_H} = \frac{1}{\theta} \cdot \ln \frac{N_0}{N} \quad (2.28)$$

เมื่อ ค่า X , N_0 , N มีหน่วยเป็น มก./ล.

θ_H มีหน่วยเป็น วัน

- Onnis และคณะ (2006) ทำการทดลองโดยการเดินระบบแบบที่ละเท (Anoxic batch test) โดยใช้เครื่อง pH-stat test ในการหาค่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน โดยการประมาณปริมาณไนเตรตที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์คาร์บอน จากปริมาณกรดที่ต้องเติมเพื่อไปสะเทินสภาพต่างที่เกิดขึ้นจากปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน โดยประมาณจาก 1 โมล ของไฮดรอกไซด์ (OH^-) จะเกิดขึ้นจากการกำจัด 1 โมล ของไนเตรต ดังนั้นอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจึงสามารถคำนวณได้จากอัตราการเติมกรดเข้าไปสะเทินสภาพต่างที่เกิดขึ้น นอกจากนั้นการเติมกรดเข้าสู่ระบบแบบเรียลไทม์ ทำให้สามารถทราบปริมาณไนเตรตที่ถูกใช้ไปในขณะที่เกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน การใช้เครื่อง pH-stat test ทำให้ทราบอัตราการใช้ในเตรตได้อีกด้วย แต่อาจทำให้เกิดความผิดพลาดได้ หากเกิดการสะสมของไนไตรต์ (NO_2^-) ในระบบ เนื่องจากการสะสมของไนไตรต์ในระบบจะทำให้ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเกิดได้ไม่สมบูรณ์จึงไม่เกิดสภาพต่าง ดังนั้นแม้จะเกิดการใช้ในเตรตแต่เครื่องไม่สามารถวัดค่าปริมาณไนเตรตที่ถูกใช้ไปได้ เนื่องจากปริมาณกรดที่เติมจะน้อยกว่าความเป็นจริงหากปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเกิดไม่สมบูรณ์

- การคำนวณหาอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ที่ได้จากการทดลองการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ภายในถังปฏิกรณ์ที่มีการไหลในแนวยาว (Plug flow) และมีลำดับการวางถังปฏิกรณ์ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันต่างกัน โดยระบบที่ถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชัน (Anoxic reactor) วางก่อนถังบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอน (Aerobic reactor) เรียกว่า Pre-denitrification และถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันที่วางต่อจากถังบำบัดสารอินทรีย์ เรียกว่า Post-denitrification ดังแสดงในรูปที่ 2.9



รูปที่ 2. 9 ระบบบำบัดแบบ Pre-denitrification และ Post-denitrification

ในการทดลองระยะเวลากักน้ำเป็นสัดส่วนโดยตรงกับความยาวของถังปฏิกรณ์ เมื่อวัดปริมาณไนเตรตที่แต่ละจุดตามความยาวของถังปฏิกรณ์ เพื่อนำมาใช้ในการสร้างกราฟแสดงความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณไนเตรตกับระยะเวลากักน้ำ จากการทดลองพบว่ากราฟที่ได้เป็นกราฟเส้นตรง ดังนั้นปฏิกิริยาการเกิดดีไนทริฟิเคชันเป็นปฏิกิริยาอันดับศูนย์ โดยในการเกิดปฏิกิริยาจะเกิด 2 เฟส ได้แก่ เฟสปฐมภูมิ (primary phase) และเฟสทุติยภูมิ (secondary phase) โดยเฟสปฐมภูมิจะเกิดโดยใช้ระยะเวลาสั้นทำให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันมีค่าสูง ส่วนเฟสทุติยภูมิจะมีอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันน้อยกว่าเฟสปฐมภูมิ และยังพบว่าอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันแปรผันตามปริมาณดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่มีในระบบ

$$\text{ดังสมการ } r_D = \left(\frac{dN}{dt} \right) \cdot X = -kX \quad (2.29)$$

เมื่อ r_D = อัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชัน (มก. ไนโตรเจน/ล.วัน)

k = ค่าคงที่ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน (มก. ไนโตรเจน/มก. MLVSS·วัน)

X = ปริมาณดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียในระบบ (มก. MLVSS/ล.)

กระบวนการเกิดดีไนทริฟิเคชันที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ระบบ Pre-denitrification ในการเกิดปฏิกิริยาจะมีค่าคงที่ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันได้ 2 ค่า ได้แก่ k_1 ซึ่งเป็นค่าคงที่ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันในกรณีที่เกิดการย่อยสลายในชั้นปฐมภูมิ ซึ่งจะเกิดขึ้นในกรณีที่สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเป็นสารที่ย่อยสลายได้ง่ายจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้ได้ง่าย และค่า k_2 เป็นค่าคงที่ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันในกรณีที่เกิดการย่อยสลายในชั้นทุติยภูมิ ซึ่งเกิดในกรณีที่สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเป็นสารที่ย่อยสลายได้ยาก

ดังนั้น อัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชันจะมีค่าเท่ากับ

$$r_D = r_{Dp} + r_{Ds} \quad (2.30)$$

ในกรณีที่ระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันมีค่าน้อยกว่าระยะเวลาที่ใช้ในการย่อยสลายชั้นปฐมภูมิ อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันสามารถคำนวณได้จากสมการที่ 2.31

$$r_D = (k_1 + k_2) \cdot X \quad (2.31)$$

และในกรณีที่ระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันมีค่ามากกว่าระยะเวลาที่ใช้ในการย่อยสลายชั้นปฐมภูมิ อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันสามารถคำนวณได้จากสมการที่ 2.32

$$r_D = k_2 \cdot X \quad (2.32)$$

เมื่อ r_{Dp} = อัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชันของสารอินทรีย์คาร์บอนที่ย่อยสลายได้ง่าย
(มก. ไนโตรเจน/ล.วัน)

r_{Ds} = อัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชันของสารอินทรีย์คาร์บอนที่ย่อยสลายได้ยาก
(มก. ไนโตรเจน/ล.วัน)

k_1 = ค่าคงที่ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันในกรณีที่สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ง่าย (มก. ไนโตรเจน/มก. MLVSS·วัน)

k_2 = ค่าคงที่ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันในกรณีที่สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเป็นสารอินทรีย์ที่ย่อยสลายได้ยาก (มก. ไนโตรเจน/มก. MLVSS·วัน)

กระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ระบบ Post-denitrification สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียจะเป็นสารอินทรีย์คาร์บอนที่ย่อยสลายได้ยาก อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันในระบบดังกล่าวจึงมีค่าต่ำกว่าในระบบที่เป็น Pre-denitrification

$$r_D = \frac{dN}{dt} = k_3 \cdot X \quad (2.33)$$

สมการอัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชันในการทดลองนี้ เป็นสมการที่ได้จากปฏิกิริยาอันดับศูนย์ ในสภาวะ steady state ที่อัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชันไม่เปลี่ยนแปลงตามเวลาเมื่อปริมาณดีไนทริฟิอิงแบคทีเรียในระบบคงที่

Haandle และ Lubbe (2007) ได้คำนวณค่าคงที่ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน (k_1 , k_2 , k_3) จากผลการทดลองที่ได้รับจากหลากหลายงานวิจัย ที่ใช้น้ำเสียชุมชนเป็นน้ำที่ผ่านเข้าสู่ระบบบำบัด โดยพบว่าค่าในช่วงอุณหภูมิ 12-26 °C ค่า k_1 , k_2 และ k_3 สามารถคำนวณได้จากสมการ

$$k_1 = 0.72 \cdot 1.2^{(T-20)} \quad (2.34)$$

$$k_2 = 0.10 \cdot 1.08^{(T-20)} \quad (2.35)$$

$$k_3 = 0.08 \cdot 1.03^{(T-20)} \quad (2.36)$$

2.6.9.3 อัตราการใช้สารอินทรีย์คาร์บอน

อัตราการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนดังที่จะกล่าวต่อไปนี้ พิจารณาในกรณีที่สารอินทรีย์คาร์บอนอยู่ในรูปของสารละลาย โดยรูปแบบการทำนายอัตราการใช้สารอินทรีย์คาร์บอน เกิดจากการสร้างสมการที่พิจารณาหลายปัจจัยร่วมกับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีในระบบ ซึ่งการทำสมดุลมวลของระบบจะทำให้ทราบปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนละลายในถังปฏิกรณ์ โดยปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนละลายเป็นค่าที่ขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียที่จะผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ โดยการสร้างสมการจะพิจารณากรณีที่ในระบบไม่มีปริมาณออกซิเจนละลาย และค่าความเข้มข้นของไนเตรตที่มีผลต่ออัตราการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในระบบ โดยพบว่าความเข้มข้นของไนเตรตที่มีค่าต่ำกว่า 0.10-0.20 กรัมต่อลูกบาศก์เมตร จึงจะมีผลต่ออัตราการใช้สารอินทรีย์คาร์บอน

สมการที่ใช้ในการคำนวณหาอัตราการใช้สารอินทรีย์คาร์บอน

$$r_{su} = \left[\frac{\mu_{H,max} \cdot S_s}{Y_H (K_s + S_s)} \right] \times \left(\frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) (\eta) X_H \quad (2.37)$$

เมื่อ r_{su} = อัตราการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในถังปฏิกรณ์ (ก./ลบ.ม.·วัน)

Y_H = yield ของเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียที่เกิดขึ้นในระบบ (ก.MLVSS/ก.ซีโอดีที่ใช้)

$\mu_{H,max}$ = อัตราการเจริญเติบโตสูงสุดของดีไนทริฟลายอิงแบคทีเรียในระบบ
(ก.ชีวมวล/ก. MLVSS·วัน)

S_s = ความเข้มข้นของซับสเตรทละลายในถังปฏิกรณ์ (ก.ซีโอดี/ลบ.ม.)

K_s = ค่าความเข้มข้นของซับสเตรทที่ทำให้อัตราการเจริญของจุลินทรีย์มีค่าเท่ากับ
ครึ่งหนึ่งของอัตราการเจริญสูงสุด (ก.ซีโอดี/ลบ.ม.)

S_{NO} = ความเข้มข้นของไนเตรตไนโตรเจน (ก./ลบ.ม.)

K_{NO} = ค่าความเข้มข้นของไนเตรตที่ทำให้อัตราการเจริญของจุลินทรีย์มีค่าเท่ากับ
ครึ่งหนึ่งของอัตราการเจริญสูงสุด (ก.ซีโอดี/ลบ.ม.)

η = สัดส่วนอัตราการใช้ซับสเตรทที่มีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนเมื่อเทียบกับอัตรา
การใช้ซับสเตรทที่มีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

X_H = ปริมาณเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียที่มีในระบบ (ก.MLVSS/ลบ.ม.)

2.6.9.4 อัตราการใช้ไนเตรต

อัตราการใช้ไนเตรตเป็นฟังก์ชันของอัตราการใช้ซับสเตรทหรืออัตราการใช้สารอินทรีย์คาร์บอน

$$\text{ดังนั้น } \frac{\text{gCOD}}{\text{g NO}_3^-} = \frac{r_{\text{su}}}{r_{\text{ND}}} = \frac{2.86}{1-1.42Y_n} \quad (2.38)$$

จากสมการอัตราการใช้สารอินทรีย์คาร์บอน เมื่อแทนค่า

$$r_{\text{su}} = \frac{2.86}{1-1.42Y_n} \cdot r_{\text{NO}} \quad (2.39)$$

$$\text{จะได้ } r_{\text{NO}} = \left(\frac{1-1.42Y_n}{2.86} \right) \left[\frac{\mu_{\text{H,max}} S_s}{Y_{\text{H}}(K_s+S_s)} \right] \left(\frac{S_{\text{NO}}}{K_{\text{NO}}+S_{\text{NO}}} \right) (\eta) X_{\text{H}} \quad (2.40)$$

โดยที่ r_{NO} = อัตราการใช้ไนเตรต (ก./ลบ.ม.·วัน)

ค่า η .ในสมการเป็นค่าที่เป็นเสมือนตัวแทนว่าในความเป็นจริงแล้ว อัตราการใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนจะมีค่าน้อยลงเมื่อตัวรับอิเล็กตรอนในระบบเป็นไนเตรต และไม่ใช่ว่าจุลินทรีย์ในกลุ่มของเฮเทอโรโทรฟทุกชนิดจะสามารถใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนได้ ดังนั้น η มักมีค่าอยู่ในช่วง 0.20-0.80 ในกรณีที่ถึงปฏิกรณ์ที่ใช้ในการบำบัดไนเตรตเป็นแบบ Pre-denitrification และน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดเป็นน้ำเสียชุมชน (Stensel และ Horne, 2000)นอกจากนั้นยังมีปัจจัยอื่น ๆ ที่ส่งผลต่อค่า η ได้แก่ ลักษณะของจุลินทรีย์ในระบบ ค่า SRT ของระบบ สัดส่วนของบีโอดีที่สามารถกำจัดได้ต่อปริมาณไนเตรตที่มีในระบบ

ซึ่งการคำนวณอัตราการใช้ไนเตรตจากสมการดังกล่าว สามารถนำไปใช้ได้กับถึงปฏิกรณ์แอนีอกซิก ที่จุลินทรีย์ในระบบได้รับสารอินทรีย์คาร์บอนจากสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีอยู่ในน้ำเสีย สารอินทรีย์คาร์บอนที่เกิดจากการย่อยสลายตัวเองของจุลินทรีย์ หรือแม้แต่สารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกที่เติมเข้าสู่ระบบ และเมื่อมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเข้าสู่ถึงปฏิกรณ์ การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์จะขึ้นอยู่กับสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติม มากกว่าสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีอยู่ในน้ำเสีย เช่น การเติมเมทานอลจะทำให้ methylotroph bacteria เจริญเติบโตได้มากกว่าจุลินทรีย์ชนิดอื่น เนื่องจากจุลินทรีย์กลุ่มนี้สามารถย่อยสลายเมทานอลได้ดี ซึ่งสิ่งที่ต้องทราบในการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเข้าสู่ระบบบำบัดคือ เมื่อใช้แหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนต่างชนิด

กันจะส่งผลให้ค่า $\mu_{H,max}$, Y_H , K_S , และ η ในสมการเปลี่ยนไป ดังนั้นในการคำนวณค่าอัตราการใช้ไนเตรตจากสมการดังกล่าวควรมีการทำการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการเพื่อวิเคราะห์หาค่า $\mu_{H,max}$, Y_H , K_S , และ η จากการเลือกใช้สารอินทรีย์คาร์บอนแต่ละชนิดในการบำบัดไนเตรต เนื่องจากค่าดังกล่าวเป็นค่าเฉพาะของสารอินทรีย์คาร์บอนแต่ละชนิด ซึ่งในกรณีที่ระบบบำบัดเป็นแบบ Post-denitrification หรือผ่านการเติมอากาศเพื่อลดปริมาณสารอินทรีย์ในน้ำเสียและเปลี่ยนแอมโมเนียให้กลายเป็นไนเตรตมาแล้ว ค่า η ในสมการจะสามารถตัดทิ้งได้ เนื่องจากในสภาวะดังกล่าวดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียเป็นจุลินทรีย์กลุ่มหลัก

2.7. ระบบแอน็อกซิกฟลูอิดไดซ์เบด (Anoxic fluidized bed)

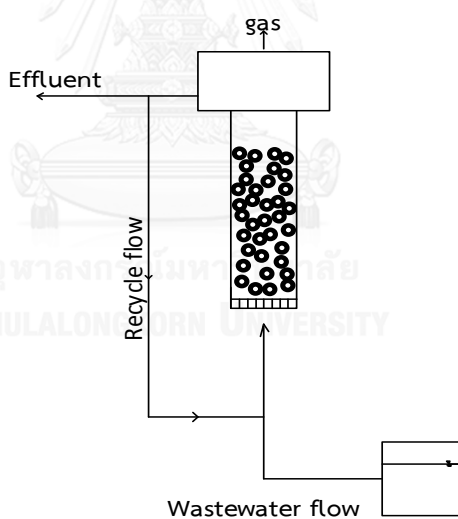
ระบบแอน็อกซิกฟลูอิดไดซ์เบดเป็นระบบบำบัดไนเตรต ที่ใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด ในการเดินระบบบำบัด โดยควบคุมสภาวะภายในระบบให้มีค่าออกซิเจนละลายต่ำ เพื่อให้จุลินทรีย์ใช้ในเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนเกิดการกำจัดไนเตรตโดยการเปลี่ยนไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจน

2.7.1 ความเป็นมาและลักษณะของถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด

ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดมีความคล้ายคลึงกับถังปฏิกรณ์ในระบบฟิล์มตรึง (fixed film) เนื่องจากภายในถังปฏิกรณ์บรรจุวัสดุตัวกลาง ที่ทำหน้าที่เป็นที่ยึดเกาะให้แก่จุลินทรีย์เช่นเดียวกัน แต่ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด ตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์มีการเคลื่อนที่ตลอดเวลาที่มีการบำบัดน้ำเสีย แตกต่างจากถังปฏิกรณ์แบบฟิล์มตรึงที่ตัวกลางไม่มีการเคลื่อนที่ การเคลื่อนที่ของชั้นตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดอาศัยความเร็วของน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบ โดยค่าความเร็วของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบต้องมีค่าสูงพอ ที่จะทำให้เกิดการลอยตัวของวัสดุตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์ ซึ่งวัสดุที่นำมาใช้เป็นตัวกลางควรเป็นวัสดุที่มีความเหมาะสม เช่น มีความหนาแน่นต่ำ และมีน้ำหนักเบา ซึ่งเป็นคุณสมบัติที่ส่งผลทำให้ค่าความเร็วของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีค่าต่ำลง ช่วยในการประหยัดพลังงานที่ใช้ในการสูบน้ำเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ เพื่อให้ความเร็วน้ำที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์มีค่าสูงพอที่จะทำให้ชั้นตัวกลางเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน นอกจากนี้การใช้วัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็กส่งผลดีต่อระบบทำให้ระบบบำบัดมีพื้นที่ผิวจำเพาะ(ต่อหน่วยปริมาตร) สูง ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดจึงเป็นถังปฏิกรณ์ที่มีขนาดเล็กกว่าถังปฏิกรณ์ชนิดอื่น ๆ

2.7.2 ถังปฏิกริยาแบบฟลูอิดไดซ์เบด (Fluidized bed reactor)

งานทางด้านสิ่งแวดล้อมการใช้ถังปฏิกริยาแบบฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสีย เป็นที่รู้จักจากการนำถังปฏิกริยาดังกล่าวมาใช้ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบเติมอากาศ และระบบบำบัดไนโตรเจน ด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยมีการพัฒนาระบบและมิงงานวิจัยที่เกี่ยวข้องอย่างต่อเนื่อง การใช้ถังปฏิกริยาแบบฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสีย ปัจจัยหนึ่งที่มีความสำคัญในการเดินระบบ คือ การทำให้ชั้นตัวกลางภายในถังปฏิกริยาเกิดการขยายตัว มีความสูงของชั้นตัวกลางเป็น 1.5 เท่า ของความสูงชั้นตัวกลางที่ค่าความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน ซึ่งสภาวะดังกล่าวเรียกว่า สภาวะการเกิดฟลูอิดไดซ์เซชัน โดยการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันของชั้นตัวกลาง สามารถทำได้โดยการควบคุมความเร็วของน้ำที่จะเข้าสู่ถังปฏิกริยา ซึ่งถังปฏิกริยาแบบฟลูอิดไดซ์เบดมีทิศทางการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ระบบในทิศทางการไหลสวนทางกับแรงโน้มถ่วง โดยเส้นทางการไหลของน้ำเสียที่เข้าและออกจากถังปฏิกริยาแบบฟลูอิดไดซ์เบดแสดงในรูปที่ 2.10



รูปที่ 2.10 เส้นทางการไหลของน้ำเสียที่เข้าและออกจากถังปฏิกริยาแบบฟลูอิดไดซ์เบด

2.7.3 การเลือกวัสดุตัวกลางที่ใช้ภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด

การเลือกใช้วัสดุตัวกลางที่แตกต่างกันภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด ส่งผลต่อค่าความเร็วของน้ำที่ทำให้ชั้นตัวกลางเกิดการขยายตัวอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน ซึ่งตัวกลางที่นิยมใช้มีหลายชนิด เช่น ซีโอไลต์ (Zeolite) เม็ดทราย แอกติเวตเต็ดคาร์บอน (Activated carbon) และแอนทราไซต์ที่มีความหนาแน่นต่ำ (Low-density anthracite) เป็นต้น ซึ่งวัสดุตัวกลางต่าง ๆ ที่นำมาใช้ควรมีคุณสมบัติที่เหมาะสม ดังนี้

1. วัสดุตัวกลางที่ใช้ควรเป็นวัสดุตัวกลางที่มีเส้นผ่านศูนย์กลางขนาดเล็ก เนื่องจากอนุภาคที่มีขนาดเล็กจะทำให้เกิดแรงเฉือนน้อยกว่าการใช้อนุภาคที่มีขนาดใหญ่ ซึ่งสอดคล้องกับผลการวิจัยของ Heijnen และคณะ (1989) ที่พบว่าการเริ่มต้นเดินระบบบำบัดโดยใช้เม็ดทรายที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.35 มิลลิเมตร ใช้ระยะเวลาในการเริ่มต้นเดินระบบต่ำกว่าการใช้เม็ดทรายที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.75 มิลลิเมตร ซึ่งสามารถอธิบายได้ว่า เม็ดทรายที่มีขนาดเล็กกว่าจะมีแรงเฉือนต่ำกว่าเม็ดทรายที่มีขนาดใหญ่ ดังนั้นเม็ดทรายที่มีขนาดเล็กจึงสร้างชั้นฟิล์มชีวภาพที่มีความพร้อมในการบำบัดน้ำเสียได้เร็วกว่า

2. วัสดุตัวกลางที่ใช้ควรเป็นวัสดุตัวกลางที่มีพื้นที่ผิวมากและไม่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ เพื่อให้จุลินทรีย์มีพื้นที่ยึดเกาะและสามารถสร้างชั้นฟิล์มชีวภาพได้

3. วัสดุตัวกลางที่ใช้ควรเป็นวัสดุตัวกลางที่มีความหนาแน่นต่ำ เพื่อให้เกิดสภาวะในการขยายตัวได้ง่าย โดยยิ่งวัสดุตัวกลางที่ใช้มีค่าความหนาแน่นต่ำ ยิ่งทำให้ค่าความเร็วน้ำที่ต้องใช้ในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันของตัวกลางมีค่าต่ำลง

4. การเลือกวัสดุตัวกลางในบางกรณีต้องพิจารณาร่วมกับคุณสมบัติของน้ำเสีย เช่น น้ำเสียที่เกิดจากอุตสาหกรรมบางชนิดที่มีสารพิษเจือปน จะนิยมใช้ถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุตัวกลางแม้ว่าจะมีราคาแพง แต่เนื่องจากสามารถลดปริมาณสารพิษในน้ำเสียได้ ถ่านกัมมันต์จึงเป็นวัสดุตัวกลางที่ควรใช้ในกรณีดังกล่าว

2.7.4 การเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

การควบคุมอัตราการไหลหรือความเร็วของของไหลที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ เป็นหัวใจสำคัญของการเดินระบบด้วยถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด เนื่องจากอัตราการไหลที่ต่ำเกินไปส่งผลให้ของไหลไหลผ่านชั้นตัวกลางได้ แต่ชั้นตัวกลางไม่เกิดการยกตัว ซึ่งการเพิ่มอัตราการไหลของของไหลให้สูงขึ้นจนกระทั่งแรงดันของของไหลที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ ทำให้เกิดแรงที่มีค่ามากกว่าแรงของน้ำหนักที่เกิดจากชั้นตัวกลาง ชั้นตัวกลางจึงเกิดการยกตัวและยกตัวสูงขึ้นจนกระทั่งเกิดสภาวะลอยตัว หรือที่เรียกว่า สภาวะฟลูอิดไดซ์ เมื่อเกิดสภาวะดังกล่าวจะทำให้พื้นที่ผิวของชั้นตัวกลางเกิดการสัมผัสกับน้ำเสียมากกว่าระบบที่ตัวกลางไม่เกิดการยกตัว เช่น ชั้นตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์แบบ packed bed โดยการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ต้องควบคุมปัจจัยในการเดินระบบเพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียสูงสุด ดังนี้

- ค่าความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

ค่าความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน เป็นค่าพารามิเตอร์ที่สำคัญที่ในการออกแบบถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด ซึ่งค่าความเร็วต่ำสุดในการเกิดฟลูอิดไดซ์เซชันเป็นค่าที่ขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของตัวกลางที่ใช้ภายในถังปฏิกรณ์ ไม่ว่าจะเป็น รูปร่าง ขนาด ความหนาแน่น และความสามารถในการกระจายตัวของชั้นตัวกลาง ยกตัวอย่างเช่น ความหนาแน่นของวัสดุตัวกลางที่แตกต่างกันทำให้เกิดแรงของน้ำหนักที่เกิดจากวัสดุตัวกลาง(Gravitational force) ที่ต่างกัน วัสดุตัวกลางที่มีความหนาแน่นต่ำจะมีแรงของน้ำหนักที่เกิดจากวัสดุตัวกลาง ต่ำกว่าตัวกลางที่มีความหนาแน่นสูง ทำให้ใช้ความเร็วของของไหลต่ำกว่า ในการดันชั้นตัวกลางให้เกิดการขยายตัว ส่วนในกรณีรูปร่างของตัวกลางที่แตกต่างกันไม่ได้มีผลต่อค่าแรงของน้ำหนักที่เกิดจากวัสดุตัวกลางเท่านั้น แต่ยังมีผลต่อลักษณะการเรียงตัวของชั้นตัวกลางด้วย ซึ่งลักษณะการเรียงตัวของชั้นตัวกลางส่งผลต่อการเกิดช่องว่างระหว่างตัวกลาง เนื่องจากตัวกลางที่มีรูปร่างต่างกัน การเรียงตัวของตัวกลางจะทำให้เกิดขนาดของช่องว่างระหว่างตัวกลางไม่เท่ากัน ค่าความเร็วของของไหลที่ไหลผ่านช่องว่างดังกล่าวจึงมีค่าต่างกัน ส่งผลทำให้วัสดุตัวกลางต่างชนิดกันมีค่าความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันต่างกัน

ในการคำนวณหาความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน เกิดจากสมมติฐานที่ว่าในขณะที่วัสดุตัวกลางเริ่มลอยตัวเป็นอิสระ วัสดุตัวกลางจะอยู่ในสภาวะสมดุลของแรงสองแรงที่

กระทำต่อวัตถุตัวกลาง ได้แก่แรงที่เกิดจากน้ำหนักของวัตถุตัวกลางเอง และแรงพยุงจากของไหล หรือเกิดจากแรงเสียดทานกับแรงต้านของของไหล (สมศักดิ์ ดำรงเลิศ, 2528) ดังแสดงในรูปที่ 2.11 โดยเมื่อวัตถุเคลื่อนที่ผ่านของไหลทำให้เกิดแรงที่กระทำต่อวัตถุ ดังแสดงในสมการที่ 2.41

$$\frac{m}{g_c} \cdot \frac{du}{dt} = F_e - F_b - F_D \quad (2.41)$$

โดยที่

m = มวลของวัตถุที่เคลื่อนที่ผ่านของไหล

g_c = Newton's law proportionality factor

(32.174 ฟุต-ปอนด์/ปอนด์-วินาที²)

F_e = แรงกระทำจากภายนอก (นิวตัน)

F_b = Buoyant force หรือ แรงพยุง (นิวตัน)

F_D = Drag force (นิวตัน)

ซึ่งค่า F_e , F_b และ F_D สามารถหาได้จากสมการที่ สมการที่ 2.42, 2.43, และสมการที่ 2.44

$$F_e = \frac{ma_e}{g_c} \quad (2.42)$$

$$F_b = \frac{m\rho a_e}{\rho_p g_c} \quad (2.43)$$

$$F_D = \frac{C_D u_0^2 \rho A_p}{2g_c} \quad (2.44)$$

โดยที่

a_e = ความเร่งของอนุภาคเนื่องจากแรงภายนอก (ม./วินาที²)

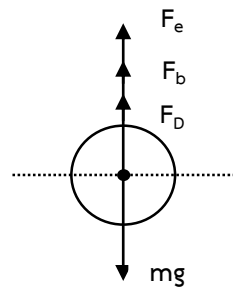
ρ = ความหนาแน่นของของไหล (ก./ลบ.ซม.)

ρ_p = ความหนาแน่นของอนุภาค (ก./ลบ.ซม.)

C_D = drag coefficient

U_0 = ความเร็วของของไหล (ม./วินาที)

A_p = พื้นที่ของอนุภาค (ตร.ม.)



รูปที่ 2. 11 แรงที่กระทำต่อวัตถุในของไหล

ที่มา : พิสุทธิ์ เพ็ชรมนกุล (2557)

ปริมาณช่องว่างที่มีค่าต่ำสุดในชั้นตัวกลางในขณะที่เริ่มเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์นั้น จะมีค่ามากกว่าปริมาณช่องว่างในชั้นตัวกลางที่ไม่ขยับตัวเล็กน้อย ซึ่งในขณะที่ชั้นตัวกลางยังอยู่ในสภาวะที่ค่าความเร็วทำให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ต่ำที่สุด สมการความดันลดยังสามารถเอามาประยุกต์ใช้ได้ โดยเมื่อแทนค่าสมการความดันลดยในสมการของ ERGUN (McCabe และคณะ, 1993) จะได้สมการ ดังนี้

$$\frac{150\mu v_{oM}}{\varphi_s^2 D_p^2} \cdot \frac{(1-\varepsilon_M)}{\varepsilon_M^3} + \frac{1.75\rho v_{oM}^2}{\varphi_s D_p} \cdot \frac{1}{\varepsilon_M^3} = g(\rho_p - \rho) \quad (2.45)$$

โดยที่

v_{oM} = ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (ซม./วินาที)

D_p = ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของอนุภาคตัวกลาง (ซม.)

φ_s = ความเป็นทรงกลม (sphericity)

ρ = ความหนาแน่นของของไหล (ก./ลบ.ซม.)

ρ_p = ความหนาแน่นของอนุภาค (ก./ลบ.ซม.)

ε_M = ความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

g = ความเร่งเนื่องจากแรงโน้มถ่วงของโลก (ซม./วินาที²)

μ = ความหนืดของของไหล (ตร.ซม./วินาที) ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส

เนื่องจากเป็นค่าอุณหภูมิที่มีค่าใกล้เคียงกับอุณหภูมิของน้ำที่ทำการทดลอง

- ค่าความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

ค่าความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน เป็นค่าความเร็วที่ทำให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน โดยที่ไม่ทำให้วัสดุตัวกลางหลุดออกจากถังปฏิกรณ์ ซึ่งค่าความเร็วสุดท้ายจะส่งผลต่อค่าความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (minimum porosity for fluidization) และมีความสัมพันธ์ดังสมการที่ 2.46 และสมการที่ 2.47

$$L = L_M \cdot \frac{1 - \epsilon_M}{1 - \epsilon} \quad (2.46)$$

$$\left[\frac{\epsilon}{\epsilon_M} \right]^m = \frac{v_o}{v_{oM}} \quad (2.47)$$

โดยที่

L_M = ความสูงของชั้นตัวกลางเมื่อเริ่มเกิดการฟลูอิดไดซ์ (ซม.)

L = ความสูงของชั้นตัวกลางที่ความเร็วสุดท้าย (ซม.)

v_o = ความเร็วสุดท้าย (ซม./วินาที)

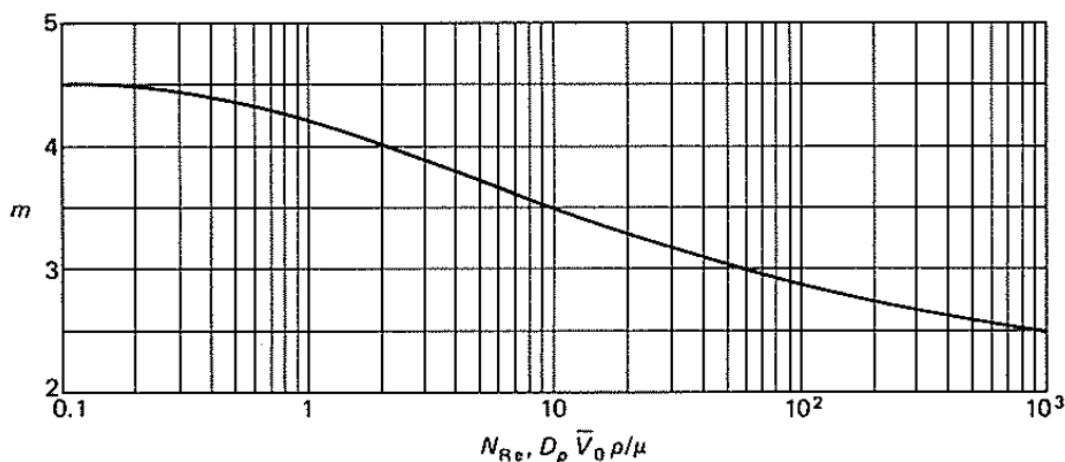
m = ค่าคงที่ประมาณจากค่า Renold's number

ϵ = ความพรุนของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ความเร็วสุดท้าย

$$N_{Re;p} = \frac{D_p v_{oM} \rho_p}{\mu} \quad (2.48)$$

โดยที่ $N_{Re;p}$ = Renold's number

การหาค่า m จะหาได้จากการคำนวณค่า Renold's number จาก stoke's law ดังสมการที่ 2.48 แล้วใช้ค่า Renold's number เพื่อหาค่า m จากรูปที่ 2.12 จากนั้นแทนค่า m ในสมการเพื่อหาค่าความเร็วสุดท้าย เมื่อกำหนดให้ชั้นตัวกลางเกิดการขยายตัว 1.5 เท่า ของชั้นตัวกลางที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน



รูปที่ 2. 12 กราฟเอ็กซ์โปเนนเชียลของค่าเอ็มสำหรับการขยายตัวของชั้นเบด
ที่มา : McCabe และคณะ (1993)

- การออกแบบทางน้ำเข้าให้มีการกระจายตัวอย่างสม่ำเสมอ

การออกแบบทางน้ำเข้าให้มีการกระจายตัวอย่างสม่ำเสมอ สามารถทำได้โดยการใช้ตัวกระจายการไหล โดยพบว่าลักษณะของการไหลที่อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันจะมีความสม่ำเสมอหรือไม่ ขึ้นอยู่กับตัวกระจายการไหล ซึ่งนอกจากจะมีหน้าที่กระจายการไหลให้สม่ำเสมอแล้วยังช่วยป้องกันไม่ให้ชั้นตัวกลางหลุดลงมาด้านล่างของถังปฏิกรณ์อีกด้วย โดยความเร็วน้ำที่ไหลผ่านตัวกระจายการไหลจะมีค่าเท่ากันทุกจุด ส่งผลทำให้เกิดการหมุนเวียนชั้นตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์อย่างสม่ำเสมอ ทำให้เกิดการสัมผัสระหว่างชั้นฟิล์มชีวภาพบนวัสดุตัวกลางและน้ำเสียอย่างทั่วถึง และยังช่วยป้องกันการเกิดน้ำเสียไหลลัดวงจรได้อีกด้วย โดยการออกแบบตัวกระจายการไหลควรออกแบบให้สามารถถอดทำความสะอาดได้ เนื่องจากเมื่อเดินระบบไประยะหนึ่งอาจเกิดการอุดตันได้

2.7.5 พารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่มีผลต่อปริมาณของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด

จากผลการทดลองของ Joshi และคณะ (2007) พบว่าปริมาณของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด ได้รับอิทธิพลจากค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ดังนี้

1. อิทธิพลจากค่าความเข้มข้นเริ่มต้นของไนเตรต

โดยพบว่าเมื่อความเข้มข้นเริ่มต้นของไนเทรตมีค่าสูงขึ้น ปริมาณดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียในระบบจะมีค่าลดลง และจะลดลงเรื่อย ๆ จนกระทั่งมีปริมาณคงที่

2. อิทธิพลจากอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์

อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ มีผลโดยตรงต่อความเข้มข้นของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ ซึ่งปรากฏการณ์ที่เกิดขึ้นอธิบายได้จาก อัตราการไหลที่ต่างกันทำให้ชั้นตัวกลางเกิดการขยายตัวไม่เท่ากัน กรณีที่ชั้นตัวกลางเกิดการขยายตัวได้มาก เป็นผลให้เกิดช่องว่างระหว่างชั้นตัวกลางมากกว่าชั้นตัวกลางที่ขยายตัวได้น้อย ทำให้ชั้นฟิล์มชีวภาพมีความหนาได้มากขึ้น ส่งผลให้ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีค่าสูงขึ้น แต่หากอัตราการไหลของน้ำเสียมีค่ามากเกินไปจะส่งผลต่อระยะเวลาที่พักกลศาสตร์ที่น้อยลง ทำให้ปฏิกิริยาดีไนทริไฟเคชันเกิดได้ไม่สมบูรณ์จุลินทรีย์จึงไม่สามารถเจริญเติบโตได้ ส่งผลให้ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีค่าลดลง นอกจากนี้ยังพบว่าค่าอัตราการไหลที่สูงเกินไป อาจทำให้เกิดการขัดสีกันระหว่างชั้นตัวกลางทำให้ปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีค่าน้อยลง เนื่องจากชั้นฟิล์มชีวภาพหลุดออกจากตัวกลางและไหลออกไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัด ดังนั้น การเดินระบบบำบัดที่ใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด การควบคุมอัตราการไหลของน้ำเสียให้มีค่าที่เหมาะสม จึงเป็นหัวใจสำคัญในการควบคุมระบบบำบัด

3. อิทธิพลจากความหนาของชั้นฟิล์มชีวภาพ

อิทธิพลจากความหนาของชั้นฟิล์มชีวภาพ มีบทบาทสำคัญในการควบคุมระบบบำบัดที่ใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด โดยพบว่ายิ่งชั้นฟิล์มชีวภาพมีความหนามาก อัตราการเปลี่ยนไนเทรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจนจะมีค่าสูงขึ้น นอกจากนี้การมีชั้นฟิล์มชีวภาพที่หนายังทำให้ค่าสัมประสิทธิ์ในการเคลื่อนย้ายมวลสาร (Mass transfer coefficient) มีค่าสูงขึ้นด้วย เป็นผลให้อัตราการเคลื่อนย้ายมวลสารจากภายนอกชั้นฟิล์มชีวภาพเข้าสู่ภายในชั้นฟิล์มชีวภาพมีค่าสูงขึ้น

2.7.6 ข้อดี-ข้อเสีย ของการใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด

- ข้อดี 1. ลักษณะการเดินระบบของถังปฏิกรณ์ช่วยกระตุ้นให้จุลินทรีย์มีกิจกรรม (Activity) ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียสูงขึ้น
2. ประสิทธิภาพในการบำบัดมีค่าสูง
 3. ในการเดินระบบไม่เกิดปัญหาในเรื่องของอายุสลัดจ์
 4. ในการเดินระบบมีโอกาสน้อยมากในการเกิดช็อกโหลด (Shock load)
 5. ก๊าซที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์สามารถถ่ายเทออกจากถังปฏิกรณ์ได้ง่ายเนื่องจากรูปแบบการไหลของน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์เป็นลักษณะการไหลสวนทางกับแรงโน้มถ่วง แต่ไหลไปในทิศทางเดียวกับการเกิดก๊าซภายในถังปฏิกรณ์ ดังนั้นการดึงก๊าซออกจากถังปฏิกรณ์จึงทำได้ง่าย
 6. ใช้พื้นที่ในการติดตั้งระบบบำบัดน้ำเสียน้อยกว่าเมื่อเทียบกับระบบบำบัดน้ำเสียอื่น ๆ

ข้อเสีย 1. การเริ่มเดินระบบจะใช้ระยะเวลานาน เนื่องจากต้องเลี้ยงจุลินทรีย์จนกระทั่งจุลินทรีย์สร้างชั้นฟิล์มชีวภาพบนตัวกลางก่อนจึงจะเริ่มเดินระบบได้

2. เมื่อจุลินทรีย์สร้างชั้นฟิล์มชีวภาพแล้ว ความยุ่งยากประการหนึ่งในการเดินระบบคือ การควบคุมความหนาของชั้นฟิล์มชีวภาพให้เหมาะสมกับการเดินระบบ
3. ในการเดินระบบต้องใช้พลังงานสูงในการควบคุมความเร็วของน้ำที่เข้าสู่ระบบเพื่อให้ชั้นตัวกลางอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน
4. เป็นระบบที่มีค่าใช้จ่ายในการลงทุนสูง ในเรื่องของการออกแบบระบบให้มีการกระจายน้ำเข้าอย่างสม่ำเสมอ เพื่อป้องกันการไหลลัดวงจรโดยเฉพาะอย่างยิ่งในระบบบำบัดขนาดใหญ่ยังมีค่าใช้จ่ายในการลงทุนตรงส่วนนี้มาก

2.8. การนำยางรถยนต์ที่เสื่อมสภาพการใช้งานแล้วมาใช้เป็นวัสดุตัวกลาง

ในปัจจุบันยางธรรมชาติจำนวนมากถูกใช้เพื่อผลิตยางยานพาหนะ ไม่ว่าจะเป็น ล้อรถยนต์ ล้อเครื่องบิน ล้อรถบรรทุก และล้อรถจักรยานยนต์ รวมถึงล้อรถอื่น ๆ เมื่อยางรถยนต์หมดอายุการใช้งานผู้ขับขี่ยานพาหนะทั้งหลายต้องทำการเปลี่ยนยางรถยนต์เพื่อรักษาสมรรถนะของยานพาหนะให้การขับขี่มีความปลอดภัย ซึ่งยางรถยนต์ที่เสื่อมสภาพไม่สามารถใช้งานในการขับขี่ได้อีกต่อไปจะมีเพียงร้อยละ 1 ของล้อยางทั้งหมดที่สีกหายไปจากการขับขี่ (Adhikari และคณะ, 2000) ดังนั้นแน่นอน

ว่าปริมาณยางที่เสื่อมสภาพทั้งหมดจะกลายเป็นวัสดุที่ถูกทิ้ง และสร้างภาระให้กับสิ่งแวดล้อม เนื่องจากยางรถยนต์เป็นวัสดุที่มีโครงสร้างทางเคมีเป็นโพลีเมอร์ จึงไม่สามารถย่อยสลายได้เองตามธรรมชาติ การจัดการยางที่ไม่ใช้แล้วเป็นประเด็นทางสิ่งแวดล้อมประเด็นหนึ่ง ที่ในปัจจุบันต้องมีการจัดการที่เหมาะสม และก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมน้อยที่สุด จึงเป็นที่มาของแนวทางในการนำยางที่เสื่อมสภาพเหล่านี้กลับมาใช้ใหม่โดยผ่านกระบวนการรีไซเคิลหรือการปรับปรุงสภาพยางเพื่อนำกลับไปใช้เป็นวัตถุดิบในกระบวนการต่าง ๆ เช่น การใช้เป็นส่วนผสมของคอนกรีตในการปูพื้นถนน หรือใช้เป็นส่วนผสมร่วมกับยางมะตอยในการปูพื้นสนามเด็กเล่น และนอกจากการนำยางที่เสื่อมสภาพไปผ่านกระบวนการรีไซเคิลเพื่อนำกลับมาใช้ใหม่แล้ว ยังมีอีกหนึ่งแนวทางในการนำยางที่เสื่อมสภาพมาใช้โดยไม่ต้องผ่านกระบวนการรีไซเคิล ได้แก่ การนำยางดังกล่าวมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์รูปแบบต่าง ๆ ในงานทางด้านการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งมีงานวิจัยที่นำยางรถยนต์ที่ใช้แล้วมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในกระบวนการบำบัดน้ำเสียเพื่อลดค่าซีโอทีในน้ำเสียซึ่งพบว่าระบบมีประสิทธิภาพเป็นที่น่าพอใจ เห็นได้จากงานวิจัยของ Borja และคณะ (1996) ที่พบว่าการนำยางรถยนต์ที่ใช้แล้ว ใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบฟิล์มตรึง (fixed film) ทำการเดินระบบแบบต่อเนื่อง ในการบำบัดน้ำเสียที่เกิดจากกระบวนการผลิตน้ำตาลด้วยระบบแอนแอโรบิก พบว่ากระบวนการบำบัดดังกล่าวสามารถผลิตก๊าซมีเทนได้มากถึง 70.5% และสามารถกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำเสียได้ร้อยละ 95.9 ที่ค่าHRT ของระบบ 10 วัน ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงเป็นอีกหนึ่งตัวอย่าง ที่ช่วยยืนยันความเหมาะสมในการนำยางรถยนต์ที่ใช้แล้วมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางให้จุลินทรีย์ใช้ยึดเกาะ เนื่องจากเป็นที่ทราบกันดีว่าจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้อากาศในการผลิตก๊าซมีเทน เป็นกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีความซับซ้อนและมีความไวต่อตัวยับยั้ง หรือสภาวะแวดล้อมต่าง ๆ ที่ไม่เหมาะสมต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ ดังนั้นถ้าจุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตบนเม็ดยางรถยนต์ที่ใช้แล้วได้ แสดงว่ายางรถยนต์ไม่ได้มีผลกระทบต่อการทำงานของจุลินทรีย์

และจากงานวิจัยของ Park และคณะ (2006) พบว่าเม็ดยางมีคุณสมบัติที่เหมาะสมในการนำมาใช้เป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ใช้ยึดเกาะซึ่งจะเห็นได้จากประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสียที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในการเดินระบบบำบัด 3 ระบบ ได้แก่ ระบบโปรยกรอง (Trickling filter) ระบบดีไนทริฟิเคชันฟิลเตอร์ (Denitrification filter) และระบบ hybrid-static granular bed reactor (Hybrid SGBR) โดยพบว่าในระบบโปรยกรองสามารถบำบัดซีโอทีในน้ำเสียได้ร้อยละ 79.6-90.1

ระบบดีไนทริฟิเคชันฟิลเตอร์สามารถกำจัดไนเตรตได้มากกว่าร้อยละ 97 และระบบ hybrid-static granular bed reactor (hybrid SGBR) สามารถบำบัดซีโอดีในน้ำเสียได้มากกว่าร้อยละ 90

ดังนั้นจะเห็นได้ว่าเม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางที่มีความเหมาะสม ในการนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในงานทางด้านบำบัดน้ำเสียเพื่อให้จุลินทรีย์ใช้ในการยึดเกาะ โดยงานวิจัยนี้ใช้เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วในรูปของยางรถยนต์บดละเอียด (Crumb rubber) ที่ได้จากการบดเศษยางด้วยเครื่องบดพลาสติก โดยเศษยางจะถูกป้อนไปยังชุดจานบดด้วยชุดป้อนระบบสั่น ผ่านเครื่องตรวจจับโลหะ โดยใช้หลักการของแม่เหล็กเครื่องดังกล่าวจะจับโลหะที่ปนมากับยางบดละเอียดเพื่อให้แน่ใจว่าโลหะทุกชนิดถูกแยกออกจากยางรถยนต์ที่บดแล้ว ยางรถยนต์จะถูกบดระหว่างจานหมุนที่มีผิวสัมผัสแบบจานเดียวกับจานที่อยู่ข้างเคียง ผงยางที่ได้จะถูกดูดด้วยพัดลมส่งมายังไซโคลนและปล่อยผ่านเครื่องกรองคัดขนาด ทำให้ได้ขนาดยางบดละเอียดตามต้องการ โดยคุณสมบัติทางกายภาพของยางบดละเอียด ได้แก่ ความหนาแน่น พื้นที่ผิวจำเพาะ วิเคราะห์โดยใช้เครื่องมือวัดขนาดอนุภาค (สถิตรัตน์ รอดอารี, 2551)

2.8.1 ข้อดีของการเลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด

1. เม็ดยางเป็นวัสดุที่มีความหนาแน่นต่ำดังนั้นจึงช่วยประหยัดพลังงานในการเดินระบบ เนื่องจากจะใช้ความเร็วของน้ำในการทำให้ชั้นตัวกลางเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ต่ำกว่าตัวกลางที่มีความหนาแน่นสูง เช่น ทราย เป็นต้น
2. จากงานวิจัยของ Park และคณะ (2006) สามารถยืนยันได้ว่าเม็ดยางไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์และยังเป็นวัสดุที่มีพื้นที่ผิวจำนวนมากให้จุลินทรีย์ใช้ในการยึดเกาะ
3. การนำยางรถยนต์เก่ามาใช้งานถือเป็นการเพิ่มประสิทธิภาพในการใช้ทรัพยากร สามารถช่วยลดปริมาณขยะที่เกิดขึ้นจากยางรถยนต์ที่ไม่สามารถใช้งานได้

2.9 การศึกษากลุ่มประชากรของจุลินทรีย์

2.9.1 เทคนิค denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE)

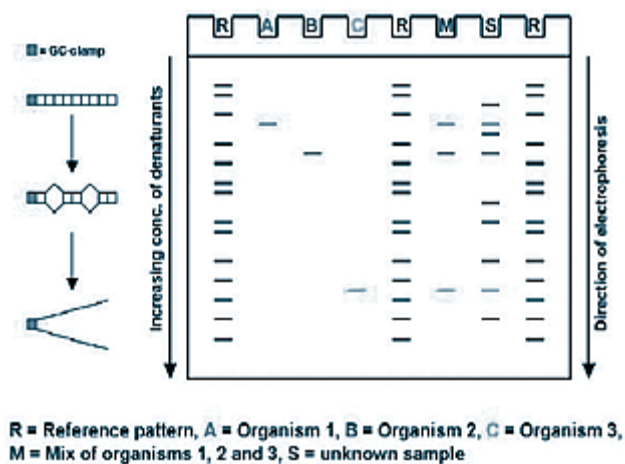
เทคนิค DGGE เป็นเทคนิคในการวิเคราะห์ความหลากหลายของจุลินทรีย์ที่ได้รับความนิยม (Muyzer และ Smalla, 1998) เนื่องจากเป็นเทคนิคที่สามารถแยกความแตกต่างของสายดีเอ็นเอที่มีขนาดเท่ากันแต่มีลำดับเบสต่างกันได้ โดยการแยกเกิดขึ้นจากการเคลื่อนที่ของชิ้นส่วนดีเอ็นเอบนโ-

ลืออะคริลาไมด์เจล (polyacrylamide gels) ที่เตรียมขึ้นโดยการผสมสารที่ทำลายโครงสร้างของสายดีเอ็นเอจากดีเอ็นเอสายคู่ให้กลายเป็นดีเอ็นเอสายเดี่ยว โดยสารดังกล่าวเกิดขึ้นจากการผสมของยูเรียและฟอร์มาไมด์ในอัตราส่วนที่เป็นเกรเดียนท์ และยังเป็นเทคนิคที่ตรวจติดตามยีนในส่วน 16S rRNA หรือ ยีน 16S rDNA ซึ่งเป็นยีนที่สามารถพบได้ในจุลินทรีย์ทุกชนิด ซึ่งการที่ลำดับเบสบนสายดีเอ็นเอในช่วงนี้มีความเหมือนกันในสิ่งมีชีวิตทุกชนิด จึงสามารถนำมาใช้เป็น primer ที่เป็น Universal primers โดย primer 1 คู่นี้ สามารถขยายหรือเพิ่มจำนวนยีน 16S rRNA ในจุลินทรีย์ทุกชนิดที่มีอยู่ในตัวอย่างที่จะนำมาใช้ในการศึกษา ดังนั้นเทคนิค DGGE จึงมักทำร่วมกับการเพิ่มจำนวนยีนในส่วนที่ต้องการศึกษาโดยการทำ PCR ซึ่งการออกแบบ (หรือเลือก) ไพรมเมอร์จึงมีความสำคัญต่อขั้นตอนการเพิ่มจำนวนของยีน 16S rDNA เพื่อให้ผลการวิเคราะห์ที่ได้ถูกต้องแม่นยำมากยิ่งขึ้น

โดยการใช้เทคนิค DGGE ในการวิเคราะห์ความหลากหลายของจุลินทรีย์สามารถสรุปได้ ดังนี้

1. การสกัดดีเอ็นเอทั้งหมดจากตัวอย่างที่ต้องการวิเคราะห์และการทำให้ดีเอ็นเอที่สกัดได้บริสุทธิ์
2. การเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอในส่วนของยีนที่มีความสนใจที่จะทำการศึกษานบนสายดีเอ็นเอ โดยใช้ไพรมเมอร์ที่ออกแบบมาเฉพาะสำหรับจุลินทรีย์กลุ่มที่ต้องการวิเคราะห์ เช่น การออกแบบไพรมเมอร์จาก functional gene ของจุลินทรีย์ที่ต้องการศึกษา
3. นำดีเอ็นเอที่ได้จากการทำ PCR มาใช้ในการแยกสายของดีเอ็นเอด้วยวิธีการแยกทางไฟฟ้า โดยใช้เจลโพลีอะคริลาไมด์เจลที่เตรียมขึ้นโดยการผสมยูเรียและฟอร์มาไมด์ในอัตราส่วนที่เป็นเกรเดียนท์
4. นำแผ่นเจลไปย้อมสีด้วยเอธิเดียมโบรไมด์ (ethidium bromide)
5. นำแผ่นเจลที่ผ่านการย้อมสีด้วยเอธิเดียมโบรไมด์มาส่องดูภายใต้แสงยูวีเพื่อถ่ายรูปแผ่นเจลเพื่อนำมาใช้ในการวิเคราะห์แถบของดีเอ็นเอที่ปรากฏบนแผ่นเจล

โดยลักษณะแถบดีเอ็นเอที่ปรากฏภายใต้แสงยูวีบนแผ่นเจลที่ผ่านการย้อมสีด้วยเอธิเดียมโบรไมด์แล้ว จะแสดงให้เห็นดังแสดงในรูปที่ 2.13



รูปที่ 2. 13 แถบแบนของดีเอ็นเอที่ปรากฏบนอะครีลาไมด์เจล

ที่มา : <http://bccm.belspo.be/newsletter/17-05/bccm02.htm>

2.10 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.10.1 อิทธิพลของอัตราส่วนซีโอติต่อไนเตรต (COD/NO₃⁻) หรือค่าอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N) ที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน

- Alves และคณะ (2002) ทำการทดลองโดยมีวัตถุประสงค์ของการทดลอง เพื่อต้องการศึกษาอิทธิพลของค่า C/N และฟอสฟอรัส ที่มีผลต่อลักษณะ และประสิทธิภาพของชั้นฟิล์มชีวภาพภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดในการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน โดยการทดลองใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีซิเตรต (Citrate) เป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน จากผลการทดลองพบว่าความหนาของชั้นไบโอฟิล์มเพิ่มมากขึ้นเมื่อค่า C/N เพิ่มจาก 1.4 เป็น 1.8 และ 3.6 เช่นเดียวกับปริมาณฟอสฟอรัสในระบบที่เพิ่มมากขึ้นจาก 0.2 มก./ล. เป็น 0.5 มก./ล. และ 1.1 มก./ล. ส่งผลทำให้ชั้นฟิล์มชีวภาพมีความหนาเพิ่มขึ้นเช่นเดียวกัน นอกจากนี้ยังพบว่าที่ค่า C/N เท่ากับ 3.6 และมีปริมาณฟอสฟอรัสในระบบเท่ากับ 1.1 มก./ล. ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตร้อยละ 93 และมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนร้อยละ 93 เช่นเดียวกัน

- Xia และคณะ (2008) ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจน ด้วยถังปฏิกรณ์แบบที่สามารถเกิดทั้งปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันและดีไนทริฟิเคชันภายในถังเดียวกันได้ โดยภายในถังปฏิกรณ์ประกอบไปด้วย 2 ส่วน ในส่วนแรกเป็นบริเวณที่มีการเติมอากาศ ซึ่งในบริเวณนี้จุลินทรีย์ใน

ระบบจะเจริญเติบโตแบบเกาะติดบนวัสดุตัวกลาง และเมื่อน้ำเสียผ่านการเติมอากาศแล้วจะผ่านเข้าสู่กระบวนการบำบัดโดยไม่เติมอากาศ ซึ่งจุลินทรีย์ในบริเวณนี้เจริญเติบโตแบบแขวนลอย ในการทดลองดังกล่าวเป็นการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ โดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีกลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน และมีแอมโมเนียมคลอไรด์ (NH_4Cl) เป็นแหล่งของไนโตรเจน จากผลการทดลองพบว่า เมื่อค่า C/N เพิ่มขึ้นจาก 3:1 เป็น 5:1 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเพิ่มขึ้นจากเดิมร้อยละ 90.1 เป็นร้อยละ 91.4 และเมื่อค่า C/N เพิ่มขึ้นจาก 3:1 เป็น 10:1 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีเพิ่มขึ้นจากเดิมร้อยละ 90.1 เป็นร้อยละ 95.2 นอกจากนั้นยังพบว่า ประสิทธิภาพของการเกิดปฏิกิริยาไนทริฟิเคชันและดีไนทริฟิเคชัน พร้อม ๆ กันภายในถังปฏิกรณ์มีค่าลดลงเมื่อเพิ่มค่า C/N ให้สูงขึ้น จากเดิม 3:1 เป็น 5:1 และ 10:1 และพบว่าที่ค่า C/N เท่ากับ 5:1 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมด (Total nitrogen) สูงที่สุดซึ่งมีค่าเท่ากับร้อยละ 78.4

- **Xie และคณะ (2012)** ศึกษาอิทธิพลของสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีผลต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันและเมทาไนซ์เซชัน (methanization) ในน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูง รวมถึงการหาค่าอัตราส่วนของ COD/NO_3^- ต่ำสุด ที่ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันและเมทาไนซ์เซชันสามารถเกิดพร้อมกันได้ โดยในการทดลองใช้สารอินทรีย์คาร์บอนสองชนิด ได้แก่ กลูโคส และน้ำเสียจากโรงงานแปรงมันสำปะหลังที่ผ่านการบำบัดจากระบบแอนแอโรบิกแล้ว จากผลการทดลองพบว่า ชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนมีผลต่ออัตราการใช้ในเทรตและสารอินทรีย์คาร์บอน ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเป็นปฏิกิริยาหลักในการกำจัดไนเตรตในทุกค่าอัตราส่วน COD/NO_3^- ของสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งสองชนิด และที่ค่าอัตราส่วน COD/NO_3^- มากกว่า 7 ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันและเมทาไนซ์เซชันจะสามารถเกิดพร้อมกันได้ และพบว่าที่ค่าอัตราส่วน COD/NO_3^- ต่ำกว่า 7 จากการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนทั้งสองชนิด ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจะไม่สามารถเกิดได้สมบูรณ์

- **Yang และคณะ (2012)** ศึกษาผลของสารอินทรีย์คาร์บอน 3 ชนิด ได้แก่ กลูโคส (Glucose) อะซิเตท (Acetate) และซิเตรต (citrate) รวมถึงค่าอัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C/N) ที่มีผลต่อปริมาณไนไตรต์และแอมโมเนียมที่สะสมในระบบ โดยในการทดลองใช้จุลินทรีย์บริสุทธิ์สายพันธุ์ *Pseudomonas stutzeri* D6 โดยมีค่า C/N ที่ใช้ในการทดลองตั้งแต่ 3-30 จากผลการทดลองพบว่า ชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนมีผลต่อค่าต่าง ๆ ในทางจลนศาสตร์ของการ

เกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน รวมไปถึงความต้องการปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในการเกิดปฏิกิริยาด้วย นอกจากนี้ยังพบว่าการใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน ทำให้เกิดการสะสมของไนไตรต์และแอมโมเนียมในระบบมากที่สุด และที่ค่า C/N เท่ากับ 6 และ 12 ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตสูงที่สุด โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตร้อยละ 88.7 และ 94.7 ตามลำดับ และที่ค่า C/N เท่ากับ 3 จะทำให้เกิดการสะสมของไนไตรต์และแอมโมเนียมในระบบสูงที่สุด โดยมีค่าเท่ากับ 17.8 มก./ล. และ 5.58 มก./ล. ตามลำดับ

- **วนิดา ห่อคำ (2554)** ทำการศึกษาสมรรถนะของถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง โดยการเดินระบบมีการเวียนน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ววนกลับเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ศึกษาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ในการกำจัดไนเตรตและซีโอทีในน้ำเสีย ในการทดลองป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่า COD/NO₃⁻ เท่ากับ 2, 5, 10 และ 15 จากการทดลองพบว่าที่ค่า COD/NO₃⁻ เท่ากับ 5 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและซีโอทีสูงที่สุด โดยมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 96 และ 78 ตามลำดับ และยังพบว่าเม็ดยางมีความเหมาะสมที่จะนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในการกำจัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เนื่องจากเม็ดยางมีคุณสมบัติที่เหมาะสม มีน้ำหนักเบาทำให้สามารถลอยตัวในระบบได้ง่าย ดังนั้นในการเดินระบบจึงใช้พลังงานในการเดินระบบต่ำ ส่งผลให้ใช้อัตราการหมุนเวียนน้ำน้อยลงเมื่อเกิดขึ้นไบโอฟิล์มบนวัสดุตัวกลางแล้ว

2.10.2 การใช้ยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสีย

- **Reyes และคณะ (1999)** ทำการทดลองระบบบำบัดแบบไร้อากาศโดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบ fixed bed 5 ถัง เรียงต่อกันเป็นลำดับ โดยถังปฏิกรณ์ลำดับที่ 1 3 และ 5 มีทิศทางการไหลของน้ำเสียในทิศทางสวนทางกับแรงโน้มถ่วง ส่วนถังปฏิกรณ์ลำดับที่ 2 และ 4 มีทิศทางการไหลของน้ำเสียในทิศทางเดียวกับแรงโน้มถ่วง โดยภายในถังปฏิกรณ์ใช้ยางรถยนต์เก่าบดละเอียดเป็นตัวกลาง การทดลองนี้เป็นการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ มีวัตถุประสงค์ของการทดลองคือการแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพของการนำยางรถยนต์เก่าหรือยางรถยนต์ที่ไม่ใช้งานแล้ว มาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในงานทางด้านการบำบัดน้ำเสีย ในการทดลองนี้เป็นการบำบัดน้ำเสียชุมชนความเข้มข้นต่ำ โดยมีความเข้มข้นของซีโอทีในน้ำเสียเท่ากับ 1000 มก./ล. ในส่วนของการทดลองเป็นการทดลองที่ควบคุมค่า HRT ให้มีค่าต่างกันว่า 4 วัน 2 วัน 1 วัน 12 ชั่วโมง และ 8 ชั่วโมง โดยพบว่าที่ HRT 4-1 วัน ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ถึงที่ 1 มีค่าสูงที่สุดที่ประมาณร้อยละ 80-90 และ

ที่ HRT 12 และ 8 ชั่วโมง ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 และ 3 มีค่าสูงที่สุดที่ประมาณร้อยละ 60-80 โดยรวมแล้วเมื่อพิจารณาน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัด (ถังปฏิกรณ์ลำดับที่ 5) พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดบีโอดีมากกว่าร้อยละ 60 ซึ่งในขณะที่ทำการทดลองคณะผู้วิจัยได้วัดค่าพารามิเตอร์อื่น ๆ ภายในถังปฏิกรณ์ ได้แก่ ค่าซีโอดี ค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (total suspended solid) ปริมาณแอมโมเนียและสารระเหย VFA (volatile fatty acid) สภาพความเป็นด่าง แอมโมเนีย-ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และปริมาณฟีคอลโคลิฟอร์ม (faecal coliform) ในระบบ โดยพบว่าในการเดินระบบเมื่อควบคุมค่า HRT ให้มีค่าต่ำลง พารามิเตอร์ทั้งหมดจะมีค่าน้อยลงตามไปด้วย นอกจากนี้คณะผู้วิจัยยังทำการวัดค่าประสิทธิภาพในการกำจัด ฟีคอลโคลิฟอร์ม (faecal coliform) โดยพบว่า ที่ HRT 4 วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟีคอลโคลิฟอร์ม (faecal coliform) ร้อยละ 99 และที่ HRT 8 ชั่วโมงระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดฟีคอลโคลิฟอร์ม (faecal coliform) ร้อยละ 70

- **Park และคณะ (2006)** ทำการทดลองโดยมีวัตถุประสงค์ของการทดลองเพื่อศึกษาคุณสมบัติด้านต่าง ๆ ของยางรถยนต์ที่ใช้แล้ว และศึกษาความเป็นพิษของการนำยางรถยนต์ที่ใช้แล้วมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในการบำบัดน้ำเสีย รวมถึงความเหมาะสมในการนำยางรถยนต์เก่าบดละเอียดมาใช้เป็นตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสีย 3 ระบบ ได้แก่ ระบบโปรยกรอง (trickling filter) ระบบดีไนทริฟิเคชันฟิลเตอร์ (denitrification filter) และระบบ hybrid-static granular bed reactor (hybrid SGBR) โดยพบว่าการนำยางรถยนต์ที่ใช้แล้ว มาใช้เป็นวัสดุตัวกลางไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์และมีพื้นผิวที่ดีในการยึดเกาะของจุลินทรีย์ โดยในระบบโปรยกรองที่ใช้เม็ดยางขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ 3 เซนติเมตร สามารถบำบัดซีโอดีในน้ำเสียได้ร้อยละ 79.6-90.1 ที่ค่าอัตราการสารอินทรีย์ 0.12-0.34 กก. ซีโอดี/ลบ.ม. ส่วนในระบบดีไนทริฟิเคชันฟิลเตอร์สามารถกำจัดไนเตรตได้อย่างมีประสิทธิภาพโดยสามารถกำจัดไนเตรตได้มากกว่าร้อยละ 97 ที่ความเข้มข้นเริ่มต้นของไนเตรตในน้ำเสียเท่ากับ 52-94 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ล. และระบบ hybrid-static granular bed reactor (hybrid SGBR) พบว่าปริมาณสลัดจ์ในระบบบำบัดมีปริมาณมากขึ้นจากการใช้เม็ดยางบดที่มีขนาดเล็ก โดยมีเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ 0.2 มม. ปริมาณสลัดจ์ที่เพิ่มสูงขึ้นส่งผลให้ระบบสามารถบำบัดซีโอดีในน้ำเสียได้มากกว่าร้อยละ 90 ที่ค่า HRT 48-20 ชั่วโมง นอกจากนี้ระบบยังสามารถรับอัตราการสารอินทรีย์ได้มากขึ้น จากเดิม 0.44 กก./ลบ.ม.·วัน เป็น 2.7 กก./ลบ.ม.·วัน

- **Umana และคณะ (2008)** ทำการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการเพื่อทำการศึกษาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีในน้ำเสียที่เกิดจากฟาร์มเลี้ยงสัตว์ โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟิล์มตรงที่มีทิศทางการไหลของน้ำเสียในทิศทางไหลขึ้น โดยใช้เม็ดยางที่ผลิตจากยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นวัสดุตัวกลาง โดยพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีร้อยละ 76.9 ในน้ำเสียที่มีค่าอัตราภาระสารอินทรีย์สูง ที่ค่า HRT เพียง 5.5 วัน จากผลการทดลองดังกล่าว แสดงให้เห็นว่าระบบบำบัดแบบฟิล์มตรงที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง เมื่อนำมาใช้ในการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียจริง ระบบบำบัดสามารถทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพ เนื่องจากจุลินทรีย์บนเม็ดยางสามารถบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอนสูงได้

- **พัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกูล (2553)** ศึกษาการนำเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด ในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนรวมถึงปริมาณก๊าซชีวภาพที่ระบบสามารถผลิตได้ โดยการทดลองกำหนดค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ของน้ำเสียที่จะเข้าสู่ระบบ 4 ค่า คือ 2, 5, 10 และ 15 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน จากการทดลองพบว่าที่ค่าอัตราภาระสารอินทรีย์ 10 และ 15 กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีร้อยละ 96.57 และ 97.32 และมีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ 0.43 และ 0.45 ล./ก. ซีโอดีที่ถูกบำบัดตามลำดับ

2.10.3 การใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดไนโตรเจนโดยการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน

- **Jianping และคณะ (2003)** ทำการทดลองโดยมีวัตถุประสงค์ของการทดลอง เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมของการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด ที่ใช้ก๊าซไนโตรเจนในการทำให้ชั้นตัวกลางเกิดการขยายตัวอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน ในการทดลองนี้ใช้ถ่านกัมมันต์ (activated charcoal) เป็นตัวกลางภายในถังปฏิกรณ์ น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองเป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่ได้จากการนำน้ำเสียจากอุตสาหกรรมการผลิตปุ๋ย ซึ่งมีค่าซีโอดีในน้ำเสียต่ำแต่มีปริมาณไนเตรตสูง มาเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกซึ่งในการทดลองนี้ใช้เมทานอลเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน ในการทดลองพิจารณาประสิทธิภาพในการบำบัดร่วมกับสภาวะในการเดินระบบดังนี้ อุณหภูมิ พีเอช ค่าอัตราส่วน C/N ค่าอัตราการไหลของก๊าซไนโตรเจน และค่า HRT โดยพบว่าสภาวะแวดล้อมในการเดินระบบที่ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด ได้แก่ ค่าอุณหภูมิในช่วง 20-30 °C ค่าพีเอชในช่วง 6.5-7.5 ค่า HRT 3 ชั่วโมง อัตราส่วน C/N ในช่วง 0.95-1

และอัตราการไหลของก๊าซไนโตรเจนที่ทำให้ชั้นตัวกลางเกิดการขยายตัวเท่ากับ 0.3 ลบ.ม/ชม. ซึ่งภายใต้การเดินระบบในสภาวะดังกล่าว ระบบจะมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีร้อยละ 92 และมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนไตรต์-ไนโตรเจนร้อยละ 96

- **Joshi และคณะ (2007)** ทำการทดลองการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน โดยทำการทดลองสองการทดลองได้แก่ การเดินระบบแบบทีละเท (batch) และการเดินระบบแบบต่อเนื่อง โดยในขั้นตอนของการศึกษาใช้จุลินทรีย์บริสุทธิ์สายพันธุ์ *Pseudomonas stutzeri* และใช้เมทานอลเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบ ในส่วนของการทดลองที่เป็นการเดินระบบแบบทีละเทมีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาค่าในทางจลนศาสตร์ของการเจริญเติบโตของ *Pseudomonas stutzeri* โดยพบว่าค่าเฉพาะของอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของไนโตรเจนเริ่มต้น ในขณะที่ค่าอัตราการใช้คาร์บอนเป็นค่าที่เป็นฟังก์ชันขององค์ประกอบคาร์บอนเริ่มต้น โดยพบว่า *Pseudomonas stutzeri* ที่ใช้ในการทดลองมีระยะปรับตัวให้เข้ากับแหล่งอาหาร (lag phase) ที่สั้นมาก และมีระยะเวลาที่ใกล้เคียงกันแม้จะมีความเข้มข้นเริ่มต้นของไนเตรตในระบบต่างกัน นอกจากนี้ยังพบว่าปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันเป็นปฏิกิริยาอันดับศูนย์ และที่ค่าอัตราส่วน C/N เท่ากับ 3:1 ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจะสามารถเกิดได้สมบูรณ์ ในการทดลองส่วนที่เป็นการเดินระบบแบบต่อเนื่อง ใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดแก้ว (glass bead) เป็นวัสดุตัวกลาง ในการศึกษาความสามารถของถังปฏิกรณ์ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน รวมถึงการส่งถ่ายมวลสารผ่านชั้นของไบโอฟิล์มบนตัวกลาง โดยพบว่าถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดสามารถบำบัดไนเตรตในน้ำเสียได้ โดยไนเตรตที่ตกค้างจะเกิดได้เร็วในช่วงแรกที่น้ำเสียผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ แต่เมื่อเวลาผ่านไป การเกิดไนเตรตที่ตกค้างจะมีค่าน้อยลง และยังพบว่าชั้นไบโอฟิล์มที่มีความหนาจะทำให้การเกิดไนเตรตที่ตกค้างมีค่าสูงขึ้น

2.10.4 ข้อสรุปจากงานวิจัยที่ผ่านมา

1. การบำบัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ในการเดินระบบเพื่อให้เกิดประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตสูงที่สุด ค่าอัตราส่วนซีโอติต่อไนเตรตในการเดินระบบควรมีค่าที่เหมาะสม โดยค่าดังกล่าวต้องพิจารณาร่วมกับชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในการเติมเข้าสู่ระบบ หรืออาจต้องพิจารณาปัจจัยในด้านอื่น ๆ ของระบบร่วมด้วย เช่น รูปแบบของถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในการบำบัด
2. ชนิดของสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในกระบวนการกำจัดไนเตรตส่งผลต่อการอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน
3. ยางรถยนต์ที่ใช้แล้วมีความเหมาะสมที่จะนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางเพื่อให้จุลินทรีย์ใช้ยึดเกาะ เนื่องจากมีพื้นที่ผิวเยอะ และยังมีคุณลักษณะพิเศษในเรื่องของการเป็นวัสดุที่มีความหนาแน่นต่ำและมีน้ำหนักเบา ส่งผลให้การเดินระบบด้วยถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดใช้พลังงานในการเดินระบบต่ำลง
4. ยางรถยนต์ที่ใช้แล้วไม่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์และยังช่วยเก็บรักษาจุลินทรีย์ในระบบไม่ให้หลุดออกไปกับน้ำทิ้ง
5. ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดเหมาะแก่การนำมาใช้ในระบบบำบัดไนเตรต เนื่องจากมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตสูง และยังใช้ระยะเวลาที่สั้นต่ำส่งผลทำให้ถังปฏิกรณ์มีขนาดเล็กกว่าระบบบำบัดที่ใช้ถังปฏิกรณ์รูปแบบอื่น

งานวิจัยนี้มีความแตกต่างจากงานวิจัยที่ผ่านมาคือ วิธีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียที่ต้องการบำบัดไนเตรต โดยวิธีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในงานวิจัยนี้จะเติมเป็นลำดับขั้นโดยคาดว่าวิธีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นจะช่วยลดปริมาณการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในกระบวนการบำบัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งเป็นกระบวนการที่ต้องมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ และระบบมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหลือออกมากับน้ำทิ้งต่ำลงเมื่อเปรียบเทียบกับวิธีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียก่อนผ่านน้ำเสียเข้าสู่กระบวนการบำบัด

บทที่ 3

วิธีดำเนินงานวิจัย

3.1 แผนการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรดในน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง การทดลองใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีกลูโคสเป็นสารอินทรีย์คาร์บอน เนื่องจากพบว่าจุลินทรีย์สร้างสารในกลุ่ม extracellular polymeric substance (EPS) ได้ดีจากการใช้กลูโคส ส่งผลดีต่อลักษณะการเกิดฟิล์มชีวภาพของจุลินทรีย์บนตัวกลาง (Miqueleto และคณะ, 2010) และยังส่งผลให้ฟิล์มชีวภาพทนต่อสภาวะภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วได้ (Shock Load) (Xia และคณะ, 2008) ทำการเดินระบบแบบต่อเนื่องไม่มีการหมุนเวียนน้ำกลับ แบ่งการทดลองออกเป็น 4 ส่วน ดังนี้

การทดลองส่วนที่ 1 การเริ่มต้นเดินระบบบำบัดน้ำเสีย

เริ่มต้นเดินระบบบำบัดน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบด โดยกำหนดค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด-ไนโตรเจน (COD/NO₃-N) ในน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์เท่ากับ 5 เนื่องจากเป็นค่าอัตราส่วนที่ทำให้ระบบบำบัดไนเตรดด้วยจุลินทรีย์ที่เจริญแบบฟิล์มตรึง มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุด (Bhuvanesh และคณะ, 2013) การเดินระบบควบคุมอัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบคงที่ 84 ล./วัน ใช้ระยะเวลาพักน้ำ 45.6 นาที เดินระบบต่อเนื่องในสภาวะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำกลับ

การทดลองส่วนที่ 2 การวัดค่าปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรดตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์

จากการทดลองส่วนที่ 1 เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ปรับค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด-ไนโตรเจนในน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ให้มีค่าเท่ากับ 1 จากนั้นวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วเพื่อตรวจสอบสภาวะของระบบ และเมื่อเดินระบบจนกระทั่งเข้าสู่สภาวะคงตัว วัดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรดที่แต่ละระดับชั้นตามความสูงของถังปฏิกรณ์ โดยการเก็บน้ำเสียที่จุดเก็บตัวอย่างทั้ง 10 จุดตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ รวมถึงน้ำที่ผ่านการบำบัด

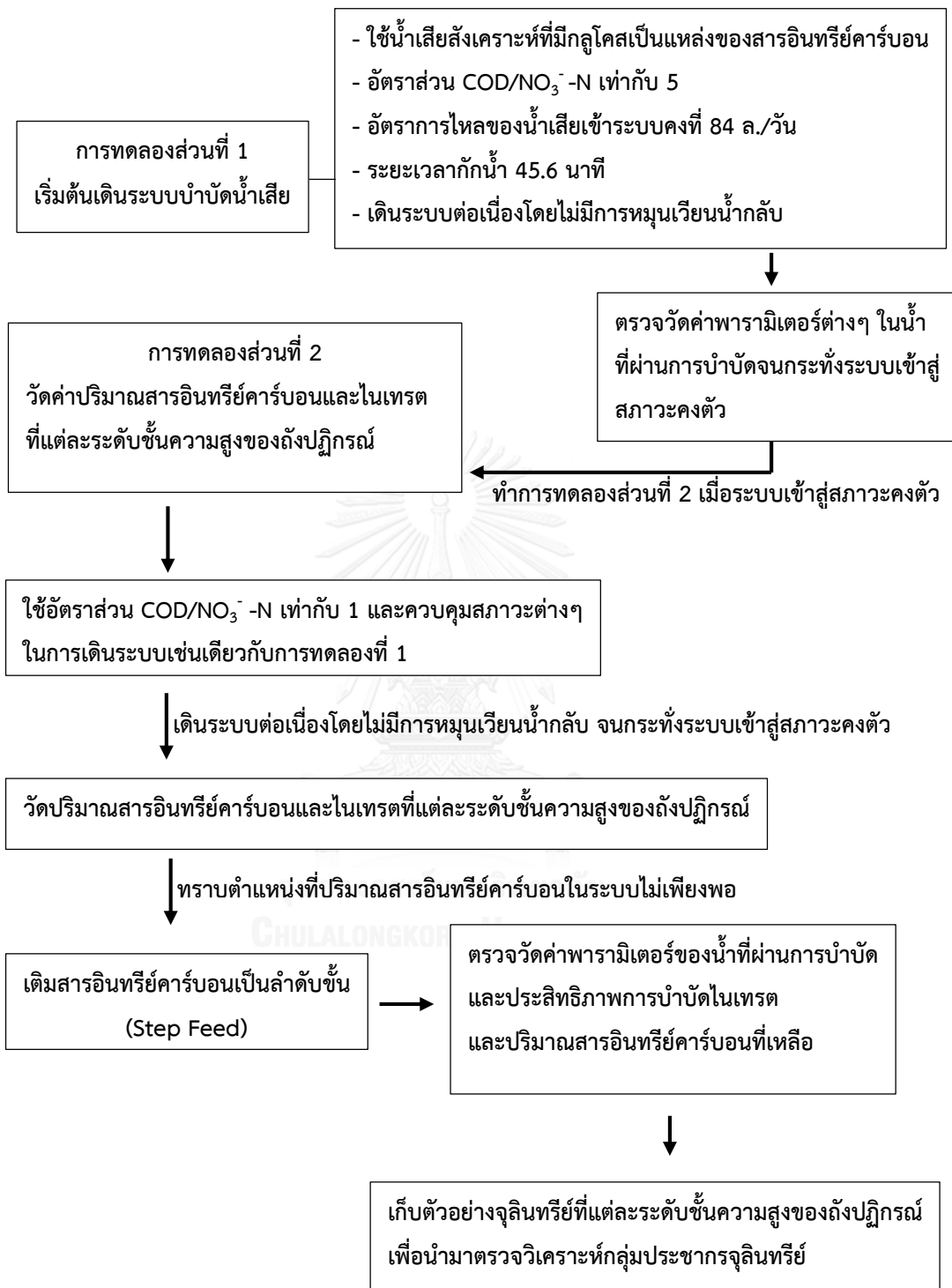
แล้ว เพื่อการวิเคราะห์ค่าซีโอดีและไนเตรต เมื่อระบบมีเสถียรภาพแล้วเก็บตัวอย่างเมื่อยางเพื่อใช้ในการวิเคราะห์กลุ่มประชากรดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียด้วยเทคนิคทางชีววิทยาระดับโมเลกุล

การทดลองส่วนที่ 3 การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นเพื่อให้ปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชันภายในถังปฏิกรณ์เกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์

จากการทดลองส่วนที่ 2 เมื่อทราบตำแหน่งบนถังปฏิกรณ์ที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชัน ในการทดลองส่วนนี้จะเลือกเติมสารอินทรีย์คาร์บอนที่ตำแหน่งดังกล่าว โดยปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ในตำแหน่งดังกล่าวต้องทำให้ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนมีค่าต่ำที่สุดที่ปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้ และระบบสามารถกำจัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐาน ซึ่งเป็นปริมาณที่ทำให้เหลือสารอินทรีย์คาร์บอนออกมากับน้ำทิ้งต่ำที่สุด จากนั้นตรวจวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของน้ำเสียที่ผ่านการบำบัด เมื่อระบบมีเสถียรภาพแล้วจะทำการเก็บตัวอย่างเมื่อยางภายในถังปฏิกรณ์ เพื่อใช้ในการศึกษาการเปลี่ยนแปลงลักษณะโครงสร้างของกลุ่มประชากรดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียด้วยเทคนิคทางชีววิทยาระดับโมเลกุล

การทดลองส่วนที่ 4 การศึกษาการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างกลุ่มประชากรดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรีย

ศึกษาการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างกลุ่มประชากรดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียภายในระบบก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น จากฟิล์มชีวภาพบนตัวอย่างเมื่อยางที่เก็บจากถังปฏิกรณ์ โดยใช้เทคนิคทางชีววิทยาระดับโมเลกุลด้วยวิธี PCR-DGGE ในส่วนของตำแหน่งที่เก็บตัวอย่างจะพิจารณาร่วมกับค่าพารามิเตอร์ของน้ำเสียที่แต่ละจุดเก็บตัวอย่างตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ โดยภาพรวมทั้งหมดของลำดับขั้นตอนในงานวิจัยนี้แสดงดังรูปที่ 3.1



รูปที่ 3. 1 แผนผังขั้นตอนการดำเนินการทดลอง

3.2 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง เตรียมจากน้ำประปาโดยใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนและโซเดียมไนเตรตเป็นแหล่งของไนเตรต โดยกำหนดให้น้ำเสียมีค่าอัตราส่วนซี-ไอต่อฟอสฟอรัสเท่ากับ 100:1 รวมถึงมีการเติมธาตุอาหารต่าง ๆ ที่มีความจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบอย่างครบถ้วน เพื่อให้จุลินทรีย์ในระบบสามารถเจริญเติบโตได้ดี โดยส่วนประกอบต่าง ๆ ของน้ำเสียสังเคราะห์ต่อปริมาตรน้ำประปา 84 ลิตร แสดงดังตารางที่ 3.4

ตารางที่ 3. 1 ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองต่อปริมาตรน้ำประปา 84 ลิตร (ดัดแปลงจาก Speece,1996)

ชนิดของสาร	หน่วย	ความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอน		
		100 มก.ซีไอ/ล	500 มก.ซีไอ/ล.	2300 มก.ซีไอ/ล.
กลูโคส	ก.	7.92	39.59	182
NaNO ₃	ก.	51	51	51
H ₂ BO ₃	มก.	5	5	5
MgSO ₄ ·7H ₂ O	มก.	7.1	7.1	7.1
Na ₃ P ₃ O ₉	ก.	2.5	2.5	2.5
K ₂ HPO ₄	ก.	2.36	2.36	2.36
CoCl ₂ ·6H ₂ O	มก.	1.7	1.7	1.7
MgCl ₂ ·6H ₂ O	ก.	2.5	2.5	2.5
FeCl ₂ ·4H ₂ O	มก.	25.2	25.2	25.2
ZnSO ₄ ·7H ₂ O	มก.	8.4	8.4	8.4
CuSO ₄ ·5H ₂ O	มก.	0.3	0.3	0.3
NiSO ₄ ·6H ₂ O	มก.	1.68	1.68	1.68

3.3 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในงานวิจัย

วัสดุตัวกลางที่ใช้ในงานวิจัยดังแสดงในรูปที่ 3.5 ได้แก่ยางรถยนต์ใช้แล้วบดละเอียด ที่มีคุณสมบัติเช่นเดียวกับที่ใช้ในงานวิจัยของพัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกุล (2553) โดยเม็ดยางบดละเอียดมีคุณสมบัติ ดังนี้

- ขนาดของยางบดละเอียด (D_{50}) 0.043 มม.
- ค่าความหนาแน่น 1,200 ก./ลบ.ม.
- พื้นที่ผิวจำเพาะ 0.025 ตร.ม./ก.
- ค่าสัมประสิทธิ์ความสม่ำเสมอ (U.C.) 1.530



รูปที่ 3. 2 ยางบดละเอียดที่ใช้ในงานวิจัย

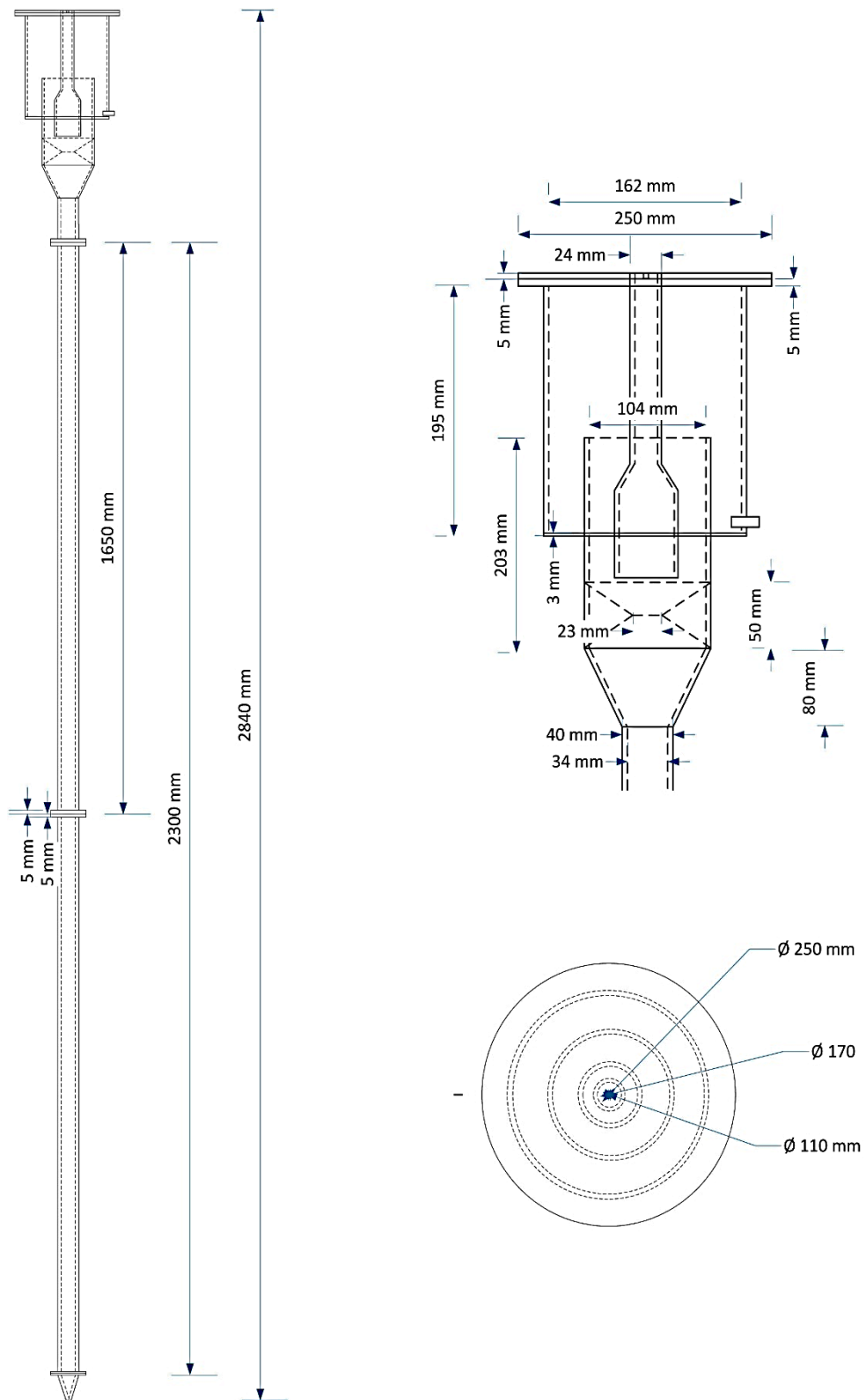
3.4 วัสดุอุปกรณ์ที่ใช้ในการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย

วัสดุอุปกรณ์ที่ใช้ในการเดินระบบประกอบด้วยถังปฏิกรณ์ ชุดอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ เครื่องสูบน้ำเสีย ถังพักน้ำเสียเข้าระบบบำบัดและถังพักน้ำเสียที่ออกจากระบบบำบัด มีรายละเอียดดังนี้

1. ถังปฏิกรณ์

งานวิจัยนี้ใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางภายใน 0.04 ม. สูง 2.6 ม. ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์มีจุดเก็บตัวอย่าง 10 จุด ไม่รวมจุดที่น้ำทิ้งไหลออกจากถังปฏิกรณ์ มีปริมาตรสำหรับการเกิดฟลูอิดไดซ์ 2.66 ล. ตัวถังปฏิกรณ์ทำจากอะคริลิกใสมีความหนา 0.5 ซม. จุดที่ป้อนน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์มีลักษณะเป็นรูปรวยเพื่อให้น้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์เกิดการกระจายตัวอย่างสม่ำเสมอ ลดโอกาสการไหลลัดวงจร โดยรายละเอียดของถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในงานวิจัยนี้แสดงในรูปที่ 3.3





รูปที่ 3. 3 รายละเอียดของถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในงานวิจัย

ค่าอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ คำนวณได้จากค่าความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน และค่าความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน โดยค่าคงที่ที่ใช้ในการคำนวณแสดงในตารางที่ 3.5

ตารางที่ 3. 2 ค่าพารามิเตอร์ที่ใช้ในการคำนวณหาค่าความเร็วเริ่มต้นและความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

พารามิเตอร์ที่ใช้ในการคำนวณ				
$D_p = 0.43$ ซม.	$\rho_p = 1.2$ ก./ลบ.ซม.	$\Phi = 1$	$\epsilon_m = 0.40$	$\rho = 1$ ก./ลบ.ซม.
$\mu = 0.008$ ลบ.ซม./วินาที		$L = 1.5$ ซม.	$L_m = 1$ ซม.	$G = 981$ ซม./วินาที ²

จากการคำนวณค่าที่นำมาใช้ในงานวิจัยนี้ได้แก่

ค่าความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (V_{OM})	1.16 $\frac{ม.}{ชั่วโมง}$
ค่าความเร็วสูงสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (V_o)	7.19 $\frac{ม.}{ชั่วโมง}$

โดยค่าดังกล่าวใช้ในการควบคุมอัตราการไหลของน้ำเสีย ที่ป้อนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ของงานวิจัยนี้ รวมไปถึงการคัดเลือกอุปกรณ์ต่าง ๆ เช่น ปิ๊มที่ใช้การสูบน้ำเสีย ขนาดของท่อที่ใช้ในการสูบน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ เป็นต้น ซึ่งในการเดินระบบต้องควบคุมให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันตลอดเวลา โดยการควบคุมให้ชั้นตัวกลางเกิดการขยายตัว 1.5 เท่า ของความสูงชั้นตัวกลางก่อนการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน แต่ต้องระวังไม่ให้ค่าความเร็วน้ำภายในถังปฏิกรณ์มีค่าเกินความเร็วสูงสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน มิฉะนั้นวัสดุตัวกลางจะหลุดออกมากับน้ำที่ผ่านการบำบัด ซึ่งการเกิดเหตุการณ์ดังกล่าวสามารถป้องกันได้โดยการควบคุมอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ให้มีค่าเหมาะสม

2. ชุดอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์

การวัดปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นในภายในถังปฏิกรณ์จะกระทำโดยการใช้เครื่องวัดปริมาตรก๊าซตามแบบของศักดิ์ชัย (ศักดิ์ชัย โอภาสวัตชัย, 2526) ซึ่งสามารถรับปริมาตรก๊าซเฉลี่ยได้ครั้งละ 35 ลบ.ซม. โดยตัวเครื่องมือวัดปริมาตรก๊าซทำจากพลาสติกใสเพื่อป้องกันการกัดกร่อน ภายในบรรจุกลีเซอรินเป็นตัวกลางให้เกิดการแทนที่ก๊าซในของเหลว ทำให้สามารถวัดปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นได้ ส่วนประกอบของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซแสดงดังรูปที่ 3.4 ซึ่งประกอบไปด้วย กระจกบดวงเก็บก๊าซ เครื่องวัดจำนวนรอบของการเกิดก๊าซ แกนหมุน แลบแม่เหล็ก หรีดสวิตช์ (Reed switch) ช่องรับก๊าซ เข้า และช่องปล่อยก๊าซออก



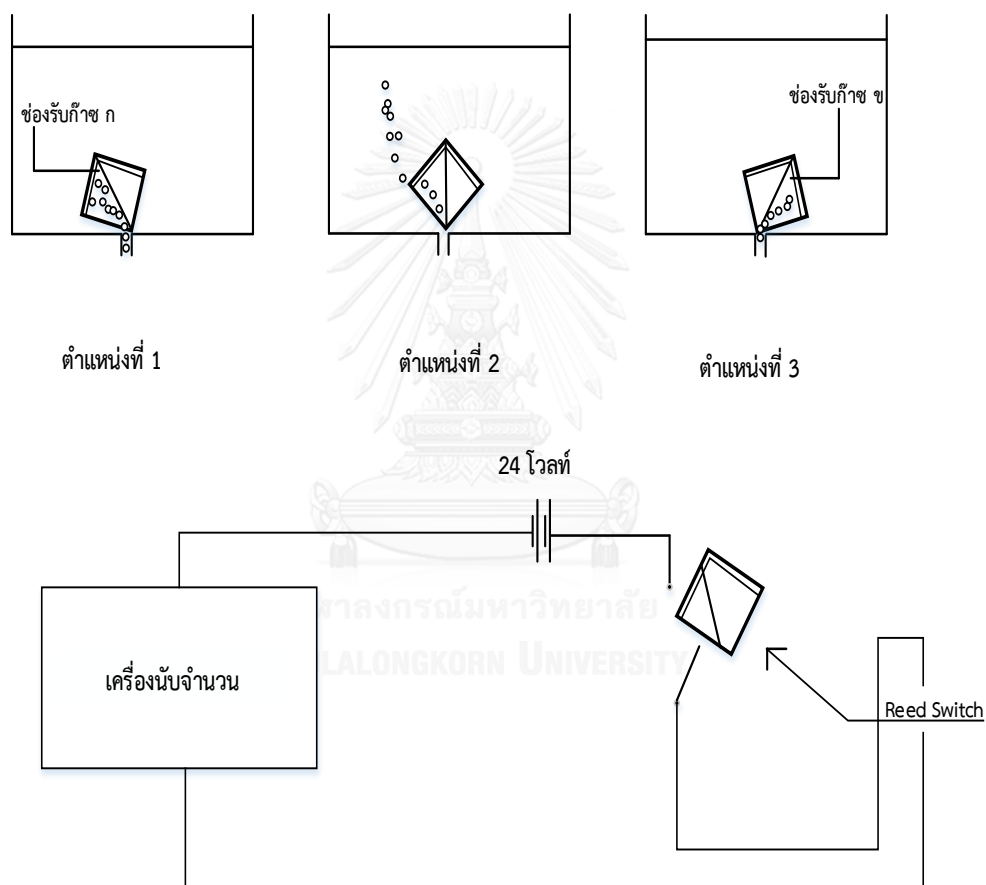
รูปที่ 3. 4 เครื่องวัดปริมาตรก๊าซตามแบบของศักดิ์ชัย
ที่มา : ศักดิ์ชัย โอภาสวัตชัย (2526)

หลักการทำงานของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซแสดงในรูปที่ 3.5 มีขั้นตอนการทำงานดังนี้

1. เมื่อมีก๊าซเกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ ก๊าซที่เกิดขึ้นเคลื่อนเข้าสู่ช่องรับก๊าซและเข้าสู่เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ ทำให้เกิดการแทนที่ก๊าซในกลีเซอรินที่ช่องรับก๊าซ ก และเมื่อก๊าซเข้าแทนที่กลีเซอรินทั้งหมดที่อยู่ในช่องรับก๊าซ ก จะทำให้เกิดการพลิกตัวของช่องรับก๊าซ ก จากตำแหน่งที่ 1 เป็นตำแหน่งที่ 2
2. เมื่อช่องรับก๊าซ ก อยู่ในตำแหน่งที่ 2 จะปล่อยก๊าซในช่อง ก ออกไปจนหมด แล้วตกลงมาอยู่ในตำแหน่งที่ 3 เพื่อรับก๊าซที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์เข้าสู่ช่องรับก๊าซ ข ซึ่งระบบจะหมุนเวียนเช่นนี้ไปเรื่อย ๆ

3. ก๊าซที่ออกจากช่องรับก๊าซเมื่อช่องรับก๊าซเกิดการพลิกตัว ถูกปล่อยออกสู่บรรยากาศภายนอกโดยช่องปล่อยก๊าซออก

4. ในขณะที่ช่องรับก๊าซเกิดการพลิกตัว แลปแม่เหล็กที่ติดอยู่บนช่องรับก๊าซจะกระตุ้นให้หรีดสวิตช์ทำงาน ซึ่งส่งผลให้เครื่องนับจำนวนเริ่มนับจำนวนครั้งที่ช่องรับก๊าซเกิดการพลิกตัว เมื่อทราบจำนวนครั้งที่ช่องรับก๊าซเกิดการพลิกตัวและปริมาตรของก๊าซที่ทำให้เกิดการพลิกตัวของช่องรับก๊าซ 1 ครั้ง ก็จะทราบปริมาตรก๊าซทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์



รูปที่ 3. 5 หลักการทำงานของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ

ที่มา : ศักดิ์ชัย โอภาสวัตรชัย (2526)

วิธีการสอบเทียบเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ

1. นำเข็มฉีดยาขนาด 60 มล. โดยปลายเข็มฉีดยาต่อเข้ากับสายยาง จากนั้นนำสายยางไปต่อเข้ากับช่องรับก๊าซเข้าของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ

2. เต็มกลีเซอรินเข้าสู่เครื่องวัดปริมาตรก๊าซประมาณครึ่งหนึ่งของปริมาตรทั้งหมด และทำซีดบอกริมาตรของกลีเซอรินที่เต็มเข้าไป จากนั้นอัดอากาศจากเข็มฉีดยาเข้าสู่ช่องรับก๊าซ และเมื่อกลีเซอรินทั้งหมดในช่องรับก๊าซถูกแทนที่ด้วยอากาศที่อัดเข้าไป ช่องรับก๊าซจะยกตัวขึ้นโดยจะพลิกจากตำแหน่งที่ 1 เข้าสู่ตำแหน่งที่ 2 ดังแสดงในรูปที่ 3.8

3. จากข้อ 2 เมื่อช่องรับก๊าซเข้าสู่ตำแหน่งที่ 2 อากาศในช่องรับก๊าซจะถูกปล่อยออกไป จากนั้นช่องรับก๊าซจะตกเข้าสู่ตำแหน่งที่ 3 เครื่องจะนับกระบวนการทั้งหมดที่เกิดขึ้นเป็น 1 รอบ จดค่าปริมาตรอากาศที่อัดเข้าสู่เครื่องวัดปริมาตรก๊าซต่อหนึ่งรอบ

4. ทำซ้ำข้อ 2 และ 3 เพื่อให้ค่าปริมาตรอากาศที่อัดเข้าสู่เครื่องวัดปริมาตรก๊าซในแต่ละรอบมีค่าใกล้เคียงกันมากที่สุด และเลือกใช้ค่าที่มีความถูกต้องและแม่นยำมากที่สุด

5. เมื่อต้องการทราบปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ สามารถทำได้โดยการอ่านค่าจำนวนรอบที่หริดสวิทช์ จากนั้นนำไปคูณกับปริมาตรของก๊าซที่ได้จากการสอบเทียบปริมาตรในหนึ่งรอบ ก็จะทำให้ทราบปริมาตรของก๊าซที่เกิดขึ้น

3. เครื่องสูบน้ำเสีย

เครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบเป็นเครื่องสูบน้ำแบบไดอะแฟรม (Diaphragm Pump) ที่สามารถปรับเปลี่ยนอัตราการสูบน้ำเสียได้ โดยในงานวิจัยนี้กำหนดอัตราการสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบคงที่ 84 ล./วัน และ 96 ล./วัน ตามช่วงการทดลองที่แตกต่างกัน

4. ถังพักน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัด

ถังพักน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัดเป็นถังพลาสติกที่มีปริมาตร 120 ล. โดยภายในถังมีซีดบอกริมาตรน้ำทุก ๆ 1 ล. เพื่อใช้ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ และใช้บรรจุน้ำเสียที่สูบเข้าสู่ถังปฏิกรณ์

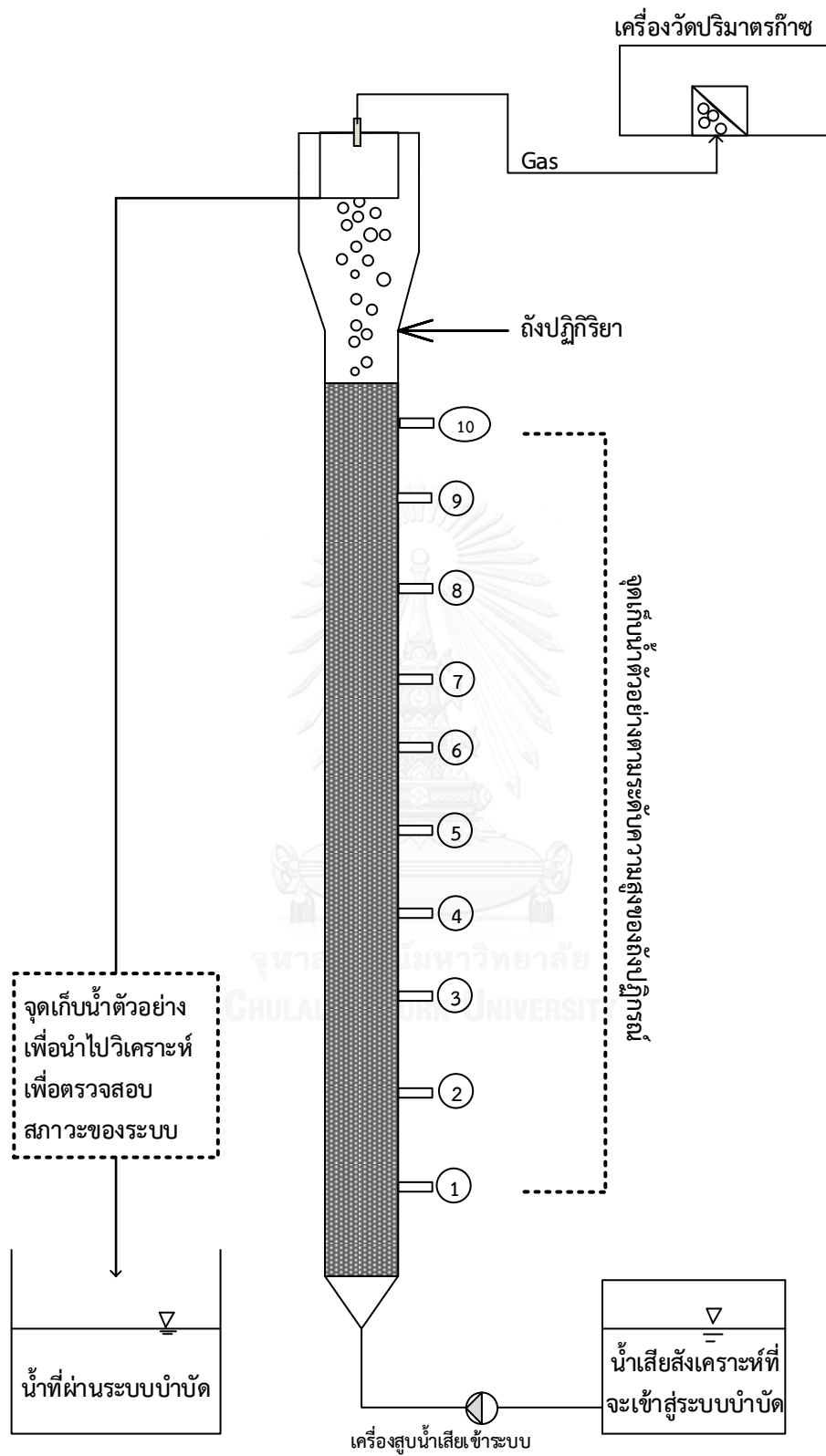
5. ถังพักน้ำเสียที่ออกจากระบบ

ถังพักน้ำเสียที่ออกจากระบบ มีขนาดและปริมาตรเดียวกับถังพักน้ำเข้าระบบ โดยภายในถัง มีขีดบอกปริมาตรทุก ๆ 1 ลิตร เพื่อใช้ในการตรวจสอบอัตราการไหลของน้ำที่ผ่านการบำบัดออกจากถังปฏิกรณ์

3.5 การติดตั้งอุปกรณ์ต่าง ๆ และหลักการทำงานของระบบบำบัด

การติดตั้งอุปกรณ์ต่าง ๆ ในการเดินระบบบำบัดที่ใช้ถังถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด แสดงรายละเอียดดังรูปที่ 3.6 โดยมีหลักการทำงานดังนี้

1. เครื่องสูบน้ำเสียจะสูบน้ำเสียจากถังพักน้ำเสียเข้าสู่ทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์
2. น้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์เกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งเป็นปฏิกิริยากำจัดไนเตรตทำให้ปริมาณไนเตรตในน้ำเสียน้อยลง โดยการเดินระบบควบคุมระยะเวลาพักน้ำภายในถังปฏิกรณ์ให้เหมาะสมเพื่อให้ปฏิกิริยาดังกล่าวสามารถเกิดได้อย่างสมบูรณ์
3. น้ำที่ผ่านกระบวนการบำบัดถูกปล่อยออกจากถังปฏิกรณ์ทางด้านบน
4. ก๊าซที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ถูกส่งเข้าสู่ท่อรับก๊าซที่ต่ออยู่กับเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ ทำให้ทราบปริมาตรก๊าซทั้งหมดที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์
5. จุดเก็บน้ำตัวอย่างที่ใช้ในการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ในแต่ละส่วนของการทดลอง การทดลองส่วนที่ 1 เก็บน้ำตัวอย่างเพียง 2 จุด คือจุดที่น้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัด จากการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ทำให้ทราบถึงสถานะของระบบในขณะที่ทำการเดินระบบ เมื่อจุลินทรีย์มีความพร้อมในการกำจัดไนเตรตแล้วหรือระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว เข้าสู่การทดลองในส่วนที่ 2 การทดลองในส่วนที่ 2 ช่วงแรก เก็บน้ำตัวอย่างจุดเดียวกับการทดลองส่วนที่ 1 ภายหลังจากการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ แล้วพบว่าจุลินทรีย์ในระบบสามารถปรับตัวเข้ากับอัตราการสารอินทรีย์ในน้ำเสียที่ลดลงได้แล้ว เก็บตัวอย่างน้ำเสียทั้ง 10 จุด ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ รวมถึงน้ำทิ้ง เพื่อวิเคราะห์ปริมาณไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย จากนั้นเข้าสู่การทดลองส่วนที่ 3 เมื่อทราบจุดที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน เติมสารอินทรีย์คาร์บอนในตำแหน่งดังกล่าว ภายหลังจากเติมสารอินทรีย์คาร์บอนที่จุดดังกล่าว พิจารณาประสิทธิภาพของระบบในการกำจัดไนเตรต รวมถึงปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหลือออกมาที่น้ำทิ้ง



รูปที่ 3. 6 ส่วนประกอบของระบบบำบัดดีไนโตรฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบด

3.6 รายละเอียดวิธีการทดลอง

การทดลองส่วนที่ 1 : การเริ่มต้นเดินระบบบำบัดน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบด

1) นำเม็ดยางบดละเอียดประมาณ 15 ลิตร แช่น้ำเพื่อแยกเม็ดยางส่วนที่ไม่จมน้ำออก และแช่เม็ดยางส่วนที่จมน้ำรวมกับหัวเชื้อจุลินทรีย์จากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนที่ใช้กระบวนการทางชีวภาพในการบำบัดไนโตรเจน ทิ้งไว้เป็นระยะเวลา 30 วัน โดยคาดว่าดีไนทริฟิเคชันแบคทีเรียจะเติบโตและสร้างชั้นฟิล์มชีวภาพเคลือบบนผิวของเม็ดยาง

2) บรรจุเม็ดยางที่มีการเกาะติดของฟิล์มชีวภาพลงในถังปฏิกรณ์ ให้มีความสูงโดยประมาณ 1.36 ม. เพื่อป้องกันการสูญเสียชั้นตัวกลาง เนื่องจากเมื่อชั้นตัวกลางเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน จะเกิดการขยายตัวมีความสูง 1.5 เท่าจากความสูงของชั้นตัวกลางเริ่มต้น ดังนั้นถ้าบรรจุชั้นตัวกลางให้มีความสูงมากเกินไปเมื่อเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันชั้นตัวกลางจะหลุดออกจากถังปฏิกรณ์

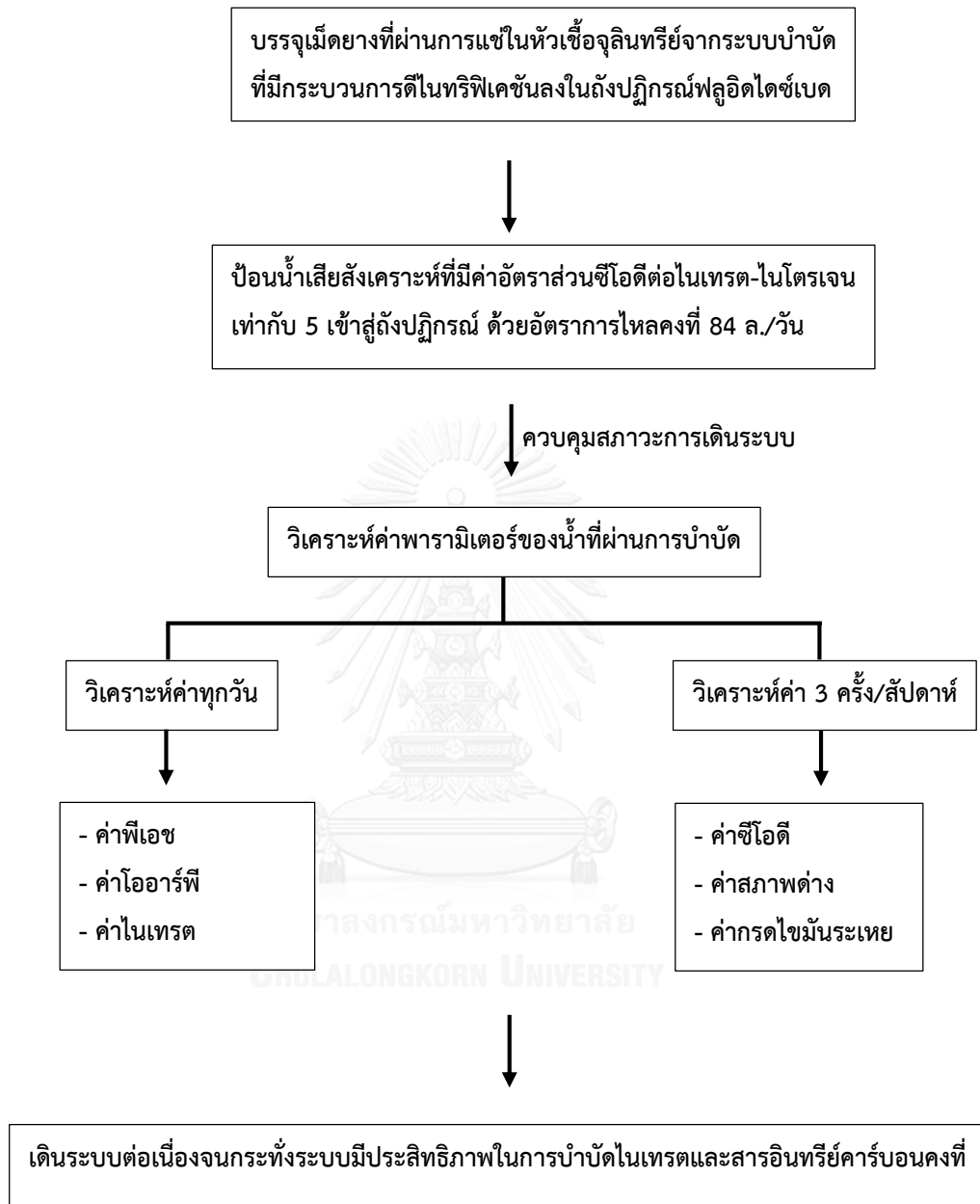
3) บ่อน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีกลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนและโซเดียมไนเตรตเป็นแหล่งของไนเตรต โดยเติมธาตุอาหารต่างๆ ที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์

ในการทดลองส่วนแรกควบคุมค่าอัตราส่วนซีไอต่อไนเตรต-ไนโตรเจนภายในถังปฏิกรณ์ให้มีค่าเท่ากับ 5 ตามที่มีการรายงานจากการวิจัยของ Bhuvanesh และคณะ (2013) โดยเป็นอัตราส่วนที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเพียงพอต่อดีไนทริฟิเคชันแบคทีเรียในการใช้เป็นแหล่งของสารให้อิเล็กตรอนเพื่อบำบัดไนเตรต ส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนสูงสุด

4) ควบคุมอัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบคงที่ 84 ล./วัน ระยะเวลาที่น้ำ 46.5 นาที เดินระบบต่อเนื่องในสถานะที่ไม่มีการหมุนเวียนน้ำ

5) วิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่สามารถบ่งบอกสภาวะของระบบถึงความเหมาะสมในการเจริญเติบโตของดีไนทริฟิเคชันแบคทีเรีย ซึ่งค่าพารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวัด ได้แก่ ซีไอดี ไนเตรตพีเอช โออาร์พี ค่ากรดไขมันระเหย และค่าสภาพต่าง

โดยเมื่อระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและซีไอดีคังที่ แสดงว่าระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ซึ่งผลที่คาดว่าจะได้รับจากการทดลองส่วนที่ 1 คือ ดีไนทริฟิเคชันแบคทีเรียที่มีความพร้อมในการบำบัดน้ำเสียที่พบไนเตรตโดยปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน การดำเนินการต่างๆ ในการทดลองส่วนที่ 1 แสดงในรูปที่ 3.7



รูปที่ 3. 7 แผนผังการดำเนินการทดลองส่วนที่ 1

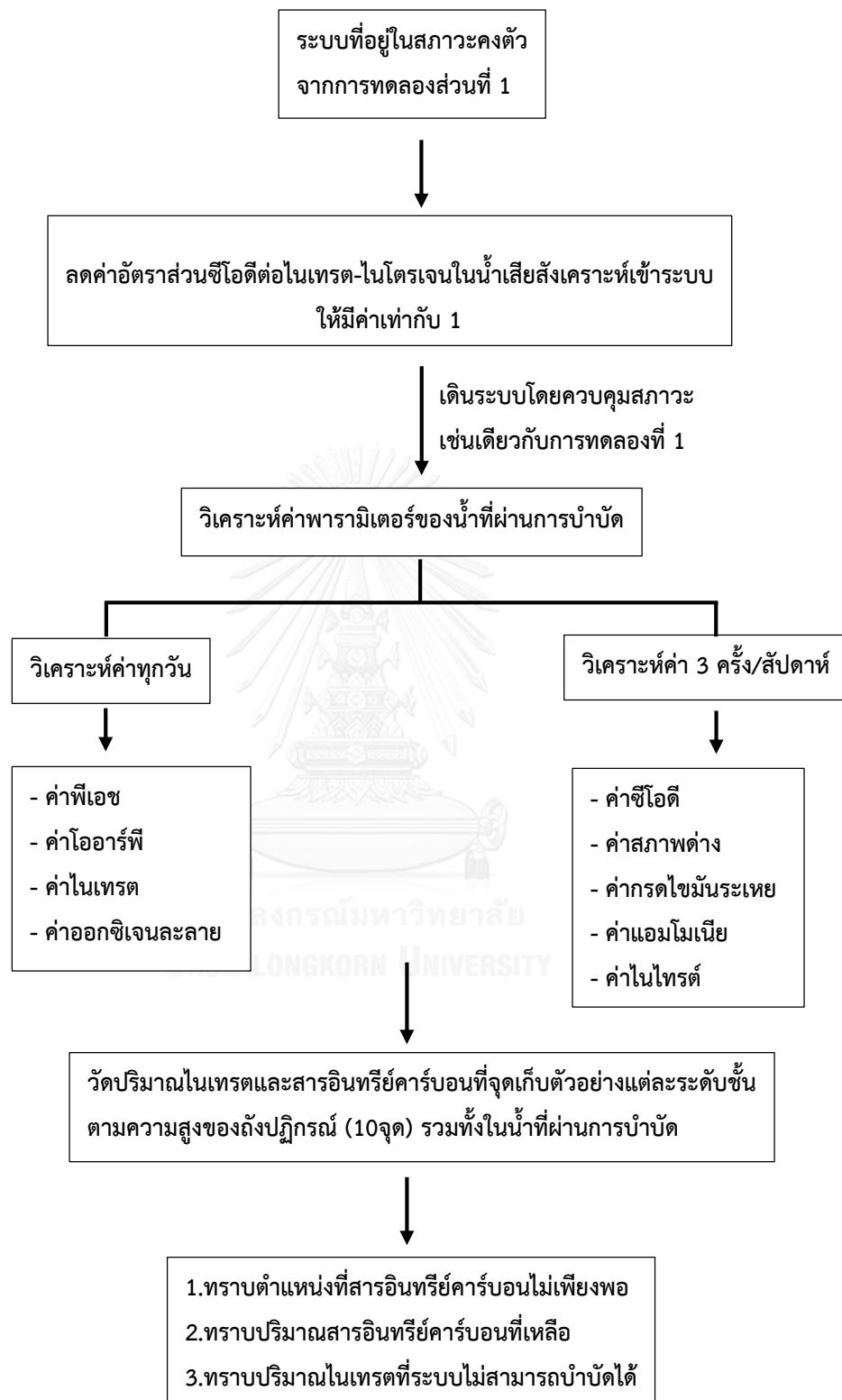
การทดลองส่วนที่ 2 : การวัดค่าปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตที่แต่ละระดับชั้นตามความสูงของถังปฏิกรณ์

1. ปรับอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ป้อนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ ให้มีค่า COD/NO₃-N เท่ากับ 1 เพื่อเป็นตัวแทนน้ำเสียที่มีอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่ำ เนื่องจากน้ำเสียที่พบในธรรมชาติส่วนใหญ่มักมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียต่ำ (Suhr และคณะ, 2013)

2. เดินระบบต่อเนื่องควบคุมสภาวะต่างๆ ในการเดินระบบเช่นเดียวกับการทดลองส่วนที่ 1 และวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ เพื่อตรวจสอบสภาวะของระบบเช่นเดียวกับการทดลองที่ผ่านมา

3. เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว วัดปริมาณไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนที่แต่ละระดับชั้นตามความสูงของถังปฏิกรณ์ รวมถึงวัดปริมาณไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำทิ้ง โดยก่อนเข้าสู่การทดลองส่วนถัดไปเก็บตัวอย่างเม็ดอย่างตามความสูงของถังปฏิกรณ์ เพื่อใช้ในการศึกษาการเปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรีย

ทั้งนี้ผลที่คาดว่าจะได้รับจากการทดลองส่วนที่ 2 คือ ทราบตำแหน่งบนถังปฏิกรณ์ที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียไม่เพียงพอต่อการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ขั้นตอนต่างๆ ในการดำเนินการทดลองส่วนที่ 2 แสดงในรูปที่ 3.8



รูปที่ 3. 8 แผนผังการดำเนินการทดลองส่วนที่ 2

การทดลองส่วนที่ 3 : การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

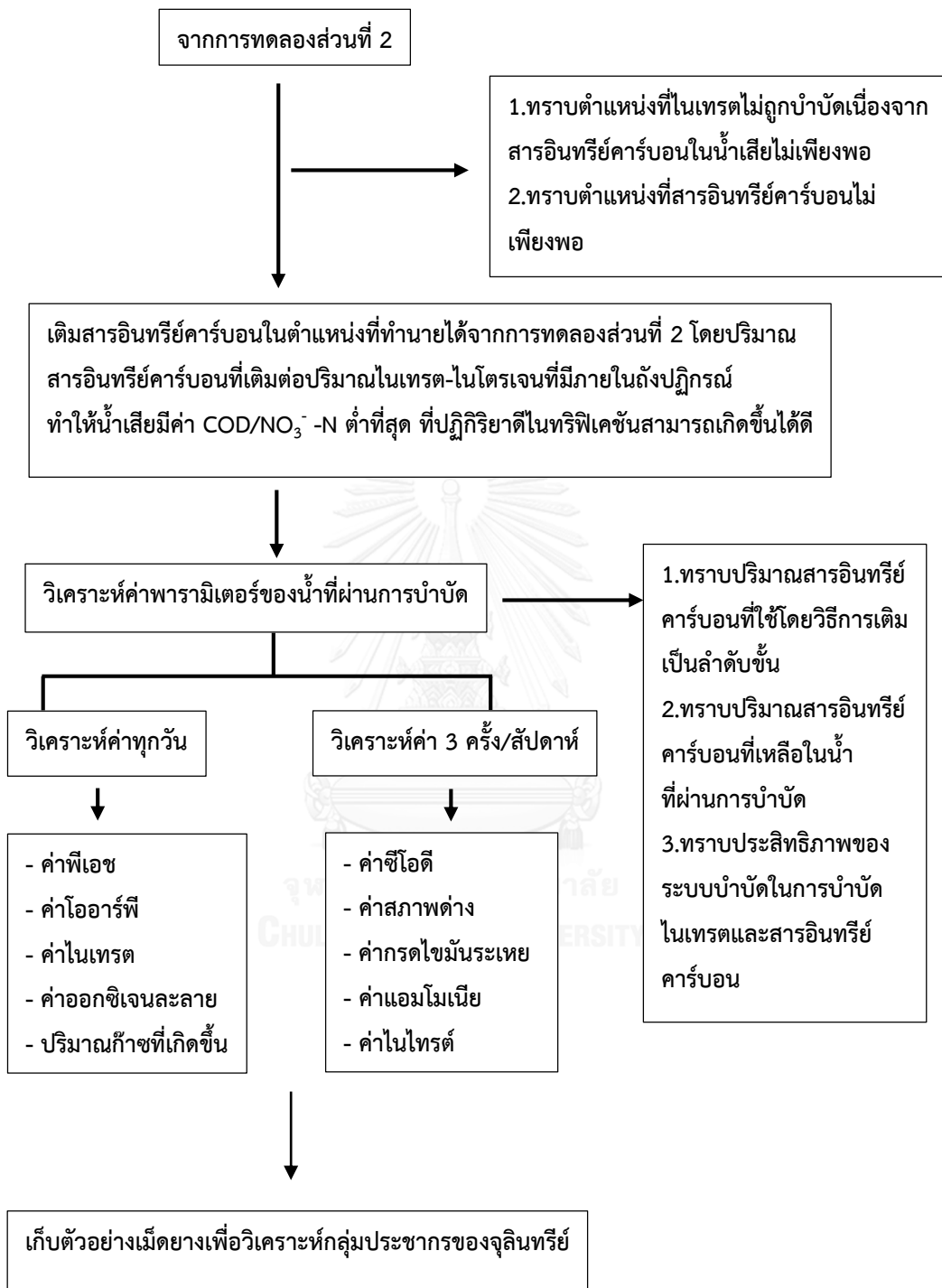
1. การวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ในการทดลองส่วนที่ 2 ทำให้ทราบปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตที่แต่ละระดับชั้นตามความสูงของถังปฏิกรณ์ หรือทราบตำแหน่งที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียไม่เพียงพอต่อการบำบัดไนเตรต ดังนั้นย่อมทราบถึงตำแหน่งของการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์

2. เติมสารอินทรีย์คาร์บอนในตำแหน่งดังกล่าว โดยปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมต้องทำให้ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนภายในถังปฏิกรณ์มีค่าต่ำที่สุด ที่สามารถบำบัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐาน

3. วัดค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ รวมถึงปริมาณไนเตรต ปริมาณไนไตรต์ ปริมาณแอมโมเนีย และปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำที่ผ่านการบำบัด

4. เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว จะทำการเก็บตัวอย่างเม็ดยางที่แต่ละจุดตามความสูงของถังปฏิกรณ์นำไปใช้ในการศึกษาการเปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรของดีเอ็นเอของแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ด้วยเทคนิค PCR-DGGE

ทั้งนี้ผลที่คาดว่าจะได้รับจากการทดลองส่วนที่ 3 คือ ทราบปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่พอดีกับปริมาณไนเตรตที่พบในน้ำเสีย และสามารถเปรียบเทียบปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในกระบวนการบำบัดไนเตรตระหว่างการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียก่อนผ่านเข้าสู่ระบบบำบัด กับวิธีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น เพื่อใช้ในการตอบคำถามที่ว่า การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นสามารถลดปริมาณการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกได้หรือไม่ รวมถึงการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเพิ่มขึ้นหรือไม่ โดยภาพรวมของการทดลองในส่วนที่ 3 แสดงในรูปที่ 3.9



รูปที่ 3. 9 แผนผังการดำเนินการทดลองส่วนที่ 3

การทดลองส่วนที่ 4 : ศึกษาการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของกลุ่มประชากรดีเอ็นเอในทริโอฟิงแบคทีเรียโดยใช้เทคนิค PCR-DGGE

1.) การสกัดดีเอ็นเอรวมของจุลินทรีย์จากฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยาง

1.1 นำฟิล์มชีวภาพจากเม็ดยางประมาณ 500 มิลลิกรัม ใส่ลงในหลอด Micro tube (Expendrof) ขนาด 2 มล. จากนั้นเติมโซเดียมฟอสเฟตบัฟเฟอร์ (Sodium phosphate buffer) ปริมาตร 978 ไมโครลิตร ปั่นด้วยเครื่องผสม (Vortex) ประมาณ 1 นาที จนตัวอย่างและบัฟเฟอร์เข้ากัน จากนั้นถ่ายตัวอย่างทั้งหมดลงในหลอดที่ให้มากับชุดสกัดดีเอ็นเอ FastDNA™ SPIN Kit for Soil

1.2 เติมเอ็มทีบัฟเฟอร์ (MT buffer) ปริมาตร 122 ไมโครลิตรลงในหลอด จากนั้นทำให้เป็นเนื้อเดียวกัน (Homogenize) ด้วยเครื่อง FastPrep เป็นเวลา 40 วินาทีที่ความเร็วอันดับ 6 (Speed 6)

1.3 นำหลอดที่ได้จากการ Homogenize ปั่นเหวี่ยง (centrifuge) ที่อัตรา 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 5-10 นาที หรือ 15 นาที ในกรณีที่ต้องการที่นำมาสกัดดีเอ็นเอมีความบริสุทธิ์ต่ำ

1.4 แยกส่วนใสที่ได้จากการปั่นเหวี่ยงใสในหลอด Microcentrifuge ขนาด 2 มล. จากนั้นเติมสาร PPS ปริมาตร 250 ไมโครลิตร พลิกไปมาด้วยมือประมาณ 10 ครั้ง

1.5 ปั่นเหวี่ยง (centrifuge) ที่อัตรา 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 5 นาที หลังจากการปั่นเหวี่ยง แยกส่วนใสใสหลอดขนาด 2 มล. จากนั้นเติมสาร Binding Matrix ลงไปในปริมาตร 1 มล. เขย่าเบาๆ ประมาณ 2 นาที ตั้งทิ้งไว้ประมาณ 3 นาที

1.6 ปิเปตส่วนใสจากหลอดในข้อที่ 1.5 ทิ้งไป 500 ไมโครลิตร (ระวังปิเปตโดนตะกอนที่ก้นหลอด) จากนั้นเขย่าสารที่เหลือในหลอดให้เป็นเนื้อเดียวกัน

1.7 ปิเปตสารในข้อ 1.6 ปริมาตร 600 ไมโครลิตร ใส่ในหลอด SPIN filter ที่มีมาในชุดการสกัดนำไปปั่นเหวี่ยง (centrifuge) 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 1 นาที หลังจากการปั่นเหวี่ยงที่ก้นหลอดทิ้ง

1.8 ปิเปตสารในข้อที่ 1.6 ปริมาตร 600 ไมโครลิตร นำไปปั่นเหวี่ยงและหลังจากการปั่นเหวี่ยงปฏิบัติเช่นเดียวกับข้อที่ 1.7 จนกระทั่งสารในข้อที่ 1.6 หมด

1.9 เก็บส่วนที่เป็นกระดาษกรองในหลอด SPIN filter นำไปปั่นเหวี่ยง 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 1 นาที

1.10 เติมสาร SEWS-M ปริมาตร 500 ไมโครลิตร ลงในหลอดข้อที่ 1.9 จากนั้นผสมเบาๆ โดยใช้ปิเปต และนำไปปั่นเหวี่ยง 14000 รอบ/นาที เป็นเวลา 1 นาที

1.11 ทำให้กระดาศกรองในหลอดแห้งโดยการนำไปปั่นเหวี่ยง 14000 รอบ/นาที เป็นเวลา 2 นาที จากนั้นตั้งทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องประมาณ 5 นาที

1.12 ชะดีเอ็นเอที่ติดอยู่บนกระดาศกรองด้วยสาร DES 50-100 ไมโครลิตร จากนั้นนำไปปั่นเหวี่ยง 14000 รอบ/นาที เป็นเวลา 1 นาที

1.13 ทิ้งกระดาศกรองและเก็บส่วนใสที่ได้จากการปั่นเหวี่ยง ส่วนใสที่ได้คือดีเอ็นเอจากตัวอย่างที่นำมาสกัด การเก็บรักษาดีเอ็นเอเก็บรักษาที่อุณหภูมิ -20 องศาเซลเซียส

2.) การเพิ่มปริมาณชิ้นยีนในส่วนของ functional gene ในจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่ทำหน้าที่ในการสร้างเอนไซม์ไนไตรตรีดักเทส (nitrite reductase) ด้วยเทคนิค PCR โดยมีสถานะในการทำ PCR ดังนี้ แยกสายดีเอ็นเอต้นแบบจากเส้นคู่ให้เป็นเส้นเดี่ยว (Denaturation of DNA) ที่อุณหภูมิ 94 °ซ เป็นเวลา 3 นาที จากนั้นทำการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอทั้งหมด 30 รอบ โดยแต่ละรอบมีสถานะดังนี้

- Denaturation ที่อุณหภูมิ 94 °ซ 30 วินาที

- Annealing ที่อุณหภูมิ 57 °ซ 1 นาที

- Extension ที่อุณหภูมิ 73 °ซ 1 นาที

เมื่อการเพิ่มจำนวนของดีเอ็นเอครบ 30 รอบ ควบคุมสถานะที่อุณหภูมิ 75 °ซ เป็นเวลา 10 นาที โดยไพรเมอร์ที่ใช้ในการทำ PCR คือ ยีน *nirK* ด้วย Primer set FlaCu และ R3Cu, R3Cu-GC (Throck และคณะ, 2004) (Throck และคณะ, 2004) (Throck และคณะ, 2004) (Throck และคณะ, 2004)

Forward primer: 5'ATCATGGTCTGCCGCG3'

Reverse Primer: 5'GCCTCGATCAGRTTGTGGTT3'

โดย Hallin และ Lindgren (1999) เป็นผู้ออกแบบไพรเมอร์ที่นำมาใช้ในงานวิจัยนี้ โดยอาศัยลำดับเบสที่มีความคล้ายคลึงกันบนสายดีเอ็นเอของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียจากฐานข้อมูล GenBank EMBL และ DDBJ 7 สายพันธุ์ ได้แก่

1. *Achromobacter cycloclastes* (Z48635)

2. *Alcaligenes faecalis* S-6 (18; D13155)
3. *Pseudomonas* sp. Strain G-179 (31; M97294)
4. *Rhodobacter sphaeroides* ATCC 17025 (28; U62291)
5. *Alcaligenes xylosoxidans* NCIB 110115 (AF051831)
6. *Bradyrhizobium japonicum* USDA 110 (AJ002516)
7. *Rhizobium "hedysari"* HCNT1 (27; U65658)

ซึ่งในอดีตดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียทั้ง 7 สายพันธุ์ที่นำมาใช้ในการออกแบบไพรเมอร์ มีการนำมาใช้ในงานวิจัยที่มีความเกี่ยวข้องกับการศึกษาปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชัน ไม่ว่าจะเป็นงานวิจัยของ Kakutani และคณะ (1980) ที่ศึกษาอิทธิพลของปริมาณไนโตรเจนและค่าออกซิเจนละลายที่ส่งผลต่อการสร้างเอนไซม์ไนโตรรีดักเทสในดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียสายพันธุ์ *Alcaligenes faecalis* จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง และจากการรวบรวมผลงานวิจัยที่เกี่ยวข้องกับการเกิดปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชันของ Zumft (1997) ในส่วนของการศึกษาขนาดจีโนมและแผนที่จีโนมของดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียสายพันธุ์ *Bradyrhizobium japonicum* และ *Rhodobacter sphaeroides* ที่ได้จากการเลี้ยงเชื้อในห้องปฏิบัติการ โดยนำมาใช้เป็นตัวแทนของดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียเนื่องจากเป็นสายพันธุ์ที่มีขนาดของจีโนมในช่วงกว้างที่สุด นอกจากนี้จากงานวิจัยของ Zumft 1997 ยังกล่าวไว้ว่ายีนที่มีความเกี่ยวข้องกับการบวกรีดไนทรีฟิเคชัน ไม่ว่าจะเป็นยีนที่เกี่ยวข้องกับการสร้างเอนไซม์ไนเตรดรีดักเทส เอนไซม์ไนโตรรีดักเทส เอนไซม์ไนตริกออกไซด์รีดักเทส รวมถึงเอนไซม์ไนตรัสออกไซด์รีดักเทส โดยเอนไซม์ทั้งหมดมีความเกี่ยวข้องกับการเกิดปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชัน ซึ่งยีนที่ทำหน้าที่ในการผลิตเอนไซม์เหล่านี้สามารถพบได้ในดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียสายพันธุ์ *Pseudomonas stutzeri* นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยที่ทำการศึกษา *Rhizobium "hedysari"* ในสายพันธุ์ HCNT1 ของ Casella และคณะ (1986) จากการเก็บตัวอย่างจุลินทรีย์ในดินพบว่าดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียสายพันธุ์ดังกล่าวสามารถเปลี่ยนไนโตรเจนให้กลายเป็นก๊าซไนตรัสออกไซด์ได้อย่างรวดเร็ว แต่การเปลี่ยนไนโตรเจนให้กลายเป็นไนโตรเจนในดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียสายพันธุ์นี้เกิดขึ้นได้ช้ามาก ดังนั้นจากการศึกษาวิจัยที่มีความเกี่ยวข้องกันดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียทั้ง 7 สายพันธุ์จึงเน้นย้ำให้เห็นถึงความสัมพันธ์ของจุลินทรีย์แต่ละสายพันธุ์ที่นำมาใช้กับงานวิจัยในแง่ของการศึกษาปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชันทั้งสิ้น

3.) ผลิตภัณฑ์ดีเอ็นเอที่ได้จากการทำ PCR ถูกนำไปใช้ในการแยกความแตกต่างของซันดีเอ็นเอโดยใช้โพลีอะคริลาไมด์เจล เนื่องจากโพลีอะคริลาไมด์เจลเกิดจากการผสมยูเรียและฟอร์มาไมด์ในอัตราส่วนที่เป็นเป็นเกรเดียนท์จึงสามารถแยกสายดีเอ็นเอจากเส้นคู่ให้เป็นเส้นเดี่ยว แต่เนื่องจากซันดีเอ็นเอที่นำมาใช้มีการติด GC camp ที่ปลายสายดีเอ็นเอ ดังนั้นการแยกสายของซันดีเอ็นเอจะสิ้นสุดเมื่อเจอลำดับเบสในส่วนที่เป็น GC camp ส่งผลให้ซันดีเอ็นเอจึงมีระยะทางที่เคลื่อนที่บนแผ่นเจลแตกต่างกัน

3.1 การเตรียมโพลีอะคริลาไมด์เจล

การเตรียมเจล 0% และ 80% โพลีอะคริลาไมด์ แสดงในตารางที่ 3.3

ตารางที่ 3.3 สัดส่วนของสารเคมีที่ใช้ในการเตรียม 0% และ 80% โพลีอะคริลาไมด์เจล

สารเคมี	0% polyacrylamide	80%polyacrylamide
40% acrylamide	20 มล.	16 มล.
50x TAE buffer	2 มล.	2 มล.
Formamide	-	16 มล.
ยูเรีย	-	16.8 ก.
น้ำกลั่น	ปรับปริมาตรเท่ากับ 50 มล.	ปรับปริมาตรเท่ากับ 50 มล.

3.2 การเตรียมโพลีอะคริลาไมด์เจล 50% และ 65% denaturing solution

3.2.1 การเตรียมโพลีอะคริลาไมด์เจล 50% denaturing polyacrylamide solution

ผสมสารละลาย 0% polyacrylamide ปริมาตร 5.25 มล. ผสมกับ 80% polyacrylamide ปริมาตร 8.75 มล. จากนั้นเติม 10% ammonium persulfate (ammonium persulfate 1 ก. ในน้ำกลั่น 1 มล.) ปริมาตร 100 ไมโครลิตร และเติม TEMED ซึ่งเป็นสารที่ช่วยให้เจลเกิดการแข็งตัว ปริมาตร 10 ไมโครลิตร

3.2.2 การเตรียมโพลีอะคริลาไมด์เจล 65% denaturing polyacrylamide solution

ผสมสารละลาย 0% polyacrylamide ปริมาตร 4.9 มล. ผสมกับ 80% polyacrylamide ปริมาตร 9.1 มล. จากนั้นเติม 10% ammonium persulfate (ammonium persulfate 1 ก. ใน

น้ำกลั่น 1 มล.) ปริมาตร 100 ไมโครลิตร เติม TEMED ซึ่งเป็นสารที่ช่วยให้เจลเกิดการแข็งตัว ปริมาตร 10 ไมโครลิตร และเติม dry solution จำนวน 100 ไมโครลิตร

3.3 การทำเกรเดียนท์ของโพลีอะคริลาไมด์เจล

ใช้หลอดฉีดยาคูด 50% denaturing polyacrylamide solution และ 65% denaturing polyacrylamide solution ที่เตรียมไว้ ต่อเข้ากับอุปกรณ์การทำเกรเดียนท์ โดยเมื่อเตรียมแผ่นเจลเสร็จต้องรอให้เจลแข็งตัวพร้อมใช้งานเป็นระยะเวลาประมาณ 5 ชั่วโมง

3.4 การแยกสายดีเอ็นเอด้วยกระแสไฟฟ้าบนเกรเดียนท์เจล

3.4.1 เติม 1x TAE buffer ปริมาตร 7 ล. ลงในระบบการแยกดีเอ็นเอด้วยไฟฟ้า เดินเครื่องปั๊มหมุนเวียนบัฟเฟอร์และตัวทำความร้อน จนกระทั่งอุณหภูมิของบัฟเฟอร์เพิ่มขึ้นเป็น 60 °ซ

3.4.2 เตรียมเจลตัวอย่างให้มีความพร้อมก่อนโหลดตัวอย่างดีเอ็นเอ โดยดึงหัวที่เสียบไว้กับกระจกเจลออกและทำการล้างร่องด้วย 1x TAE buffer

3.4.3 ปิเปต PCR product จำนวน 20 ไมโครลิตร ผสมกับสีย้อมดีเอ็นเอ (dye) 4 ไมโครลิตร จากนั้นเติมลงในร่องเจล

3.4.4 นำชุดกระจกเจลประกอบเข้ากับเครื่องแยกดีเอ็นเอด้วยกระแสไฟฟ้า และเริ่มเดินเครื่องแยกดีเอ็นเอด้วยกระแสไฟฟ้าโดยใช้อุณหภูมิ 60 °ซ แรงดันไฟฟ้า 130 โวลต์ เป็นเวลา 13 ชั่วโมง

4. นำแผ่นเจลออกจากกระจกและฉีดล้างด้วยน้ำกลั่น จากนั้นย้อมแผ่นเจลที่ได้ด้วยเอทธี - เดียมโบรไมด์ 2.5 ไมโครลิตรต่อน้ำ 1 ลิตร เป็นเวลา 20 นาที นำมาตรวจสอบลักษณะเฉพาะในการแยกของเจลด้วยเครื่อง UV Transilluminator

3.7 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง

ตัวแปรต่าง ๆ ที่ใช้ในการทดลองแสดงดังตารางที่ 3.4

ตารางที่ 3.4 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง

ตัวแปรอิสระ	ค่าที่ใช้ในการทดลอง	
- อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรด-ไนโตรเจน	1-5	
- ตำแหน่งที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน	จุดเก็บตัวอย่างที่ 1 ของถังปฏิกรณ์	
- ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมแล้วทำให้ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้ดี	ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมรวมกับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ยังคงเหลืออยู่ในระบบแล้วทำให้ค่า COD/NO ₃ ⁻ -N มีค่าต่ำที่สุดที่ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้ดี	
ตัวแปรควบคุม	ค่าที่ใช้ในการทดลอง	
- อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์	84 ล./วัน และ 96 ล./วัน	
- ความเข้มข้นของไนเตรด-ไนโตรเจน	100 มก./ล.	
- ความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอน(ซีไอดี)	100 มก./ล. และ 2,334 มก./ล.	
- ระยะเวลาพักน้ำ	45.6 นาที และ 35.5 นาที	
ตัวแปรที่ไม่ได้ควบคุม	ค่าที่ใช้ในการทดลอง	
- อุณหภูมิ	อุณหภูมิห้อง	
ตัวแปรตาม	วิธีการวิเคราะห์/เครื่องมือวิเคราะห์	
น้ำเสีย	1. ซีไอดี	5220 C. Close Reflux, Titration Method
	2. ไนเตรด	Nitrate ISE meter (Membrane type; Polymer)
	3. ไนไทรต์	Colorimetric method
	4. โออาร์พี	ORP meter
	5. พีเอช	pH meter
	6. ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด	Total residual dried at 103-105 °C
	7. ค่าสภาพต่าง	Direct Titration Method
	8. ค่ากรดไขมันระเหย	Direct Titration Method
	9. แอมโมเนีย	Colorimetric method
จุลินทรีย์	10.กลุ่มประชากรของจุลินทรีย์	PCR-DGGE
ก๊าซ	ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้น	Gas Meter
	องค์ประกอบก๊าซในระบบ	Gas chromatography

3.8 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์

การวัดค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ของน้ำเสียในระบบ สามารถใช้เป็นตัวชี้วัดลักษณะทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ ของน้ำเสียในขณะนั้นได้ โดยค่าพารามิเตอร์ต่าง ๆ ที่ตรวจวัดแสดงดังตารางที่ 3.5

ตารางที่ 3.5 พารามิเตอร์ทางกายภาพ เคมี และชีวภาพ รวมถึงค่าความถี่ของการตรวจวัด

ค่าพารามิเตอร์	ตำแหน่งและความถี่ของการตรวจวัด		
	น้ำที่บำบัดแล้ว	ที่จุดเก็บตามความสูงของถังปฏิกรณ์	ปริมาตร ก๊าซ
1. ซีไอดี	3 วัน/สัปดาห์	1 ครั้ง/สัปดาห์	-
2. ไนเตรต	ทุกวัน	1 ครั้ง/สัปดาห์	-
3. ไนไตรต์	3 วัน/สัปดาห์	1 ครั้ง/สัปดาห์	-
4. พีเอช	ทุกวัน	1 ครั้ง/สัปดาห์	-
5. โออาร์พี	ทุกวัน	-	-
6. กรดไขมันระเหย	3 วัน/สัปดาห์	-	-
7. แอมโมเนีย	3 วัน/สัปดาห์	1 ครั้ง/สัปดาห์	-
8. ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้น	-	-	ทุกวัน
9. ของแข็งแขวนลอย	3 วัน/สัปดาห์	-	-
10. ค่าสภาพต่าง	3 วัน/สัปดาห์	-	-
11. ค่าออกซิเจนละลาย	ทุกวัน	-	-

บทที่ 4

ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล

งานวิจัยนี้แบ่งการทดลองออกเป็น 4 ส่วน ทำการทดลองที่อุณหภูมิห้องโดยใช้ถังปฏิกรณ์เพียงถังเดียวในทุกส่วนของการทดลอง ในการทดลองส่วนที่ 1 การเริ่มต้นเดินระบบบำบัดโดยการป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 5 (สารอินทรีย์คาร์บอน 500 มก.ซีโอดี/ล. และไนเตรต 100 มก.ไนโตรเจน/ล.) ซึ่งเป็นค่าจากการคำนวณทางสโตยชิโอเมตริกจากสมการที่ 2.26 เพื่อให้ดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียสร้างฟิล์มชีวภาพที่มีความพร้อมก่อนเข้าสู่การทดลองในส่วนต่อไป ในขณะที่เดินระบบวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของระบบจนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

การทดลองส่วนที่ 2 เป็นการเดินระบบเพื่อหาตำแหน่งภายในถังปฏิกรณ์ที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียไม่เพียงพอต่อการกำจัดไนเตรต เนื่องจากน้ำเสียส่วนใหญ่ที่พบไนเตรตมักเป็นน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียดำ (Yong-zhen และคณะ, 2007) ดังนั้นในการทดลองส่วนที่ 2 จึงปรับลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียให้มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 1 (สารอินทรีย์คาร์บอน 100 มก.ซีโอดี/ล. และไนเตรต 100 มก.ไนโตรเจน/ล.) เมื่อเดินระบบด้วยค่าอัตราส่วนดังกล่าวจนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว การเก็บน้ำตัวอย่างในแต่ละจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 10 จุดตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์มาวิเคราะห์ปริมาณซีโอดีและไนเตรต ซึ่งเมื่อนำค่าปริมาณซีโอดีและไนเตรตของจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 10 จุด มาพิจารณาร่วมกับค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ตรวจวัดในขณะที่ทำการเดินระบบ จะสามารถระบุตำแหน่งของถังปฏิกรณ์ที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอต่อการกำจัดไนเตรตได้ และเมื่อทราบตำแหน่งของถังปฏิกรณ์ที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอต่อการกำจัดไนเตรตแล้ว ก่อนเข้าสู่การทดลองส่วนถัดไป ทำการเก็บเมล็ดยางในจุดเก็บตัวอย่างทั้ง 10 จุด ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ เพื่อเก็บไว้ใช้เป็นส่วนหนึ่งของการทดลองในส่วนที่ 4 ในการศึกษาอิทธิพลของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน (ก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น) ที่ส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรีย ที่อาศัยอยู่ภายในถังปฏิกรณ์ด้วยเทคนิคทางชีววิทยาระดับโมเลกุลวิธี PCR-DGGE

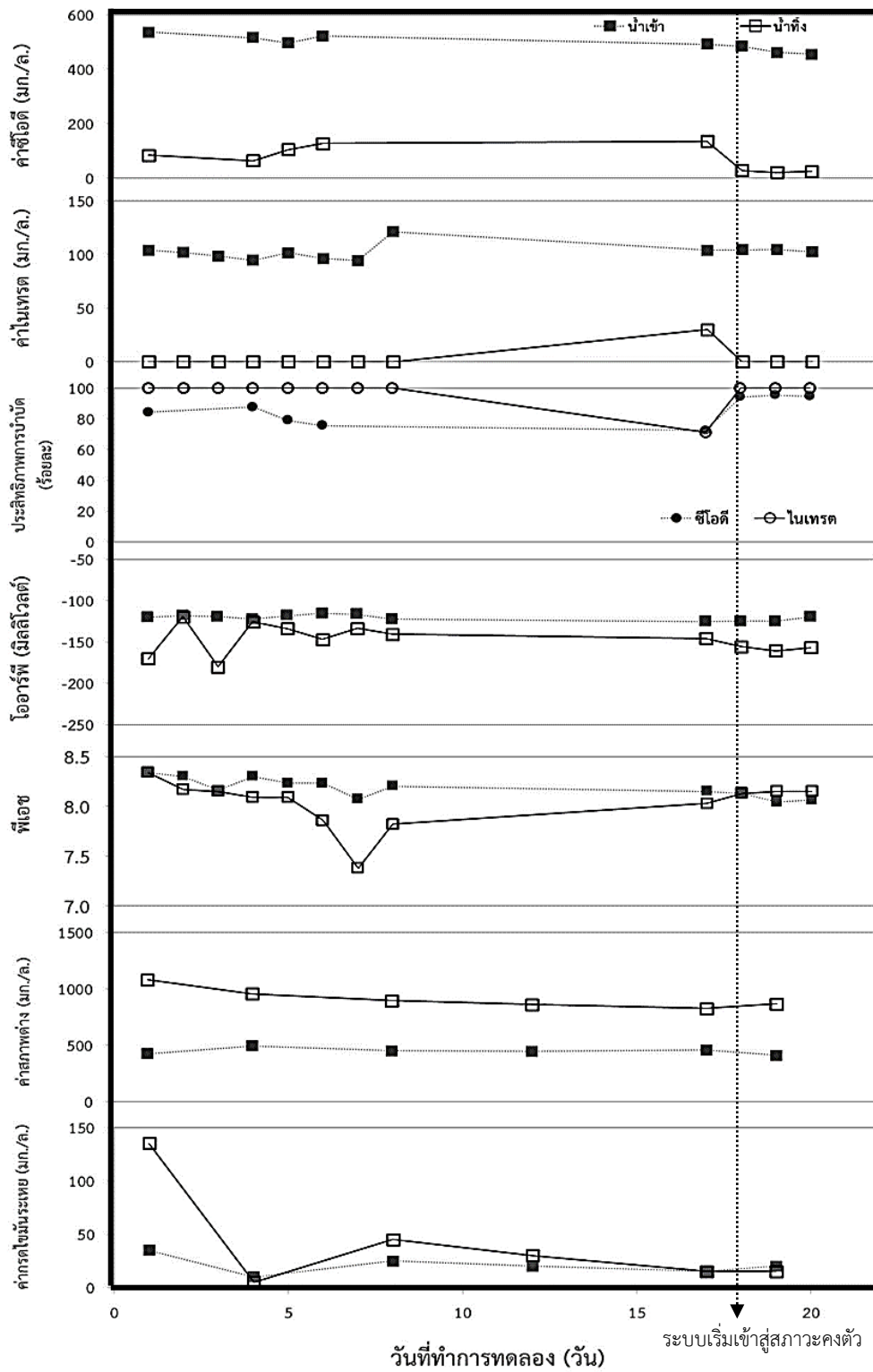
การทดลองส่วนที่ 3 เป็นการเติมสารอินทรีย์คาร์บอน ณ ตำแหน่งที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนภายในถังปฏิกรณ์ไม่เพียงพอต่อการกำจัดไนเตรต (ทราบจากการทดลองส่วนที่ 2) โดยการทดลองในส่วนนี้ควบคุมปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมให้มีปริมาณที่พอดีกับปริมาณไนเตรตที่

ต้องการกำจัด โดยนอกจากระบบจะสามารถกำจัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐานแล้ว ระบบยังใช้สารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมจากภายนอกอย่างคัมค่า ส่งผลให้น้ำทิ้งมีปริมาณไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ ตลอดช่วงระยะเวลาที่เดินระบบทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ เช่นเดียวกับการทดลองส่วนที่ 2 จนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว จากนั้นเก็บตัวอย่างเมื่อยางที่จุดเก็บตัวอย่างทั้ง 10 จุด ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ เพื่อนำมาใช้ในการศึกษาการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างประชากรดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียที่อาศัยอยู่ในถังปฏิกรณ์ ด้วยเทคนิคทางชีววิทยาระดับโมเลกุลวิธี PCR-DGGE

การทดลองส่วนที่ 4 เป็นการศึกษาอิทธิพลของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างกลุ่มประชากรดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียชนิดฟิล์มตรึงที่อาศัยอยู่ในถังปฏิกรณ์ โดยศึกษาจากประชากรของจุลินทรีย์ที่สร้างฟิล์มชีวภาพเคลือบบนเมื่อยาง จากการที่นำตัวอย่างเมื่อยางที่เก็บจากการทดลองในส่วนที่ 2 และ 3 มาสกัดดีเอ็นเอของจุลินทรีย์ทั้งหมดบนเมื่อยาง จากนั้นใช้เทคนิคทางชีววิทยาระดับโมเลกุลวิธี PCR-DGGE ในการวิเคราะห์หาความแตกต่างของกลุ่มประชากรดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

4.1 การเริ่มต้นเดินระบบ

ชุดการทดลองที่ 1 เป็นการเริ่มต้นเดินระบบ โดยการทดลองส่วนนี้ใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5 โดยใช้ระยะเวลาในการเริ่มต้นเดินระบบ 20 วัน ระบบจึงเข้าสู่สภาวะคงตัว สังเกตได้จากผลการทดลองในรูปที่ 4.1 ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีและไนเตรตเริ่มมีค่าคงที่ รวมถึงค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่สามารถบ่งชี้สภาวะของระบบมีค่าค่อนข้างคงที่แล้ว เช่นเดียวกัน โดยรูปที่ 4.1 แสดงผลการทดลองและผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ค่าซีโอดี ไนเตรต พีเอช โออาร์พี ค่าสภาพต่าง และค่ากรดไขมันระเหย ส่วนค่าเฉลี่ยและค่าส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานของผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ แสดงในตารางที่ 4.1



รูปที่ 4.1 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่อัตราส่วน COD/NO₃⁻-N 5:1

ตารางที่ 4. 1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบที่ควบคุมค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 5

ค่าพารามิเตอร์	อัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N เท่ากับ 5		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	
ค่าไนเตรต (มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ล.)	102±7	0.09±0.1	98±8.3
ค่าซีโอดี (มก.ซีโอดี/ล.)	495±28	73±46	86±9
ค่าพีเอช	8.03±0.25	8.18±0.1	-
ค่าสภาพต่าง (มก.แคลเซียมคาร์บอเนต/ล.)	447±29	913±93	-
ค่ากรดไขมันระเหย (มก.แคลเซียมคาร์บอเนต/ล.)	20.83±8.61	22.0±15.65	-
ค่าไออาร์พี (มิลลิโวลต์)	-121±3	-147±18	-
ค่าของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)	-	112±8.5	-

4.1.1 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่บ่งบอกสถานะของระบบบำบัดไนเตรต

1) ค่าพีเอช

จากการวัดค่าพีเอชของน้ำเสียในระบบ พบว่าน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีค่าพีเอชโดยเฉลี่ยเท่ากับ 8.0 และเมื่อผ่านการบำบัดแล้วน้ำเสียมีค่าพีเอชโดยเฉลี่ยเท่ากับ 8.2 ค่าพีเอชดังกล่าวอยู่ในช่วง 7.5-8.5 ซึ่งเป็นช่วงที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน (Glass และ Silverstein, 1998) เนื่องจากค่าพีเอชถือเป็นปัจจัยหนึ่งที่ส่งผลต่ออัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ดังนั้นระบบบำบัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่มีค่าพีเอชไม่เหมาะสม จะส่งผลให้อัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันมีค่าลดลง ด้วยเหตุนี้ค่าพีเอชจึงเป็นค่าพารามิเตอร์ที่เหมาะสมและมีความจำเป็นต้องตรวจวัด เพื่อตรวจสอบสถานะของระบบร่วมกับค่าพารามิเตอร์อื่นๆ

2) ค่าสภาพต่าง

ค่าสภาพต่างของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 447 มก. แคลเซียมคาร์บอเนต / ล. และน้ำทิ้งมีค่าสภาพต่างโดยเฉลี่ยเท่ากับ 913 มก. แคลเซียมคาร์บอเนต / ล. จากผลการวิเคราะห์ค่าสภาพต่างพบว่าค่าสภาพต่างในน้ำทิ้งมีค่าสูงขึ้น ซึ่งค่าสภาพต่างสามารถใช้เป็นพารามิเตอร์ที่บ่งชี้การเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันได้ เนื่องจากการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์จะผลิตค่าสภาพต่าง 3.57 ก. แคลเซียมคาร์บอเนต ต่อ 1 ก. ไนโตรเจน ที่ถูกเปลี่ยนให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน (เกรียงศักดิ์ อุทมนสินโรจน์, 2543) และจากสมการการบำบัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่ใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน ดังแสดงในสมการสมการที่ 4.1 เมื่อไนเตรตถูกกำจัดจะทำให้เกิดไบคาร์บอเนตในระบบ ด้วยเหตุนี้ น้ำทิ้งจึงมีค่าสภาพต่างเพิ่มสูงขึ้น



3) ค่ากรดไขมันระเหย

ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 20.83 มก./ล. ในเทอมของกรดอะซิติก ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำทิ้งมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 22.0 มก./ล. ในเทอมของกรดอะซิติก จากผลการทดลองพบว่าไม่เกิดการสะสมกรดไขมันระเหยในน้ำเสีย เนื่องจากค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งมีค่าไม่แตกต่างกัน

4) ค่าโออาร์พี

ค่าโออาร์พีหรือค่า oxidation-reduction potential เป็นค่าที่บอกลักษณะของการให้-รับอิเล็กตรอนในแหล่งน้ำที่ทำการตรวจวัด โดยค่าโออาร์พีของน้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ -120 มิลลิโวลต์ และน้ำทิ้งมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ -147 มิลลิโวลต์ ค่าโออาร์พีเป็นค่าพารามิเตอร์ที่บ่งบอกสถานะของระบบ โดยระบบที่มีค่าโออาร์พีต่ำกว่า -50 มิลลิโวลต์ เป็นระบบที่อยู่ในสถานะแอน็อกซิก (Lee และ Oleszkiewicz, 2003) และระบบที่มีสถานะที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันควรมีค่าโออาร์พีอยู่ในช่วง -50 ถึง -200 มิลลิโวลต์ (Hamlin และคณะ, 2008) ซึ่งจากผลการวัดค่าโออาร์พีของระบบช่วยยืนยันได้ว่าปฏิกิริยาการกำจัดไนเตรตเกิดผ่านปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน และระบบยังมีสถานะที่เหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันอีกด้วย

5) อุณหภูมิ

อุณหภูมิของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์และน้ำทิ้งมีค่าอยู่ในช่วง 29.4-32.1 องศาเซลเซียส ซึ่งอุณหภูมิในช่วงดังกล่าวเป็นสภาวะที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน (Jianping และคณะ, 2003)

4.1.2 การกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนในช่วงการเริ่มต้นเดินระบบ

น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีค่าไนเตรตโดยเฉลี่ยเท่ากับ 103 มก. ไนโตรเจน/ล. น้ำทิ้งมีค่าไนเตรตโดยเฉลี่ยเท่ากับ 1 มก. ไนโตรเจน/ล. เมื่อคำนวณประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตโดยใช้สมการที่ 4.2 พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตโดยเฉลี่ยร้อยละ 98 ส่วนในแง่ของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบ น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดมีค่าซีโอดีโดยเฉลี่ยเท่ากับ 495 มก. ซีโอดี/ล. น้ำทิ้งที่มีค่าซีโอดีโดยเฉลี่ยเท่ากับ 73 มก. ซีโอดี/ล. เมื่อคำนวณประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีโดยใช้สมการที่ 4.3 พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีโดยเฉลี่ยร้อยละ 87

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต} = \frac{\text{ค่าเฉลี่ยไนเตรตน้ำเข้า} - \text{ค่าเฉลี่ยไนเตรตน้ำออก}}{\text{ค่าเฉลี่ยไนเตรตน้ำเข้า}} \times 100 \quad (4.2)$$

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอน} = \frac{\text{ค่าเฉลี่ยซีโอดีน้ำเข้า} - \text{ค่าเฉลี่ยซีโอดีน้ำออก}}{\text{ค่าเฉลี่ยซีโอดีน้ำเข้า}} \times 100 \quad (4.3)$$

จากประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตแสดงให้เห็นถึงสมรรถนะของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในการบำบัดไนเตรตได้อย่างหมดจด โดยใช้ระยะเวลาพักเก็บน้ำเสียเพียง 45.6 นาที และการเดินระบบบำบัดสามารถทำให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ภายในถังปฏิกรณ์โดยไม่ต้องมีการเวียนน้ำเสียกลับ การเดินระบบด้วยถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดโดยไม่มีการเวียนน้ำเสียกลับ ถือเป็นการลดต้นทุนทางด้านพลังงาน เนื่องจากการใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดมีข้อเสียในเรื่องค่าใช้จ่ายด้านพลังงานจากการเวียนน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้ว กลับเข้าสู่ถังปฏิกรณ์เพื่อทำให้ชั้นตัวกลางเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

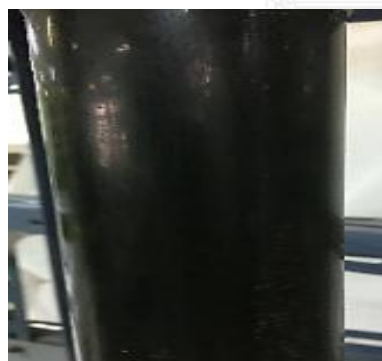
สมรรถนะของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในแง่ของประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี จากผลการทดลองพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีต่ำกว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรต ผลการทดลองดังกล่าวแสดงให้เห็นถึงความเป็นไปได้ในการลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมจากภายนอก เข้าสู่ระบบบำบัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณที่พอดีกับปริมาณไนเตรตที่ต้องการกำจัด เพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนสูงเช่นเดียวกับประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต

สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นปัจจัยสำคัญในกระบวนการบำบัดไนเตรตเนื่องจากดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียเป็นแบคทีเรียในกลุ่มเฮเทอโรโทรฟ (Heterothroph) ซึ่งใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งของคาร์บอนโดยมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนในสภาวะแอน็อกซิก ดังนั้นเมื่อปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบเพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ระบบจึงมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตสูง เมื่อพิจารณาสมรรถนะโดยรวมของระบบบำบัดไนเตรต ด้วยถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในงานวิจัยนี้ ในแง่ของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในการกำจัดไนเตรต เมื่อเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตกับงานวิจัยของ Suhr และคณะ (2013) ที่เดินระบบบำบัดไนเตรตโดยใช้จุลินทรีย์ที่มีลักษณะการเจริญเติบโตแบบแขวนลอย (Suspended Growth) พบว่าต้องใช้น้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ โดยเฉลี่ยเท่ากับ 10.7 ± 0.1 ในการเดินระบบ ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตร้อยละ 92.73 และสามารถกำจัดซีโอดีได้เพียงร้อยละ 43.47 โดยใช้ระยะเวลาเก็บน้ำเสียในระบบ 148 ± 1.6 นาที จากงานวิจัยดังกล่าวเมื่อเทียบกับงานวิจัยนี้แสดงให้เห็นถึงความสำคัญของรูปแบบการเจริญของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย ที่มีผลต่อปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ระบบที่มีรูปแบบการเจริญของจุลินทรีย์ในลักษณะแขวนลอย ต้องการปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในการบำบัดไนเตรตสูงกว่าระบบที่จุลินทรีย์มีลักษณะการเจริญแบบฟิล์มตรึง (Fixed Film Growth)

4.1.3 การเปลี่ยนแปลงลักษณะทางกายภาพของเม็ดยางเมื่อจุลินทรีย์สร้างฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยาง

เมื่อเกิดฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางจะสังเกตเห็นการเปลี่ยนแปลงลักษณะทางกายภาพของเม็ดยางอย่างเห็นได้ชัด ดังปรากฏในรูปที่ 4.2 ซึ่งการปรากฏของฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางแสดงให้เห็นถึงความพร้อมของระบบที่สามารถเก็บรักษาจุลินทรีย์ไว้ในลักษณะของจุลินทรีย์ที่เจริญแบบฟิล์มตรึง ซึ่งจุลินทรีย์ที่เจริญแบบฟิล์มตรึงนี้จะเป็นจุลินทรีย์ที่มีบทบาทสำคัญในกระบวนการบำบัดไนเตรตเมื่อเข้าสู่การทดลองในส่วนถัดไป

จากผลการกำจัดซีโอดีและไนเตรตรวมถึงการประเมินสถานะในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจากการวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของระบบภายใต้ปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด รวมถึงลักษณะของฟิล์มชีวภาพที่ปรากฏบนเม็ดยาง เมื่อสิ้นสุดระยะการเริ่มต้นเดินระบบ ซึ่งให้เห็นถึงความพร้อมของระบบในการกำจัดไนเตรต โดยการประเมินความพร้อมของระบบพิจารณาจากประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนของระบบมีแนวโน้มคงที่ รวมถึงค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ตรวจวัดอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน



เม็ดยางที่ไม่มีฟิล์มชีวภาพ



อัตราส่วน COD/NO₃⁻-N 5:1

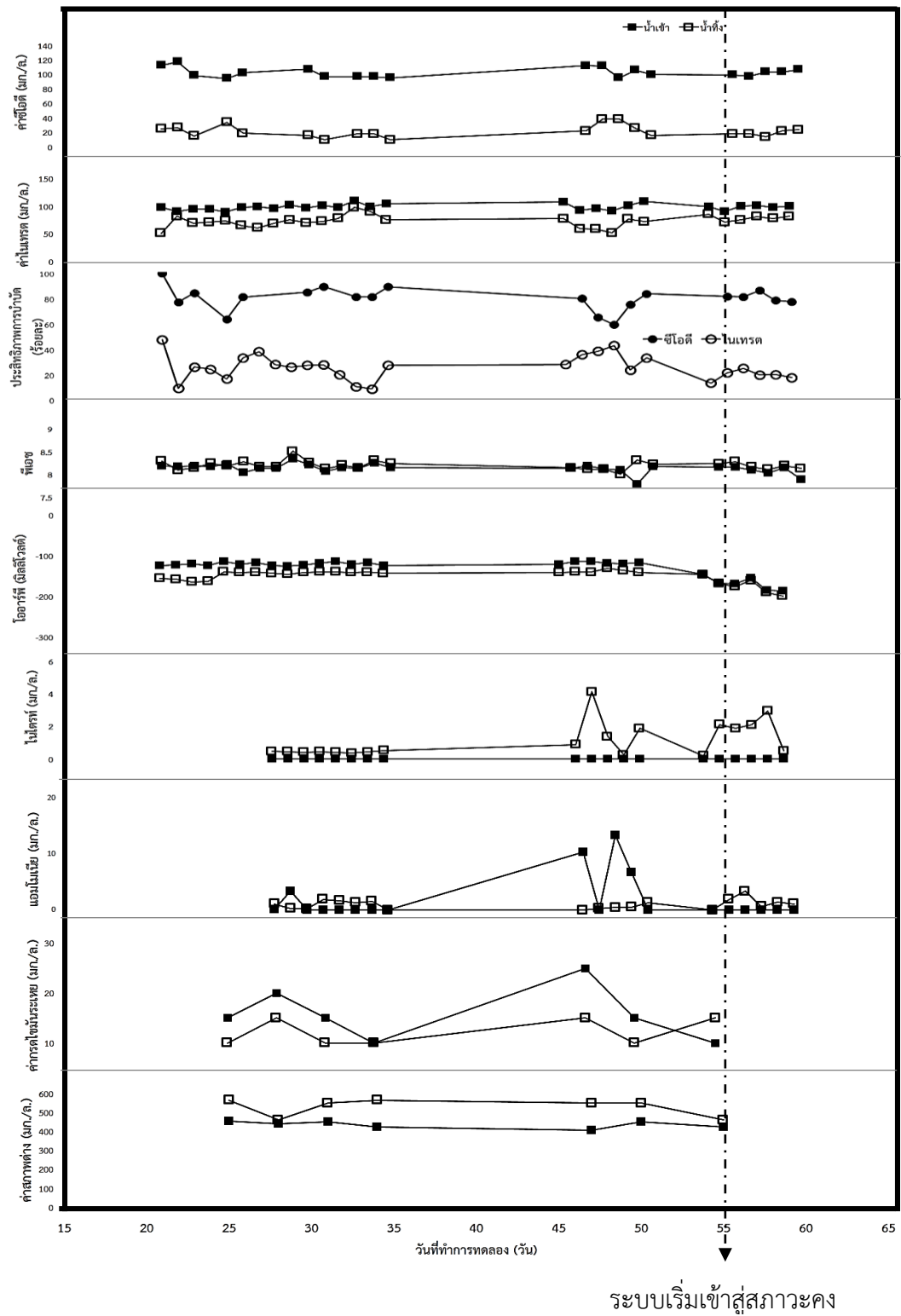
รูปที่ 4. 2 ลักษณะของฟิล์มชีวภาพที่ปรากฏบนเม็ดยางในการเดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียแตกต่างกัน

4.2 สมรรถนะของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนที่ตำแหน่งต่างๆ ของถังปฏิกรณ์เมื่อบำบัดน้ำเสียที่มีค่าสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ

จากการเริ่มต้นเดินระบบหลังจากระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวแล้ว ผู้วิจัยได้ปรับลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียให้มีค่าต่ำลง ($\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 1) เนื่องจากน้ำเสียส่วนใหญ่ที่พบในเขตรวมมักเป็นน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ (Yong-zhen และคณะ, 2007) ในกระบวนการบำบัดจึงต้องเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก เพื่อให้ระบบสามารถบำบัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐาน ซึ่งการเดินระบบบำบัดไนเตรตด้วยน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียนำมาแสดงผลการทดลองและผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ค่าซีโอดี ไนเตรต ฟิเอช ค่าไออาร์พี ค่าสภาพต่าง ค่ากรดไขมันระเหย ค่าออกซิเจนละลาย ไนไตรต์และแอมโมเนีย โดยค่าเฉลี่ยและค่าส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานของผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ แสดงในตารางที่ 4.2 ส่วนผลการทดลองแสดงในรูปที่ 4.3

ตารางที่ 4. 2 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ควบคุมค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 1

ค่าพารามิเตอร์	อัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 1		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	
ค่าไนเตรต (มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ล.)	99±5	73±10	26±10
ค่าซีโอดี (มก.ซีโอดี/ล.)	103±7	21±8	79±8
ค่าฟิเอช	8.14±0.11	8.21±0.1	-
ค่าสภาพต่าง (มก.แคลเซียมคาร์บอเนต/ล.)	436±18	529±47	-
ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.ในเทอมของกรดอะซิติก)	16±5	12±3	-
ค่าไออาร์พี (มิลลิโวลต์)	-130±22	-151±17	-
ค่าไนไตรต์ (มก.ไนโตรเจน/ล.)	0.01±0.00	1.15±1.19	-
ค่าแอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/ล.)	0.01±0.02	1.01±0.87	-
ค่าออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	6.66±0.82	0.49±0.32	-
ค่าของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)	-	25±4	-



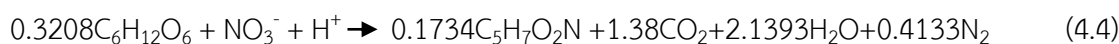
รูปที่ 4. 3 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่อัตราส่วนซีโอดีต่อนิเตรต-ไนโตรเจน เท่ากับ 1

4.2.1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดเมื่อบำบัดน้ำเสียที่มีค่า COD:NO₃⁻-N เท่ากับ 1

สมรรถนะของระบบในแง่ของประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต จากผลการวัดปริมาณไนเตรตของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งมีค่าไนเตรตโดยเฉลี่ยเท่ากับ 100 มก.ไนโตรเจน/ล. และ 73 มก.ไนโตรเจน/ล. จากสมการที่ 4.2 สามารถคำนวณหาประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตได้โดยเฉลี่ยร้อยละ 26 และการประเมินสมรรถนะของระบบในแง่ของการกำจัดซีโอดี จากผลการวัดปริมาณซีโอดีของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งมีค่าซีโอดีโดยเฉลี่ยเท่ากับ 104 มก.ซีโอดี/ล. และ 22 มก.ซีโอดี/ล. จากสมการที่ 4.3 สามารถคำนวณหาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้โดยเฉลี่ยร้อยละ 80 จากผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตมีค่าลดลงเมื่อปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียน้อยอยู่อย่างจำกัด

จากผลการทดลองพบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตมีค่าลดลงอย่างเห็นได้ชัด เมื่อน้ำเสียนี้อาจมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ ซึ่งสาเหตุที่ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตต่ำลงเนื่องจากการเดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD:NO₃⁻-N เท่ากับ 1 ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียไม่เพียงพอต่อความต้องการของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรีย เพื่อใช้เป็นแหล่งอิเล็กตรอนในการเกิดปฏิกิริยาดีนทริไฟเคชันโดยมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน จึงอาจกล่าวได้ว่าสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นปัจจัยหนึ่งที่สำคัญในกระบวนการบำบัดไนเตรต เพราะแม้ว่าภายในระบบจะมีค่าพารามิเตอร์ต่างๆ อยู่ในช่วงที่เหมาะสมของการเกิดปฏิกิริยาดีนทริไฟเคชัน ระบบก็ไม่สามารถบำบัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐานได้หากภายในระบบมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอ

จากสมการที่ 4.4 การคำนวณปริมาณไนเตรตที่ระบบสามารถกำจัดได้ในทางทฤษฎี พบว่าในทางทฤษฎีเมื่อใช้ซีโอดีปริมาณ 82 มก.ซีโอดี/ล. (ค่าซีโอดีโดยเฉลี่ยที่ระบบสามารถกำจัดได้) จะสามารถบำบัดไนเตรตได้ 19 มก.ไนโตรเจน/ล. แต่การวัดปริมาณไนเตรตที่ลดลงจากการเดินระบบจริง พบว่าระบบสามารถกำจัดไนเตรตได้ 27 มก.ไนโตรเจน/ล. จากผลการทดลองดังกล่าวแสดงให้เห็นถึงสมรรถนะของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ในแง่ของการใช้ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำกว่าค่าที่เหมาะสมจากการคำนวณทางสโตยชิโอเมตริก



ในการเดินระบบบำบัดจำเป็นต้องวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ เพื่อชี้วัดความเหมาะสมของสภาวะภายในถังปฏิกรณ์ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน จากผลการวิเคราะห์ค่าพีเอช โออาร์พี และค่ากรดไขมันระเหย ดังแสดงในตารางที่ 4.2 พบว่ามีค่าใกล้เคียงกับการทดลองในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ ส่วนค่าสภาพต่างพบว่าค่าสภาพต่างของน้ำทิ้งมีค่าเพิ่มสูงขึ้น จากตารางที่ 4.3 เป็นที่น่าสังเกตว่าค่าสภาพต่างในน้ำทิ้งจากการเดินระบบที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียต่ำ (COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 1) มีค่าสภาพต่างต่ำกว่าน้ำทิ้งจากการเดินระบบที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนเพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน (COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 5) จากผลการทดลองดังกล่าวชี้ให้เห็นถึงความสัมพันธ์ระหว่างค่าสภาพต่างในน้ำทิ้งกับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีในน้ำเสีย โดยเมื่อปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้นจะส่งผลให้น้ำทิ้งมีค่าสภาพต่างเพิ่มสูงขึ้น

ตารางที่ 4. 3 แสดงค่าความเป็นต่างของน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 5 และ 1

อัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N	ค่าความเป็นต่าง	
	(มก. /ล.ในเทอมแคลเซียมคาร์บอนเนต)	
	น้ำเข้า	น้ำออก
5 (เริ่มเดินระบบ)	447±29	913±92
1	436±18	529±47

ค่าออกซิเจนละลายเป็นอีกพารามิเตอร์หนึ่งที่บ่งบอกถึงความเหมาะสมของสภาวะในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน หากภายในถังปฏิกรณ์มีออกซิเจนละลายอยู่ที่ไนทริไฟอิงแบคทีเรียจะไม่ใช้ในเทรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน เนื่องจากดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียเป็นจุลินทรีย์ในกลุ่มแฟคคัลเททีฟ (facultative bacteria) ที่สามารถเจริญได้ทั้งในสภาวะที่มีและไม่มีออกซิเจน จากการวัดค่าออกซิเจนละลายภายในถังปฏิกรณ์ตลอดระยะเวลาที่ทำการเดินระบบ พบว่าค่าออกซิเจนละลายภายในถังปฏิกรณ์มีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 0.5 มก.ออกซิเจน/ล. แต่อย่างไรก็ตามที่ค่าออกซิเจนละลายดังกล่าวปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันยังคงเกิดขึ้นได้ดี อ้างอิงจากงานวิจัยของ Korner และ Zumft (1989) ที่พบว่าระบบบำบัดในเทรตมีประสิทธิภาพสูงที่สุดเมื่อควบคุมให้ภายในระบบมีค่าออกซิเจนละลายต่ำกว่า 0.6 มก. ออกซิเจน/ล. แต่หากสังเกตผลการวัดค่าโออาร์พีในตารางที่ 4.2 จะ

สังเกตเห็นว่าค่าไออาร์พีของน้ำทิ้งมีค่าต่ำกว่าศูนย์ ซึ่งการพบออกซิเจนละลายในน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดแล้วอาจมีสาเหตุมาจากกระบวนการในการตรวจวัดค่าออกซิเจนละลายในน้ำทิ้ง ที่ทำการตรวจวัดโดยการจุ่มอุปกรณ์ตรวจวัดลงไปภายในถังปฏิกรณ์ในจุดที่น้ำทิ้งไหลออกจากถังปฏิกรณ์ ซึ่ง จะทำการตรวจวัดได้ต้องเปิดฝาถังปฏิกรณ์ดังนั้นการกระทำดังกล่าวอาจทำให้ออกซิเจนที่ผิวน้ำละลายลงไปเป็นน้ำที่ทำการตรวจวัดได้ ด้วยเหตุนี้จึงอาจเป็นสาเหตุที่ทำให้น้ำทิ้งมีค่าออกซิเจนละลายมากกว่าศูนย์ทั้งๆที่ค่าไออาร์พีที่ตรวจวัดได้มีค่าต่ำกว่าศูนย์

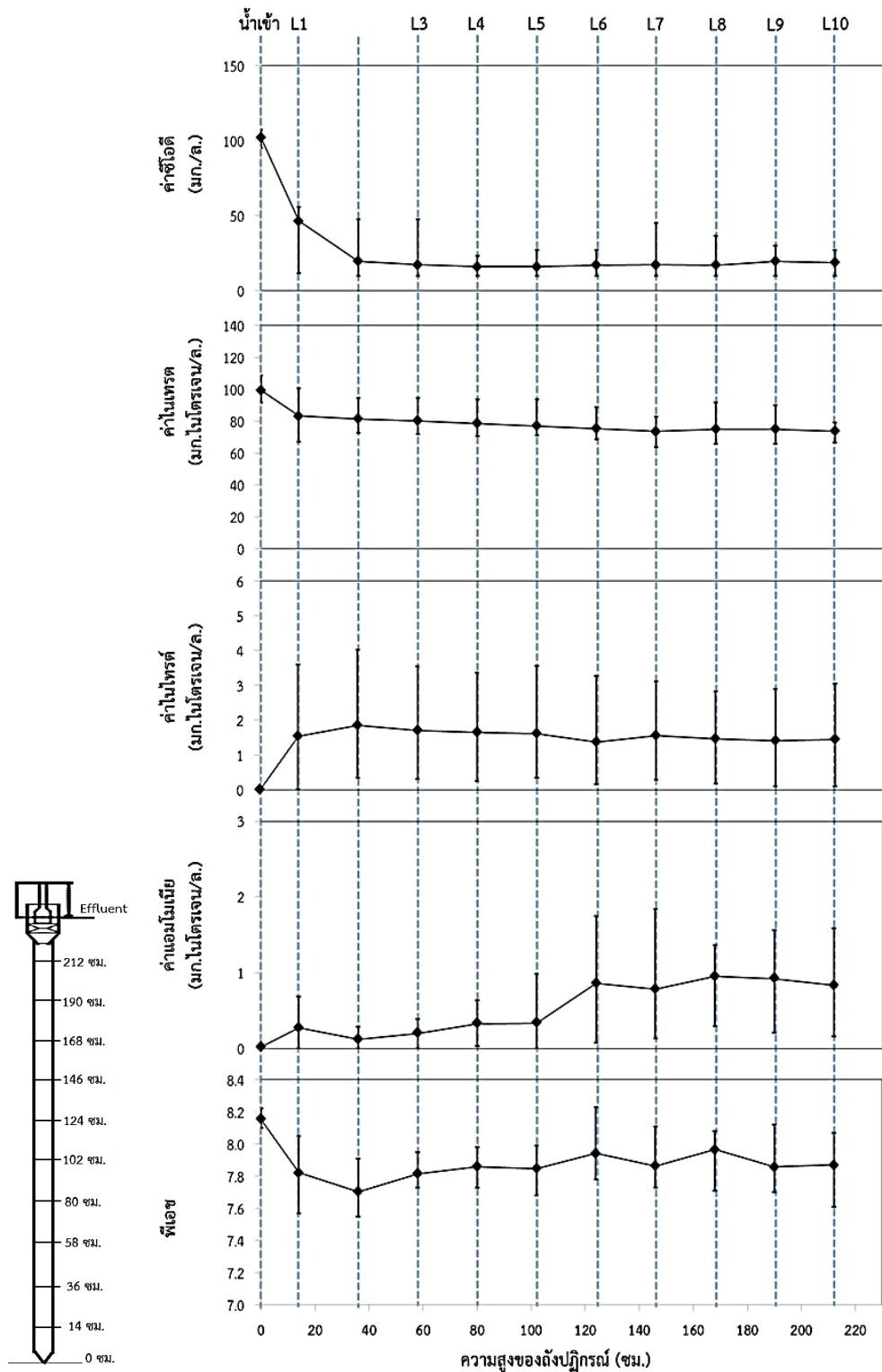
การทดลองในส่วนนี้ชี้ให้เห็นถึงความสำคัญของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในการกำจัดไนเตรต นอกเหนือจากการควบคุมสภาวะแวดล้อมต่างๆ ภายในถังปฏิกรณ์เพื่อให้กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นได้ดี จากการประเมินภาพรวมของระบบในแง่ของการกำจัดไนเตรตและซีโอดี ร่วมกับค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ตรวจวัดในขณะที่เดินระบบ แสดงให้เห็นถึงความสำคัญของการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกในน้ำเสียที่พบไนเตรต เพราะหากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน จะไม่สามารถกำจัดไนเตรตให้ผ่านค่ามาตรฐานได้ (ค่ามาตรฐานน้ำทิ้งกำหนดให้มีค่าไนเตรตต่ำกว่า 10 มก.ไนโตรเจน/ล) (USEPA, 1996)

4.2.2 ผลการศึกษารูปแบบการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนตามลำดับความสูงของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด

การศึกษาค่าพารามิเตอร์ต่างๆ รวมถึงปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ในการทดลองชุดที่ 2 ช่วยในการระบุตำแหน่งบนถังปฏิกรณ์ที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งการทราบตำแหน่งของถังปฏิกรณ์ที่ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนไม่เพียงพอต่อการบำบัดไนเตรต ช่วยในการระบุตำแหน่งที่จะเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเมื่อทำการทดลองในชุดที่ 3 เพื่อให้เกิดความเหมาะสมและสอดคล้องกับวัตถุประสงค์ของงานวิจัย ในแนวคิดที่ต้องการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกโดยปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมมีปริมาณที่พอดีกับปริมาณไนเตรตที่ต้องการบำบัด เพื่อให้ระบบสามารถบำบัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐานและมีค่าซีโอดีในน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วต่ำ

4.2.2.1 ผลการวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตที่เหลืออยู่ในแต่ละจุดตามความสูงของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด

จากผลการวิเคราะห์ค่าซีไอโอดีที่เหลืออยู่ในแต่ละจุดตามความสูงของถังปฏิกรณ์ดังแสดงในรูปที่ 4.4 พบว่าปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนภายในถังปฏิกรณ์นับจากจุดเก็บตัวอย่างที่ 1 เป็นต้นไป ไม่เพียงพอต่อความต้องการของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ในการกำจัดไนเตรต โดยพิจารณาจากปริมาณไนเตรตที่เหลืออยู่ภายในถังปฏิกรณ์มีค่าค่อนข้างคงที่นับจากจุดเก็บตัวอย่างที่ 1 เป็นต้นไป โดยน้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ทางก้นถังมีค่าซีไอโอดีโดยเฉลี่ยเท่ากับ 103 มก. ซีไอโอดี/ล. และมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 47 มก. ซีไอโอดี/ล. เมื่อวัดค่าซีไอโอดีจากน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ ณ จุดเก็บตัวอย่างที่ 1 ซึ่งมีระยะห่างจากจุดที่น้ำเสียไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์เพียง 14 ซม. และนับจากจุดเก็บตัวอย่างที่ 2 เป็นต้นไปพบว่าค่าซีไอโอดีของน้ำเสียมีค่าค่อนข้างคงที่ โดยค่าซีไอโอดีในจุดเก็บตัวอย่างที่ 3 ถึงจุดเก็บตัวอย่างที่ 10 มีค่าโดยประมาณใกล้เคียงกับค่าซีไอโอดีของน้ำทิ้ง จากการเดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียดำ (COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 1) จากผลการทดลองดังกล่าวอาจพอสรุปได้ว่าปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียไม่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันตั้งแต่จุดเก็บตัวอย่างที่ 1 เป็นต้นไป



รูปที่ 4. 4 ค่าพารามิเตอร์ที่ตำแหน่งต่างๆ ภายในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด เมื่อบำบัดน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน เท่ากับ 1

จากรูปที่ 4.4 ผลการวิเคราะห์ปริมาณไนเตรดที่จุดเก็บตัวอย่างทั้ง 10 จุด โดยรวมพบว่า ปริมาณไนเตรดทั้ง 10 จุดมีค่าไม่แตกต่างกัน จากผลการทดลองดังกล่าวทำให้ทราบว่า การกำจัดไนเตรดในน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียดำ เกิดขึ้นที่ระยะห่างจากจุดที่น้ำเสียไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์เพียง 14 ซม. การที่ไนเตรดถูกกำจัดอย่างรวดเร็วแสดงให้เห็นถึงศักยภาพในการกำจัดไนเตรดของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง รวมถึงโอกาสในการลดระยะเวลาที่เก็บน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ โดยการเพิ่มอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ ส่งผลให้ระบบสามารถบำบัดน้ำเสียได้ในปริมาณที่เพิ่มสูงขึ้น

จากรูปที่ 4.4 เป็นที่น่าสังเกตว่าค่าซีไอดีในจุดเก็บตัวอย่างที่ 1 มีค่าสูงกว่าค่าซีไอดีในจุดเก็บตัวอย่างที่ 2 ทั้งที่ปริมาณไนเตรดที่พบในจุดเก็บตัวอย่างทั้งสองจุดกลับมีค่าไม่แตกต่างกัน จากผลการทดลองดังกล่าวอธิบายได้จากผลการทดลองของ Lin (2008) ที่พบว่าสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียต้องมีความเข้มข้นในระดับหนึ่งจึงจะแพร่เข้าสู่ชั้นฟิล์มชีวภาพของจุลินทรีย์ได้ โดยในงานวิจัยดังกล่าวระบุว่ากรณีที่ใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน เมื่อน้ำเสียมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำกว่า 15.85 มก.ซีไอดี/ล. การแพร่ของสารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ชั้นฟิล์มชีวภาพจะเกิดขึ้นช้าลง ซึ่ง ณ จุดเก็บตัวอย่างที่ 2 มีค่าซีไอดีในน้ำเสียโดยเฉลี่ยเพียง 24.31 มก.ซีไอดี/ล. ดังนั้นที่ค่าความเข้มข้นดังกล่าวปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียอาจมีปริมาณไม่มากพอที่จะแพร่เข้าสู่ชั้นฟิล์มชีวภาพของดีไนริไฟอิงแบคทีเรียที่เกาะอยู่บนเม็ดยาง ส่งผลให้ปฏิกิริยาดีไนริฟิเคชันไม่สามารถเกิดขึ้นได้ ดังนั้นดีไนริไฟอิงแบคทีเรียบนเม็ดยางจึงไม่สามารถบำบัดไนเตรดในน้ำเสียได้ แม้ว่าปริมาณไนเตรดในน้ำเสียยังมีค่าสูงอยู่ก็ตาม ด้วยเหตุนี้ปริมาณไนเตรดที่จุดเก็บตัวอย่างทั้ง 10 จุด จึงมีค่าใกล้เคียงกัน

การลดลงของค่าซีไอดีจากจุดเก็บตัวอย่างที่ 1 ไปยังจุดเก็บตัวอย่างที่ 2 โดยไม่สังเกตเห็นการเปลี่ยนแปลงปริมาณไนเตรดที่จุดที่เก็บตัวอย่างทั้งสองจุด อาจเป็นไปได้ว่าค่าซีไอดีที่ลดลงถูกนำไปใช้ในการเจริญเติบโตของดีไนริไฟอิงแบคทีเรียที่เจริญแบบแขวนลอยอยู่ในถังปฏิกรณ์ แต่เนื่องจากจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตแบบแขวนลอยจะมีแอกติวิตีในการย่อยสลายซับซ้อนต่ำกว่าจุลินทรีย์ที่เจริญแบบฟิล์มตรึง (Loosdrecht และคณะ, 1990) จึงอาจเป็นไปได้ว่าในช่วงระยะเวลาที่คิดเป็นระยะห่างระหว่างจุดเก็บตัวอย่างแต่ละจุด ซึ่งมีระยะห่างเพียง 22 ซม. ไม่เพียงพอที่จะทำให้ปฏิกิริยาดีไนริฟิเคชันเกิดขึ้นได้สมบูรณ์ ดังนั้นจึงไม่สังเกตเห็นการเปลี่ยนแปลงปริมาณไนเตรดที่จุด

เก็บตัวอย่างทั้งสองจุด ทั้งนี้เมื่อพิจารณาปริมาณไนไตรต์ที่พบในแต่ละจุดเก็บตัวอย่าง บ่งชี้ให้เห็นถึงการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันที่ไม่สมบูรณ์ เห็นได้จากภายในถังปฏิกรณ์เกิดไนไตรต์สะสมตั้งแต่จุดเก็บตัวอย่างที่ 1 เป็นต้นไป และจากการคำนวณทางสโตยชิโอเมตริกโดยใช้สมการที่ 4.4 พบว่าปริมาณไนเตรตที่ระบบสามารถบำบัดได้มีค่าใกล้เคียงกับค่าที่ได้จากการคำนวณแสดงรายการคำนวณในภาคผนวก ค โดยค่าที่ได้จากการคำนวณทางสโตยชิโอเมตริกจากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีในระบบ ระบบจะสามารถบำบัดไนเตรตได้ 18.89 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ล. ซึ่งในการเดินระบบจริงสามารถบำบัดไนเตรตได้ 18.03 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ล. การที่ระบบสามารถบำบัดไนเตรตได้ใกล้เคียงกับค่าที่ได้จากการคำนวณทางสโตยชิโอเมตริก ชี้ให้เห็นถึงบทบาทที่สำคัญของดีไนทริฟิอิงแบบที่เรียกชนิดฟิล์มตรึงที่ทำหน้าที่ในการบำบัดไนเตรต

4.2.2.2 ค่าพารามิเตอร์อื่นๆ ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์

จากรูปที่ 4.4 การติดตามสภาวะในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ จากค่าพีเอช ปริมาณไนไตรต์และแอมโมเนีย พบว่าค่าพีเอชของน้ำเสียตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์มีค่าไม่แตกต่างกัน และอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน

ในส่วนของปริมาณไนไตรต์พบว่าปริมาณไนไตรต์ภายในถังปฏิกรณ์ที่จุดเก็บตัวอย่างทั้ง 10 จุด มีค่าใกล้เคียงกัน และมีค่าโดยเฉลี่ยใกล้เคียงกับปริมาณไนไตรต์ของน้ำทิ้งจากระบบบำบัด ซึ่งผลที่ได้มีความสอดคล้องกับปริมาณไนเตรตและซีโอดีที่พบ เนื่องจากระบบมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ ดังนั้นการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันไม่สามารถเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์ ส่งผลให้ระบบไม่สามารถบำบัดไนเตรตได้ และเกิดการสะสมของไนเตรตภายในระบบ

จากรูปที่ 4.4 การติดตามสภาวะในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจากการวัดค่าแอมโมเนียตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ พบว่าที่จุดเก็บตัวอย่างที่ 5 น้ำเสียมีปริมาณแอมโมเนียเพิ่มสูงขึ้นและมีค่าคงที่ในช่วงจุดเก็บตัวอย่างที่ 6 ถึงจุดเก็บตัวอย่างที่ 10 โดยปริมาณแอมโมเนียในช่วงดังกล่าวมีค่าใกล้เคียงกับค่าแอมโมเนียในน้ำทิ้งของระบบ การที่น้ำเสียมีค่าแอมโมเนียเพิ่มสูงขึ้น อธิบายได้จากงานวิจัยของ Yong-zhen และคณะ (2007) ที่พบว่าในการบำบัดไนเตรตโดยใช้กระบวนการทางชีวภาพหรือการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียส่งผลโดยตรงต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากการที่น้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำส่งผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัด โดยทำให้เกิดการย่อยสลายตัวเองของเซลล์

จุลินทรีย์ เพื่อนำสารอินทรีย์คาร์บอนมาใช้ในการดำรงชีวิต ซึ่งการย่อยสลายตัวเองของเซลล์จุลินทรีย์ส่งผลให้น้ำทิ้งจากระบบบำบัดมีปริมาณแอมโมเนียเพิ่มสูงขึ้น

จากผลการวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ชี้วัดถึงความเหมาะสมในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน รวมถึงปริมาณซีโอติและไนเตรตที่แต่ละจุดตามความสูงของถังปฏิกรณ์ พิจารณาร่วมกับค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำทิ้งจากระบบบำบัด สามารถสรุปได้ว่าที่จุดเก็บตัวอย่างที่ 1 ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีในน้ำเสียไม่เพียงพอต่อการกำจัดไนเตรตให้ผ่านค่ามาตรฐานน้ำทิ้ง ดังนั้นเพื่อให้ระบบสามารถกำจัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐานจำเป็นต้องมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก แต่เนื่องจากจุดเก็บตัวอย่างที่ 1 อยู่ห่างจากจุดที่น้ำเสียไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์เพียง 14 ซม. การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในตำแหน่งดังกล่าวอาจรบกวนการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ ดังนั้นผู้วิจัยจึงเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในตำแหน่งจุดเก็บตัวอย่างที่ 2 ซึ่งมีระยะห่างจากจุดที่น้ำเสียไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ 36 ซม. (แต่ละจุดเก็บตัวอย่างมีระยะห่างจากกัน 22 ซม.)

4.3 แนวทางการลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

จากผลการทดลองในส่วนที่ 2 ของงานวิจัยนี้ ชี้ให้เห็นถึงความสำคัญของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในการบำบัดไนเตรต หากระบบไม่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกในปริมาณที่เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ระบบจะไม่สามารถบำบัดไนเตรตให้ผ่านค่ามาตรฐานน้ำทิ้งได้ ซึ่งการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกด้วยวิธีการเติมแบบเป็นลำดับขั้น ผู้วิจัยคาดหวังว่าจะสามารถลดปริมาณการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในการบำบัดไนเตรตได้ คาดการณ์ได้จากการทดลองในส่วนแรกของงานวิจัยนี้ ที่ใช้ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนตรงตามค่าอัตราส่วนที่เหมาะสมตามสโตยชิเมตริกในการบำบัดไนเตรต ($\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5) โดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนที่ก้นถังของถังปฏิกรณ์พร้อมกับน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ พบว่าน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าซีโอติโดยเฉลี่ยเท่ากับ 73 มก.ซีโอติ/ล. แต่คาดว่าหากเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียโดยวิธีการเติมเป็นลำดับขั้น โดยควบคุมปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมให้มีปริมาณพอดีกับปริมาณไนเตรตที่ต้องการบำบัด คาดว่าค่าซีโอติในน้ำที่ผ่านการบำบัดจะมีค่าต่ำกว่า 73 มก.ซีโอติ/ล.

4.3.1 ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ทำให้ระบบสามารถบำบัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่าน

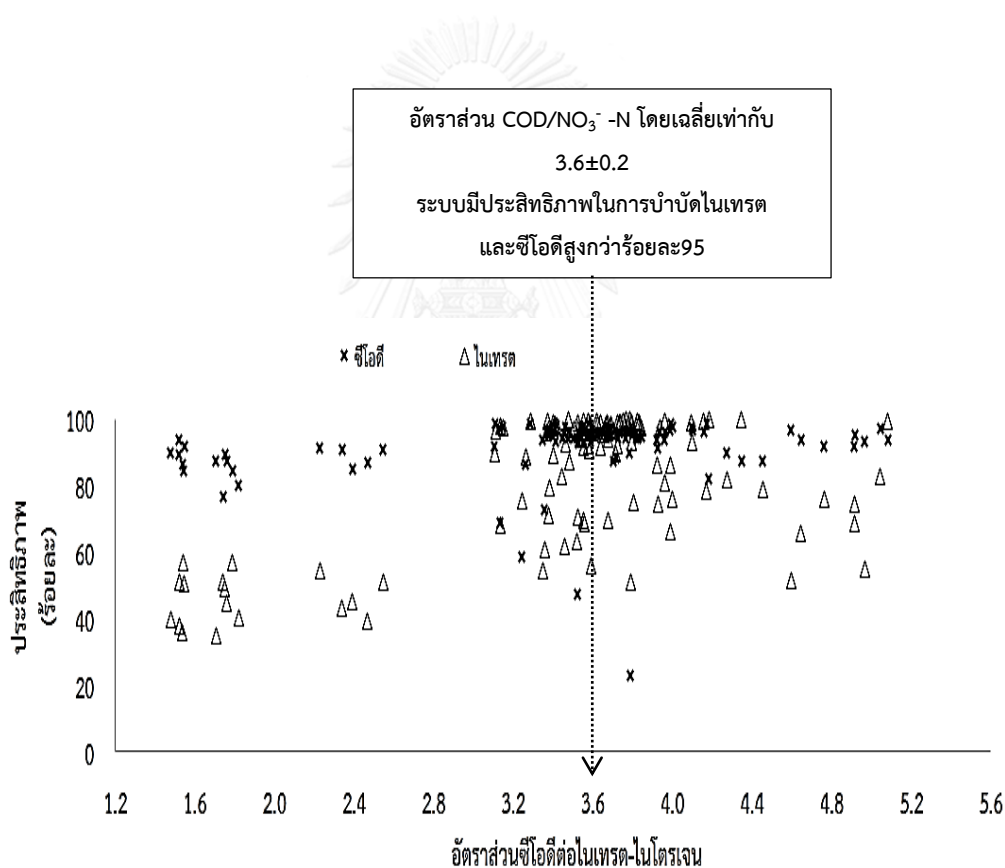
มาตรฐาน

จากผลการทดลองในส่วนที่ 2 ของงานวิจัยนี้ พบว่าที่ค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 1 ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตโดยเฉลี่ยร้อยละ 26 จากผลการทดลองดังกล่าวใช้ในการคาดการณ์ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ต้องเติมจากภายนอก โดยผู้วิจัยมีแนวคิดที่ว่า หากต้องการบำบัดไนเตรตให้ได้ค่าที่ผ่านมาตรฐาน โดยใช้ถังปฏิกรณ์เดียวกันนี้ ต้องเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกในปริมาณที่ทำให้ค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N มีค่าโดยประมาณเท่ากับ 5 ตามค่าที่ได้จากการคำนวณทางสโตยชิโอเมตริก โดยคาดหวังว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณดังกล่าว จะทำให้ระบบสามารถบำบัดไนเตรตจนได้ค่าที่ผ่านมาตรฐานโดยน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าซีโอดีต่ำที่สุด

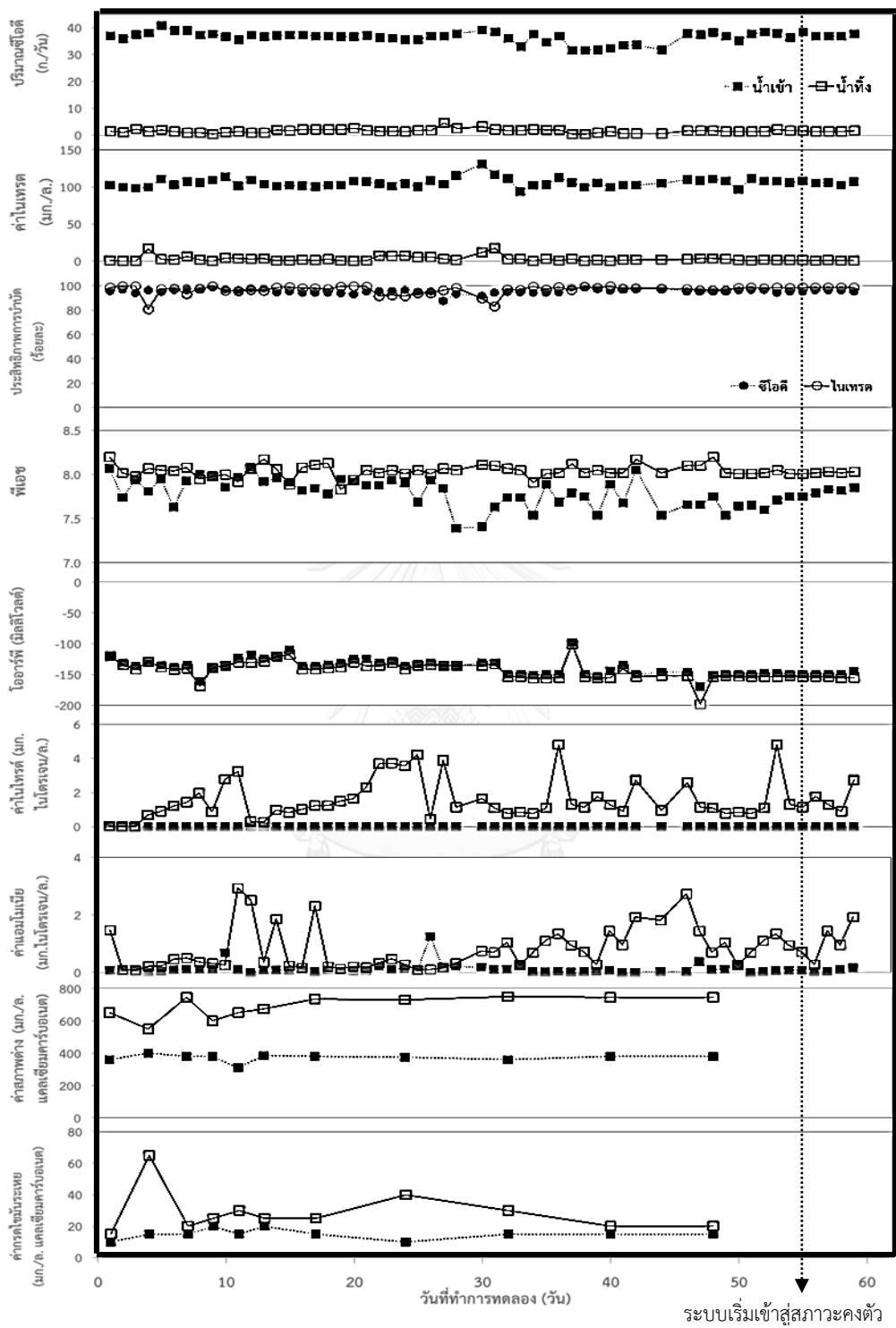
การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกโดยเติมแบบเป็นลำดับขั้น คือการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแยกกับน้ำเสียที่ไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ ดังนั้นการคำนวณปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้เติมแบบเป็นลำดับขั้น ต้องพิจารณาความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมร่วมกับอัตราการไหลของสารอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ซึ่งการคำนวณแสดงไว้ในภาคผนวก ค

จากการคำนวณที่พิจารณาอัตราการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ 4 ล./ชม. น้ำเสียมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน 100 มก.ซีโอดี/ล. และไนเตรต 100 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ล. ต้องเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก 3,200 มก.ซีโอดี/ล. ด้วยอัตราการไหล 0.5 ล./ชม. จึงจะทำให้ค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 5 แต่เมื่อทำการทดลองจริงในแต่ละครั้งของการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ รวมถึงการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้เติมเป็นลำดับขั้น ผู้วิจัยไม่สามารถเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าซีโอดี ไนเตรต รวมถึงค่าซีโอดีของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเป็นลำดับขั้น ให้มีค่าตรงตามค่าที่ได้จากการคำนวณ ดังนั้นในแต่ละครั้งที่เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์จึงมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียสังเคราะห์ และปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเป็นลำดับขั้น เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ในแต่ละครั้งในปริมาณที่แตกต่างกัน ซึ่งเมื่อพิจารณาปริมาณของสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์รวมกับปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเป็นลำดับขั้น และปริมาณไนเตรตที่ต้องการบำบัดในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เตรียมขึ้นในแต่ละครั้ง โดยคำนึงถึงอัตราการไหลของน้ำเสีย และสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเป็นลำดับขั้น จะพบว่าในแต่ละครั้งของการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ และสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้เติมเป็นลำดับขั้น ระบบมีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N แตกต่างกันดังแสดงในรูปที่ 4.5

จากผลการทดลองที่แสดงในรูปที่ 4.5 พบว่าที่ค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ โดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6 ± 0.2 ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนสูงกว่าร้อยละ 95 โดยน้ำทิ้งเหลือไนเตรต 3 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ล.และมีค่าซีโอตีในน้ำทิ้ง 15 มก.ซีโอตี/ล. เดินระบบบำบัดไนเตรตเป็นระยะเวลา 132 วัน ระบบจึงเข้าสู่สภาวะคงตัว โดยตลอดระยะเวลาที่ทำการเดินระบบ มีการวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่จำเป็นต่อการควบคุมปฏิบัติการในทรีฟิเคชันภายในถังปฏิกรณ์ ไม่ว่าจะเป็น พีเอช โออาร์พี ค่าสภาพต่าง ค่ากรดไขมันระเหย ไนไตรท์ แอมโมเนีย และค่าออกซิเจนละลาย โดยผลการทดลองแสดงในรูปที่ 4.6 ในส่วนของค่าเฉลี่ยและส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานของพารามิเตอร์แต่ละชนิดแสดงในตารางที่ 4.4



รูปที่ 4.5 ประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนของน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ แตกต่างกัน



รูปที่ 4. 6 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์เมื่อบำบัดน้ำเสีย
ที่มีค่าซีโอดีต่อไนเตรด-ไนโตรเจน โดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6

ตารางที่ 4. 4 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ จากระบบที่ควบคุมค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N ในน้ำเสียให้มีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6

ค่าพารามิเตอร์	อัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N โดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6		ประสิทธิภาพการ บำบัด (ร้อยละ)
	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	
ค่าไนเตรต (มก.ไนเตรต- ไนโตรเจน/ล.)	106±5	3±3.56	97±3
ค่าซีโอดีในน้ำเข้า	103±6		
ค่าซีโอดี step feed (มก.ซีโอดี/ล.)	2,334±124	14.5±6	96±1
ค่าพีเอช	7.79±0.16	8.04±0.07	-
ค่าสภาพต่าง (มก.แคลเซียมคาร์บอเนต/ล.)	361±32	704±58	-
ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.ในเทอมของกรดอะซิติก)	22±19	24±18	-
ค่าโออาร์พี (มิลลิโวลต์)	-139±13	-143±14	-
ค่าไนไตรต์ (มก.ไนโตรเจน/ล.)	0.01±0.00	1.58±1.18	-
ค่าแอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/ล.)	0.13±0.19	0.83±0.73	-
ค่าออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	5.27±1.73	0.18±0.29	-
ค่าของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)	-	11.7±2	-

ผลการทดลองพบว่าที่ค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ โดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6 มีค่าต่ำกว่าค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ ที่เหมาะสมจากการคำนวณทางสโตยซิโอเมตริก ซึ่งให้เห็นถึงข้อดีของระบบบำบัดในเทรตที่ใช้ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดโดยมีเม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง และทำการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น ซึ่งปรากฏการณ์ดังกล่าวอาจเป็นไปได้ว่าดีไนโตรไฟอิงแบคทีเรียภายในระบบมีแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนอื่นนอกเหนือจากสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ ด้วยเหตุนี้จึงทำให้ระบบบำบัดในเทรตโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นสามารถลดปริมาณการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนให้มีค่าต่ำกว่าค่าที่เหมาะสมจากการคำนวณทางสโตยซิโอเมตริกได้

จากผลการวิเคราะห์ค่าพีเอช โออาร์พี และค่าออกซิเจนละลายในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบและน้ำทิ้ง ดังแสดงในตารางที่ 4.4 พบว่าค่าพีเอช ค่าโออาร์พี และค่าออกซิเจนละลายอยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนโตรฟิเคชัน โดยน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งมีค่าพีเอช โดยเฉลี่ยเท่ากับ 7.79 และ 8.04 ค่าโออาร์พีของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ -139 มิลลิโวลต์ และ -143 มิลลิโวลต์ และค่าออกซิเจนละลายของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 5.27 มก./ล. และ 0.18 มก./ล.

ค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งในการทดลองส่วนนี้ พบว่าเมื่อนำไปเปรียบเทียบกับค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งจากการทดลองในส่วนที่ผ่านมามีค่าแสดงในตารางที่ 4.5 พบว่าค่ากรดไขมันระเหยของน้ำเสียจากกระบวนการบำบัดในเทรตโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นมีค่าสูงกว่าเล็กน้อย โดยน้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ระบบมีค่ากรดไขมันระเหย 22 มก./ล. ในเทอมของกรดอะซิติก ส่วนน้ำทิ้งมีค่ากรดไขมันระเหย 24 มก./ล. ในเทอมของกรดอะซิติก ซึ่งโดยรวมแล้วพบว่าในการเดินระบบไม่เกิดการสะสมของกรดไขมันระเหยภายในถังปฏิกรณ์

ตารางที่ 4.5 กรดไขมันระเหยของระบบที่มีค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ แตกต่างกัน

อัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.ในเทอมของกรดอะซิติก)	
	น้ำเข้า	น้ำออก
1	16±5	12±3
3.6	22±19	24±18
5	21±9	22±16

ค่าสภาพต่างเป็นอีกหนึ่งพารามิเตอร์ที่ชี้ให้เห็นว่าระบบเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นพบว่าค่าสภาพต่างในน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าสูงขึ้นอย่างเห็นได้ชัด ดังแสดงในตารางที่ 4.4 ชี้ให้เห็นว่าภายในระบบเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันได้ดี

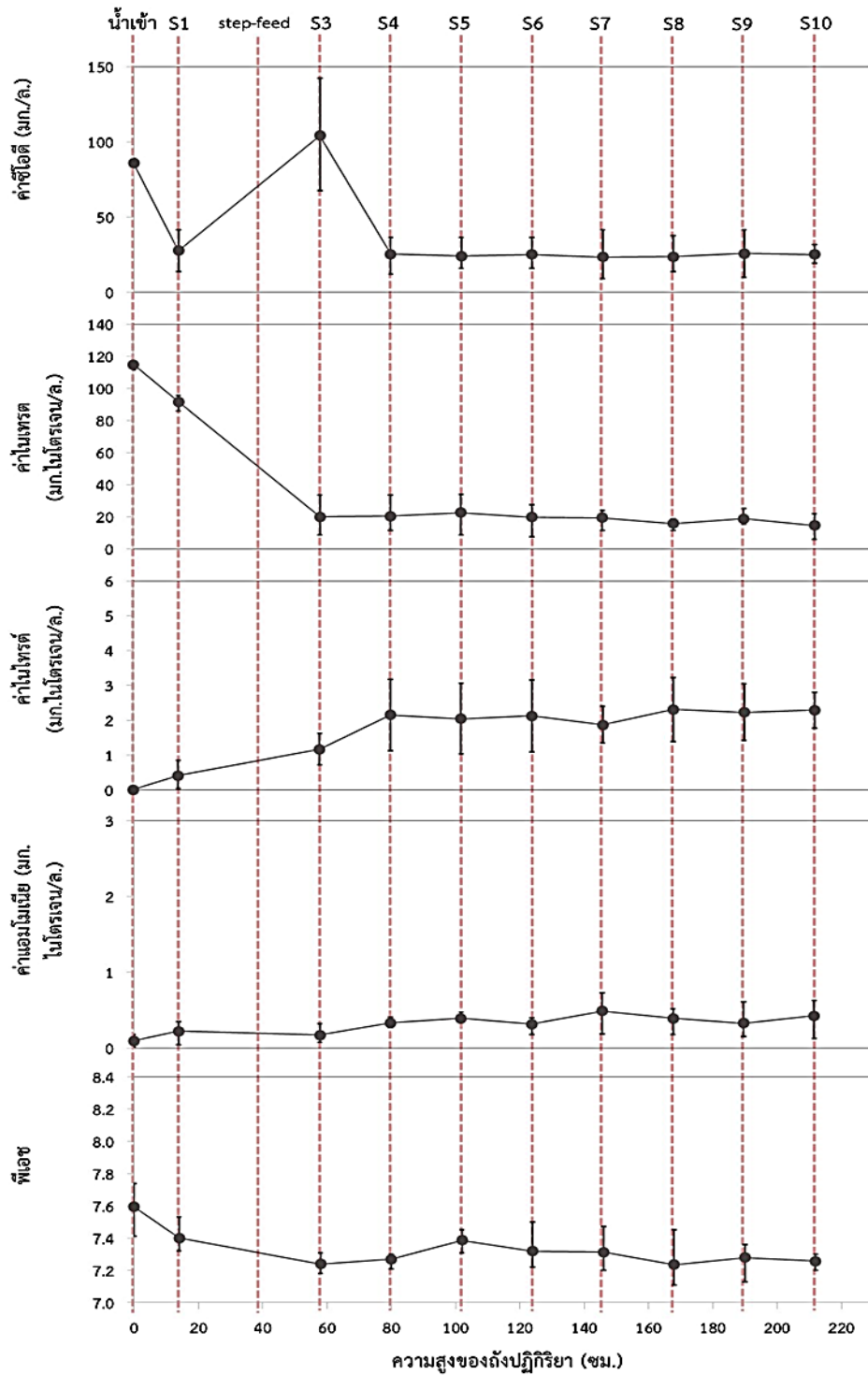
ผลการวิเคราะห์ปริมาณไนโตรเจนของระบบบำบัดไนเตรตจากการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น พบว่าน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งมีปริมาณไนโตรเจนโดยเฉลี่ยเท่ากับ 0.01 มก.ไนโตรเจน/ล. และ 1.58 มก.ไนโตรเจน/ล. ตามลำดับ การพบไนโตรเจนในน้ำที่ผ่านการบำบัดชี้ให้เห็นว่าภายในระบบมีแนวโน้มของการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชัน หรือการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันภายในระบบไม่สามารถเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์ จึงทำให้เกิดการสะสมของไนโตรเจนซึ่งเป็นสารตัวกลางในปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันที่เปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน แต่เนื่องจากปริมาณไนโตรเจนที่พบเมื่อเทียบกับปริมาณไนเตรตเริ่มต้นของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัด ถือว่าภายในระบบเกิดการสะสมของไนโตรเจนต่ำมาก ซึ่งระบบบำบัดไนเตรตที่ไม่พบการสะสมของไนโตรเจนชี้ให้เห็นว่าปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันในระบบบำบัดเกิดขึ้นได้ดี (Yang และคณะ, 2012)

การเดินระบบโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเป็นลำดับขั้น น้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดและน้ำทิ้งมีค่าแอมโมเนียโดยเฉลี่ยเท่ากับ 0.13 มก.ไนโตรเจน/ล และ 0.84 มก.ไนโตรเจน/ล ตามลำดับ จากผลการทดลองดังกล่าวพบว่าปริมาณแอมโมเนียในน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดและหลังจากผ่านกระบวนการบำบัดแล้วไม่แตกต่างกัน แต่เมื่อพิจารณาปริมาณแอมโมเนียที่แต่ละจุดตามความสูงของถังปฏิกรณ์ ในรูปที่ 4.7 จะเห็นได้ว่าปริมาณแอมโมเนียมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้น ซึ่งพบว่าปริมาณแอมโมเนียในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่เติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นมีค่าใกล้เคียงกับปริมาณแอมโมเนียในน้ำทิ้งจากระบบที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียดำ (COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 1) จึงอาจเป็นไปได้ว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นเพียงจุดเดียวของถังปฏิกรณ์ ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมไม่เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ทั้งหมดที่อาศัยอยู่ในถังปฏิกรณ์ แต่เป็นสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณที่พอดีต่อการกำจัดไนเตรตให้ผ่านค่ามาตรฐานโดยเหลือสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำทิ้งปริมาณต่ำที่สุด ดังนั้นจุลินทรีย์ที่ได้รับสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณที่ไม่เพียงพอต่อความต้องการสารอินทรีย์คาร์บอนในการดำรงชีวิต จึงอาจเกิดการย่อยสลายเซลล์ของจุลินทรีย์ ซึ่งปรากฏการณ์นี้ได้อธิบายไว้แล้วในผลการทดลองก่อนหน้า

การอธิบายปรากฏการณ์ที่แอมโมเนียในน้ำทิ้งเพิ่มสูงขึ้น เป็นสาเหตุมาจากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมจากภายนอกไม่เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ทั้งหมดที่อาศัยอยู่ในถังปฏิกรณ์ พิจารณาจากรูปที่ 4.7 ที่แสดงค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในแต่ละจุดของถังปฏิกรณ์ในขณะที่เดินระบบโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น จากรูปที่ 4.7 จะเห็นว่าจุดเก็บตัวอย่างที่ 3 (S3) ค่าซีโอดีของน้ำเสียเพิ่มสูงขึ้น เนื่องจากการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในจุดเก็บตัวอย่างที่ 2 (S2) และค่าซีโอดีของน้ำเสียลดลงอย่างรวดเร็วในจุดเก็บตัวอย่างที่ 4 (S4) และนับจากจุดเก็บตัวอย่างที่ 4 เป็นต้นไปค่าซีโอดีในน้ำเสียมีค่าต่ำและมีค่าค่อนข้างคงที่ไปจนถึงจุดที่น้ำเสียไหลออกจากถังปฏิกรณ์ ซึ่งไนเตรตภายในถังปฏิกรณ์ลดลงอย่างรวดเร็วในจุดเก็บตัวอย่างที่ 3 และมีค่าค่อนข้างคงที่ไปจนถึงจุดที่น้ำเสียไหลออกจากถังปฏิกรณ์ จึงอาจกล่าวได้ว่านับจากจุดเก็บตัวอย่างที่ 3 เป็นต้นไปกระบวนการบำบัดไนเตรตไม่เกิดขึ้น และเมื่อพิจารณาค่าแอมโมเนียภายในถังปฏิกรณ์พบว่าปริมาณแอมโมเนียภายในถังปฏิกรณ์เพิ่มสูงขึ้นในจุดเก็บตัวอย่างที่ 4 และ 7 ซึ่งที่จุดเก็บตัวอย่างทั้งสอง ค่าซีโอดีของน้ำเสียมีค่าต่ำดังนั้นจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์ที่ตำแหน่งดังกล่าวอาจ

เกิดการย่อยสลายเซลล์ของตัวเองเพื่อนำสารอินทรีย์คาร์บอนมาใช้ในการดำรงชีวิต (Yong-zhen และคณะ, 2004)

จากผลการทดลองการบำบัดไนเตรตโดยใช้แนวทางการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น ซึ่งชี้ให้เห็นถึงโอกาสในการนำถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางไปใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีไนเตรตความเข้มข้นสูง เช่น น้ำเสียจากอุตสาหกรรมผลิตปุ๋ย เนื่องจากการบำบัดไนเตรตเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วหลังจากที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นดังแสดงในรูปที่ 4.7 ดังนั้นการนำรูปแบบการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นไปประยุกต์ใช้ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียดังกล่าวอาจช่วยให้ระบบใช้พื้นที่ในการก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสียน้อยลง และนอกเหนือไปกว่านั้นในกรณีที่ในเขตอุตสาหกรรมดังกล่าวมีน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์คาร์บอนสูงและมีคุณสมบัติอื่นๆ ที่เหมาะสมในการนำมาใช้เป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนให้แก่ดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียในระบบ อาจนำน้ำเสียดังกล่าวมาประยุกต์ใช้เป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนในกระบวนการบำบัดไนเตรตโดยเติมเข้าสู่ระบบเป็นลำดับขั้นได้อีกด้วย



รูปที่ 4.7 ค่าพารามิเตอร์ที่ตำแหน่งต่างๆ ภายในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด เมื่อเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

4.3.2 สมรรถนะของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในการกำจัดไนเตรตและซีโอดีโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

จากการวัดค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำเสียจนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว พบว่าน้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดมีค่าซีโอดีในน้ำเสียโดยเฉลี่ยเท่ากับ 103 มก. ซีโอดี/ล. และสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมจากภายนอกมีค่าซีโอดีโดยเฉลี่ยเท่ากับ 2,334 มก. ซีโอดี/ล. ส่วนน้ำทิ้งมีค่าซีโอดีโดยเฉลี่ยเท่ากับ 15 มก. ซีโอดี/ล. จากการคำนวณปริมาณซีโอดีที่เข้าสู่ระบบและค่าซีโอดีของน้ำทิ้งโดยใช้สมการที่ 4.4 และ 4.5 ซึ่งเมื่อนำผลที่ได้จากการคำนวณไปใช้ในการคำนวณหาประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบโดยใช้สมการที่ 4.3 พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีโดยเฉลี่ยร้อยละ 96

$$\begin{aligned} \text{ค่าซีโอดีทั้งหมดที่เข้าสู่ระบบ} \left(\frac{\text{มก. ซีโอดี}}{\text{วัน}} \right) &= \left[\text{ค่าซีโอดีของน้ำเสีย} \left(\frac{\text{มก. ซีโอดี}}{\text{ล.}} \right) \times \text{อัตราการไหล} \left(\frac{\text{ล.}}{\text{วัน}} \right) \right] \\ &+ \left[\text{ค่าซีโอดีของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมจากภายนอก} \left(\frac{\text{มก. ซีโอดี}}{\text{ล.}} \right) \times \text{อัตราการไหล} \left(\frac{\text{ล.}}{\text{วัน}} \right) \right] \quad (4.4) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{ค่าซีโอดีของน้ำทิ้ง} \left(\frac{\text{มก. ซีโอดี}}{\text{วัน}} \right) &= \text{ค่าซีโอดีน้ำทิ้ง} \left(\frac{\text{มก. ซีโอดี}}{\text{ล.}} \right) \times \\ &\text{อัตราการไหลของน้ำเสียที่ออกจากถังปฏิกรณ์} \left(\frac{\text{ล.}}{\text{วัน}} \right) \quad (4.5) \end{aligned}$$

สมรรถนะของถังปฏิกรณ์ในแง่ของการกำจัดไนเตรตพบว่า จากผลการวัดปริมาณไนเตรตของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบและน้ำทิ้ง น้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ระบบมีปริมาณไนเตรตโดยเฉลี่ยเท่ากับ 106 มก.ไนโตรเจน/ล. และน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดมีปริมาณไนเตรตโดยเฉลี่ยเท่ากับ 3 มก.ไนโตรเจน/ล. จากการคำนวณประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตของถังปฏิกรณ์โดยใช้สมการที่ 4.2 พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตโดยเฉลี่ยร้อยละ 97

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรดร่วมกับประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีของระบบ แสดงให้เห็นถึงจุดเด่นของการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น ที่สามารถบำบัดทั้งไนเตรดและซีโอดีได้อย่างหมดจด ซึ่งนอกจากการบำบัดไนเตรดด้วยวิธีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นจะช่วยลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในการบำบัดแล้ว การที่น้ำทิ้งมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำยังช่วยลดขั้นตอนในกระบวนการบำบัดไนเตรดได้อีกด้วย เนื่องจากในกรณีที่สารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมจากภายนอกเหลือออกมากับน้ำทิ้งในปริมาณสูงกว่าค่าที่กฎหมายกำหนดในกระบวนการบำบัดจำเป็นต้องนำน้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดไนเตรดแล้ววนกลับเข้าสู่ระบบบำบัด เพื่อกำจัดค่าซีโอดีที่เกินค่ามาตรฐาน ดังนั้นน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดไนเตรดที่มีค่าซีโอดีในน้ำทิ้งต่ำ จึงสามารถระบายออกจากระบบบำบัดได้โดยไม่จำเป็นต้องวนน้ำเสียกลับเข้าสู่ระบบบำบัด

โดยภาพรวมผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรดและซีโอดี รวมถึงค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่ส่งผลต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันภายในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดดังแสดงในรูปที่ 4.6 บ่งชี้ได้อย่างชัดเจนว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น สามารถลดปริมาณการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกในกระบวนการบำบัดไนเตรดได้ เห็นได้จากค่าอัตราส่วน $COD/NO_3^- - N$ ที่ใช้ในการเดินระบบมีค่าต่ำกว่าค่าที่ได้จากการคำนวณทางสโตยชิโอเมตริก ($COD/NO_3^- - N$ เท่ากับ 5) แต่กลับทำให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรดใกล้เคียงกัน และนอกเหนือจากการที่ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรดสูงแล้ว น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดยังมีค่าซีโอดีต่ำกว่าอีกด้วย กล่าวคือการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นส่งผลให้ระบบบำบัดไนเตรดโดยใช้ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดสามารถกำจัดไนเตรดและสารอินทรีย์คาร์บอนได้อย่างหมดจด

4.4 อิทธิพลของปริมาณและรูปแบบการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนที่ส่งผลต่อค่าของแข็งแขวนลอยในระบบบำบัดไนเตรตที่ใช้ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด

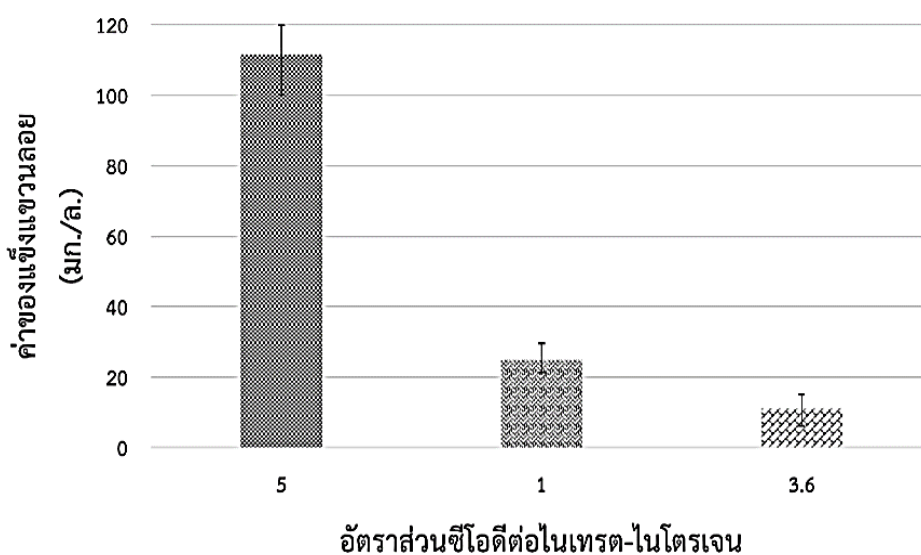
ค่าของแข็งแขวนลอยเป็นค่าพารามิเตอร์ที่บ่งบอกถึงปริมาณจุลินทรีย์ที่แขวนลอยอยู่ภายในถังปฏิกรณ์ และยังเป็นค่าพารามิเตอร์ที่ใช้ในการตรวจสอบสมรรถนะในแง่ของการเก็บรักษาจุลินทรีย์ภายในระบบ เนื่องจากเมื่อพิจารณาค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งร่วมกับปริมาณเซลล์ของจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นจากการกำจัดไนเตรต จะสามารถประเมินความสามารถในการเก็บรักษาจุลินทรีย์ของระบบได้

4.4.1 อิทธิพลจากการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นที่ส่งผลต่อค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากระบบบำบัด

จากผลการทดลองพบว่าน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในแต่ละช่วงการทดลองมีค่าของแข็งแขวนลอยแตกต่างกันอย่างเห็นได้ชัด ดังแสดงในรูปที่ 4.8 ส่วนค่าเฉลี่ยและส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐานแสดงในตารางที่ 4.6 โดยน้ำทิ้งจากถังปฏิกรณ์ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ ($\text{COD/NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5) มีค่าของแข็งแขวนลอยโดยเฉลี่ยเท่ากับ 113 มก./ล. เมื่อปรับลดปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย ($\text{COD/NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 1) น้ำทิ้งมีค่าของแข็งแขวนลอยโดยเฉลี่ยเท่ากับ 25 มก./ล. และการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น ($\text{COD/NO}_3^- - \text{N}$ โดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6) น้ำทิ้งมีค่าของแข็งแขวนลอยโดยเฉลี่ยเท่ากับ 12 มก./ล. จากผลการทดลองดังกล่าวพบว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น ทำให้น้ำทิ้งมีค่าตะกอนแขวนลอยต่ำที่สุด ทั้งๆ ที่ในการเดินระบบโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น น้ำเสียมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนเพียงพอต่อการกำจัดไนเตรตเช่นเดียวกับน้ำเสียที่ใช้ในช่วงแรกของการเริ่มต้นเดินระบบ

จากรูปที่ 4.8 เป็นที่น่าสังเกตว่าการบำบัดไนเตรตโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนลงในน้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ระบบบำบัด ($\text{COD/NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5) มีค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำทิ้งสูงที่สุด อาจมีสาเหตุมาจากขีดจำกัดการแพร่ของสารเข้าสู่ชั้นฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยาง อันเนื่องมาจากถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในงานวิจัยนี้มีค่าอัตราส่วนของความยาวต่อความกว้างมากกว่า 50 (ถังปฏิกรณ์มีความยาว 2.63 ม. กว้าง 0.04 ม.) ทำให้ลักษณะการไหลของน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์มีแนวโน้มที่จะมีรูปแบบการไหลในลักษณะการไหลแบบตามกัน (plug flow) (Reynolds และ Richards, 1996) และน้ำเสียยังมีลักษณะการไหลแบบราบเรียบ (laminar flow) ซึ่งลักษณะการไหลดังกล่าว ของไหลต้องมีค่าเรย์โนลด์นัมเบอร์อยู่ในช่วง 0-2,000 ซึ่งในการคำนวณค่าความเร็วน้ำต่ำสุดและค่าความเร็วน้ำสูงสุดที่ใช้

ในการเดินระบบของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในงานวิจัยนี้ น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองมีค่าเรย์โนลด์นัมเบอร์เท่ากับ 4.5 ดังนั้นที่ระยะต่ำสุดของถังปฏิกรณ์ ซึ่งเป็นจุดที่น้ำเสียไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์จะมีปริมาณไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนสูงที่สุด แต่ดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่เจริญอยู่บนเม็ดอย่างไม่สามารถดึงสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตทั้งหมดไปใช้ได้ ดังนั้น ณ ตำแหน่งดังกล่าวดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่เจริญแบบแขวนลอยอยู่ในถังปฏิกรณ์ จะสามารถดึงสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตไปใช้ในการเจริญเติบโตได้ ส่งผลให้ภายในถังปฏิกรณ์มีค่าของแข็งแขวนลอยเพิ่มสูงขึ้น ด้วยเหตุนี้จึงอาจเป็นสาเหตุที่ทำให้น้ำทิ้งจากการเดินระบบมีค่าของแข็งแขวนลอยสูงที่สุด



รูปที่ 4. 8 ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนแตกต่างกัน

ตารางที่ 4. 6 ค่าของแข็งแขวนลอยของน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด-ไนโตรเจน แตกต่างกัน

COD/NO ₃ ⁻ -N	ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้ง (มก./ล.)
1	25±4
3.6	11.7±2
5	112±8.5

จากผลการทดลองที่แสดงในรูปที่ 4.8 เป็นที่น่าสังเกตว่า การเดินระบบบำบัดไนเตรดที่น้ำเสียมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำที่สุด (COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 1) กลับพบค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งสูงกว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น จากผลการทดลองดังกล่าวอธิบายได้จากงานวิจัยของ Knowles (1982) ที่พบว่าเมื่อน้ำเสียมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ จะส่งผลให้อัตราการหลุดของฟิล์มชีวภาพจากตัวกลางเพิ่มสูงขึ้น ซึ่งการหลุดของฟิล์มชีวภาพจากตัวกลางส่งผลให้ระบบมีค่าของแข็งแขวนลอยเพิ่มสูงขึ้น ด้วยเหตุนี้จึงทำให้ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากการเดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ มีค่าสูงกว่าค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากการเดินระบบที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นส่งผลให้ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรดสูงเช่นเดียวกับการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสีย (COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 5) แต่น้ำทิ้งจากระบบบำบัดกลับมีค่าของแข็งแขวนลอยต่ำกว่าอย่างเห็นได้ชัด การที่น้ำทิ้งจากระบบที่เติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นมีค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งต่ำกว่า อธิบายได้จากงานวิจัยของ Loosdrecht และคณะ (1990) ที่พบว่าดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่เจริญแบบฟิล์มตรึงจะมีแอกติวิตี้ในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริไฟเคชันสูงกว่าดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่เจริญแบบแขวนลอย ซึ่งเมื่อเกิดการแข่งขันระหว่างดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่มีรูปแบบการเจริญแตกต่างกัน ในการดึงสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมจากภายนอกไปใช้ในกระบวนการบำบัดไนเตรด ดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่เจริญอยู่บนเม็ดยางจึงนำสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมจากภายนอกไปใช้ได้ก่อน และเนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเป็นลำดับขั้นมีปริมาณที่พอดีกับปริมาณไนเตรดที่ต้องการกำจัด ดังนั้นจึงเหลือสารอินทรีย์

คาร์บอนภายในถังปฏิกรณ์ต่ำมาก ทำให้ดีไนทรีฟิเอชันแบบที่เรียกว่าเจริญแบบแวนลอยเจริญเติบโตได้น้อย ส่งผลให้น้ำทิ้งจากระบบบำบัดมีค่าของแข็งแวนลอยต่ำ

การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น เป็นการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียโดยการจัดสภาวะแวดล้อมภายในถังปฏิกรณ์ให้สารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมจากภายนอก ถูกนำไปใช้โดยดีไนทรีฟิเอชันแบบที่เรียกว่าเจริญในลักษณะฟิล์มตรึง ทำให้เกิดการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในกระบวนการบำบัดไนเตรตอย่างคุ้มค่า โดยไม่สูญเสียสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมไปกับดีไนทรีฟิเอชันแบบที่เรียกว่าเจริญแบบแวนลอยอยู่ภายในถังปฏิกรณ์ เนื่องด้วยระยะเวลาที่หักทางพลศาสตร์ของถังปฏิกรณ์ที่มีค่าเพียง 35.47 นาที ไม่เพียงพอในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชันของดีไนทรีฟิเอชันแบบที่เรียกว่าเจริญแบบแวนลอย (Suhr และคณะ, 2013) ดังนั้นจึงอาจกล่าวได้ว่าดีไนทรีฟิเอชันแบบที่เรียกว่าเจริญแบบแวนลอยภายในถังปฏิกรณ์ ไม่มีบทบาทสำคัญในกระบวนการกำจัดไนเตรต ซึ่งจากผลการทดลองในหัวข้อที่ 4.3.1 ได้แสดงให้เห็นแล้วว่าปฏิกิริยาดีไนทรีฟิเคชันภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์ที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางเกิดขึ้นรวดเร็วมาก เห็นได้จากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนและไนเตรตที่ลดลงอย่างรวดเร็ว ที่ตำแหน่งจุดเก็บตัวอย่างที่ 3 ซึ่งอยู่ห่างจากจุดที่เติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นเพียง 22 ซม. ซึ่งระบบบำบัดไนเตรตที่อาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตแบบแวนลอยต้องใช้ระยะเวลาในการบำบัดไนเตรตอย่างน้อย 50 นาที (Suhr และคณะ, 2013) จึงจะสามารถบำบัดไนเตรตที่พบในน้ำเสียได้ ดังนั้นสารอินทรีย์คาร์บอนภายในถังปฏิกรณ์จึงไม่เหลือให้ดีไนทรีฟิเอชันแบบที่เรียกว่าเจริญแบบแวนลอยนำมาใช้ในการเจริญเติบโต

การที่ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์แบบที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางและมีรูปแบบการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น ยังคงไว้ซึ่งประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตสูงกว่าร้อยละ 95 แม้ว่าจะมีระยะเวลาที่หักทางพลศาสตร์ต่ำกว่าระยะเวลาที่หักทางพลศาสตร์ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ (ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบใช้ระยะเวลาที่หักทางพลศาสตร์เท่ากับ 45.6 นาที) เป็นผลจากการที่ดีไนทรีฟิเอชันแบบที่เรียกว่าเจริญร่วมกันอยู่บนเม็ดยางสร้างกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ที่มีความซับซ้อน ซึ่งจากงานวิจัยของ Wallenstein และคณะ (2006) มีการพิสูจน์แล้วว่า การเจริญเติบโตแบบฟิล์มตรึงของจุลินทรีย์บนตัวกลางทำให้เกิดกลุ่มประชากรของจุลินทรีย์ที่มีความซับซ้อน ส่งผลต่อการเกิดกระบวนการดีไนทรีฟิเคชันซึ่งเป็นกระบวนการที่ประกอบด้วยปฏิกิริยาย่อยหลายปฏิกิริยา รวมถึงต้องอาศัยการทำงานของเอนไซม์ 4 ชนิด ได้แก่ เอนไซม์ไนเตรตรีดักเทส (Nitrate reductase) เอนไซม์ไนไตรต์รีดักเทส (Nitrite reductase) เอนไซม์ไนตริกออกไซด์รีดักเทส (Nitric oxide reductase) และเอนไซม์ไนตรัสออกไซด์รีดักเทส (Nitrous oxide reductase) เพื่อให้ปฏิกิริยาเกิดขึ้นได้อย่างสมบูรณ์

สามารถเปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งดีไนริฟิเคชันแบบที่เร็วบางชนิดไม่สามารถสร้างเอนไซม์ ทั้ง 4 ชนิด เพื่อให้ปฏิกิริยาดีไนริฟิเคชันเกิดได้สมบูรณ์ ดังนั้นจึงต้องอาศัยดีไนริฟิเคชันแบบที่เร็วชนิดอื่นที่อาศัยอยู่ร่วมกัน ทำหน้าที่ในการสร้างเอนไซม์เพื่อให้ปฏิกิริยาดีไนริฟิเคชันเกิดขึ้นได้สมบูรณ์ ด้วยเหตุนี้แล้วจึงทำให้การเกิดปฏิกิริยาดีไนริฟิเคชันของดีไนริฟิเคชันแบบที่เร็วที่เจริญแบบฟิล์มตรึงเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็ว

การที่ระบบสามารถคงไว้ซึ่งประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตสูงกว่าร้อยละ 95 ทั้งยังมีปริมาณของแข็งของลอยในน้ำเสียต่ำ รวมไปถึงการใช้ระยะเวลาพักทางชลศาสตร์เพียง 35.47 นาที รูปแบบการไหลของน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ถือเป็นอีกปัจจัยหนึ่งซึ่งช่วยในการส่งเสริมให้ปฏิกิริยาดีไนริฟิเคชันเกิดขึ้นได้เป็นอย่างดี เนื่องจากลักษณะการไหลขึ้น (up flow) ช่วยทำให้สารอาหารแพร่เข้าสู่ชั้นฟิล์มชีวภาพได้ดีขึ้น (Vimala และคณะ, 2010) ซึ่งโดยปกติแล้วฟิล์มชีวภาพที่มีอายุจุลินทรีย์มากขึ้นจะส่งผลให้ความว่องไวในการเกิดปฏิกิริยามีค่าลดลง (Nguyen และคณะ, 2010) แต่รูปแบบการไหลของน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด ที่ทำให้เกิดการขัดสีของชั้นตัวกลาง ดังนั้นจึงมีการหลุดของจุลินทรีย์บนเม็ดเม็ดยาง ส่งผลทำให้ดีไนริฟิเคชันแบบที่เร็วบนเม็ดเม็ดยางสามารถคงไว้ซึ่งความว่องไวในการเกิดปฏิกิริยาดีไนริฟิเคชัน แม้ว่า จะเดินระบบมาเป็นระยะเวลา

4.4.2 สมรรถนะของถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในการเก็บรักษาจุลินทรีย์ภายในถังปฏิกรณ์

การตรวจสอบสมรรถนะของระบบในแง่การเก็บรักษาปริมาณจุลินทรีย์ จากการคำนวณปริมาณเซลล์ที่เกิดขึ้นภายในระบบจากค่ายิลด์ (Yield) และค่าซีโอดีที่ถูกกำจัด โดยกำหนดให้ค่ายิลด์ของการเกิดเซลล์จากปฏิกิริยาดีไนริฟิเคชันมีค่าประมาณ 0.4 ก. วีเอสเอส/ก. ซีโอดีที่ถูกกำจัด (Metcalf และ Eddy, 2014) ผลการคำนวณที่ได้แสดงในตารางที่ 4.7 พบว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นสามารถรักษาปริมาณจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้มากที่สุด ซึ่งเมื่อพิจารณาโดยภาพรวมแล้วพบว่าการเดินระบบบำบัดไนเตรตของงานวิจัยนี้ ที่ทุกค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน ระบบมีปริมาณเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบในรูปของแข็งแขวนลอยต่ำกว่าปริมาณเซลล์ที่เกิดขึ้นภายในระบบ แสดงให้เห็นถึงแนวโน้มของระบบบำบัดไนเตรตที่ใช้ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด โดยมีเม็ดเม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ในการเก็บรักษาปริมาณจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้เป็นอย่างดี ทั้งๆ

ที่การเดินระบบมีค่าอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์สูง และยังมีค่าระยะเวลาที่กักพักกลศาสตร์ต่ำ

ตารางที่ 4. 7 การเปรียบเทียบปริมาณเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบกับเซลล์ที่หลุดออกจากระบบในรูปของแข็งแขวนลอย

อัตราส่วน COD/NO ₃ ⁻ -N	ปริมาณเซลล์ที่เกิดขึ้น* (ก./วัน)	ค่าของแข็งแขวนลอย ในน้ำทิ้ง (ก./วัน)
1	2.99	2.10±0.34
3.6	13.97	1.26±0.22
5	14.18	9.14±0.71

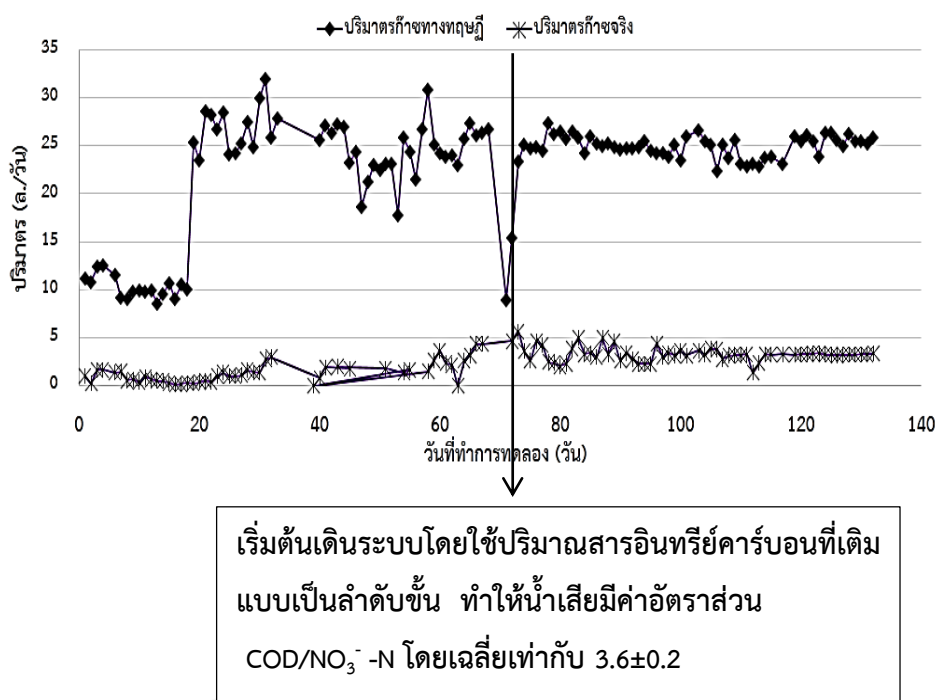
หมายเหตุ * เป็นปริมาณเซลล์ที่ได้จากการคำนวณโดยรายละเอียดการทดลองแสดงในภาคผนวก ก-4

การที่ระบบมีแนวโน้มในการเก็บรักษาจุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นภายในระบบได้เป็นอย่างดี อันเนื่องมาจากการเจริญของจุลินทรีย์ในลักษณะของฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางมีส่วนช่วยในการกักเก็บจุลินทรีย์ปริมาณมากไว้ภายในระบบ (พัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกูล, 2553) สังเกตได้ว่าแม้แต่ในการทดลองที่น้ำเสียมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียดำ (COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 1) ระบบยังคงเก็บรักษาจุลินทรีย์ไว้ภายในระบบได้เป็นอย่างดี และด้วยความสามารถในการกักเก็บจุลินทรีย์ปริมาณมากไว้ภายในระบบได้ ส่งผลดีต่อระบบในเรื่องของอัตราการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันที่พบว่าการบำบัดไนเตรตสามารถเกิดขึ้นได้อย่างรวดเร็ว

4.5 การวิเคราะห์ปริมาตรก๊าซรวมถึงชนิดของก๊าซที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ในการทดลองส่วนที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

จากสมการการกำจัดไนเตรตโดยใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอนดังแสดงให้เห็นในสมการที่ 4.4 จากสมการจะเห็นได้ว่ากระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่เกิดขึ้นทำให้เกิดก๊าซไนโตรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งการวัดปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ด้วยเครื่องวัดปริมาตรก๊าซตามแบบของศักดิ์ชัย (ศักดิ์ชัย, 2526) ในการทดลองส่วนที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น พบว่าปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นจริงมีค่าโดยเฉลี่ย เท่ากับ 2.5 ล./วัน แต่เมื่อคำนวณปริมาตรก๊าซในทางทฤษฎีจากสมการที่ 4.3 พบว่าปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์มีค่าเท่ากับ 23 ล./

วัน รายละเอียดการคำนวณแสดงในภาคผนวก ก-4 โดยผลการทดลองการวัดปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นจริงและปริมาณก๊าซจากการคำนวณทางทฤษฎีตลอดระยะเวลาที่ทำการเดินระบบ ดังแสดงให้เห็นในรูปที่ 4.9



รูปที่ 4. 9 ปริมาณก๊าซภายในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง และเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

การที่ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นจริงมีค่าต่ำกว่าปริมาณก๊าซที่ได้จากการคำนวณทางทฤษฎี จากผลการทดลองดังกล่าวเมื่อนำมาพิจารณาร่วมกับค่าพีเอชและค่าสภาพต่างของระบบที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น พบว่าเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัวค่าพีเอชของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีค่าโดยเฉลี่ย เท่ากับ 7.79 และน้ำทิ้งมีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 8.04 ซึ่งน้ำทิ้งมีการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชเพียงเล็กน้อย เมื่อเทียบกับการเปลี่ยนแปลงค่าสภาพต่างของน้ำทิ้งจากระบบ (น้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งมีค่าสภาพต่างโดยเฉลี่ยเท่ากับ 361 และ 704 มก.แคลเซียมคาร์บอนเนต/ล.) และ

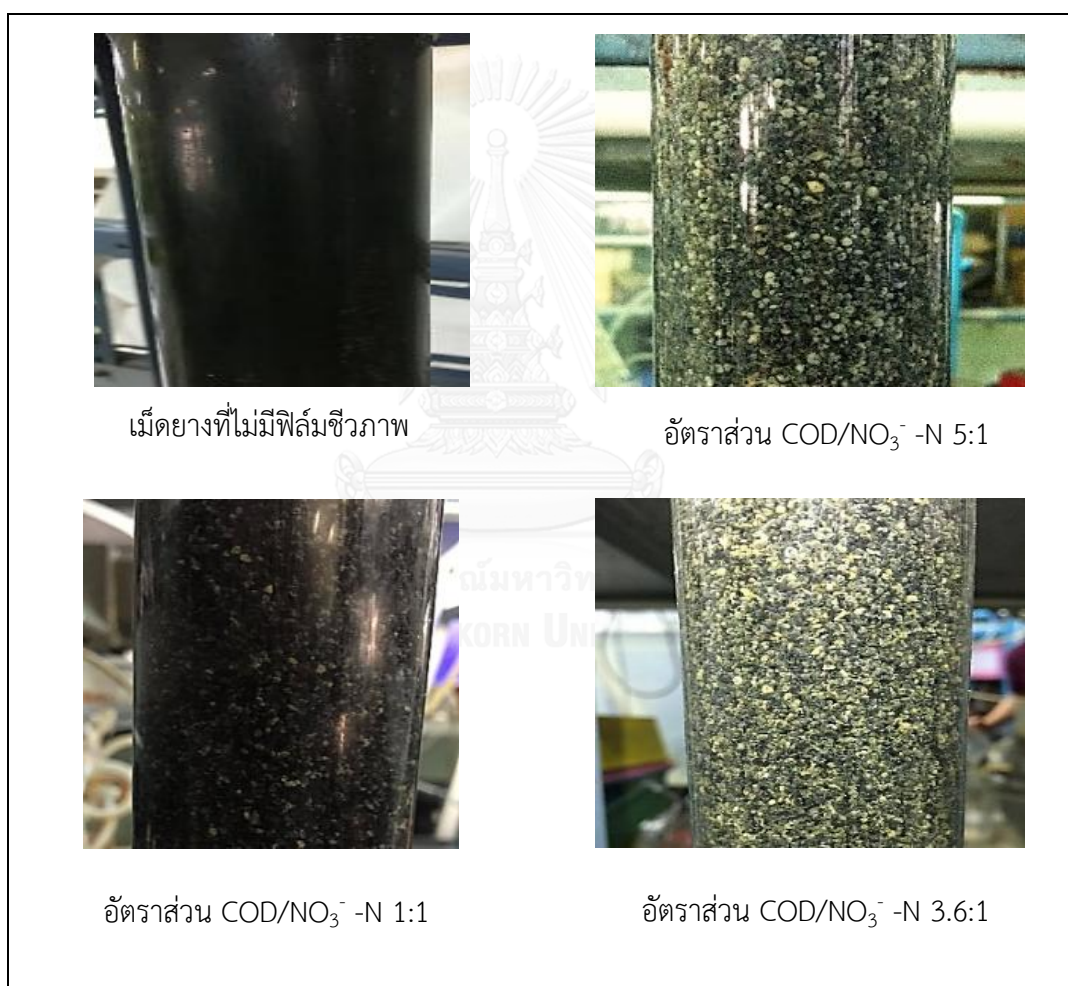
เมื่อนำผลการทดลองดังกล่าวพิจารณาพร้อมกับผลการวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซโดยใช้เทคนิค Gas chromatography จากผลการวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซโดยใช้เทคนิคดังกล่าว พบก๊าซไนโตรเจนร้อยละ 100 (%v/v) แต่เมื่อพิจารณาสมการที่ 4.4 พบว่าในทางทฤษฎีปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันทำให้เกิดก๊าซ 2 ชนิด ได้แก่ ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจน

การที่ไม่ตรวจพบก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ภายในถังปฏิกรณ์อาจเป็นไปได้ว่า ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดจากปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันละลายกลับลงไปในน้ำเสีย เนื่องจากก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์เป็นก๊าซที่สามารถละลายน้ำได้ 1,019 มล./ล. ที่ระดับความดัน 1 บรรยากาศ โดยการละลายของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ส่งผลให้น้ำเสียเกิดการกรดคาร์บอนิก ซึ่งการเกิดการกรดคาร์บอนิกส่งผลให้ค่าพีเอชของน้ำเสียนี้อาจต่ำลง ด้วยเหตุนี้ค่าพีเอชของน้ำทิ้งจึงเกิดการเปลี่ยนแปลงเพียงเล็กน้อยเมื่อเทียบกับการเปลี่ยนแปลงค่าสภาพต่างของน้ำเสียจากระบบ ดังนั้นจึงอาจกล่าวได้ว่าการละลายของก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ในน้ำเสีย เป็นสาเหตุที่ทำให้ปริมาตรก๊าซที่วัดค่าได้ในระบบมีค่าต่ำกว่าปริมาตรก๊าซจากการคำนวณทางทฤษฎี

จากผลการวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ไม่พบก๊าซมีเทนในระบบ ผลการทดลองดังกล่าวเป็นไปในทิศทางเดียวกับงานวิจัยของ Xie และคณะ (2012) ที่พบว่าภายในถังปฏิกรณ์ที่ปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันจะสามารถเกิดพร้อมกับปฏิกิริยาการสร้างมีเทน (Methanogenesis) ได้ ค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ ต้องมีค่ามากกว่า 7 ซึ่งการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น มีวัตถุประสงค์ก็เพื่อลดปริมาณการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในการบำบัดไนเตรตให้มีค่าต่ำที่สุด โดยการจัดรูปแบบการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนภายในถังปฏิกรณ์ ให้เกิดความเหมาะสมต่อดีไนทริฟิเคชันแบบคทีเรียชนิดฟิล์มตรึงบนเม็ดยางในการนำสารอินทรีย์คาร์บอนไปใช้ในกระบวนการกำจัดไนเตรต ซึ่งปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมทำให้น้ำเสียนี้อัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ ต่ำกว่าค่าอัตราส่วนดังกล่าว

4.6 อิทธิพลของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียที่ส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างกลุ่มประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรีย

จากลักษณะทางกายภาพของเม็ดยางที่ปรากฏดังรูปที่ 4.10 แสดงให้เห็นถึงอิทธิพลของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียที่ส่งผลต่อลักษณะฟิล์มชีวภาพที่ปรากฏบนเม็ดยาง โดยพบว่าที่ค่าอัตราส่วน $COD/NO_3^- -N$ เท่ากับ 1 เกิดฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางบางกว่าการเดินระบบโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นซึ่งมีค่าอัตราส่วน $COD/NO_3^- -N$ ในน้ำเสียโดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6 ± 0.2 อย่างเห็นได้ชัด



รูปที่ 4. 10 ลักษณะของฟิล์มชีวภาพที่ปรากฏบนเม็ดยางในการเดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียแตกต่างกัน

การที่เม็ดยางในระบบบำบัดไนเตรตที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียต่ำ ปรากฏฟิล์มชีวภาพเคลือบบนเม็ดยางบางกว่าการเดินระบบบำบัดไนเตรตที่น้ำเสียมีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนสูงกว่า เป็นผลจากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนมีความจำเป็นต่อการเจริญเติบโตของดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียภายในระบบ จากลักษณะที่ปรากฏดังกล่าวเมื่อพิจารณาร่วมกับการคำนวณปริมาณเซลล์ที่เกิดขึ้นภายในระบบดังที่ได้กล่าวไปแล้วในหัวข้อที่ 4.4.2 อาจกล่าวได้ว่าการเดินระบบบำบัดไนเตรตด้วยปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียต่ำ ระบบย่อมมีปริมาณดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียต่ำกว่าการเดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เพียงพอ ซึ่งการติดตามการเปลี่ยนแปลงของกลุ่มประชากรดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียจะทำให้ทราบถึงอิทธิพลของปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียที่ส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรของดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์

การศึกษาการเปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรของดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ของงานวิจัยนี้ เลือกใช้เทคนิค Polymerase Chain Reaction (PCR) ร่วมกับการทำ Denaturing Gradient Gel Electrophoresis (DGGE) หรือเรียกว่า PCR-DGGE เนื่องจากเทคนิคดังกล่าวสามารถแยกความแตกต่างของสายดีเอ็นเอที่มีขนาดเท่ากันแต่มีลำดับเบสต่างกันได้ ด้วยเหตุนี้จึงนำเทคนิค PCR-DGGE มาใช้ในการศึกษาการเปลี่ยนแปลงลักษณะโครงสร้างของกลุ่มประชากรดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียจากฟิล์มชีวภาพที่เคลือบอยู่บนเม็ดยางโดยเก็บเม็ดยางจากถังปฏิกรณ์ ในการทดลองก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

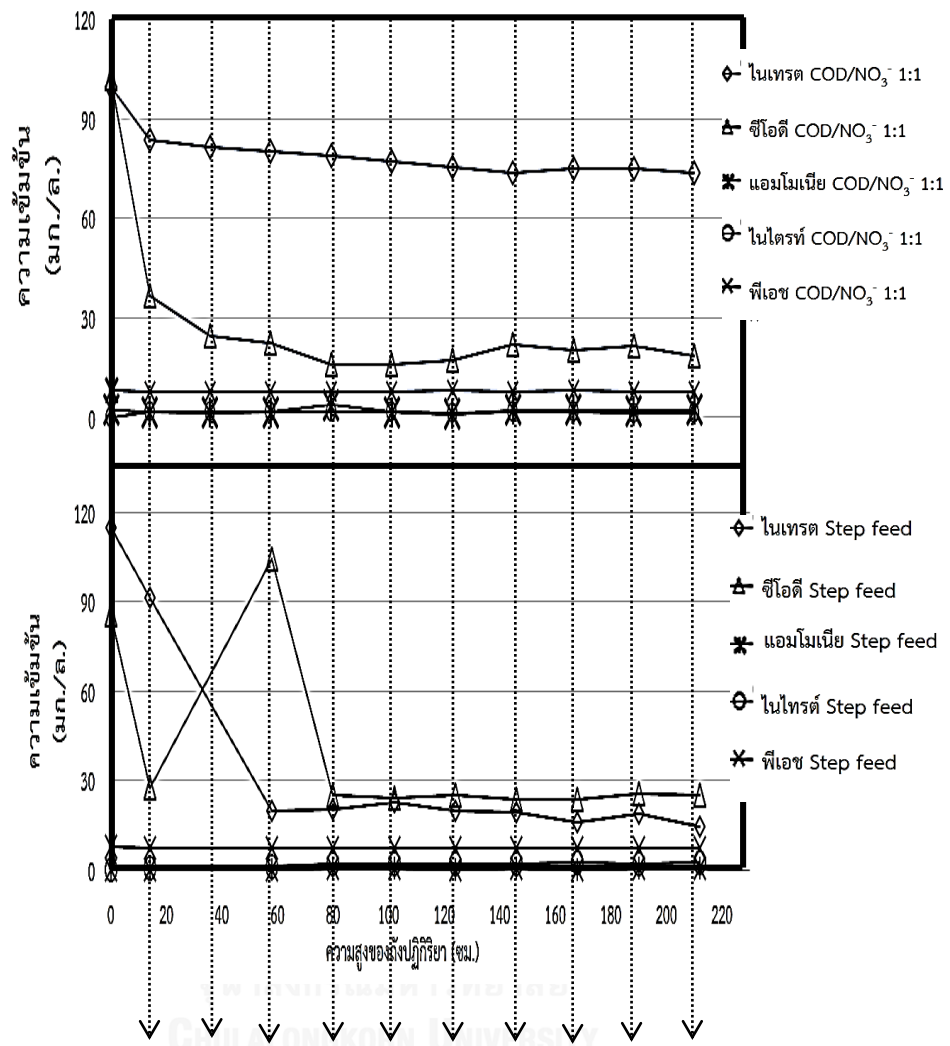
4.6.1 การพิจารณาจุดเก็บตัวอย่างที่นำเม็ดยางมาสกัดดีเอ็นเอจากฟิล์มชีวภาพที่เคลือบอยู่บนเม็ดยาง

จากผลการเปรียบเทียบค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับชั้นดังแสดงในรูปที่ 4.11 โดยจุดเก็บตัวอย่างเม็ดยางเพื่อนำมาสกัดดีเอ็นเอจากฟิล์มชีวภาพ ได้แก่ จุดเก็บตัวอย่างที่ 1, 2, 6, และ 10 โดยการเลือกจุดเก็บตัวอย่างดังกล่าวพิจารณาจากเหตุผลประกอบดังนี้

1. เลือกจุดเก็บตัวอย่างที่ 1 เนื่องจากเป็นจุดที่มีระยะห่างจากจุดที่น้ำเสียไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์สั้นที่สุด จึงเป็นจุดที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนสูงที่สุด ในการเดินระบบด้วยค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 1

2. เลือกจุดเก็บตัวอย่างที่ 2 เนื่องจากเป็นจุดที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับชั้น ดังนั้นในจุดเก็บตัวอย่างที่ 2 จึงเป็นจุดที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียสูงที่สุด (ในการทดลองส่วนที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับชั้น)

3. เมื่อพิจารณาจากรูปที่ 4.11 จะเห็นว่าค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่บ่งบอกสภาวะในการเกิดปฏิกิริยาดีไนทริฟิเคชันภายในระบบในช่วงจุดเก็บตัวอย่างที่ 4 ถึงจุดเก็บตัวอย่างที่ 10 ของการเดินระบบทั้งสองสภาวะมีความคล้ายคลึงกัน แตกต่างกันเพียงปริมาณไนเตรต ดังนั้นเมื่อสภาวะแวดล้อมโดยรวมมีความคล้ายคลึงกัน ผู้วิจัยจึงคาดว่าลักษณะการเจริญเติบโตของกลุ่มประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์น่าจะมีผลคล้ายคลึงกัน ดังนั้นการเก็บตัวอย่างเม็ดยางเพื่อนำมาสกัดดีเอ็นเอจากฟิล์มชีวภาพที่เคลือบอยู่บนเม็ดยาง จึงเลือกเก็บตัวอย่างเม็ดยางในจุดเก็บตัวอย่างที่ 6 และ 10 เพื่อเป็นตัวแทนกลุ่มประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอน



จุดเก็บตัวอย่าง
ก่อนเติมสารอินทรีย์คาร์บอน **L1** **L2** L3 L4 L5 **L6** L7 L8 L9 **L10**

จุดเก็บตัวอย่าง
หลังเติมสารอินทรีย์คาร์บอน **S1** **S2** S3 S4 S5 **S6** S7 S8 S9 **S10**

รูปที่ 4. 11 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำเสียตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

4.6.2 การศึกษาการเปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ ฟลูอิดไดซ์เบดด้วยเทคนิค PCR-DGGE

ภายหลังการสกัดดีเอ็นเอรวมจากฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางในจุดเก็บตัวอย่างดังกล่าวไปแล้ว นำดีเอ็นเอรวมที่ได้ไปเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอในส่วนยีนที่ทำหน้าที่ในการสร้างเอนไซม์ไนทริตรีดักเทส (Nitrite reductase) ด้วยเทคนิค PCR จากนั้นผลิตภัณฑ์จากการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอที่ได้ จะใช้ในการศึกษาความแตกต่างของการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้นด้วยเทคนิค DGGE

ในการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอด้วยเทคนิค PCR นั้น การเลือกใช้ไพรเมอร์ถือเป็นหัวใจสำคัญ เนื่องจากไพรเมอร์ที่เลือกใช้จะเพิ่มจำนวนชิ้นดีเอ็นเอได้อย่างจำเพาะเจาะจงในส่วนที่สามารถเข้าจับกับไพรเมอร์ได้เท่านั้น ดังนั้นหากเลือกใช้ไพรเมอร์ไม่ตรงตามวัตถุประสงค์ของงานวิจัย ผลที่ได้อาจไม่ตอบโจทย์ที่ต้องการ โดยงานวิจัยนี้เลือกใช้ไพรเมอร์ที่มีลำดับเบสในส่วนของยีน *nirK* (*nirK* FlaCu และ *nirK* R3Cu-GC) ซึ่งทำหน้าที่ในการสร้างสายดีเอ็นเอต้นแบบในการผลิตเอนไซม์ไนทริตรีดักเทส (Nitrite reductase) ซึ่งเป็นเอนไซม์ที่จะพบเฉพาะในกลุ่มของจุลินทรีย์ที่เป็นดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่แท้จริง (True denitrifying bacteria) (Braker และคณะ, 1998) ที่สามารถกำจัดไนเตรตโดยการเปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ทั้งนี้เหตุผลที่งานวิจัยนี้ไม่เลือกใช้ไพรเมอร์ในส่วนของยีนที่เป็น 16S DNA เนื่องจากยีนดังกล่าวมีลำดับเบสที่เป็น conserve region ของดีเอ็นเอที่พบในจุลินทรีย์ ซึ่งยีนในส่วนที่เป็นดีไนทริฟิเคชัน (denitrification gene) เป็นยีนที่มีความหลากหลายทางพันธุกรรมที่สามารถพบได้ในจุลินทรีย์มากกว่า 50 จินัส (Chen, 2014) ดังนั้นการใช้ไพรเมอร์ในส่วนของยีนที่เป็น 16S DNA ดังกล่าวอาจทำให้ได้กลุ่มประชากรที่ไม่ใช่ดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่แท้จริงหรือแบคทีเรียที่มียีนในส่วนที่เป็นดีไนทริไฟอิงแต่ไม่มีบทบาทสำคัญในกระบวนการกำจัดไนเตรตภายในถังปฏิกรณ์

ผลิตภัณฑ์จากการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอด้วยเทคนิค PCR โดยใช้ไพรเมอร์ *nirK* FlaCu และ *nirK* R3Cu-GC เมื่อทำการแยกด้วยกระแสไฟฟ้า (Electrophoresis) บนอะกาโรสเจลดังแสดงในรูปที่ 4.12 แสดงให้เห็นถึงขนาดของดีเอ็นเอที่ได้ จากผลการวิเคราะห์พบว่าดีเอ็นเอที่ได้มีขนาดประมาณ 500 คู่เบส ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยของ Throback และคณะ (2004) ที่เลือกใช้ไพรเมอร์คู่นี้ในการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอ โดยผลิตภัณฑ์ที่ได้จากการทำ PCR ด้วยไพรเมอร์คู่นี้จะมีดีเอ็นเอขนาด 473 คู่เบส และเนื่องจากการแยกความแตกต่างของสายดีเอ็นเอโดยใช้เทคนิค DGGE มีข้อจำกัดใน

เรื่องขนาดดีเอ็นเอที่ใช้ต้องไม่เกิน 500 คู่เบส ดังนั้นสามารถสรุปได้ว่าดีเอ็นเอที่ได้จากการเพิ่มจำนวนด้วยเทคนิค PCR มีความเหมาะสมที่จะนำไปใช้ในการแยกความแตกต่างของสายดีเอ็นเอด้วยเทคนิค DGGE



รูปที่ 4. 12 แผ่นอะกาโรสเจลผลผลิตจากการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอด้วยเทคนิค PCR

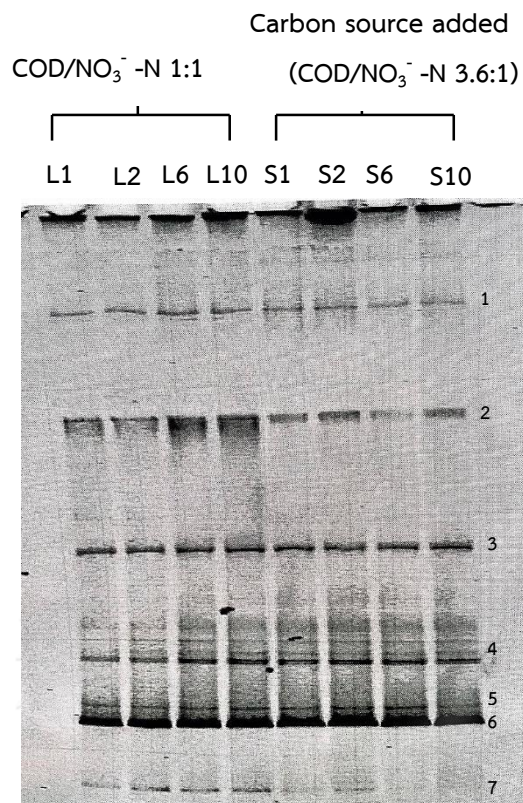
โดย Std. แสดงตำแหน่งของ 1 Kb DNA marker และ N แสดง Negative control โดย L1, L2, L6, L10 เป็นดีเอ็นเอจากฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางในถังปฏิกรณ์ที่เดินระบบด้วยค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ 1:1 ส่วน S1, S2, S6, S10 เป็นดีเอ็นเอจากฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางในถังปฏิกรณ์ที่เติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น (ค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ โดยเฉลี่ย 3.6:1) ที่จุดเก็บตัวอย่างที่ 1 2 6 และ 10 ตามลำดับ

ลักษณะของแถบดีเอ็นเอที่ปรากฏในรูปที่ 4.12 แสดงให้เห็นถึงความบริสุทธิ์ของชิ้นดีเอ็นเอที่ได้จากการทำ PCR เนื่องจากในแต่ละตัวอย่างปรากฏแถบเพียงแถบเดียวที่ขนาดประมาณ 500 คู่เบส ซึ่งไพรเมอร์ที่ใช้ในงานวิจัยนี้ให้ผลิตภัณฑ์ดีเอ็นเอที่มีขนาด 473 คู่เบส และการที่ปรากฏแถบชัดเจนจากทุกตัวอย่างที่นำมาใช้ในการสกัดดีเอ็นเอชี้ให้เห็นว่าเม็ดยางจากทุกตำแหน่งที่นำมาสกัดดีเอ็นเอจากฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางมีจุลินทรีย์ที่พบยีน *nirK* โดยผลิตภัณฑ์ดีเอ็นเอที่แยกได้เหล่านี้จะถูกนำไปใช้ในการศึกษาความแตกต่างของสายดีเอ็นเอด้วยเทคนิค DGGE เพื่อให้ทราบถึงลักษณะการ

เปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรของดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียในระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ทำการศึกษา

DGGE เป็นเทคนิคทางชีววิทยาระดับโมเลกุลที่ใช้แยกความแตกต่างของสายดีเอ็นเอที่มีขนาดเท่ากันแต่ลำดับการจับกันของคู่เบสบนสายดีเอ็นเอต่างกัน ภายใต้อุณหภูมิและความเข้มข้นเป็นเกรเดียนท์ของสารที่ทำหน้าที่ในการสลายพันธะระหว่างคู่เบสบนสายดีเอ็นเอ โดยแต่ละแถบที่ปรากฏบนแผ่นเจล DGGE ถือเป็นตัวแทนของชนิดดีเอ็นเอ จึงอาจกล่าวได้ว่าแบนที่ปรากฏแต่ละแบนเป็นเสมือนตัวแทนของดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียแต่ละชนิดภายในถังปฏิกรณ์ (Wallenstein และคณะ, 2006)

เมื่อนำดีเอ็นเอที่ได้ไปใช้ในการแยกความแตกต่างของสายดีเอ็นเอด้วยเทคนิค DGGE ดังปรากฏในรูปที่ 4.13 แสดงให้เห็นว่าโครงสร้างของกลุ่มประชากรดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนไม่มีความแตกต่างกัน โดยปรากฏแบนทั้งหมด 56 แบน 7 ตำแหน่ง และพบว่าทุกตัวอย่างที่ทำการศึกษาปรากฏแบนในตำแหน่งเดียวกัน ซึ่งแบนในแต่ละตำแหน่งเป็นตัวแทนของดีไนทรีไฟอิงแบคทีเรียหนึ่งชนิด



รูปที่ 4. 13 การเคลื่อนที่ของดีเอ็นเอตัวอย่างที่เก็บจากถังปฏิกรณ์ในตำแหน่งต่างๆ ก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับชั้นบนเจล DGGE

L1, L2, L6, L10 เป็นดีเอ็นเอจากฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางภายในถังปฏิกรณ์ที่เดินระบบด้วยค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻ -N เท่ากับ 1:1 ส่วน S1, S2, S6, S10 เป็นดีเอ็นเอจากฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางภายในถังปฏิกรณ์ที่เติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับชั้น (ค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻ -N โดยเฉลี่ย 3.6:1) ที่จุดเก็บตัวอย่างที่ 1, 2, 6 และ 10 ตามลำดับ

เทคนิค DGGE เป็นเทคนิคที่มีความเหมาะสมในการแสดงให้เห็นถึงการเปลี่ยนแปลงกลุ่มประชากรของจุลินทรีย์ภายใต้การเปลี่ยนแปลงสภาวะแวดล้อมภายในระบบได้อย่างชัดเจน (Throback และคณะ, 2004) ทั้งนี้จากการใช้เพียงเทคนิค DGGE ในการศึกษาการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในระบบของงานวิจัยนี้ สามารถบอกได้เพียงการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่เป็นกลุ่มเด่นภายในระบบเท่านั้น ไม่สามารถบอกได้ถึงชนิดของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียทั้งหมดที่มีภายในระบบ เนื่องจากข้อจำกัดในเรื่องของไพรเมอร์

ที่ใช้ในการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเออาจไม่ครอบคลุมดีเอ็นเอในทรินาไฟอิงแบคทีเรียทุกชนิดที่มีทั้งหมดภายในถังปฏิกรณ์ ดังที่ได้กล่าวไปก่อนหน้านี้แล้วว่าปฏิกริยาดีเอ็นเอในทรินาไฟอิงแบคทีเรียเป็นปฏิกริยาที่ต้องอาศัยการทำงานของเอนไซม์ถึง 4 ชนิดในการเปลี่ยนไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งเอนไซม์แต่ละชนิดต่างมีลำดับเบสที่ทำหน้าที่ในการสร้างเอนไซม์แตกต่างกันออกไป แม้แต่เอนไซม์ไนโตรรีดักเทสที่ใช้ในการสร้างไพร์เมอร์ในงานวิจัยนี้ก็ยังมี *nirS* ที่ทำหน้าที่ในการสร้างเอนไซม์ไนโตรรีดักเทสเช่นเดียวกัน แต่ไม่นิยมนำมาใช้ในการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอเพื่อทำ DGGE เนื่องจากไพร์เมอร์ที่มีลำดับเบสในส่วนของยีน *nirS* เมื่อทำมาเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอด้วยเทคนิค PCR จะให้สายดีเอ็นเอที่มีขนาด 800 คู่เบสซึ่งไม่เหมาะสมที่จะนำมาใช้ในการทำ DGGE ดังนั้นการใช้เพียงไพร์เมอร์ *nirK* FlaCu และ *nirK* R3Cu-GC ในงานวิจัยนี้จึงไม่อาจสรุปได้ว่ามีดีเอ็นเอในทรินาไฟอิงแบคทีเรียเพียง 7 ชนิดภายในถังปฏิกรณ์ แต่จากผลการทดลองดังกล่าวที่แสดงในรูปที่ 4.13 อาจกล่าวได้ว่าการเปลี่ยนแปลงปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียอาจไม่มีผลกระทบต่อเปลี่ยนแปลงประชากรของดีเอ็นเอในทรินาไฟอิงแบคทีเรียภายในระบบ

จากผลการทดลองในรูปที่ 4.13 จะสังเกตได้ว่ามีเพียง 1 แบนที่มีความเข้มมากที่สุด ซึ่งอาจเป็นไปได้ว่าสภาวะต่างๆ ภายในถังปฏิกรณ์ไม่ว่าจะเป็นอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ การใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน รวมถึงการใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีปริมาณไนเตรตเริ่มต้น 100 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ล. เป็นสภาวะที่ดีในทรินาไฟอิงแบคทีเรียสายพันธุ์ดังกล่าวสามารถเจริญเติบโตได้ดีกว่าดีเอ็นเอในทรินาไฟอิงแบคทีเรียสายพันธุ์ที่เหลือ เนื่องจากสภาวะแวดล้อมเป็นปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อการเปลี่ยนแปลงจุลินทรีย์ที่เป็นกลุ่มเด่นภายใต้การอยู่ร่วมกันของจุลินทรีย์ที่เจริญแบบฟิล์มชีวภาพ (Hai และคณะ, 2009) หรืออาจเป็นไปได้ว่าดีเอ็นเอในทรินาไฟอิงแบคทีเรียชนิดที่เป็นกลุ่มเด่นเจริญอยู่บนผิวด้านนอกสุดของฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยางซึ่งเป็นตำแหน่งที่สารอาหารจะแพร่เข้าสู่ฟิล์มชีวภาพได้มากที่สุด (Lin, 2008) ดังนั้นดีเอ็นเอในทรินาไฟอิงแบคทีเรียสายพันธุ์ดังกล่าวจึงเป็นดีเอ็นเอในทรินาไฟอิงแบคทีเรียกลุ่มเด่นเนื่องจากได้รับสารอาหารมากที่สุดจึงเจริญเติบโตได้มากที่สุด

ดังนั้นจากผลการศึกษาทางชีววิทยาระดับโมเลกุลด้วยเทคนิค PCR-DGGE จึงช่วยยืนยันได้เพียงว่าจุลินทรีย์ชนิดดีเอ็นเอในทรินาไฟอิงแบคทีเรียมีการเจริญเติบโตแบบฟิล์มตรึงภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ เพื่อศึกษาความเป็นไปได้รวมถึงประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตโดยการใช้ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกต่ำที่สุด ด้วยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น เข้าสู่ถังปฏิกรณ์แอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง และทำการศึกษาการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของกลุ่มประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น สรุปผลการทดลองดังนี้

5.1.1. การบำบัดไนเตรตในน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5 โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง

จากผลการทดลองพบว่า การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนพร้อมกับน้ำเสียที่ผ่านเข้าสู่ระบบบำบัดที่ใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่มีเม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง โดยเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเพื่อให้น้ำเสียมีค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5:1 ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมทางสโตยชิโอเมตริก เพื่อให้จุลินทรีย์สร้างฟิล์มชีวภาพบนเม็ดยาง พบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตโดยเฉลี่ยร้อยละ 98 และสามารถบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนโดยเฉลี่ยร้อยละ 86 ดังนั้นการเดินระบบที่น้ำเสียมีค่าสารอินทรีย์คาร์บอนที่ตรงตามค่าจากการคำนวณทางสโตยชิโอเมตริก ทำให้ระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง สามารถบำบัดไนเตรตได้อย่างหมดจด แต่จากการที่ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนมีค่าต่ำกว่าประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตชี้ให้เห็นว่ามีความเป็นไปได้ในการลดปริมาณการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ระบบบำบัด โดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณที่พอดีกับปริมาณไนเตรตที่ต้องการบำบัด เพื่อให้ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตสูงและเหลือสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียปริมาณต่ำที่สุด

5.1.2. การบำบัดไนเตรตในน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 1:1 โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่มีเม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง

เนื่องจากน้ำเสียส่วนใหญ่ที่พบไนเตรตมักเป็นน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียต่ำ จากการทดลองในส่วนนี้ชี้ให้เห็นว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อการบำบัดไนเตรตในน้ำเสียที่มีปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำ โดยระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตโดยเฉลี่ยเพียงร้อยละ 26 และสามารถบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีในน้ำเสียได้โดยเฉลี่ยร้อยละ 80 ดังนั้นการบำบัดไนเตรตโดยไม่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก ระบบบำบัดที่ใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่มีเม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางจะไม่สามารถบำบัดไนเตรตให้ผ่านค่ามาตรฐานได้

5.1.3. การลดปริมาณการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในการบำบัดไนเตรตโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับชั้นภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่มีเม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง

จากผลการทดลองพบว่า การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับชั้นเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ เพื่อหาความเข้มข้นของสารอินทรีย์คาร์บอนต่ำที่สุดในการบำบัดไนเตรตให้ผ่านค่าตามมาตรฐานน้ำทิ้ง โดยพบว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนที่ตำแหน่งจุดเก็บตัวอย่างที่ 2 ด้วยค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N โดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6:1 ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนสูงสุดเท่ากับร้อยละ 97 และ 96 ตามลำดับ ดังนั้นการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับชั้น สามารถลดปริมาณการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกในกระบวนการบำบัดไนเตรตด้วยวิธีการทางชีวภาพ โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่มีเม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางได้ เนื่องจากปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้เป็นปริมาณที่พอดีกับความต้องการของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียที่เจริญแบบฟิล์มตรึงบนเม็ดยาง

จึงสามารถสรุปได้ว่า การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับชั้นเข้าสู่ถังปฏิกรณ์โดยเติมเข้าสู่จุดเก็บตัวอย่างที่ 2 ของถังปฏิกรณ์เพียงจุดเดียว เพียงพอสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นไนเตรตเริ่มต้นโดยเฉลี่ยเท่ากับ 100 มก.ไนโตรเจน/ล.

5.1.4. กลไกการบำบัดไนเตรตภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง

จากผลการวิเคราะห์ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากการเดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 5:1 และโดยเฉลี่ย 3.6:1 พบว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียก่อนผ่านเข้าสู่กระบวนการบำบัดในปริมาณที่ทำให้น้ำเสียมีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 5:1 น้ำทิ้งมีค่าของแข็งแขวนลอยสูงที่สุด โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 112 มก./ล. ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบกับน้ำทิ้งจากการเดินระบบโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น พบว่าการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณที่ทำให้น้ำเสียมีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N โดยเฉลี่ยเท่ากับ 3.6:1 ส่งผลให้น้ำทิ้งมีค่าของแข็งแขวนลอยโดยเฉลี่ยเพียง 12 มก./ล. ซึ่งทั้งสองค่าอัตราส่วนทำให้ระบบบำบัดมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตสูงกว่าร้อยละ 95 เช่นเดียวกัน

จากผลการทดลองดังกล่าวอาจสรุปได้ว่า โดยภาพรวมแล้วกลไกการบำบัดไนเตรตด้วยถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในงานวิจัยนี้ อาศัยการทำงานของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียชนิดฟิล์มตรึงเป็นหลัก ส่งผลให้ค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N ที่ต้องการมีค่าต่ำกว่าดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียชนิดเดบิตอแขวนลอย ทำให้ประหยัดการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนได้ นอกจากนี้ การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น สามารถควบคุมการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนของดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียชนิดฟิล์มตรึงได้ดี หลีกเลี่ยงการเกิดดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียชนิดเดบิตอแขวนลอยในระบบได้ และทำให้การบำบัดทั้งไนเตรตและสารอินทรีย์คาร์บอนหมดจด

5.1.5. การศึกษาการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น

จากผลการศึกษาการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของกลุ่มประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียภายในถังปฏิกรณ์ในจุดเก็บตัวอย่างที่ 1, 2, 6 และ 10 ตลอดความสูงของถังปฏิกรณ์ก่อนและหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น พบว่าปรากฏแบนทั้งหมด 7 ตำแหน่ง ซึ่งตำแหน่งของแบนที่ปรากฏบนเจล DGGE จากตัวอย่างทั้ง 8 ตัวอย่างไม่มีความแตกต่างกัน ดังนั้นจึงสรุปได้ว่าปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอน ไม่ส่งผลต่อการเปลี่ยนแปลงลักษณะโครงสร้างของกลุ่มประชากรดีไนทริไฟอิงแบคทีเรียบนเม็ดยาง

5.2 ข้อเสนอแนะ

ควรใช้เทคนิคทางโมเลกุลอื่นๆ เช่น การทำโคลนนิ่ง (cloning) ร่วมกับการศึกษาการเปลี่ยนแปลงโครงสร้างของกลุ่มประชากรดีเอ็นเอไฟอิงแบคทีเรีย เพื่อที่จะสามารถระบุสายพันธุ์ของจุลินทรีย์ที่ปรากฏบนบนเจล DGGE ได้ว่าเป็นจุลินทรีย์หรือเป็นดีเอ็นเอไฟอิงแบคทีเรียสายพันธุ์ใด และเนื่องจากแบนที่ปรากฏบนบนเจล DGGE มีเพียง 7 ตำแหน่ง ซึ่งแต่ละตำแหน่งเป็นตัวแทนดีเอ็นเอไฟอิงแบคทีเรียหนึ่งชนิด ดังนั้นหากมีการใช้เทคนิคทางโมเลกุลอื่นๆ เช่น Next generation sequencing (NGS) เพื่อศึกษาข้อมูลของดีเอ็นเอทั้งหมดของจุลินทรีย์ที่ปรากฏภายในถังปฏิกรณ์ ช่วยในการวิเคราะห์สายพันธุ์ของจุลินทรีย์ที่พบ อาจทำให้เห็นภาพรวมของกลุ่มประชากรจุลินทรีย์ที่มีภายในระบบได้ชัดเจนยิ่งขึ้น



รายการอ้างอิง

- Adhikari, B., De, D. and Maiti, S. (2000). Reclamation and recycling of waste rubber. PROGRESS IN POLYMER SCIENCE **25**: 909-948
- Alves, C. F., Melo, L. F. and Vieira, M. J. (2002). Influence of medium composition on the characteristics of a denitrifying biofilm formed by *Alcaligenes denitrificans* in a fluidised bed reactor. Process Biochemistry **37**: 837-845
- American Public Health Association, A. W. W. A., Water Environment Federation (2001). Standard Method for the Examination of Water and Wastewater 20th ed. *American Public Health Association*, Washington D.C.
- An, S. and Gardner, W. (2002). Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) as a nitrogen sink, versus denitrification as a sink in a shallow estuary (Laguna Madre/Baffin Bay, Texas). Marine Ecology Progress Series **237**: 41-50
- Barth, E., Brenner, R. and Lewis, R. (1968). Chemical-Biological Control of Nitrogen and Phosphorus in Wastewater Effluent. Water Pollution Control Federation **40**: 2040-2050
- Bednarek, A., Szklarek, S. and Zalewski, M. (2014). Nitrogen pollution removal from areas of intensive farming—comparison of various denitrification biotechnologies. Ecohydrology & Hydrobiology **14**(2): 132-141
- Bhuvanesh, S., Maneesh, N. and Sreekrishnan, T. R. (2013). Start-up and performance of a hybrid anoxic reactor for biological denitrification. Bioresour Technol **129**(0): 78-84

- Borja, R., Sanchez, E., Martin, A. and Jimenes, A. (1996). Kinetic behaviour of waste tyre rubber as microorganism support in an anaerobic digester treating cane molaasses distillery slops. Biochemical Engineering **16**: 17-23
- Bowman, R. and Focht, D. (1974). The influence of glucose and nitrate concentration upon denitrification rates in sandy soil. Soil Biology and Biochemistry **6**: 297-301
- Braker, G., Fesefeldt, A. and Witzel, K. (1998). Development of PCR primer systems for amplification of nitrite reductase genes (*nirK* and *nirS*) to detect denitrifying bacteria in environmental samples. Applied and Environmental Microbiology **64**: 3769-3775
- Carley, B. and Mavinic, D. (1991). The effects of external carbon loading on nitrification and denitrification of a high-ammonia landfill leachate Research Journal of the Water Pollution Control Federation **63**: 51-59
- Carucci, A., Ramadori, R., Rossetti, S. and Tomei, M. C. (1996). Kinetics of denitrification reactions in single sludge systems. Water Research **30**(1): 51-56
- Casella, S., Shapleigh, J. and Payne, W. (1986). Nitrite reduction in *Rhizobium "hedysari"* strain HCNT1. Microbiology **146**: 233-238
- Chu, L. and Wang, J. (2011). Nitrogen removal using biodegradable polymers as carbon source and biofilm carriers in a moving bed biofilm reactor. Chemical Engineering Journal **170**(1): 220-225
- Comly, H. (1987). Cyanosis in Infants caused by nitrates in well water. The Journal of the American Medical Association **257**: 2788-2792

- Dincer, A. and Kargi, F. (2000). Kinetics of sequential nitrification and denitrification processes Enzyme and Microbial Technology **27**: 37-42
- Fazzolari, E., Nicolardot, B. and Germon, J. (1998). Simultaneous effects of increasing levels of glucose and oxygen partial pressure on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium in repacked soil cores. Eur.J.Soil Biol: 47-52
- Ge, S., Peng, Y., Wang, S., Lu, C., Cao, X. and Zhu, Y. (2012). Nitrite accumulation under constant temperature in anoxic denitrification process: The effects of carbon sources and COD/NO₃-N. Bioresour Technol **114**: 137-143
- Glass, C. and Silverstein, J. (1998). Denitrification kinetics of high nitrate concentration water: pH effect on inhibition and nitrate accumulation. Wat. Res. **32**: 831-839
- González, P. J., Correia, C., Moura, I., Brondino, C. D. and Moura, J. J. G. (2006). Bacterial nitrate reductases: Molecular and biological aspects of nitrate reduction. Journal of Inorganic Biochemistry **100**(5-6): 1015-1023
- Guo, J., Yang, Q., Peng, Y., Yang, A. and Wang, S. (2007). Biological nitrogen removal with real-time control using step-feed SBR technology. Enzyme and Microbial Technology **40**: 1564-1569
- Haandle, A. and Lubbe, J. (2007). Handbook Biological Waste Water Treatment Leidschendam Netherlands: Quist Publishing.
- Hai, B., Diallo, N., Sall, S., Haesler, F., Schauss, K., Bonzi, M., Assigbetse, K., Chotte, J., Munch, J. and Schloter, M. (2009). Quantification of key genes steering the microbial nitrogen cycle in the Rhizosphere of Sorghum cultivars in tropical agroecosystems. Applied and Environmental Microbiology **75**: 4993-5000

- Hallin, S. and Lindgren, P. (1999). PCR Detection of Genes Encoding Nitrite Reductase in Denitrifying Bacteria. Applied and Environmental Microbiology
- Hamlin, H., Michaels, J., Beaulaton, C., Graham, W., Datt, W., Steinbach, P., Losordo, T., Schrader, K. and Main, K. (2008). Comparing denitrification rates and carbon source in commercial scale upflow denitrification biological filter in aquaculture. Aquacultural Engineering **38**: 79-92
- Heijnen, J. J., Mulder, A., Enger, W. and Hoeks, F. (1989). Review on the application of anaerobic fluidized bed reactors in waste-water treatment. The Chemical Engineering Journal **41**(3): B37-B50
- Jianping, W., Lei, P., Liping, D. and Guozhu, M. (2003). The denitrification treatment of low C/N ratio nitrate-nitrogen wastewater in a gas-liquid-solid fluidized bed bioreactor. Chemical Engineering Journal **94**(2): 155-159
- Joshi, K., Binnal, P. and Srinikethan, G. (2007). Denitrification: Mass Transfer and Kinetic Studies. World Congress on Engineering and Computr Science 2007
- Kakutani, T., Beppu, T. and Arima, K. (1980). Regulation of nitrite reductase in the denitrifying bacterium *Alcaligenes faecalis* S-6. Agricultural and biological chemistry **45**: 23-28
- Knowles, R. (1982). Denitrification. Microbiological Review **46**: 43-70
- Korner, H. and Zumft, W. (1989). Expression of denitrification enzymes in response to the dissolved oxygen level and respiratory substrate in continuous culture of *Pseudomonas stutzeri*. Applied and Environmental Microbiology **55**: 1670-1676

- Lee, Y. and Oleszkiewicz, J. (2003). Effects of predation and ORP condition on the performance of nitrifiers in activated sludge system. Water Research **37**: 4202-4210
- Lin, Y. (2008). Kinetics of nitrogen and carbon removal in a moving-fixed bed biofilm Applied Mathematical Modelling **32**: 2360-2377
- Loosdrecht, M., Lyklema, J., Norde, W. and Zehnder, A. (1990). Influence of Interfaces on Microbial Activity. Microbiological Review **54**: 75-87
- McCabe, W., Smith, j. and Harriott, P. (1993). UNIT OPERATIONS OF CHEMICAL ENGINEERING. McGraw-Hill.
- McCarty, P. L., Beck, L. and Amant, P. (1969). Biological denitrification of wastewaters by addition of organic materials. Proceedings of the 24th Industrial Waste Conference: 1271-1285
- Metcalf and Eddy (2014). Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery. McGraw-Hill Education.
- Miqueleto, A., Dolosic, C., Pozzi, E., Foresti, E. and Zaiat, M. (2010). Influence of carbon source and C/N ratio on EPS production in anaerobic sequencing batch biofilm reactors for wastewater treatment. Bioresour Technol **101**: 1324-1330
- Mirvish, S. S. (1985). Gastric-cancer and salivary nitrate and nitrite. Nature **315**: 461-462
- Muyzer, G. and Smalla, K. (1998). Application od denaturing gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) in microbial ecology. Antonie van Leeuwenhoek **73**

- Nguyen, T., Ngo, H., Guo, W., Johnston, A. and Listowski, A. (2010). Effects of sponge size and type on the performance of an up-flow sponge bioreactor in primary treated sewage effluent treatment. Bioresour Technol **101**(5): 1416-1420
- Onnis, A., Carucci, A. and Cappai, G. (2006). Titration biosensors for the estimation of the biochemical nitrate demand of municipal and industrial wastes. J Ind Microbiol Biotechnol **33**: 243-246
- Park, J., Ellis, T. and Lally, M. (2006). Evaluation of Tire Derived Rubber Particles for Biofiltration Media. Water Environment Federation: 3217-3230
- Payne, W. J. (1981). Denitrification. New York USA: John Wiley & Sons Inc.
- Ray, S., Mohanty, A., Mohanty, S. S., Mishra, S. and Chaudhury, G. R. (2013). Removal of nitrate and COD from wastewater using denitrification process: kinetic, optimization, and statistical studies. Clean Technologies and Environmental Policy **16**(2): 291-301
- Reyes, O., Sanchez, E., Roviroso, N., Borja, R., Cruz, M., Colmenarejo, M. F., Escobedo, R., Ruiz, M., Rodriguez, X. and Correa, O. (1999). Low-strength wastewater treatment by a multistage anaerobic filter packed with waste tyre rubber. Bioresour Technol **70**: 55-60
- Reynolds, T. and Richards, P. (1996). Unit operations and processes in environmental engineering. PWS Publishing Company.
- Rutting, T., Boeckx, P., Muller, C. and Klemmedtsson, L. (2011). Assessment of the importance of dissimilatory nitrate reduction to ammonium for the terrestrial nitrogen cycle. Biogeosciences: 1779-1791

- Schoeman, J. (2009). Nitrate-nitrogen removal with small-scale reverse osmosis,electrodialysis and ion-exchange units in rural areas. Water SA **35**
- Speece, R. E. (1996). Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater. *Aeclae Press Nashville, Tenneaaee.*
- Stensel, H. D. and Horne, G. (2000). Evaluation of Denitrification Kinetics at Wastewater Treatment Facilities. Research Symposium Proceedings
- Suhr, K., Pederen, P. and Arvin, E. (2013). End-of-pipe denitrification using RAS effluent waste streams: Effect of C/N-ratio and hydraulic retention time. Aquacultural Engineering **53**: 57-64
- Tam, N., Leung, G. and Wong, Y. (1994). The effects of external carbon loading on nitrogen removal in sequencing batch reactors. Water Science and Technology **30**: 73-81
- Throback, I., Enwall, K., Jarvis, A. and Hallin, S. (2004). Reassessing PCR primers targeting *nirS*,*nirK* and *nosZ* genes for community surveys of denitrifying bacteria with DGGE. FEMS Microbiology Ecology **49**: 401-417
- Umana, O., Nikolaeva, S., Sanchez, E., Borja, R. and Raposo, F. (2008). Treatment of screened dairy manure by upflow anaerobic fixed bed reactors packed with waste tyre rubber and a combination of waste tyre rubber and zeolite: effect of the hydraulic retention time. Bioresour Technol **99**(15): 7412-7417
- USEPA (1996). Processndesign manual for nitrogen control. US EPA: Washington, DC.
- Vimala, K., Lakshmi, L. and Setty, Y. (2010). A study on denitrification in a fluidized bed bioreactor The 13th international conference on fluidization- new paradigm in fluidization engineering: 1-8

- Wallenstein, M., Myrold, D., Firestone, M. and Voytek, M. (2006). Environmental controls on denitrifying communities and denitrification rates: insights from molecular methods. Ecological Application **16**: 2143-2152
- Xia, S., Li, J. and Wang, R. (2008). Nitrogen removal performance and microbial community structure dynamics response to carbon nitrogen ratio in a compact suspended carrier biofilm reactor. Ecological Engineering **32**(3): 256-262
- Xie, L., Chen, J., Wang, R. and Zhou, Q. (2012). Effect of carbon source and COD/NO₃⁻-N ratio on anaerobic simultaneous denitrification and methanogenesis for high-strength wastewater treatment. Journal of Bioscience and Bioengineering **113**: 759-764
- Yang, X., Wang, S. and Zhou, L. (2012). Effect of carbon source, C/N ratio, nitrate and dissolved oxygen concentration on nitrite and ammonium production from denitrification process by *Pseudomonas stutzeri* D6. Bioresour Technol **104**: 65-72
- Yang, X., Wang, S. and Zhou, L. (2012). Effect of carbon source, C/N ratio, nitrate and dissolved oxygen concentration on nitrite and ammonium production from denitrification process by *Pseudomonas stutzeri* D6. Bioresour Technol **104**: 65-72
- Yong-zhen, P., Yong, M. and Shu-ying, W. (2007). Denitrification potential enhancement by addition of external carbon sources in a pre-denitrification process Journal of Environmental Sciences **19**: 284-289
- Zuo, J. (2008). Estimation of nitrogen removal effect in groundwater using artificial neural network. Advances in Neural Networks-ISBN 2008, Springer: 276-283.

เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์ (2543). วิศวกรรมการบำบัดน้ำเสียเล่ม4. กรุงเทพมหานคร:

พัชรียา รุ่งกิจวัฒนากุล (2553). การบำบัดน้ำเสียสิ่งแวดล้อมด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์ที่ใช้
เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์:
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

พิสุทธิ์ เพ็ชรมนกุล (2557). พื้นฐานกระบวนการถ่ายเทมวลสารและการแยกทางกายภาพในงาน
วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

วนิดา ท่อคำ (2554). การกำจัดไนเตรดด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่
ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์:
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ศักดิ์ชัย โอภาสวัตชัย (2526). การย่อยสลายและการผลิตก๊าซชีวภาพของขยะแบบไร้ออกซิเจนโดย
แบคทีเรียชนิดชอบความร้อน. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์:
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

สถิตร์ตัน รอดอารี (2551). ผลของชนิดและขนาดวัสดุช่วยตกตะกอนที่มีต่อประสิทธิภาพการ
ตกตะกอนในระบบเอเอส. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์:
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

สมศักดิ์ ดำรงเลิศ (2528). ฟลูอิดไดซ์เซชัน. ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะ
วิศวกรรมศาสตร์: จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.



ภาคผนวก

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
CHULALONGKORN UNIVERSITY

ภาคผนวก ก

ก-1 วิธีการคำนวณหาค่าการออกแบบ

1) การหาความเร็วต่ำสุดและความเร็วสุดท้ายในการเกิดฟลูอิดไดซ์เซชัน จากสมการ (1)

$$\frac{150\mu v_{OM}}{\phi_s^2 D_p^2} \cdot \frac{(1-\epsilon_M)}{\epsilon_M^3} + \frac{1.75\rho v_{OM}^2}{\phi_s D_p} \cdot \frac{1}{\epsilon_M^3} = g(\rho_p - \rho) \quad (1)$$

โดยที่

v_{OM}	= ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (ชม./วินาที)	
D_p	= ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของอนุภาคตัวกลาง (ชม.)	= 0.043 ชม.
ϕ_s	= ความเป็นทรงกลม (sphericity)	= 1
ρ	= ความหนาแน่นของของไหล (ก./ลบ.ชม.)	= 1 ก./ชม. ³
ρ_p	= ความหนาแน่นของอนุภาค (ก./ลบ.ชม.)	= 1.2 ก./ชม. ³
ϵ_M	= ความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	= 0.4
g	= ความเร่งเนื่องจากแรงโน้มถ่วงของโลก (ชม./วินาที ²)	= 980 ชม./

วินาที²

μ = ความหนืดของของไหล (ก./วินาที ชม.) ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส เนื่องจากเป็นค่าอุณหภูมิที่มีค่าใกล้เคียงกับอุณหภูมิของน้ำที่ทำการทดลอง = 0.008 ก./วินาที ชม.

จากการแทนค่าตัวแปรต่างๆ ลงในสมการที่ (1)

จะได้ค่า ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (v_{OM}) เท่ากับ 1.08 ม./ชม.

2) ค่าความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

$$L = L_M \cdot \frac{1-\epsilon_M}{1-\epsilon} \quad (2)$$

โดยที่

L_M	= ความสูงของชั้นตัวกลางเมื่อเริ่มเกิดการฟลูอิดไดซ์ (ชม.)	= 136 ชม.
L	= ความสูงของชั้นตัวกลางที่ความเร็วสุดท้าย (ชม.)	= 204 ชม.

\mathcal{E} = ความพรุนของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ความเร็วสุดท้าย

$$\mathcal{E}_M = \text{ความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน} = 0.4$$

จากการแทนค่าตัวแปรต่างๆ ลงในสมการที่ (2)

จะได้ค่า ความพรุนของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ความเร็วสุดท้าย (\mathcal{E}) เท่ากับ 0.6

นำค่าความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (v_{OM}) ที่คำนวณได้จากสมการที่ (1) มาแทนลงในสมการของสโตค (3) เพื่อคำนวณหาค่าเรย์โนลด์

$$N_{Re;p} = \frac{D_p v_{OM} \rho_p}{\mu} \quad (3)$$

โดยที่ $N_{Re;p}$ = Renold's number

$$v_{OM} = \text{ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน} = 1.08 \text{ ม./ชม.}$$

$$D_p = \text{ขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางของอนุภาคตัวกลาง (ชม.)} = 0.043 \text{ ชม.}$$

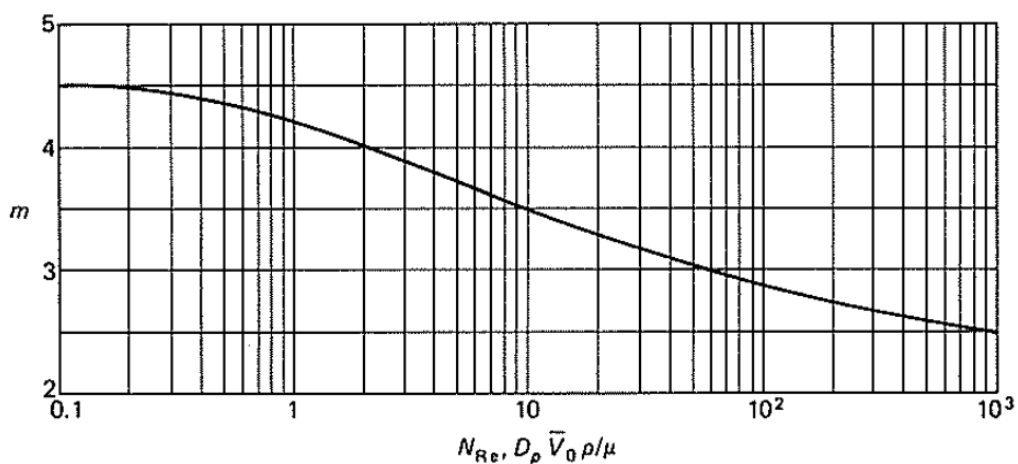
$$\rho_p = \text{ความหนาแน่นของอนุภาค (ก./ลบ.ชม.)} = 1.2 \text{ ก./ชม.}^3$$

$$\mu = \text{ความหนืดของของไหล (ก./วินาที ชม.) ที่อุณหภูมิ 30 องศาเซลเซียส}$$

เนื่องจากเป็นค่าอุณหภูมิที่มีค่าใกล้เคียงกับอุณหภูมิของน้ำที่ทำการทดลอง = 0.008 ก./วินาที ชม.

จากการแทนค่าตัวแปรต่างๆ ลงในสมการที่ (3) จะได้ $N_{Re;p} = 0.1935$

จากการคำนวณหาค่า Renold's number จาก stoke's law ในสมการที่ 3 นำมาใช้ในการหาค่า m จากภาพที่ ก.1 จากนั้นแทนค่า m ในสมการที่ 4 เพื่อหาค่าความเร็วสุดท้าย เมื่อกำหนดให้ชั้นตัวกลางเกิดการขยายตัว 1.5 เท่า ของชั้นตัวกลางที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน



รูปที่ ก. 1 กราฟเอ็กซ์โปเนนเชียลของค่าเอ็มสำหรับการขยายตัวของชั้นเบด
ที่มา : McCabe และคณะ (1993)

$$\left[\frac{\mathcal{E}}{\mathcal{E}_M} \right]^m = \frac{V_o}{V_{oM}} \quad (4)$$

- โดยที่ \mathcal{E}_M = ความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน = 0.4
 \mathcal{E} = ความพรุนของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ความเร็วสุดท้าย = 0.6
 m = ค่าคงที่ที่ประมาณจากค่า *Reynold's number* = 4.5
 V_{oM} = ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน = 1.08 ม./ชม.

จากการแทนค่าตัวแปรต่างๆ ลงในสมการที่ (4)

จะได้ ความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (V_o) เท่ากับ 6.70 ม./ชม.

3) การตรวจสอบความเหมาะสมของอัตราการไหลน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกริยา

3.1 อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกริยาก่อนการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

- ควบคุมอัตราการไหลของน้ำเสีย 3.5 ล./ชม.

- ถังปฏิกริยามีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.04 ม. คิดเป็นพื้นที่หน้าตัด $\frac{\pi \times 0.04^2}{4} = 1.26 \times 10^{-3} \text{ ม.}^2$

คิดเป็นความเร็วน้ำที่เข้าสู่ถังปฏิกริยา $\frac{3.5 \frac{\text{ล.}}{\text{ชม.}} \times \frac{1 \text{ ม.}^3}{1000 \text{ ล.}}}{1.26 \times 10^{-3} \text{ ม.}^2} = 2.79 \frac{\text{ม.}}{\text{ชม.}}$

3.2 อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกริยาหลังการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

- ควบคุมอัตราการไหลของน้ำเสีย 4.5 ล./ชม.

คิดเป็นความเร็วน้ำที่เข้าสู่ถังปฏิกริยา $\frac{4.5 \frac{\text{ล.}}{\text{ชม.}} \times \frac{1 \text{ ม.}^3}{1000 \text{ ล.}}}{1.26 \times 10^{-3} \text{ ม.}^2} = 3.57 \frac{\text{ม.}}{\text{ชม.}}$

จากการคำนวณแสดงให้เห็นว่าค่าความเร็วน้ำที่เข้าสู่ถังปฏิกริยาอยู่ในช่วง $1.08 - 6.70 \text{ ม./ชม.}$

ก.2 การคำนวณสารอาหารที่ใช้ในการทดลอง

- การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5 ปริมาณ 84 ลิตร

1. ปริมาณ NaNO_3 ที่ทำให้น้ำเสียมีความเข้มข้นของไนเตรต เท่ากับ 100 มก. ไนโตรเจน/ล.

$$\frac{100 \text{ มก.ไนโตรเจน}}{\text{ล.}} \times 84 \text{ ล.} = 8.4 \text{ ก.ไนเตรต-ไนโตรเจน}$$

ต้องใช้ NaNO_3 ปริมาณ เท่ากับ $8.4 \text{ ก.ไนโตรเจน} \times \frac{85 \text{ ก.}\text{NaNO}_3}{14 \text{ ก.ไนโตรเจน}} = 51 \text{ ก.}\text{NaNO}_3$

2. ปริมาณกลูโคสที่ทำให้น้ำเสียมีความเข้มข้นของซีโอดี เท่ากับ 500 มก. ซีโอดี/ล.

$$\frac{500 \text{ มก.ซีโอดี}}{\text{ล.}} \times 84 \text{ ล.} = 42 \text{ ก.ซีโอดี}$$

$$42 \text{ ก.ซีโอดี} \times \frac{1 \text{ ก.กลูโคส}}{1.06 \text{ ก.ซีโอดี}} = 39.622 \text{ ก.กลูโคส}$$

ต้องใช้กลูโคสปริมาณ 39.622 ก.ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ปริมาตร 84 ล. เพื่อให้ได้น้ำเสียที่มีความเข้มข้นของซีโอดี เท่ากับ 500 มก.ซีโอดี/ล.

3. การคำนวณสารอาหารเสริม

- การเติม NaHCO_3 ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ปริมาตร 84 ล.

ปริมาณ NaHCO_3 ที่ใช้คือ 0.75 ก. ต่อน้ำเสีย 1 ล.

ดังนั้นปริมาณ NaHCO_3 ที่ต้องใช้ต่อวันมีค่าเท่ากับ $\frac{0.75 \text{ ก.}}{\text{ล.}} \times 84 \text{ ล.} = 63 \text{ ก.}$

- การเตรียมสารอาหารหลัก

ควบคุมค่าอัตราส่วน COD:P เท่ากับ 100:1

ยกตัวอย่างการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5

COD 500 ก. ต้องการฟอสฟอรัส (P) ปริมาณ 5 ก.

ปริมาณซีโอดีในน้ำเสีย 84 ล. เท่ากับ $\frac{500 \text{ มก.ซีโอดี}}{\text{ล.}} \times 84 \text{ ล.} = 42 \text{ ก.ซีโอดี}$

ต้องการฟอสฟอรัส (P) ปริมาณ $\frac{42 \text{ ก.ซีโอดี}}{500 \text{ ก.ซีโอดี}} \times 5 \text{ ก.ฟอสฟอรัส} = 0.42 \text{ ก.ฟอสฟอรัส}$

คิดเป็นปริมาณ K_2HPO_4 เท่ากับ $\frac{0.42 \text{ ก.ฟอสฟอรัส}}{31 \text{ ก.ฟอสฟอรัส}} \times 174.2 \text{ ก.} = 2.36 \text{ ก.} \text{K}_2\text{HPO}_4$

- การเตรียมสารอาหารรอง

สารอาหารรองเตรียมไว้เป็น stock โดยปริมาณสารที่ชั่งนำไปละลายในน้ำ 1 ล. ก่อนนำไปใช้งาน

$$\text{H}_2\text{BO}_3 = \frac{\text{ใช้ } 0.06 \text{ มก.}}{\text{ล.}} \times \frac{84 \text{ ล.}}{\text{วัน}} \times 20 \text{ เท่า} = 0.1 \text{ ก.}$$

$$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = \frac{\text{ใช้ } 0.08 \text{ มก.}}{\text{ล.}} \times \frac{84 \text{ ล.}}{\text{วัน}} \times 20 \text{ เท่า} = 0.13 \text{ ก.}$$

$$\text{Na}_3\text{P}_3\text{O}_9 = \frac{\text{ใช้ } 0.03 \text{ มก.}}{\text{ล.}} \times \frac{84 \text{ ล.}}{\text{วัน}} \times 20 \text{ เท่า} = 0.05 \text{ ก.}$$

$$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = \frac{\text{ใช้ } 0.02 \text{ มก.}}{\text{ล.}} \times \frac{84 \text{ ล.}}{\text{วัน}} \times 20 \text{ เท่า} = 0.03 \text{ ก.}$$

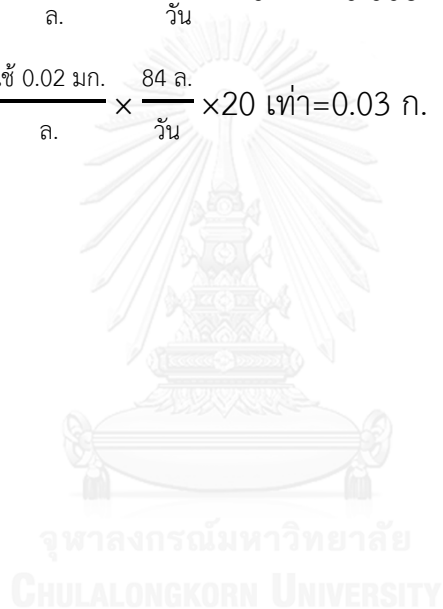
$$\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = \frac{\text{ใช้ } 0.03 \text{ มก.}}{\text{ล.}} \times \frac{84 \text{ ล.}}{\text{วัน}} \times 20 \text{ เท่า} = 0.05 \text{ ก.}$$

$$\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O} = \frac{\text{ใช้ } 0.3 \text{ มก.}}{\text{ล.}} \times \frac{84 \text{ ล.}}{\text{วัน}} \times 20 \text{ เท่า} = 0.5 \text{ ก.}$$

$$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = \frac{\text{ใช้ } 0.1 \text{ มก.}}{\text{ล.}} \times \frac{84 \text{ ล.}}{\text{วัน}} \times 20 \text{ เท่า} = 0.1 \text{ ก.}$$

$$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O} = \frac{\text{ใช้ } 0.004 \text{ มก.}}{\text{ล.}} \times \frac{84 \text{ ล.}}{\text{วัน}} \times 20 \text{ เท่า} = 0.006 \text{ ก.}$$

$$\text{NiSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = \frac{\text{ใช้ } 0.02 \text{ มก.}}{\text{ล.}} \times \frac{84 \text{ ล.}}{\text{วัน}} \times 20 \text{ เท่า} = 0.03 \text{ ก.}$$



ก.3 ตัวอย่างการคำนวณค่าความเป็นต่างในน้ำทิ้งทางทฤษฎี

- ยกตัวอย่างค่าความเป็นต่างในน้ำทิ้งจากการทดลองส่วนแรกที่มีค่าอัตราส่วน $\text{COD}/\text{NO}_3^- - \text{N}$ เท่ากับ 5

ปริมาณไนเตรตในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ เท่ากับ 102 มก.ไนโตรเจน/ล.

ปริมาณไนเตรตในน้ำทิ้ง เท่ากับ 0.09 มก.ไนโตรเจน/ล.

ระบบสามารถบำบัดไนเตรตได้ เท่ากับ $102 - 0.09 = 101.91$ มก.ไนโตรเจน/ล.

จากทฤษฎีการเกิดค่าความเป็นต่าง 3.57 ก.แคลเซียมคาร์บอเนต ต่อ 1 ก. ไนโตรเจนที่ถูกเปลี่ยนให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน

ในทางทฤษฎีระบบควรมีค่าความเป็นต่างเพิ่มสูงขึ้น เท่ากับ

$$\frac{3570 \text{ มก.แคลเซียมคาร์บอเนต}}{1000 \text{ มก.ไนโตรเจน}} \times 101.91 \text{ มก.ไนโตรเจน} = 363.82 \text{ มก.แคลเซียมคาร์บอเนต}$$

ก. 4 การคำนวณปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นในทางทฤษฎี

จากสมการที่ 1.24 ก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบได้แก่ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์และก๊าซไนโตรเจน การเดินระบบโดยการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

1. ก๊าซไนโตรเจนที่เกิดขึ้นจากกระบวนการบำบัดในเทรต

ระบบสามารถบำบัดในเทรตได้ 102.64 มก.ไนโตรเจน/ล.

อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกิริยา เท่ากับ 96 ล./วัน

$$\text{ดังนั้นระบบสามารถบำบัดในเทรตได้ เท่ากับ } 102.64 \text{ มก.} \frac{\text{ไนโตรเจน}}{\text{ล.}} \times 96 \frac{\text{ล.}}{\text{วัน}} = 9.85$$

$\frac{\text{ก.ไนโตรเจน}}{\text{วัน}}$

จากสมการที่ 1.24

การใช้ในเทรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน 14 ก. ทำให้เกิดก๊าซไนโตรเจน 0.4133 โมล/วัน

ดังนั้น ถ้าใช้ในเทรต 9.85 $\frac{\text{ก.ไนโตรเจน}}{\text{วัน}}$ จะทำให้เกิดก๊าซไนโตรเจน เท่ากับ 0.2928 โมล

คิดเป็นปริมาตรก๊าซที่อุณหภูมิ 30 องศาเซียส 0.2908 โมล $\times 24.86 \frac{\text{ล.}}{\text{โมล}} = 7.2293 \text{ ล.}$

2. ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นจากการใช้กลูโคสเป็นสารให้อิเล็กตรอนในกระบวนการบำบัดในเทรต

เมื่อพิจารณาประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนร่วมกับอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกิริยา พบว่าระบบสามารถบำบัดสารอินทรีย์คาร์บอนได้ 29 ก.ซีไอดี/วัน

คิดเป็นปริมาณกลูโคส เท่ากับ 29 ก. $\frac{\text{ซีไอดี}}{\text{วัน}} \times \frac{1 \text{ ก.กลูโคส}}{1.06 \text{ ก.ซีไอดี}} = 27.36 \text{ ก. กลูโคส/วัน}$

จากสมการที่ 1.24

การใช้กลูโคสเป็นแหล่งของสารอินทรีย์คาร์บอน 57.744 ก. ทำให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ 1.38 โมล

ดังนั้น ถ้าใช้กลูโคส 27.36 ก. กลูโคส/วัน ทำให้เกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ เท่ากับ

$$\frac{27.36 \text{ ก.} \frac{\text{กลูโคส}}{\text{วัน}} \times 1.38 \text{ โมล}}{57.744 \text{ ก.}} = 0.6539 \text{ โมล}$$

คิดเป็นปริมาตรก๊าซที่อุณหภูมิ 30 องศาเซียส 0.6539 โมล $\times 24.86 \frac{\text{ล.}}{\text{โมล}} = 16.2560 \text{ ล.}$

ดังนั้น ปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นทั้งหมด เท่ากับ 7.2293 ล. + 16.2560 ล. = 23.48 $\frac{\text{ล.}}{\text{วัน}}$

ก-5 การคำนวณปริมาณเซลล์ที่เกิดขึ้นภายในระบบ

ยกตัวอย่างการคำนวณเซลล์ที่เกิดขึ้นในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ

ค่าซีโอดีของน้ำเสียนที่เข้าสู่ระบบ 495.11 มก.ซีโอดี/ล.

ค่าซีโอดีของน้ำทิ้ง 73.06 มก.ซีโอดี/ล.

ปริมาณซีโอดีที่ถูกกำจัด 422.05 มก.ซีโอดี/ล.

ปริมาณของแข็งแขวนลอย 112 มก.ซีโอดี/ล.

อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ 84 ล./วัน

ยี่ลด์ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน 0.4 ก.วีเอสเอส/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด

$$Y\left(\frac{\text{ก. วีเอสเอส}}{\text{ล.}}\right) = \frac{\text{เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบ}}{\text{เซลล์ที่ถูกจุลินทรีย์ใช้ไป}}$$

เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบ = $Y \times$ ซีโอดีที่ถูกจุลินทรีย์ใช้ไป

เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบ = $0.4 \times 422.05 \text{ มก.ซีโอดี/ล.} \times 84 \text{ ล./วัน} = 14.18 \text{ ก./วัน}$

เซลล์ที่หลุดออกจากระบบ = ปริมาณของแข็งแขวนลอย \times อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ

เซลล์ที่หลุดออกจากระบบ = $112 \text{ มก./ล.} \times 84 \text{ ล./วัน} = 9.41 \text{ ก./วัน}$

ภาคผนวก ข

ผลการทดลอง

ข-1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของระบบในช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบ

ตาราง ข.1.1 ค่าพีเอช ค่าโออาร์พี และค่าไนเตรตน้ำเข้าและน้ำทิ้งในช่วงแรกของการเริ่มเดิน

ระบบ

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทำการ ทดลอง	ไนเตรต (มก.ไนโตรเจน/ล.)		พีเอช		โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
15/07/58	1	104	0.02	8.34	8.34	-119.8	-169.8
16/07/58	2	102	0.06	8.3	8.17	-118.1	-119.2
17/07/58	3	99	0.01	8.16	8.15	-119.2	-179.8
18/07/58	4	95	0.01	8.3	8.09	-122.5	-125.5
19/07/58	5	101	0.01	8.23	8.09	-118.1	-133.7
20/07/58	6	96	0.02	8.23	7.86	-115.2	-146.6
21/07/58	7	94	0.02	8.07	7.38	-116.6	-133.3
22/07/58	8	121	0.02	8.2	7.82	-122.4	-140.5
31/07/58	17	104	29.88	8.15	8.03	-125.3	-145.5
01/08/58	18	104	0.01	8.3	8.13	-124.7	-155.4
02/08/58	19	105	0.00	8.34	8.15	-124.6	-160.6
03/08/58	20	103	0.01	8.36	8.25	-119.5	-156.7
N	12	12	12	12	12	12	12
ค่าเฉลี่ย		102	0.09	8.03	8.18	-121	-147
SD		7	0.02	0.25	0.10	3	18

ตาราง ข.1.2 ค่าสภาพต่าง ค่ากรดไขมันระเหย และค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง ของน้ำเข้าและน้ำทิ้งในช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบ

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ค่าสภาพต่าง (มก. หินปูน/ล.)		ค่ากรดไขมันระเหย (มก. หินปูน/ล.)		ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหย/สภาพต่าง	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
15/07/58	1	425	1080	35	135	0.1	0.13
18/07/58	4	495	955	10	5	0.02	0.01
22/07/58	8	450	895	25	45	0.05	0.05
26/07/58	12	445	860	20	30	0.05	0.03
31/07/58	17	455	825	15	15	0.03	0.02
02/08/58	18	410	865	20	15	0.05	0.02
N	6	6	6	6	6	6	6
ค่าเฉลี่ย		447	977	20.83	21	0.05	0.04
SD		2	10	12	10	0.02	0.04

ตาราง ข.1.3 ค่าซีไอได้น้ำเข้าและน้ำทิ้งในช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบ

ว/ด/ป	ค่าซีไอได้น้ำเข้า				ค่าซีไอได้น้ำออก			
	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
15/07/58	536	516	536	536	84	84	99	89
18/07/58	516	496	516	509	64	67	63	65
19/07/58	496	496	477	489	104	104	104	104
20/07/58	516	496	516	509	127	129	123	126
31/07/58	492	484	499	492	135	127	135	132
01/08/58	484	484	484	484	28	28	28	28
02/08/58	455	462	462	460	24	17	20	20
03/08/58	455	455	470	460	28	20	24	24
N				8				8
ค่าเฉลี่ย				492				73
S.D.				24				43

ตาราง ข.1.4 ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งช่วงแรกของการเริ่มเดินระบบ

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทำการ ทดลอง	ค่าของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)			ค่าเฉลี่ย
		ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	
18/07/58	4	100	100	100	100
22/07/58	8	113	116	114	115
31/07/58	17	113	110	111	112
03/07/58	20	118	121	120	120
N					4
ค่าเฉลี่ย					112
S.D.					9



ข-2 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของการเดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻ -N เท่ากับ 1:1

ตาราง ข.2.1 ค่าซีโอดีในน้ำเข้าและน้ำทิ้งในช่วงของการเดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻ -N เท่ากับ 1:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ค่าซีโอดีน้ำเข้า (มก.ซีโอดี/ล.)				ค่าซีโอดีน้ำทิ้ง (มก.ซีโอดี/ล.)			
		ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	เฉลี่ย
4/08/58	1	114	114	110	113	30	19	27	25
5/08/58	2	106	129	118	118	23	27	34	28
6/08/58	3	99	99	97	98	15	15	15	15
8/08/58	5	95	102	97	98	34	34	34	34
9/08/58	6	95	110	107	104	23	15	19	19
13/08/58	10	107	101	111	106	20	16	16	17
14/08/58	11	97	97	97	97	10	10	10	10
16/08/58	13	98	98	-	98	18	18	-	18
17/08/58	14	97	97	-	97	22	14	18	18
18/08/58	15	93	97	-	95	10	10	-	10
30/08/58	27	112	104	112	109	46	39	39	41
31/08/58	28	112	104	112	109	46	39	39	41
01/09/58	29	96	96	-	96	24	52	-	38
02/09/58	30	108	104	-	106	28	30	-	29
03/09/58	31	100	100	-	100	16	16	-	16
08/09/58	36	102	98	-	100	18	18	-	18
09/09/58	37	98	98	-	98	18	22	-	20
10/09/58	38	102	106	-	104	18	18	-	8
11/09/58	39	102	106	-	104	22	26	-	24
12/09/58	40	107	107	-	107	24	24	-	24
N					20				20
เฉลี่ย					103				23
S.D.					6				10

ตาราง ข.2.2 ค่าไนเตรตและค่าออกซิเจนละลายในน้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 1:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ไนเตรต (มก.ไนโตรเจน/ล.)		ค่าออกซิเจนละลาย (มก.ออกซิเจน/ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
04/08/5	1	98.71	51.37	-	-
05/08/58	2	91.04	82.29	-	-
06/08/58	3	95.01	69.92	-	-
07/08/58	4	94.76	71.45	-	-
08/08/58	5	89.33	74.1	6.71	0.77
09/08/58	6	98.5	65.36	6.92	0.31
10/08/58	7	99.63	61.23	6.96	0.74
11/08/58	8	96.66	69.22	6.93	0.4
12/08/58	9	102.3	75.39	7.66	1.05
13/08/58	10	97.19	70.26	6.91	0.1
14/08/58	11	101.6	73.13	6.98	0.2
15/08/58	12	98.14	78.11	6.49	0.2
16/08/58	13	110	97.97	7.58	0.43
17/08/58	14	99.66	90.66	6.87	0.37
18/08/58	15	104.76	75.68	-	-
29/08/58	26	108.3	77.55	-	-
30/08/58	27	93.49	59.65	7.02	0.2
31/08/58	28	96.8	59.16	6.47	0.32
01/09/58	29	91.51	51.96	6.85	0.73
02/09/58	30	101.8	77.4	4.42	0.35
03/08/58	31	108.8	72.24	7.44	0.38
07/09/58	35	99.59	85.95	-	-
08/09/58	36	90.89	71.12	-	-
09/09/58	37	101.1	75.41	-	-
10/09/58	38	101.8	81.2	5.53	0.93
11/09/58	39	98.01	78.01	5.52	0.9
12/09/58	40	100.2	82.18	-	-
N		27	27	17	17
เฉลี่ย		99	73	7	0.5
S.D.		5	11	0.8	0.3

ตาราง ข.2.3 ค่าพีเอช และค่าไออาร์พี ของน้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻N เท่ากับ 1:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทำการ ทดลอง	ค่าพีเอช		ค่าไออาร์พี (มิลลิโวลต์)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
04/08/58	1	8.2	8.30	-123.4	-155.2
05/08/58	2	8.18	8.10	-122.1	-157.4
06/08/58	3	8.19	8.15	-119.5	-164.3
07/08/58	4	8.18	8.25	-124.6	-162.5
08/08/58	5	8.23	8.20	-113.5	-139.4
09/08/58	6	8.05	8.29	-121.5	-141.3
10/08/58	7	8.14	8.18	-116.4	-140.1
11/08/58	8	8.14	8.18	-123.6	-143.4
12/08/58	9	8.35	8.51	-125.2	-145.1
13/08/58	10	8.22	8.27	-122.4	-141.3
14/08/58	11	8.08	8.13	-117.5	-139.7
15/08/58	12	8.16	8.21	-113.5	-139.4
16/08/58	13	8.14	8.15	-121.5	-141.3
17/08/58	14	8.26	8.31	-116.4	-140.1
18/08/58	15	8.16	8.25	-123.6	-143.4
29/08/58	26	8.14	8.15	-121.5	-141.3
30/08/58	27	8.19	8.12	-114.4	-139.6
31/08/58	28	8.13	8.12	-113.2	-140.2
01/09/58	29	8.1	8.01	-118.5	-130.9
02/09/58	30	7.8	8.32	-119.7	-135.7
03/09/58	31	8.18	8.23	-117.2	-141.2
07/09/58	35	8.17	8.24	-146.3	-145.8
08/09/58	36	8.17	8.29	-167.4	-168.2
09/09/58	37	8.1	8.17	-168.6	-175.8
10/09/58	38	8.04	8.12	-154.5	-160.5
11/09/58	39	8.15	8.2	-185	-190.2
12/09/58	40	7.9	8.14	-186.8	-198.5
N		27	27	27	27
เฉลี่ย		8.14	8.21	-130	-150
S.D.		0.11	0.10	22	17

ตาราง ข.2.4 ค่าไนโตรเจน และค่าแอมโมเนีย ของน้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻N เท่ากับ 1:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ไนโตรเจน (มก.ไนโตรเจน/ล.)		แอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
11/08/58	8	0.01	0.49	0.19	1.11
12/08/58	9	0.00	0.46	3.42*	0.26
13/08/58	10	0.00	0.42	0.07	0.21
14/08/58	11	0.01	0.46	0.00	1.93
15/08/58	12	0.01	0.43	0.03	1.66
16/08/58	13	0.01	0.37	0.00	1.35
17/08/58	14	0.00	0.44	0.02	1.58
18/08/58	15	0.02	0.54	0.00	0.00
30/08/58	27	0.01	0.89	10.40*	0.00
31/08/58	28	0.00	4.13	0.02	0.29
01/09/58	29	0.01	1.38	13.40*	0.47
02/09/58	30	0.01	0.27	6.77*	0.53
03/09/58	31	0.01	1.89	0.00	1.32
07/09/58	35	0.01	0.20	0.00	0.00
08/09/58	36	0.01	2.12	0.00	1.93
09/09/58	37	0.02	1.88	0.00	3.35
10/09/58	38	0.00	2.10	0.00	0.66
11/09/58	39	0.01	2.95	0.00	1.41
12/09/58	40	0.00	0.51	0.00	1.09
N		19	19	19	19
เฉลี่ย		0.01	1.15	0.02	1.01
S.D.		0.00	1.09	0.05	0.9

หมายเหตุ * ค่าดังกล่าวไม่นำมาคิดในส่วนที่เป็นค่าเฉลี่ย

ตาราง ข.2.5 ค่าสภาพต่าง ค่ากรดไขมันระเหย และค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง ของน้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻N เท่ากับ 1:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ค่าสภาพต่าง (มก. หินปูน/ล.)		ค่ากรดไขมันระเหย (มก. หินปูน/ล.)		ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหย/สภาพต่าง	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
08/08/58	5	455	565	15	10	0.03	0.02
10/08/58	7	440	460	20	15	0.05	0.03
14/08/58	11	450	550	15	10	0.03	0.02
17/08/58	14	425	650	10	10	0.02	0.02
30/08/58	27	405	550	25	15	0.06	0.03
02/09/58	30	450	550	15	10	0.03	0.02
07/09/58	35	425	460	10	15	0.02	0.03
N		7	7	7	7	7	7
ค่าเฉลี่ย		436	541	16	12	0.04	0.02
S.D.		18	66	5	3	0.01	0.00

ตาราง ข.2.6 ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 1:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ค่าของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)			ค่าเฉลี่ย
		ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	
11/08/58	8	29	40	20	29.67
16/08/58	13	25	26	26	25.67
18/08/58	15	23	22.5	24	23.17
01/09/58	29	21	20	22	21
N					4
ค่าเฉลี่ย					25
S.D.					4

ข 3 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของการเดินระบบที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับ
ขั้น

ตาราง ข.3.1-1 ค่าซีโอดีของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ถังปฏิบัติการแบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	ช่วง วันที่ทำ การ ทดลอง	ค่าซีโอดีของสารอินทรีย์ คาร์บอนที่เติมแบบเป็น ลำดับขั้น (มก.ซีโอดี/ล.)		เฉลี่ย
		ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	
26/11/58	74	2307	2388	2348
27/11/58	75	2226	2307	2267
28/11/58	76	2388	2388	2388
29/11/58	77	2469	2469	2469
30/11/58	78	2712	2631	2671
01/12/58	79	2550	2550	2550
02/12/58	80	2469	2469	2469
03/12/58	81	2347	2428	2388
04/12/58	82	2428	2428	2428
05/12/58	83	2347	2347	2347
06/12/58	84	2347	2347	2347
07/12/58	85	2429	2348	2388
08/12/58	86	2347	2347	2347
09/12/58	87	2587	2587	2587
10/12/58	88	2666	2666	2666
11/12/58	89	2470	2470	2470
12/12/58	90	2587	2509	2548
13/12/58	91	2587	2626	2607
14/12/58	92	2509	2587	2548
15/12/58	93	2587	2587	2587
16/12/58	94	2360	2360	2360
17/12/58	95	2360	2360	2360
18/12/58	96	2320	2320	2320
19/12/58	97	2320	2320	2320
20/12/58	98	2320	2320	2320
21/12/58	99	2400	2400	2400
22/12/58	100	2400	2400	2400
23/12/58	101	2608	2608	2608
25/12/58	103	2726	2687	2707
26/12/58	104	2371	2371	2371
27/12/58	105	2371	2292	2332

28/12/58	106	2381	2381	2381
29/12/58	107	2460	2460	2460
30/12/58	108	2460	2460	2460

ตาราง ข.3.1-2 ค่าซีไอดีของสารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมเข้าสู่ถังปฏิกรณ์แบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทำการ ทดลอง	ค่าซีไอดีของสารอินทรีย์ คาร์บอนที่เติมแบบเป็น ลำดับขั้น (มก.ซีไอดี/ล.)		เฉลี่ย
		ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	
31/12/58	109	2381	2381	2381
01/01/59	110	2091	2168	2130
02/01/59	111	2013	2091	2052
03/01/59	112	2168	2091	2091
04/01/59	113	2168	2091	2130
05/01/59	114	2168	2091	2130
06/01/59	115	2168	2168	2168
08/01/59	117	2013	2091	2052
10/01/59	119	2439	2360	2400
11/01/59	120	2360	2360	2360
12/01/59	121	2439	2360	2340
13/01/59	122	2125	2439	2282
14/01/59	123	2361	2439	2340
15/01/59	124	2439	2282	2360
16/01/59	125	2439	2439	2439
17/01/59	126	2361	2439	2340
18/01/59	127	2439	2818	2479
19/01/59	128	2439	2439	2439
20/01/59	129	2439	2360	2340
21/01/59	130	2439	2439	2439
22/01/59	131	2361	2439	2400
23/01/59	132	2439	2360	2439
N				56
เฉลี่ย				2334
S.D.				124

ตาราง ข.3.2-1 ค่าซีโอดีของน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระบบบำบัดที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ค่าซีโอดีน้ำเข้า (มก.ซีโอดี/ล.)			ค่าซีโอดีน้ำออก (มก.ซีโอดี/ล.)		
		ครั้งที่	ครั้งที่	ค่าเฉลี่ย	ครั้งที่	ครั้งที่	ค่าเฉลี่ย
		1	2		1	2	
26/11/58	74	91	91	91	14	14	14
27/11/58	75	91	91	91	10	10	10
28/11/58	76	91	91	91	22	18	20
29/11/58	77	91	83	87	14	10	12
30/11/58	78	91	91	91	18	18	18
01/12/58	79	87	87	87	18	18	18
02/12/58	80	97	97	97	8	8	8
03/12/58	81	89	89	89	8	8	8
04/12/58	82	89	85	87	4	4	4
05/12/58	83	89	89	89	8	12	10
06/12/58	84	77	77	77	12	12	12
07/12/58	85	89	89	89	8	8	8
08/12/58	86	89	89	89	8	8	8
09/12/58	87	93	93	93	20	16	17
10/12/58	88	94	94	94	20	12	16
11/12/58	89	92	94	93	19	15	17
12/12/58	90	94	92	93	16	23	20
13/12/58	91	94	94	94	20	20	20
14/12/58	92	90	94	92	20	20	20
15/12/58	93	94	94	94	24	24	24
16/12/58	94	92	92	92	16	16	16
17/12/58	95	84	84	84	16	12	14
18/12/58	96	88	84	86	16	12	14
19/12/58	97	80	80	80	12	12	12
20/12/58	98	80	80	80	16	16	16
21/12/58	99	84	84	84	44	40	42
22/12/58	100	84	84	84	44	40	42
23/12/58	101	95	95	95	30	32	31
25/12/58	103	99	95	97	30	32	31
26/12/58	104	79	75	77	12	12	12
27/12/58	105	83	83	83	12	12	12
28/12/58	106	80	83	81	16	16	16
29/12/58	107	83	83	83	20	20	20
30/12/58	108	91	91	91	16	16	16

ตาราง ข.3.2-2 ค่าซีโอดีของน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระบบบำบัดที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ค่าซีโอดีน้ำเข้า (มก.ซีโอดี/ล.)			ค่าซีโอดีน้ำออก (มก.ซีโอดี/ล.)		
		ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ค่าเฉลี่ย	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ค่าเฉลี่ย
31/12/58	109	88	83	85	16	20	18
01/01/59	110	70	66	68	8	4	6
02/01/59	111	66	70	68	4	4	4
03/01/59	112	70	70	70	4	8	6
04/01/59	113	70	66	68	15	12	13
05/01/59	114	81	77	79	8	4	6
06/01/59	115	77	81	79	4	8	6
08/01/59	117	70	70	70	4	8	6
10/01/59	119	94	94	94	16	16	16
11/01/59	120	94	94	94	12	20	16
12/01/59	121	98	98	98	12	20	16
13/01/59	122	98	98	98	12	12	12
14/01/59	123	91	91	91	8	16	12
15/01/59	124	99	95	96	12	12	12
16/01/59	125	94	94	94	12	12	12
17/01/59	126	90	94	92	20	24	22
18/01/59	127	94	102	98	20	16	18
19/01/59	128	94	94	94	16	16	16
20/01/59	129	98	98	98	16	20	18
21/01/59	130	98	94	96	24	20	22
22/01/59	131	94	98	96	16	20	18
23/01/59	132	98	98	98	20	16	18
N				56			56
เฉลี่ย				88			15
S.D.				8			6

ตารางที่ ข.3.3-1 ค่าไนเตรตและค่าออกซิเจนละลายในน้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ไนเตรต (มก.ไนโตรเจน/ล.)		ค่าออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
26/11/58	74	103	1	4.25	0.08
27/11/58	75	100	0.2	3.13	0.38
28/11/58	76	99	0.2	3.89	0.16
29/11/58	77	100	17	4.21	0.35
30/11/58	78	111	2	6.94	0.32
01/12/58	79	103	2	2.26	0.47
02/12/58	80	107	6	4.09	0.39
03/12/58	81	106	2	3.75	0.24
04/12/58	82	109	0.2	3.93	0.23
05/12/58	83	114	4	4.43	0.29
06/12/58	84	102	4	7.56	0.36
07/12/58	85	110	3	7.5	0.3
08/12/58	86	104	4	6.7	0.32
09/12/58	87	101	1	7.75	0.28
10/12/58	88	102	0.6	8.32	0.3
11/12/58	89	101	2	4.42	0.12
12/12/58	90	101	2	4.44	0.12
13/12/58	91	102	2	6.41	0.17
14/12/58	92	103	0.6	8.15	0.15
15/12/58	93	107	0.2	7.79	0.12
16/12/58	94	107	0.6	6.07	0.2
17/12/58	95	104	8	4.54	0.2
18/12/58	96	101	7	7.6	0.24
19/12/58	97	104	8	4.8	0.22
20/12/58	98	101	5	5.45	0.13
21/12/58	99	109	6	4.75	0.11
22/12/58	100	104	3	5	0.22
23/12/58	101	115	1	6.62	0.01
25/12/58	103	131	12	5.51	0.15
26/12/58	104	116	17	4.79	0.13
27/12/58	105	111	3	4.22	0.11
28/12/58	106	94	3	4.22	0.1
29/12/58	107	102	0.5	5.2	0.1
30/12/58	108	103	3	4.45	0.14

ตารางที่ ข.3.3-2 ค่าไนเตรตและค่าออกซิเจนละลายในน้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ไนเตรต (มก.ไนโตรเจน/ล.)		ค่าออกซิเจนละลาย (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/12/58	109	113	0.7	4.32	0.12
01/01/59	110	106	3	4.45	0.17
02/01/59	111	100	0.4	4.54	0.17
03/01/59	112	106	2	4.45	0.17
04/01/59	113	100	0.3	4.45	0.15
05/01/59	114	103	2	4.4	0.1
06/01/59	115	103	2	4.67	0.12
08/01/59	117	105	2	4.45	0.17
10/01/59	119	110	3	4.47	0.12
11/01/59	120	109	4	6.75	0.17
12/01/59	121	111	4	5.51	0.15
13/01/59	122	108	3	4.79	0.13
14/01/59	123	97	1	4.22	0.11
15/01/59	124	112	1	4.22	0.1
16/01/59	125	108	2	5.2	0.1
17/01/59	126	108	1	4.45	0.14
18/01/59	127	106	1	4.32	0.12
19/01/59	128	108	1	4.45	0.17
20/01/59	129	106	1	4.54	0.17
21/01/59	130	106	1	4.45	0.17
22/01/59	131	103	1	4.45	0.15
23/01/59	132	107	1	4.4	0.1
N		56	56	56	56
เฉลี่ย		105.63	2.99	5.27	0.18
S.D.		5.75	3.56	1.73	0.09

ตารางที่ ข.3.4-1 ค่าพีเอชและโออาร์พีในน้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ไนโตรเจน (มก.ไนโตรเจน/ล.)		แอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
26/11/58	74	0.00	0.04	0.08	1.48
27/11/58	75	0.00	0.01	0.08	0.09
28/11/58	76	0.01	0.68	0.11	0.09
29/11/58	77	0.01	0.90	0.04	0.22
30/11/58	78	0.02	1.22	0.05	0.22
01/12/58	79	0.01	1.45	0.11	0.46
02/12/58	80	0.01	1.97	0.12	0.50
03/12/58	81	0.01	0.88	0.12	0.36
04/12/58	82	0.01	2.78	0.12	0.32
05/12/58	83	0.01	3.23	0.67	0.26
06/12/58	84	0.01	0.30	0.11	2.93
07/12/58	85	0.01	0.29	0.00	2.53
08/12/58	86	0.01	0.98	0.09	0.36
09/12/58	87	0.00	0.84	0.09	1.86
10/12/58	88	0.01	1.03	0.08	0.23
11/12/58	89	0.01	1.23	0.11	0.16
12/12/58	90	0.00	1.25	0.04	2.32
13/12/58	91	0.01	1.50	0.09	0.21
14/12/58	92	0.01	1.66	0.06	0.13
15/12/58	93	0.01	2.29	0.04	0.20
16/12/58	94	0.01	3.69	0.07	0.18
17/12/58	95	0.01	3.71	0.20	0.34
18/12/58	96	0.01	3.57	0.12	0.48
19/12/58	97	0.01	4.24	0.14	0.28
20/12/58	98	0.01	0.44	0.09	0.09
21/12/58	99	0.01	3.88	1.25	0.10
22/12/58	100	0.01	1.14	0.18	0.18
23/12/58	101	0.01	1.65	0.21	0.33
25/12/58	103	0.01	1.09	0.18	0.75
26/12/58	104	0.01	0.77	0.10	0.71
27/12/58	105	0.00	0.86	0.13	1.04
28/12/58	106	0.00	0.78	0.27	0.26
29/12/58	107	0.00	0.78	0.00	0.69
30/12/58	108	0.00	1.10		

ตารางที่ ข.3.4-2 ค่าพีเอชและไออาร์พีในน้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ไนโตรเจน		แอมโมเนีย	
		(มก.ไนโตรเจน/ล.)	(มก.ไนโตรเจน/ล.)	(มก.ไนโตรเจน/ล.)	(มก.ไนโตรเจน/ล.)
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/12/58	109	0.00	1.10	0.00	1.11
01/01/59	110	0.00	4.81	0.00	1.35
02/01/59	111	0.00	1.32	0.00	0.95
03/01/59	112	0.00	1.15	0.00	0.72
04/01/59	113	0.00	1.77	0.00	0.28
05/01/59	114	0.01	1.29	0.00	1.46
06/01/59	115	0.00	0.90	0.00	0.96
08/01/59	117	0.00	2.73	0.00	1.93
10/01/59	119	0.00	0.96	0.00	1.83
11/01/59	120	0.00	2.59	0.00	2.73
12/01/59	121	0.01	1.09	0.38	1.93
13/01/59	122	0.01	0.77	0.10	0.71
14/01/59	123	0.00	0.86	0.13	1.04
15/01/59	124	0.00	0.78	0.27	0.26
16/01/59	125	0.00	1.10	0.00	0.69
17/01/59	126	0.00	4.81	0.00	1.11
18/01/59	127	0.0	1.32	0.00	1.35
19/01/59	128	0.00	1.15	0.00	0.95
20/01/59	129	0.00	1.77	0.00	0.72
21/01/59	130	0.00	1.29	0.00	0.28
22/01/59	131	0.01	0.90	0.00	1.46
23/01/59	132	0.00	2.73	0.00	0.96
N		56	56	56	56
เฉลี่ย		0.01	1.58	0.13	0.83
S.D.		0.00	1.18	0.19	0.73

ตารางที่ ข.3.5 ค่าความเป็นต่างและค่ากรดไขมันระเหยในน้ำเข้าและน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทำการ ทดลอง	ค่าสภาพต่าง (มก.หินปูน/ล.)		ค่ากรดไขมันระเหย (มก.หินปูน/ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
26/11/58	74	360	650	10	15
29/11/58	77	400	550	40	65
02/12/58	80	380	745	15	20
04/12/58	82	380	600	20	355
06/12/58	84	310	650	15	180
08/12/58	86	385	675	75	275
12/12/58	90	380	735	15	125
19/12/58	97	375	730	10	40
27/12/58	105	360	750	15	35
04/01/59	113	380	745	15	20
12/01/59	121	380	745	15	20
19/01/59	128	310	725	15	50
N		12	12	12	12
เฉลี่ย		367	692	22	29
S.D.		28	66	19	12

ตารางที่ ข.3.6 ค่าของแข็งแขวนลอยในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดที่มีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทำการ ทดลอง	ค่าของแข็งแขวนลอย (มก./ล.)			ค่าเฉลี่ย
		ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	
30/11/58	78	6	7	7	7
06/12/58	84	12	11	11	11
13/12/58	91	14	13	12	13
19/12/58	97	22	11	15	16
25/12/58	103	15	14	14	14
04/01/59	113	12	10	13	12
11/01/59	120	10	12	12	11
19/01/59	128	35	9	12	11
N					8
ค่าเฉลี่ย					12
S.D.					3

ข.4 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในน้ำเสียตลอดความสูงของถังปฏิกริยา

ตารางที่ ข.4.1-1 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ตลอดความสูงของถังปฏิกริยาที่เดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N 1:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ความสูงของถังปฏิกริยา (ชม.)	ไนเตรต (มก.ไนโตรเจน/ล.)						เฉลี่ย
			ครั้งที่						
			1	2	3	4	5	6	
13/08/58 18/08/58 31/08/58 01.09/58 03/09/58 06/09/58	10 15 28 29 31 39	14	92	100	68	86	77	78	83
		36	90	94	78	81	73	74	81
		58	86	94	78	78	72	74	80
		80	86	94	74	76	72	71	79
		102	79	94	71	72	72	75	77
		124	78	89	68	69	72	76	75
		146	81	83	64	68	71	75	74
		168	75	92	66	71	72	74	75
		190	80	90	66	67	71	76	75
		212	78	79	67	69	71	79	74
ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ความสูงของถังปฏิกริยา (ชม.)	ซีโอดี (มก.ซีโอดี/ล.)						เฉลี่ย
			ครั้งที่						
			1	2	3	4	5	6	
13/08/58 18/08/58 31/08/58 01.09/58 03/09/58 06/09/58	10 15 28 29 31 39	14	56	55	43	56	46	32	47
		36	12	10	23	23	11	30	20
		58	11	10	23	23	11	18	17
		80	16	10	23	22	11	14	16
		102	12	10	27	20	11	16	16
		124	16	10	27	22	11	16	17
		146	15	10	23	20	11	22	17
		168	20	10	12	22	11	22	17
		190	28	10	27	25	11	22	20
		212	20	10	30	22	12	22	19

ตารางที่ ข.4.1-2 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ตลอดความสูงของถังปฏิกริยาที่เดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N 1:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ความสูงของถังปฏิกริยา (ซม.)	ไนโตรเจน (มก.ไนโตรเจน/ล.)						เฉลี่ย
			ครั้งที่						
			1	2	3	4	5	6	
13/08/58 18/08/58 31/08/58 01.09/58 03/09/58 06/09/58	10	14	0.41	0.65	3.64	0.01	1.51	3.05	1.55
		36	0.35	0.63	4.02	1.01	1.60	3.50	1.85
		58	0.31	0.56	3.55	1.10	1.55	3.19	1.71
		80	0.26	0.61	3.25	0.84	1.63	3.35	1.66
		102	0.35	0.63	3.57	0.70	1.63	2.83	1.62
		124	0.37	0.50	3.26	0.87	0.15	3.11	1.38
		146	0.28	0.63	3.09	0.49	1.77	3.12	1.56
		168	0.18	0.63	2.83	0.78	1.68	2.73	1.47
		190	0.10	0.25	3.04	0.93	1.76	2.61	1.45
		212	0.10	0.25	3.04	0.93	1.76	2.61	1.45
ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ความสูงของถังปฏิกริยา (ซม.)	แอมโมเนีย (มก.ไนโตรเจน/ล.)						เฉลี่ย
			ครั้งที่						
			1	2	3	4	5	6	
13/08/58 18/08/58 31/08/58 01.09/58 03/09/58 06/09/58	10	14	0.21	0.1	0.36	0.00	0.50	0.70	0.27
		36	0.12	0.14	0.06	0.00	0.05	0.23	0.12
		58	0.15	0.39	0.10	0.00	0.37	0.45	0.20
		80	0.14	0.51	0.03	2.54	3.45	0.64	0.33
		102	0.09	0.55	0.06	0.00	2.45	0.99	0.33
		124	0.13	1.75	0.08	1.48	0.77	0.95	0.86
		146	0.24	1.84	0.14	0.54	3.01	1.16	0.78
		168	0.48	1.26	0.30	1.36	3.01	1.36	0.96
		190	0.29	1.55	0.21	1.00	1.76	1.56	0.92
		212	0.23	1.19	0.16	1.00	2.34	1.59	0.83

ตารางที่ ข.4.1-1 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ตลอดความสูงของถังปฏิกริยาที่เดินระบบด้วยน้ำเสียที่มีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N 1:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ความสูงของถังปฏิกริยา (ซม.)	พีเอชครั้งที่						เฉลี่ย
			1	2	3	4	5	6	
13/08/58 18/08/58 31/08/58 01.09/58 03/09/58 06/09/58	10	14	7.65	7.77	7.93	8.05	7.96	7.57	7.82
		36	7.61	7.65	7.75	7.75	7.91	7.55	7.70
		58	7.80	7.73	7.75	7.90	7.95	7.77	7.82
		80	7.91	7.73	7.87	7.89	7.98	7.78	7.86
		102	7.83	7.68	7.86	7.99	7.96	7.77	7.85
		124	7.87	7.93	7.83	8.23	8.01	7.78	7.94
		146	7.92	7.73	7.80	8.11	7.90	7.73	7.87
		168	8.03	7.90	8.07	8.08	8.01	7.71	7.97
		190	8.12	7.77	7.77	7.87	7.92	7.70	7.86
		212	7.93	7.88	7.61	8.07	7.99	7.74	7.87



ตารางที่ ข.4.2-1 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ตลอดความสูงของถังปฏิกริยาในขณะเดินระบบ โดยมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	พารามิเตอร์	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ความสูงของถังปฏิกริยา (ซม.)	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	ครั้งที่ 4	เฉลี่ย
20/12/58 25/12/58 30/12/58 06/01/59	ไนเตรต (มก. ไนโตรเจน/ล.)	98 103 108 115	14	86	93	96	85	90
			36	-	-	-	-	-
			58	18	34	9	15	19
			80	16	33	15	12	12
			102	25	34	9	12	20
			124	28	25	7	13	18
			146	23	25	7	13	18
			168	17	18	11	11	15
			190	15	25	16	12	17
20/12/58 25/12/58 30/12/58 06/01/59	ซีโอดี (มก.ซีโอดี/ล.)	98 103 108 115	14	42	28	14	26	27
			36	-	-	-	-	-
			58	103	142	67	89	100
			80	36	28	12	15	23
			102	37	20	16	12	21
			124	38	22	16	12	22
			146	42	20	9	12	21
			168	38	20	14	13	21
			190	42	26	10	11	22
			212	32	28	16	12	21

ตารางที่ ข.4.2-2 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ตลอดความสูงของถังปฏิกริยาในขณะที่เดินระบบ โดยมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนแบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	พารามิเตอร์	ช่วงวันที่ทำการทดลอง	ความสูงของถังปฏิกริยา (ซม.)	ครั้งที่ 1	ครั้งที่ 2	ครั้งที่ 3	ครั้งที่ 4	เฉลี่ย
20/12/58 25/12/58 30/12/58 06/01/59	ไนโตรท์ (มก. ไนโตรเจน/ล.)	98 103 108 115	14	0.08	0.03	0.08	1	0.48
			36	-	-	-	-	-
			58	1.63	0.72	2.05	3.01	1.85
			80	1.13	3.18	4.18	3.13	1.85
			102	1.03	3.06	3.2	2.5	2.45
			124	1.10	3.16	3.5	3.2	2.74
			146	1.34	2.40	3.1	3.3	2.54
			168	1.38	3.23	4.3	2.3	2.80
			190	1.42	3.04	3.4	2.4	2.57
			212	1.78	2.81	2.01	2.2	2.20
20/12/58 25/12/58 30/12/58 06/01/59	แอมโมเนีย (มก. ไนโตรเจน/ล.)	98 103 108 115	14	0.04	0.27	0.06	0.05	0.11
			36	-	-	-	-	-
			58	0.31	0.08	0.32	0.41	0.28
			80	0.97	0.41	0.32	0.31	0.50
			102	0.47	0.36	0.29	0.33	0.36
			124	0.49	0.18	0.22	0.24	0.28
			146	0.73	0.18	0.19	0.23	0.33
			168	0.52	0.18	0.16	0.32	0.29
			190	0.61	0.22	0.56	0.28	0.42
			212	0.62	0.52	0.54	0.43	0.53
20/12/58 25/12/58 30/12/58 06/01/59	พีเอช	98 103 108 115	14	7.32	7.53	7.35	7.45	7.41
			36	-	-	-	-	-
			58	7.23	7.18	7.31	7.55	7.32
			80	7.21	7.30	7.30	7.21	7.23
			102	7.31	7.40	7.45	7.56	7.43
			124	7.24	7.22	7.50	7.9	7.50
			146	7.2	7.27	7.47	7.88	7.46
			168	7.15	7.11	7.45	7.56	7.32
			190	7.36	7.13	7.35	7.98	7.46
			212	7.3	7.27	7.20	8	7.44

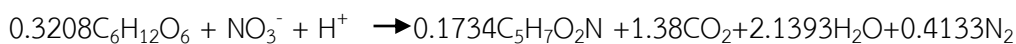
ตารางที่ ข 5-1 ปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นในช่วงของการเดินระบบโดยการเติมสารอินทรีย์แบบเป็นลำดับขั้น

ว/ด/ป	ปริมาตรก๊าซ (ล./วัน)	ว/ด/ป	ปริมาตรก๊าซ (ล./วัน)
14/09/58	1.02	15/10/58	3
15/09/58	0.24	23/10/58	0.8
16/09/58	1.7	24/10/58	1.92
17/09/58	1.7	25/10/58	0
18/09/58	0	26/10/58	2
19/09/58	1.38	27/10/58	0
20/09/58	1.48	28/10/58	1.84
21/09/58	0.58	3/11/58	1.8
22/09/58	0.7	6/11/58	1.4
23/09/58	0.4	7/11/58	1.68
24/09/58	0.96	10/11/58	1.5
25/09/58	0.72	11/11/58	2.68
26/09/58	0.52	12/11/58	3.7
27/09/58	0.48	13/11/58	2.4
28/09/58	0.3	14/11/58	2.2
29/09/58	0.16	15/11/58	0.04
30/09/58	0.2	16/11/58	2.64
1/10/58	0.3	17/11/58	3.2
2/10/58	0.28	18/11/58	4.34
3/10/58	0.38	19/11/58	4.34
4/10/58	0.56	24/11/58	4.68
5/10/58	0.36	25/11/58	5.68
6/10/58	1	26/11/58	3.64
7/10/58	1.4	27/11/58	2.64
8/10/58	1	28/11/58	4.68
9/10/58	1	29/11/58	4.26
10/10/58	1.16	30/11/58	2.5
11/10/58	1.6	1/12/58	2.4
12/10/58	1.44	2/12/58	2.04
13/10/58	1.4	3/12/58	2.3
14/10/58	2.76	4/12/58	3.9

ว/ด/ป	ปริมาณก๊าซ (ล./วัน)	ว/ด/ป	ปริมาณก๊าซ (ล./วัน)
5/12/58	5	11/01/59	3.32
6/12/58	3.3	12/01/59	3.32
7/12/58	3.4	13/01/59	3.34
8/12/58	3	14/01/59	3.44
9/12/58	5	15/01/59	3.24
10/12/58	3.3	16/01/59	3.26
11/12/58	4.6	17/01/59	3.16
12/12/58	2.64	18/01/59	3.26
13/12/58	3.46	19/01/59	3.26
14/12/58	2.82	20/01/59	3.24
15/12/58	2.34	21/01/59	3.32
16/12/58	2.3	22/01/59	3.32
17/12/58	2.3	23/01/59	3.34
18/12/58	4.4		
19/12/58	3	N	106
20/12/58	3.4	ค่าเฉลี่ย	2.47
21/12/58	3.2	SD	1.32
22/12/58	3.64		
23/12/58	3.2		
24/12/58	0		
25/12/58	3.66		
26/12/58	3.26		
27/12/58	3.84		
28/12/58	3.82		
29/12/58	2.8		
30/12/58	3.1		
31/12/58	3.24		
1/01/59	3.18		
2/01/59	3.3		
3/01/59	1.4		
4/01/59	2.4		

ภาคผนวก ค

จากผลการทดลองที่ 4.2.2.1 การคำนวณทางสโตยซิโอมेटริก เพื่อคำนวณหาปริมาณไนเตรตที่ระบบสามารถบำบัดได้ โดยใช้สมการที่ 4.3



จากสมการ ใช้กลูโคส 61.21 ก.ซีโอดี จะสามารถบำบัดไนเตรตได้ 14 ก.ไนโตรเจน/ล.

จากผลการทดลอง ค่าซีโอดีในน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบ มีค่าโดยเฉลี่ยเท่ากับ 102.23 มก.ซีโอดี/ล. น้ำทิ้งมีค่าซีโอดีโดยเฉลี่ยเท่ากับ 19.65 มก.ซีโอดี/ล.

ดังนั้น ระบบใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในการบำบัดไนเตรต เท่ากับ 82.58 มก.ซีโอดี/ล.

จากการคำนวณทางสโตยซิโอมेटริก ระบบจะสามารถบำบัดไนเตรตได้

$$(82.58 \times 14) / 61.21 = 18.89 \text{ มก.ไนโตรเจน/ล.}$$

จากผลการทดลองที่ 4.3.1 แนวคิดในการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอก

1. ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เข้าสู่ระบบ

- สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียโดยเฉลี่ย 100 มก.ซีโอดี/ล.
- อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ 4 ล./ชม.
- เดินระบบ 24 ชม./วัน

ดังนั้น ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนที่เข้าสู่ระบบ 9,600 มก.ซีโอดี/วัน

2. ปริมาณไนเตรตที่เข้าสู่ระบบ

- ไนเตรตในน้ำเสียโดยเฉลี่ยเท่ากับ 100 มก.ไนโตรเจน/ล.
- อัตราการไหลของน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ 4 ล./ชม.
- เดินระบบ 24 ชม./วัน

ดังนั้น ปริมาณไนเตรตที่เข้าสู่ระบบ 9,600 มก.ไนโตรเจน/ล.

ต้องการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเพื่อให้ น้ำเสียมีค่าอัตราส่วน COD/NO₃⁻-N เท่ากับ 5

ดังนั้นต้องเติมสารอินทรีย์คาร์บอน เท่ากับ 5×9,600 = 48,000 มก.ซีโอดี/วัน

ดังนั้นต้องการสารอินทรีย์คาร์บอนเพิ่ม 48,000-9600 = 38,400 มก.ซีโอดี/วัน

ดังนั้น การเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับขั้น เพื่อป้อนเข้าสู่ถังปฏิกรณ์

ที่อัตราการไหล 0.4 ล./วัน

เดินระบบ 24ชม./วัน

สารอินทรีย์คาร์บอนที่เติมจากภายนอกต้องมีความเข้มข้น 3,200 มก.ซีไอดี/ล.



ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาว สุภาณี โนใหม่ เกิดเมื่อวันที่ 25 สิงหาคม 2532 สถานที่เกิด จังหวัด นครราชสีมา สำเร็จการศึกษาระดับปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต สาขาชีวเคมี ภาควิชาชีวเคมี คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ในปี พ.ศ. 2555 และเข้าศึกษาต่อในระดับปริญญา วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์ มหาวิทยาลัย เมื่อปี พ.ศ. 2556

การเผยแพร่ผลงานวิทยานิพนธ์

สุภาณี โนใหม่, วิบูลย์ลักษณ์ ฟังรัมย์ และ ชัยพร ภูประเสริฐ “การลดปริมาณ สารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้ในถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันฟลูอิดไดซ์เบดที่ไม่มีการเวียนน้ำกลับ” เอกสารประกอบการประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 15 รหัสบทความ 11R1-10 หน้า 19-20 วันที่ 11-13 พฤษภาคม 2559 ณ โรงแรมเดอะ ทวิน ทาวเวอร์ กรุงเทพมหานคร จัดโดย สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย