

การกำจัดไนเตรดด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน
ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง

นางสาววนิดา ห่อคำ

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
ปีการศึกษา 2554
ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทคัดย่อและแฟ้มข้อมูลฉบับเต็มของวิทยานิพนธ์ตั้งแต่ปีการศึกษา 2554 ที่ให้บริการในคลังปัญญาจุฬาฯ (CUIR)
เป็นแฟ้มข้อมูลของนิสิตเจ้าของวิทยานิพนธ์ที่ส่งผ่านทางบัณฑิตวิทยาลัย

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 Graduate School.

NITRATE REMOVAL BY DENITRIFICATION PROCESS
IN FLUIDIZED BED REACTOR USING RUBBER GRANULE AS A MEDIA

Ms. Wanida Horkam

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 2011

Copyright of Chulalongkorn University

หัวข้อวิทยานิพนธ์	การกำจัดในเทรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันใน ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง
โดย	นางสาวนิตา ห่อคำ
สาขาวิชา	วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. ชัยพร ภูประเสริฐ
อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. วิบูลย์ลักษณะณ์ พึ่งรัศมี

คณะวิศวกรรมศาสตร์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้รับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต

.....คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์
(รองศาสตราจารย์ ดร. บุญสม เลิศหิรัญวงศ์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

.....ประธานกรรมการ
(รองศาสตราจารย์ ดร.เพ็ชรพร เชาวกิจเจริญ)

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

.....อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. วิบูลย์ลักษณะณ์ พึ่งรัศมี)

.....กรรมการ
(อาจารย์ ดร.เบญจพร สุวรรณศิลป์)

.....กรรมการภายนอกมหาวิทยาลัย
(รองศาสตราจารย์ ดร. มั่นสิน ตันกุลเวศม์)

วนิดา ห่อคำ : การกำจัดไนเตรดด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์
 ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง (NITRATE REMOVAL BY
 DENITRIFICATION PROCESS IN FLUIDIZED BED REACTOR USING
 RUBBER GRANULE AS A MEDIA) อ. ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก: ผศ.ดร. ชัยพร
 ภูประเสริฐ, อ. ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม: ผศ.ดร. วิบูลย์ลักษณะ ฝั่งรัมย์, 184 หน้า.

งานวิจัยนี้ศึกษาการกำจัดไนเตรดในน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน
 โดยใช้ระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วเป็น
 วัสดุตัวกลาง โดยทำการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดในน้ำเสียเข้าระบบแตกต่างกัน 4
 ระดับ คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ในถังปฏิกรณ์ 4 ถัง ด้วยการควบคุมความเข้มข้นไนเตรดและ
 ระยะเวลาที่น้ำคงที่เท่ากับ 100 มก./ล. และ 8 ชม. ตามลำดับ ผลการทดลองพบว่า ระบบมี
 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรดเฉลี่ยร้อยละ 95 96 96 และ 96 ตามลำดับ ประสิทธิภาพการ
 กำจัดซีโอดีเฉลี่ยร้อยละ 78 78 73 และ 75 ตามลำดับ โดยอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด 2:1 เป็น
 ค่าอัตราส่วนที่เหมาะสมต่อการกำจัดไนเตรดด้วยระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุ
 ตัวกลาง เนื่องจากใช้สารอินทรีย์ในปริมาณต่ำสุด แต่กำจัดไนเตรดได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดย
 มีค่าใกล้เคียงกับอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดอื่นๆ ส่วนการศึกษาความหลากหลายของประชากร
 จุลินทรีย์ด้วยเทคนิค PCR-DGGE พบว่าระบบมีจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์ ซึ่งสอดคล้อง
 กับภาพถ่ายจากกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด ที่พบว่าความหลากหลายของ
 จุลินทรีย์ในระบบจะเพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด และทุกการแปรค่าอัตราส่วน
 ซีโอดีต่อไนเตรดจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์สามารถเจริญเติบโตได้เป็นอย่างดี จึงเป็นการ
 ยืนยันว่าเม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วสามารถใช้เป็นวัสดุตัวกลางในถังปฏิกรณ์
 ฟลูอิดไดซ์เบดเพื่อกำจัดไนเตรดและสารอินทรีย์ได้เป็นอย่างดี

ภาควิชา..... วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ลายมือชื่อ.....
 สาขาวิชา.....วิศวกรรมสิ่งแวดล้อม ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์หลัก.....
 ปีการศึกษา.....2554..... ลายมือชื่อ อ.ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม.....

5270473221 : MAJOR ENVIRONMENTAL ENGINEERING

KEYWORDS : FLUIDIZED BED REACTOR / COD:NO₃⁻ RATIO / RUBBER GRANULE / DENITRIFICATION / ATTACHED GROWTH MICROORGANISM

WANIDA HORKAM : NITRATE REMOVAL BY DENITRIFICATION PROCESS IN FLUIDIZED BED REACTOR USING RUBBER GRANULE AS A MEDIA.

ADVISOR : ASST.PROF. CHAIYAPORN PUPRASERT, Ph.D., CO-ADVISOR : ASST.PROF. WIBOONLUK PUNGRASMI, Ph.D., 184 pp.

This research investigated the nitrate removal by denitrification process in fluidized bed reactors using rubber granule as a media. Four COD : NO₃⁻ ratio as 2:1 5:1 10:1 and 15:1 were varied in 4 reactors. The concentration of nitrate as 100 mg/l and hydraulic retention time of 8 hr. was controlled throughout the experiment. The result revealed that the nitrate removal efficiency was obtained about 95 96 96 and 96 %, respectively while the COD removal efficiency was achieved as 78 78 73 and 75 %, respectively. In this system, the COD:NO₃⁻ ratio as 2:1 was chosen for nitrate removal since it uses the lowest amount of organic substance. Whereas the nitrate removal efficiency was nearly the same as other COD:NO₃⁻ ratios. The microbial community analysis by PCR-DGGE technique and results from Scanning Electron Microscope (SEM) were clearly revealed that denitrifier were the major population in all fluidized bed reactors performed. Moreover, the variety species of denitrifier were increased when COD:NO₃⁻ ratio are increased. From this research, the results clearly indicated that the rubber granule, the media derived from waste-tires, can use as a media in fluidized bed reactor very well.

Department : Environmental Student's Signature

Field of Study : Environmental Advisor's Signature

Academic Year : 2011 Co Advisor's Signature

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ชัยพร ภูประเสริฐ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วิบูลย์ลักษณะ ฝั่งรัมย์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ซึ่งให้ความรู้ คำแนะนำที่เป็นประโยชน์ต่องานวิจัย ตลอดจนให้การสนับสนุน และช่วยเหลือในด้านต่างๆ

ขอขอบพระคุณคณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ทุกท่านที่กรุณาให้คำแนะนำ รวมทั้งตรวจทานวิทยานิพนธ์ให้สมบูรณ์

ขอขอบพระคุณอาจารย์ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมทุกท่านที่ได้มอบความรู้ ซึ่งเป็นประโยชน์ต่อตัวผู้วิจัย และทำให้วิทยานิพนธ์เล่มนี้สำเร็จได้

ขอขอบพระคุณภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ได้เอื้อเฟื้อสถานที่ในการติดตั้งอุปกรณ์และเดินระบบ

ขอขอบพระคุณศูนย์ความเป็นเลิศแห่งชาติด้านการจัดการสิ่งแวดล้อมและของเสียอันตราย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้ความเอื้อเฟื้อเครื่องมือและสถานที่ในการวิเคราะห์ จุลินทรีย์ในระบบด้วยเทคนิคชีววิทยาระดับโมเลกุล

ขอขอบพระคุณ ดร.มันสิน ตันฑุลเวศม์ บริษัท แชน.อี.68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียริ่ง จำกัด ที่ให้ความอนุเคราะห์ชุดอุปกรณ์วัดปริมาณก๊าซเพื่อใช้ในการทำงานวิจัย

ขอขอบคุณทุนอุดหนุนการวิจัยจากบัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ทุนเพชรชมพูเข้มแข็ง กองทุนรัชดาภิเษกสมโภช จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย และทุนวิจัยเพิ่มเติมจากสำนักงานคณะกรรมการวิจัยแห่งชาติ (วช.) ที่ทำให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงได้

ขอขอบพระคุณเพื่อนๆ นิสิตปริญญาโท ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ให้คำแนะนำและให้กำลังใจในการทำวิทยานิพนธ์ ด้วยดีตลอดมา

สุดท้ายนี้ผู้วิจัยขอขอบพระคุณ คุณพ่อ คุณแม่ และครอบครัว ที่คอยอบรมสั่งสอน และเป็นกำลังใจสำคัญที่ทำให้งานวิจัยนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	ฎ
สารบัญภาพ	ณ
คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ	ต
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย.....	2
1.3 ขอบเขตของงานวิจัย.....	2
1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	3
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	4
2.1 สารประกอบไนโตรเจนในน้ำ.....	4
2.1.1 ความสำคัญของไนเตรตและผลกระทบต่อมนุษย์และสิ่งแวดล้อม.....	5
2.1.2 กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน	5
2.1.3 รูปแบบการเกิดดีไนทริฟิเคชัน.....	8
2.1.4 การเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน.....	12
2.1.5 กลุ่มจุลินทรีย์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน	14
2.1.6 ชนิดของแหล่งคาร์บอนต่อค่า C/N ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน.....	14
2.1.7 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน.....	17
2.2 ลักษณะทางชีวเคมีของกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.....	22
2.2.1 รูปแบบต่างๆ ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน.....	22
2.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.....	24
2.3 ระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด.....	29
2.3.1 ความเป็นมาและลักษณะของระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด.....	29
2.3.2 สภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน.....	31

2.3.3 องค์ประกอบที่มีผลต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน.....	31
2.3.4 ข้อมูลการออกแบบและดำเนินการของระบบฟลูอิดไดซ์เบด.....	35
2.3.5 ข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด.....	37
2.4 การศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์	
ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ.....	38
2.4.1 การสกัดแยกกรดนิวคลีอิก (DNA หรือ RNA) ออกจากตัวอย่าง.....	38
2.4.2 การเพิ่มจำนวนยีน 16S rDNA ด้วยเทคนิค PCR.....	38
2.4.3 การวิเคราะห์หีนจาก PCR โดยเทคนิคภาพพิมพ์พันธุกรรม.....	40
2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	41
2.5.2 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในระบบฟลูอิดไดซ์เบด.....	41
2.5.1 การกำจัดไนโตรเจนด้วยระบบไร้ออกซิเจน.....	42
2.5.3 อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่ใช้ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.....	42
2.5.4 การใช้เศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วในระบบบำบัดน้ำเสีย.....	44
2.5.5 การศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์	
ในระบบบำบัดน้ำเสียต่าง ๆ.....	45
บทที่ 3 แผนการทดลองและดำเนินการวิจัย.....	47
3.1 แผนการวิจัย.....	47
3.2 รายละเอียดวิธีการทดลอง.....	49
3.3 ขั้นตอนการวิเคราะห์ 16S rDNA ด้วยวิธี PCR-DGGE.....	56
3.3.1 การสกัดแยกดีเอ็นเอรวมของแบคทีเรียในเม็ดยาง.....	56
3.3.2 การตรวจสอบความบริสุทธิ์ของตัวอย่างดีเอ็นเอ	
ด้วยวิธีการแยกด้วยไฟฟ้า.....	57
3.3.3 การเพิ่มจำนวนยีนในช่วงสาย 16S rDNA ด้วยวิธี PCR.....	57
3.3.4 การวิเคราะห์ชนิดจุลินทรีย์โดยใช้กระแสไฟฟ้าด้วยวิธี DGGE.....	58
3.4 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง.....	61
3.5 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์.....	62
3.6 การเตรียมน้ำเสียน้ำสังเคราะห์.....	63
3.7 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในงานวิจัย.....	64
3.8 อุปกรณ์สำหรับเดินระบบบำบัดน้ำเสีย.....	65

บทที่ 4 ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล.....	73
4.1 ความเร็วต่ำสุดในการเดินระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง.....	73
4.2 การเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบ.....	75
4.2.1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์.....	75
4.2.2 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซีโอดีและอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ ในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์.....	83
4.2.3 สมรรถนะของระบบในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์.....	87
4.3 ผลการทดลองและสมรรถนะของระบบที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1.....	88
4.3.1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของระบบที่การแปรค่า อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1.....	88
4.3.2 สมรรถนะของระบบที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1...	98
4.3.3 สมรรถนะของระบบในช่วงการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต.....	103
4.4 การศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด.....	104
4.4.1 การศึกษาลักษณะเม็ดยางจากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน ชนิดส่องกราด.....	104
4.4.2 การศึกษาจำนวนประชากรจุลินทรีย์กลุ่มเด่นด้วยเทคนิค PCR-DGGE.....	107
บทที่ 5 สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ.....	113
5.1 สรุปผลการทดลอง.....	113
5.1.1 ความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันของระบบฟลูอิดไดซ์เบด ที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง.....	113
5.1.2 ผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรต ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน.....	114
5.1.3 ความเป็นไปได้ในการใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในระบบฟลูอิดไดซ์เบด...	114
5.1.4 ผลการศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด.....	115
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	115
รายการอ้างอิง.....	117
ภาคผนวก.....	123

ภาคผนวก ก การคำนวณ.....	124
ภาคผนวก ข ผลการทดลอง.....	139
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์.....	184
การเผยแพร่ผลงานวิทยานิพนธ์.....	184

สารบัญตาราง

ตาราง	หน้า
ตารางที่ 2.1 กระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่เกิดขึ้นโดยจุลินทรีย์กลุ่มโปรคาริโอต.....	11
ตารางที่ 2.2 อัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชันจำเพาะที่อายุสลัดจ์และอุณหภูมิต่างๆ.....	20
ตารางที่ 2.3 ข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน.....	23
ตารางที่ 2.4 ผลของไฮดรอนประจุบวกต่างๆ ต่อปริมาณของจุลินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน.....	26
ตารางที่ 2.5 ปริมาณแอมโมเนียที่มีผลต่อกระบวนการหมักในระบบบำบัดน้ำเสีย ไร้ออกซิเจน.....	27
ตารางที่ 2.6 สมรรถนะของระบบฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสีย.....	31
ตารางที่ 2.7 ข้อมูลการออกแบบและดำเนินการของระบบฟลูอิดไดซ์เบด.....	36
ตารางที่ 2.8 ข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด.....	37
ตารางที่ 3.1 สารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์ความหลากหลายของจุลินทรีย์.....	53
ตารางที่ 3.2 แสดงเครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์ความหลากหลายของจุลินทรีย์.....	54
ตารางที่ 3.3 แสดงชุด Primer สำหรับ 16S rDNA ในการทดลองด้วยวิธี PCR.....	54
ตารางที่ 3.4 สภาวะของการเพิ่มจำนวนยีนด้วยเทคนิค PCR.....	58
ตารางที่ 3.5 สัดส่วนของสารเคมีที่ใช้ในการเตรียม 0% และ 80% โพลีอะคริลละไมล์เจล.....	58
ตารางที่ 3.6 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง.....	61
ตารางที่ 3.7 พารามิเตอร์ทางกายภาพ เคมีและชีวภาพที่วิเคราะห์ วิธีการและความถี่ ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ.....	62
ตารางที่ 3.8 ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลอง.....	63
ตารางที่ 3.9 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการคำนวณเพื่อหาค่าความเร็วสุดท้าย ของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน.....	67
ตารางที่ 4.1 ความหนาแน่นของวัสดุตัวกลางและผลการคำนวณความเร็วต่ำสุดและความเร็ว สุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันระหว่างทรายกับเม็ดยาง.....	74
ตารางที่ 4.2 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มเดินระบบ ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ.....	76
ตารางที่ 4.3 เปรียบเทียบเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบกับเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบในรูปปริมาณ ตะกอนแขวนลอยในช่วงเริ่มเดินระบบ.....	82

ตารางที่ 4.4	เปรียบเทียบระยะเวลาในการเริ่มต้นเดินระบบของระบบฟลูอิดไดซ์เบด ระหว่างเม็ดยากกับวัสดุอื่นๆ.....	87
ตารางที่ 4.5	ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงควบคุมระบบของถังปฏิกรณ์ ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ.....	89
ตารางที่ 4.6	เปรียบเทียบเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบกับเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบในรูปปริมาณ ตะกอนแขวนลอยที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่างๆ.....	96
ตารางที่ 4.7	องค์ประกอบของก๊าซในระบบที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต เท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1.....	102
ตารางที่ 4.8	ผลการศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ.....	111
ตารางที่ ข. 1	ค่าไนเตรตน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4.....	140
ตารางที่ ข. 2	ค่าซีโอดีน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4.....	141
ตารางที่ ข. 3	ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดจริงและคำนวณในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4.....	144
ตารางที่ ข. 4	ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4.....	145
ตารางที่ ข. 5	ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4.....	146
ตารางที่ ข. 6	สภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4.....	146
ตารางที่ ข. 7	ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยน้ำ/สภาพต่าง (VFA/ALK) น้ำเข้าและน้ำทิ้ง ในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4.....	147
ตารางที่ ข. 8	ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4.....	147
ตารางที่ ข. 9	เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบกับเซลล์ที่หลุดออกจากระบบ ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4.....	148

ตารางที่ ข. 36	อัตราส่วนกรดไขมันระเหย/สภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้ง ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1.....	168
ตารางที่ ข. 37	อัตราส่วนกรดไขมันระเหย/สภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้ง ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1.....	169
ตารางที่ ข. 38	อัตราส่วนกรดไขมันระเหย/สภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้ง ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1.....	169
ตารางที่ ข. 39	อัตราส่วนกรดไขมันระเหย/สภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้ง ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1.....	169
ตารางที่ ข. 40	ค่าไนโตรเจนน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1.....	170
ตารางที่ ข. 41	ค่าไนโตรเจนน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1.....	170
ตารางที่ ข. 42	ค่าไนโตรเจนน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1.....	171
ตารางที่ ข. 43	ค่าไนโตรเจนน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1.....	171
ตารางที่ ข. 44	ค่าที่เคเอ็นน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1.....	172
ตารางที่ ข. 45	ค่าที่เคเอ็นน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1.....	172
ตารางที่ ข. 46	ค่าที่เคเอ็นน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1.....	173
ตารางที่ ข. 47	ค่าที่เคเอ็นน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1.....	173
ตารางที่ ข. 48	ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1.....	174
ตารางที่ ข. 49	ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1.....	174
ตารางที่ ข. 50	ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1.....	174
ตารางที่ ข. 51	ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1.....	175
ตารางที่ ข. 52	เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบกับเซลล์ที่หลุดออกจากระบบ ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1.....	175
ตารางที่ ข. 53	ค่าไออาร์พีของน้ำทิ้งในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1.....	176
ตารางที่ ข. 54	รายละเอียดเครื่องมือที่ใช้วิเคราะห์.....	177
ตารางที่ ข. 55	แสดงสถานะที่ใช้ในการวิเคราะห์หาองค์ประกอบก๊าซ ด้วยเครื่องแก๊สโครโมโตกราฟฟี.....	178
ตารางที่ ข. 56	ผลการคำนวณองค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1.....	179
ตารางที่ ข. 57	องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1.....	179

ตารางที่ ข. 58 ผลการคำนวณองค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 5:1.....	181
ตารางที่ ข. 59 องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 5:1.....	181
ตารางที่ ข. 60 ผลการคำนวณองค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 10:1.....	182
ตารางที่ ข. 61 องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 10:1.....	182
ตารางที่ ข. 62 ผลการคำนวณองค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 15:1.....	183
ตารางที่ ข. 63 องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 15:1.....	183

สารบัญภาพ

ภาพ	หน้า
ภาพที่ 2.1 การเปลี่ยนรูปในกระบวนการดีเอ็นเอในทริพีเคชัน.....	7
ภาพที่ 2.2 ลำดับปฏิบัติการการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนทางชีวภาพ.....	9
ภาพที่ 2.3 แสดงความแตกต่างระหว่างระบบใช้ออกซิเจน กึ่งไร้ออกซิเจน และไร้ออกซิเจน ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเกาะติดผิว.....	13
ภาพที่ 2.4 ผลของพีเอชต่ออัตราดีเอ็นเอในทริพีเคชันจำเพาะสูงสุด.....	19
ภาพที่ 2.5 เปรียบเทียบประสิทธิภาพดีเอ็นเอในทริพีเคชันที่พีเอชต่างกัน.....	19
ภาพที่ 2.6 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าดีไอและโออาร์พีเมื่อมีสลัดจ์กัมมันต์.....	21
ภาพที่ 2.7 ปฏิกริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย.....	22
ภาพที่ 2.8 องค์ประกอบของระบบฟลูอิดไดซ์เบด.....	30
ภาพที่ 2.9 แรงที่กระทำต่อวัตถุในของไหล.....	32
ภาพที่ 2.10 กราฟเอ็กซ์โปเนนเชียลของค่าเอ็มกับสำหรับการขยายตัวของชั้นเบด.....	35
ภาพที่ 2.11 แสดงขั้นตอนการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอด้วยเทคนิค PCR.....	39
ภาพที่ 2.12 การเคลื่อนที่ของดีเอ็นเอบนโพลีอะครีลาไมด์เจล.....	44
ภาพที่ 3.1 แผนผังขั้นตอนการดำเนินการทดลอง.....	48
ภาพที่ 3.2 แผนผังการดำเนินการทดลองที่ 1.....	50
ภาพที่ 3.3 แผนผังการดำเนินการทดลองที่ 2.....	52
ภาพที่ 3.4 แสดงเครื่องมือต่างๆ ที่ใช้ในการศึกษาดีเอ็นเอระดับโมเลกุลของจุลินทรีย์.....	55
ภาพที่ 3.5 ชุดอุปกรณ์และเทคนิคระดับโมเลกุลในการศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์.....	60
ภาพที่ 3.6 ยางบดละเอียด.....	64
ภาพที่ 3.7 ดังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในการทดลอง.....	65
ภาพที่ 3.8 รายละเอียดดังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในการทดลอง.....	66
ภาพที่ 3.9 เครื่องวัดปริมาตรก๊าซตามแบบคัสดีชย์.....	68
ภาพที่ 3.10 หลักการและวงจรการทำงานของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ.....	69
ภาพที่ 3.11 ส่วนประกอบและจุดเก็บตัวอย่างของระบบบำบัดฟลูอิดไดซ์เบด.....	72
ภาพที่ 4.1 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในดังปฏิกรณ์ที่ 1.....	77
ภาพที่ 4.2 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในดังปฏิกรณ์ที่ 2.....	78
ภาพที่ 4.3 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในดังปฏิกรณ์ที่ 3.....	79

ภาพที่ 4.4 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในถังปฏิกรณ์ที่ 4.....	80
ภาพที่ 4.5 ไออาร์พีในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์.....	82
ภาพที่ 4.6 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซีโอดีในช่วงเริ่มต้นของระบบ.....	85
ภาพที่ 4.7 เปรียบเทียบปริมาณก๊าซที่วัดได้จริงกับปริมาณก๊าซตามทฤษฎี ช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ.....	86
ภาพที่ 4.8 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1.....	90
ภาพที่ 4.9 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1.....	91
ภาพที่ 4.10 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1.....	92
ภาพที่ 4.11 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1.....	93
ภาพที่ 4.12 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซีโอดีที่การแปรค่า อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่างๆ.....	98
ภาพที่ 4.13 ไออาร์พีที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่างๆ	101
ภาพที่ 4.14 อัตราการเกิดก๊าซที่เกิดขึ้นจริงกับปริมาณก๊าซที่คำนวณตามทฤษฎี.....	103
ภาพที่ 4.15 เม็ดยางที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1.....	105
ภาพที่ 4.16 เม็ดยางที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1.....	105
ภาพที่ 4.17 เม็ดยางที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1.....	106
ภาพที่ 4.18 เม็ดยางที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1.....	106
ภาพที่ 4.19 ผลิตภัณฑ์จากการเพิ่มดีเอ็นเอด้วยเทคนิค PCR.....	108
ภาพที่ 4.20 การเคลื่อนที่ของแบนดีเอ็นเอบนเจล DGGE ของตัวอย่างที่เก็บจาก ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่สภาวะต่างๆ.....	109
ภาพที่ ก.1 กราฟเอ็กซ์โปเนนเชียลของค่าเอ็มกับสำหรับการขยายตัวของชั้นเบด.....	126
ภาพที่ ข.1 เครื่องแก๊สโครมาโตกราฟฟี.....	177
ภาพที่ ข.2 รูปเข็มฉีดตัวอย่างก๊าซ.....	177

คำอธิบายสัญลักษณ์และคำย่อ

ตร.ม.	=	ตารางเมตร,	ก./ลบ.ซม.	=	กรัมต่อลูกบาศก์เซนติเมตร
ซม.	=	เซนติเมตร,	มก./ล.	=	มิลลิกรัมต่อลิตร
กก./วัน	=	กิโลกรัมต่อวัน,	กก.ซีไอดี/วัน	=	กิโลกรัมซีไอดีต่อวัน
กก.ออกซิเจน/กก.ซีไอดี	=	กิโลกรัมออกซิเจนต่อกิโลกรัมซีไอดี			
มก.ไนโตรเจน/ล.	=	มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร			
มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน	=	มิลลิกรัมไนเตรต-ไนโตรเจน			
มก.แคลเซียมคาร์บอเนต	=	มิลลิกรัมแคลเซียมคาร์บอเนต			
มล.วีเอสเอส/มก.ไนเตรต	=	มิลลิกรัมวีเอสเอสต่อมิลลิกรัมไนเตรต			
°ซ	=	องศาเซลเซียส			
HRT	=	ระยะเวลาที่เก็บน้ำ (Hydraulic Retention Time)			
U.C.	=	ค่าสัมประสิทธิ์ความสม่ำเสมอ (Uniformity coefficient)			
NLR	=	อัตราการไนโตรเจนที่เข้าระบบ (Nitrogen Loading Rate)			
DO	=	ค่าออกซิเจนละลาย			
FB	=	ระบบบำบัดฟลูอิดไดซ์เบด (Fluidized Bed)			
NH ₄ ⁺	=	แอมโมเนียมไอออน			
NH ₃	=	แอมโมเนีย			
VFA	=	กรดไขมันระเหย (Volatile Fatty acid)			
ALK	=	สภาพด่าง (Alkalinity)			
SO ₄ ²⁻	=	ซัลเฟต			
NO	=	ไนตริกออกไซด์			
NO ₂ ⁻	=	ไนไตรต์			
NO ₃ ⁻	=	ไนเตรต			
N ₂ O	=	ไนตรัสออกไซด์			
N ₂	=	ก๊าซไนโตรเจน			
TKN	=	ทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen)			
NADH	=	Nicotinamide adenine dinucleotide			
PCR	=	Polymerase Chain Reaction			
DGGE	=	Denaturation Gradient Gel Electrophoresis			

บทที่ 1

บทนำ

1.1 บทนำ

จากสภาวะการณ์ปัจจุบันที่มีการเติบโตของชุมชนและอุตสาหกรรม ส่งผลให้น้ำเสียที่ระบายออกสู่สิ่งแวดล้อมมีความสกปรกเจือปนในรูปสารอินทรีย์และอนินทรีย์สูงมาก โดยน้ำเสียจากอุตสาหกรรมบางประเภท เช่น โรงงานผลิตปุ๋ย โรงฆ่าสัตว์ โรงงานอาหารทะเล เป็นต้น มักจะมีแอมโมเนียปนเปื้อนในปริมาณสูง หากน้ำเสียเหล่านี้ถูกปล่อยทิ้งลงสู่แหล่งน้ำโดยไม่ผ่านกระบวนการบำบัดจะทำให้เกิดผลเสียต่อแหล่งน้ำได้ ซึ่งตามปกติการบำบัดแอมโมเนียจะเกิดขึ้นได้ง่ายภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจนและเกิดการเปลี่ยนรูปแอมโมเนียให้เป็นไนเตรตที่มีความเข้มข้นน้อยลง แต่เนื่องจากไนเตรตสามารถละลายน้ำได้ดีจึงมักซึมลงดินและถูกละลายไปกับน้ำที่ไหลลงสู่แหล่งน้ำ จนมีความเข้มข้นสูงและก่อให้เกิดปัญหากับแหล่งน้ำได้ เนื่องจากพืชสีเขียวหรือสาหร่ายสามารถใช้นิเตรตเหล่านี้ในการเติบโตจนทำให้เกิดปัญหาการเพิ่มจำนวนของสาหร่ายมากเกินไปหรือปรากฏการณ์ยูโทรฟิเคชัน ตลอดจนทำให้เกิดโรคทารกตัวเขียวในเด็กที่มีอายุต่ำกว่า 6 เดือนหากมีการปนเปื้อนไนเตรตในน้ำดื่มมากกว่า 10 มก.ไนเตรต-ไนโตรเจน/ล. โดยแนวทางที่นิยมใช้ในการกำจัดไนเตรตในปัจจุบันจะอาศัยกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจนด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน งานวิจัยนี้จึงมีความสนใจที่จะศึกษาการกำจัดไนเตรตด้วยกระบวนการดังกล่าวในระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด โดยเดินระบบภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจนซึ่งข้อดีของระบบบำบัดดังกล่าวคือ สามารถรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบให้มีมากเพียงพอและมีเวลากักเก็บของน้ำเสียต่ำกว่าระบบอื่น โดยหลักการสำคัญของระบบนี้คือการเพิ่มพื้นที่ผิวของตัวกลางให้เป็นแหล่งยึดเกาะของจุลินทรีย์เพื่อเป็นการเก็บกักและรักษาปริมาณจุลินทรีย์ให้อยู่ในระบบมากขึ้น ซึ่งจากงานวิจัยที่ผ่านมานิยมใช้ทรายเป็นวัสดุตัวกลางเนื่องจากหาง่ายและราคาถูก แต่เนื่องจากทรายมีน้ำหนักมากจึงทำให้สิ้นเปลืองพลังงานในการเดินระบบ ต่อมาเมื่อแนวคิดใหม่ในการนำยางบดละเอียดที่ได้จากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในการบำบัดน้ำเสียแบบตัวกรองไร้ออกซิเจนด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน พบว่ายางบดละเอียดสามารถนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพโดยระบบสามารถกำจัดสารอินทรีย์และไนเตรตได้เป็นอย่างดี อีกทั้งยังเป็นวัสดุที่มีความหนาแน่นต่ำและเข้ากันได้กับ

จุลินทรีย์ในระบบ ทำให้มีการบำบัดไนเตรตผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้โดยไม่รบกวนการทำงานของจุลินทรีย์ (Park และคณะ, 2006)

ดังนั้นงานวิจัยนี้จึงสนใจที่จะนำยางบดละเอียดที่ได้จากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วมาเป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟลูอิดไดซ์เบด โดยทำการศึกษาความเป็นไปได้ในการกำจัดไนเตรตในน้ำเสียด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ประเด็นที่ให้ความสำคัญคือค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตและสภาวะที่เหมาะสมในการกำจัดไนเตรตในน้ำเสียสังเคราะห์ได้อย่างมีประสิทธิภาพภายใต้สภาวะการควบคุมให้มีระยะเวลาที่น้ำในระบบที่เท่ากันและแปรเปลี่ยนอัตราภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบแตกต่างกัน

1.2 วัตถุประสงค์ของงานวิจัย

1.2.1 เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณไนเตรตสูงด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางบดละเอียดเป็นวัสดุตัวกลาง

1.2.2 เพื่อศึกษาผลของอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางบดละเอียดเป็นวัสดุตัวกลาง

1.2.3 เพื่อศึกษาการเปลี่ยนแปลงลักษณะโครงสร้างของจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในสภาวะที่มีการแปรค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตแตกต่างกัน

1.3 ขอบเขตการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการ (Laboratory scale) โดยใช้ถังปฏิกรณ์แบบไหลต่อเนื่อง (Continuous flow reactor) ดำเนินการที่อุณหภูมิห้อง ณ ห้องปฏิบัติการวิจัยภาคิศาวิศวะกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย โดยกำหนดขอบเขตต่างๆ ของงานวิจัย ดังนี้

1.3.1 น้ำเสียที่ใช้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีน้ำตาลทราย ($C_{12}H_{22}O_{11}$) เป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอน และโซเดียมไนเตรต ($NaNO_3$) เป็นแหล่งไนเตรต โดยมีการเติมธาตุอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบอย่างครบถ้วน

1.3.2 ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดทำจากแก้วใสทรงสูง มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.05 ม. สูง 1.6 ม. และมีปริมาตรรวม 3.5 ล. ทำการเดินระบบแบบต่อเนื่องโดยมีการเวียนน้ำกลับเข้าสู่ระบบ

1.3.3 วัสดุตัวกลางที่ใช้ ได้แก่ เศษยางรถยนต์บดละเอียดมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเฉลี่ย 0.43 มม. ซึ่งมีค่าสัมประสิทธิ์ความสม่ำเสมอ (Uniformity coefficient) เท่ากับ 1.53

1.3.4 หัวเชื้อที่ใช้ในการเดินระบบเป็นหัวเชื้อจากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนเขตดินแดงที่มีระบบบำบัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (A/O process)

1.3.5 ทำการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 4 ระดับ คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 โดยควบคุมความเข้มข้นของไนเตรตคงที่เท่ากับ 100 มก./ล. และแปรค่าความเข้มข้นของซีโอดีแตกต่างกัน 4 ค่า คือ 200 500 1,000 และ 1,500 มก./ล. ตามลำดับ

1.3.6 เดินระบบภายใต้สภาวะที่ควบคุมอัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบคงที่ 10 ล./วัน อัตราการหมุนเวียนน้ำในระบบ 254 ล./วัน และควบคุมระยะเวลาที่เก็บน้ำเท่ากับ 8 ชั่วโมง

1.3.7 วิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ ตามวิธีมาตรฐานที่อ้างอิงตาม Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005)

1.3.8 ศึกษาการเปลี่ยนแปลงลักษณะโครงสร้างของจุลินทรีย์ในระบบโดยใช้กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด (Scanning Electron Microscope; SEM) และศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบ โดยใช้เทคนิคทางพันธุวิศวกรรมศาสตร์และชีววิทยา ระดับโมเลกุลด้วยวิธี PCR-DGGE

1.3.9 วิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซที่เกิดขึ้นด้วยเครื่องแก๊สโครมาโตกราฟี (Gas Chromatograph)

1.4 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1.4.1. ทราบถึงผลของค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่มีผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางที่ผลิตจากยางรถยนต์ใช้แล้วบดละเอียดเป็นวัสดุตัวกลาง

1.4.2. ทราบถึงการเปลี่ยนแปลงลักษณะโครงสร้างของกลุ่มจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

1.4.3. เป็นทางเลือกใหม่สำหรับการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีปริมาณไนเตรตสูงด้วยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศด้วยถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 สารประกอบไนโตรเจนในน้ำ

ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบสำคัญสำหรับโปรตีนและกรดนิวคลีอิกในเซลล์จุลินทรีย์ และพืช รวมทั้งสัตว์ ไนโตรเจนจึงมีความสำคัญต่อสิ่งมีชีวิตทุกรูปแบบ แม้ว่าไนโตรเจนจะมีมากถึงร้อยละ 79 ในบรรยากาศ แต่ไนโตรเจนกลับเป็นธาตุที่มีอยู่อย่างจำกัดในดินและในน้ำ เนื่องจากไนโตรเจนเป็นธาตุที่คงตัวและเปลี่ยนรูปได้ยาก ยกเว้นบางกรณี เช่น ฟ้าผ่า อุณหภูมิในบรรยากาศสูง และมีความดันสูง ทำให้จุลินทรีย์มีบทบาทมากในการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนเป็นแอมโมเนีย จากนั้นแอมโมเนียจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรต์ ไนเตรต ซึ่งจะถูกใช้ต่อไปโดยพืชและสาหร่าย (วลัยภรณ์ วุฒิเมธา, 2551) โดยสารประกอบไนโตรเจนในแหล่งน้ำที่พบทั่วไปมี 4 ชนิด คือ

1) สารประกอบสารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic – nitrogen compound)

เป็นสารประกอบอินทรีย์ที่มีธาตุไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบหลักในโครงสร้างของสัตว์และพืช ซึ่งขับถ่ายจากสัตว์ และสารจากการย่อยสลายของสิ่งมีชีวิต ได้แก่ โปรตีน คลอโรฟิลล์ กรดอะมิโน กรดยูริก และยูเรีย เป็นต้น

2) สารประกอบแอมโมเนียไนโตรเจน (Ammonia – Nitrogen compound)

เป็นสารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปแอมโมเนียหรือสารประกอบแอมโมเนีย ส่วนใหญ่จะพบในรูปของแอมโมเนียและแอมโมเนียมไฮดรอกไซด์ ซึ่งเกิดจากกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันเป็นการเปลี่ยนรูปของสารประกอบไนโตรเจนจากอินทรีย์สารเป็นอนินทรีย์สาร

3) สารประกอบไนไตรต์ (Nitrite compound)

เป็นสารประกอบที่เกิดจากปฏิกิริยาออกซิเดชันที่ไม่สมบูรณ์ของสารประกอบไนโตรเจนอื่น โดยเฉพาะอย่างยิ่งกระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดได้โดยจุลินทรีย์ที่อยู่ในน้ำและดิน

4) สารประกอบไนเตรต (Nitrate compound)

เป็นสารประกอบที่เกิดจากปฏิกิริยาออกซิเดชันที่สมบูรณ์ของสารประกอบไนโตรเจนอื่น และหากมีออกซิเจนในปริมาณมากพอแล้ว สารประกอบไนเตรตจะเป็นสารประกอบไนโตรเจนที่มีความเสถียรมากที่สุด และยังเป็นสารอาหารที่สำคัญของพืชน้ำและสาหร่ายอีกด้วย

2.1.1 ความสำคัญของไนเตรตและผลกระทบต่อมนุษย์และสิ่งแวดล้อม

ไนเตรตเป็นสารประกอบอินทรีย์ในโตรเจน ซึ่งมีสูตรโครงสร้าง คือ NO_3^- แต่เนื่องจากไนเตรตสามารถละลายน้ำได้ดีจึงมักซึมลงดินและละลายไปกับน้ำที่ไหลลงสู่ทะเล ซึ่งก่อให้เกิดปัญหาดังนี้

1.) โรคเมทฮีโมโกลบินีเมีย (Methaemoglobinaemia)

ไนเตรตเป็นสาเหตุของโรคเมทฮีโมโกลบินีเมียหรือ Blue Babies ในทารก โดยทารกจะมีโอกาสเป็นโรคนี้นี้สูงเนื่องจากมีค่าพีเอชในกระเพาะอาหารสูงกว่าปกติ ทำให้เกิดการรีดักชันของไนเตรตไปเป็นไนไตรต์โดยจุลินทรีย์กลุ่มรีดิวซ์ไนเตรต (Nitrate-reduction bacteria) ได้มากกว่าและอาจเสียชีวิตได้หากร้อยละ 45-65 ของฮีโมโกลบินถูกเปลี่ยนแปลงไปเป็นเมทฮีโมโกลบิน ด้วยเหตุนี้องค์การอนามัยโลก (WHO) จึงกำหนดค่ามาตรฐานของไนเตรตในน้ำดื่มไว้ไม่เกิน 10 มก. ไนเตรต-ไนโตรเจน/ล.

2.) ยูโทรฟิเคชัน (Eutrofication)

ในแหล่งน้ำที่มีปริมาณของไนเตรตมากจะทำให้การเจริญเติบโตของสาหร่าย และพืชน้ำสูงชันทำให้ความต้องการออกซิเจนมากขึ้นโดยเฉพาะในเวลากลางคืน ซึ่งจะมีผลกระทบต่อปลาและสัตว์น้ำอื่นๆ รวมถึงมีผลกระทบต่อการใช้ประโยชน์จากแหล่งน้ำสำหรับบริโภคหรือการพักผ่อน เนื่องจากจุลินทรีย์จำพวกไนทรีฟายเออร์ต้องการออกซิเจนถึง 4.6 มก. ในการออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจน 1 มก. ซึ่งเรียกว่า Nitrogen oxygen demand (NOD) ของแหล่งน้ำ

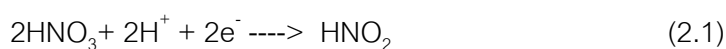
2.1.2 กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (Denitrification)

กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเป็นการรีดิวซ์ไนเตรตให้อยู่ในรูปของก๊าซไนโตรเจน (N_2) หรือบางครั้งอาจมีก๊าซอื่นๆ รวมด้วย ได้แก่ ไนตรัสออกไซด์ (N_2O) เป็นต้น โดยจุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการดีไนทริฟิเคชันประกอบด้วยสองพวกใหญ่ๆ คือ พวกแรกเป็นพวกที่ไม่ขึ้นกับไนเตรต โดยสามารถที่จะเจริญอยู่ได้ในสภาวะที่ไม่มีไนเตรต แต่มีความสามารถในการย่อยสลายโปรตีนหรืออาศัยกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันหรือกระบวนการอื่น ๆ ส่วนพวกสองเป็นพวกที่มีชีวิตอยู่ได้โดยต้องอยู่ในสภาวะที่มีไนเตรต เช่น จุลินทรีย์บางชนิดในจีนัส *Pseudomonas* *Achromobacter*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Thiobacillus denitrificans* เป็นต้น ส่วนใหญ่ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันไนเตรตจะถูกเปลี่ยนให้เป็นก๊าซไนโตรเจน โดยกลุ่มจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจน คือ กลุ่ม “เฮเทอโรโทรปแบบคทีเรีย” ที่สามารถใช้ไนเตรต (NO_3^-) ไนไตรต์ (NO_2^-) ไนทริกออกไซด์ (NO) เป็นตัวรับ

อิเล็กตรอนแทนออกซิเจนอิสระ ซึ่งปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในสภาวะแอน็อกซิก (Anoxic) จะมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจน เรียกกระบวนการนี้ว่า “กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน” ขั้นตอนย่อยของการเกิดปฏิกิริยามี 4 ขั้นตอนคือ

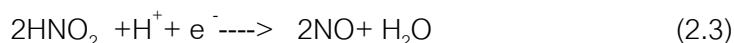
2.1.2.1 ไนเตรตรีดักชัน

เป็นปฏิกิริยาการใช้ไนเตรตแทนออกซิเจนในการหายใจหรือที่เรียกว่าไนเตรตเรสไปเรชัน (Nitrate Respiration) โดยการเปลี่ยนไนเตรตเป็นไนไตรต์ เอนไซม์ที่เกี่ยวข้อง ได้แก่ เอนไซม์ไนเตรตรีดักเทส ดังสมการที่ 2.1-2.2



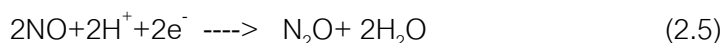
2.1.2.2 ไนไตรตรีดักชัน

เป็นปฏิกิริยาการรีดิวซ์ไนไตรต์ไปเป็นไนตริกออกไซด์ เอนไซม์ที่เกี่ยวข้อง ได้แก่ เอนไซม์ไนไตรตรีดักเทส ดังสมการที่ 2.3-2.4



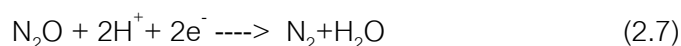
2.1.2.3 ไนตริกออกไซด์รีดักชัน

เป็นปฏิกิริยาการรีดิวซ์ไนตริกออกไซด์ไปเป็นไนตรัสออกไซด์ เอนไซม์ที่เกี่ยวข้อง ได้แก่ เอนไซม์ไนตริกตรีดักเทส ดังสมการที่ 2.5-2.6

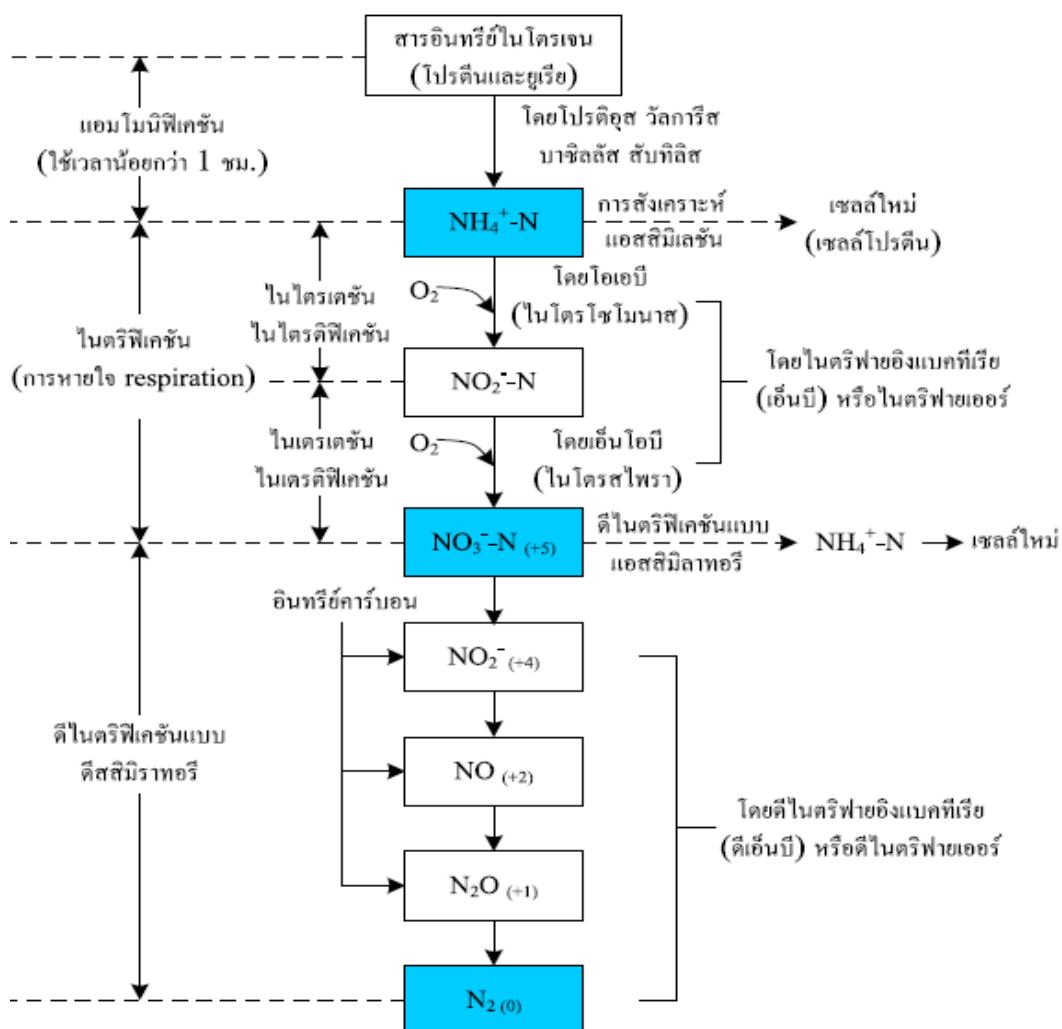


2.1.2.4 ไนตรัสรีดักชัน

เป็นปฏิกิริยาการรีดิวซ์ไนตรัสออกไซด์เป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งเป็นผลิตภัณฑ์สุดท้ายของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เอนไซม์ที่เกี่ยวข้อง ได้แก่ เอนไซม์ไนตรัสรีดักเทส ดังสมการที่ 2.7-2.8



โดยการเปลี่ยนรูปในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันแสดงดังภาพที่ 2.1



ภาพที่ 2.1 การเปลี่ยนรูปในกระบวนการดีไนโตรฟิเคชัน
(ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

เนื่องจากจุลินทรีย์ต้องการสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งคาร์บอนและใช้ในเทรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน ดังนั้นในการเดินระบบจึงต้องมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนสู่ระบบ เพื่อให้มีความเข้มข้นเพียงพอต่อการเกิดกระบวนการดีไนโตรฟิเคชัน โดยจุลินทรีย์จะนำคาร์บอนนี้ไปลดรูปของไนโตรเจนเกิดเป็นไนไตรต์ ไนทริกออกไซด์ ก๊าซไนทริกออกไซด์ จนกระทั่งเปลี่ยนรูปเป็นก๊าซไนโตรเจนและปล่อยออกสู่อากาศ ซึ่งสารอินทรีย์คาร์บอนที่มีการใช้กันโดยทั่วไป ได้แก่ เมทานอล โซเดียมอะซิเตท อาหารกุ้ง กากน้ำตาล เป็นต้น แต่เมทานอลนิยมมากในระบบบำบัดน้ำเสียของโรงงานอุตสาหกรรมและน้ำทิ้งจากแหล่งชุมชนและการเกษตร เนื่องจากมีราคาถูกกว่าสารคาร์บอนประเภทอื่นและมีกำลังรีดิวซ์สูง สำหรับการเกิดกระบวนการดีไนโตรฟิเคชันที่สมบูรณ์ในน้ำเสียที่มีไนเตรตสูงต้องมีการควบคุมพีเอชอยู่ในช่วง 7.5-9.0

2.1.3 รูปแบบการเกิดดีไนโตรฟิเคชัน

กระบวนการดีไนโตรฟิเคชันเป็นกระบวนการเปลี่ยนรูปไนเตรตไปเป็นก๊าซไนโตรเจน กล่าวคือ เมื่อไนโตรเจนถูกเปลี่ยนรูปมาอยู่ในรูปของไนเตรตแล้วจะสามารถถูกลดรูปหรือถูกกำจัดออกจากระบบได้สองทาง ได้แก่ วิธีแอสสิมิเลชัน (Assimilation) และวิธีดิสสิมิเลชัน (Dissimilation)

2.1.3.1 กระบวนการดีไนโตรฟิเคชันแบบแอสสิมิเลชัน (Assimilation denitrification)

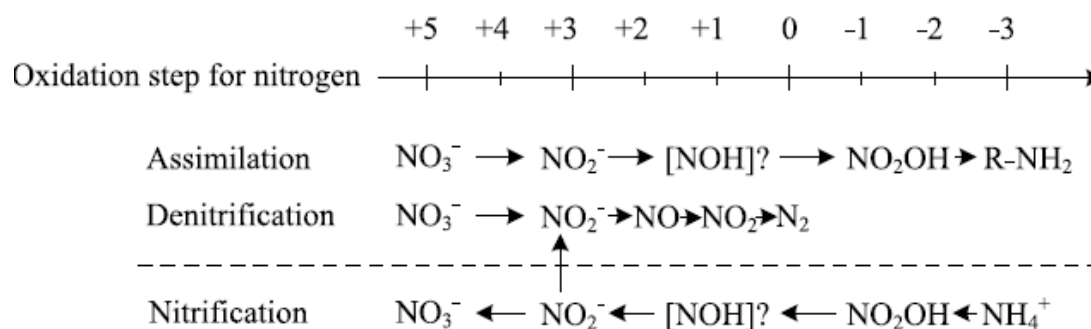
จุลินทรีย์ต้องการไนโตรเจนสำหรับการสังเคราะห์โปรตีน ไนโตรเจนที่ดีที่สุดคือไนโตรเจนในรูปแอมโมเนียม แต่ถ้าไม่มีแอมโมเนียมในระบบหรือมีปริมาณไม่มากพอจุลินทรีย์บางชนิดจะลดรูปไนเตรตเป็นแอมโมเนียมทำให้สามารถนำมาใช้ประโยชน์ได้ ในวิธีนี้ไนเตรตจะถูกลดรูปไปเป็นแอมโมเนียมด้วยเอนไซม์ไนเตรรีดักชันหลายชนิด ก่อนที่จะถูกจุลินทรีย์นำไปสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์ (เป็นโปรตีนหรือกรดนิวคลีอิก) ผ่านกระบวนการที่เรียกว่าแอสสิมิเลชัน ขั้นตอนนี้จึงเรียกว่าดีไนโตรฟิเคชันแบบแอสสิมิเลชัน ซึ่งมีสัดส่วนการเกิดขึ้นน้อยเมื่อเทียบกับวิธีที่สองหรือวิธีดีไนโตรฟิเคชันแบบดิสสิมิเลชัน

2.1.3.2 กระบวนการดีไนโตรฟิเคชันแบบดิสสิมิเลชัน (Dissimilation denitrification)

กระบวนการดีไนโตรฟิเคชันแบบนี้จุลินทรีย์ดีไนโตรฟายเออร์เป็นได้ทั้งแบบเฮเทอโรโทรปและออโตโทรป ซึ่งเกิดขึ้นได้ในสภาวะแอโรบิกเท่านั้นคือมีไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายแทนออกซิเจนอิสระ แต่จุลินทรีย์แบบเฮเทอโรโทรปมีบทบาทมากกว่าออโตโทรปอย่างมาก จุลินทรีย์แบบเฮเทอโรโทรป เช่น *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Achromobacter* และ *Bacillus* เป็นต้น จุลินทรีย์จำพวกนี้ต้องการสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งคาร์บอน และใช้ในเทรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

ดังนั้นจำเป็นต้องมีการเติมอินทรีย์คาร์บอนเข้าสู่ระบบด้วยวิธีใดวิธีหนึ่งเพื่อให้เกิดการลดรูปไนเตรตจนเกิดเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งก๊าซไนโตรเจนเป็นก๊าซที่ละลายน้ำได้น้อยมากจึงถูกขับไล่ออกมาจากมวลของน้ำได้ง่ายการกำจัดไนโตรเจนจึงเกิดขึ้นได้ไม่ยาก U.S EPA (1993) ได้รายงาน ว่าวิธีนี้สามารถกำจัดไนโตรเจนได้สูงถึงร้อยละ 95 อย่างไรก็ตามหากก๊าซไนโตรเจนที่เกิดขึ้นไปสะสมในถังทำไสซันที่สองก็อาจมีผลต่อการจมตัวของสลัดจ์ทำให้น้ำทิ้งที่ออกจากระบบไม่ใสได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) จากภาพที่ 2.2 จะเห็นว่าไนโตรเจนถูกลดรูปตั้งแต่อุณหภูมิ +5 จนถึง 0 กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ในขณะที่ไนเตรตถูกลดรูปไปจะเกิดสารตัวกลางขึ้น ได้แก่ ไนไตรต์ ไนทริกออกไซด์ และก๊าซไนทริกออกไซด์ ซึ่งไนไตรต์ที่เกิดขึ้นสามารถยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์ใน

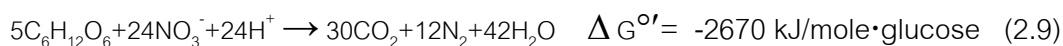
ปฏิกิริยาได้หากมีมากเกินไป และการเกิดก๊าซไนตริกออกไซด์ขึ้นถือเป็นอันตรายต่อระบบ เนื่องจากก๊าซไนตริกออกไซด์เป็นก๊าซพิษ



ภาพที่ 2.2 ลำดับปฏิกิริยาการเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนทางชีวภาพ
(ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

ส่วนอีกกระบวนการที่เกิดขึ้นได้คือ กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ (DNRA :Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonia) ซึ่งไนเตรตถูกเปลี่ยนรูปไปกลายเป็นแอมโมเนีย ซึ่งโดยในภาวะปกติแล้วกระบวนการ Respiratory denitrification มักเป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นก่อน เนื่องด้วยค่าพลังงานที่ได้จากการเปลี่ยนไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจนจะให้พลังงานที่สูงกว่ากระบวนการดีเอ็นอาร์เอ ตัวอย่างเช่น ในสมการการย่อยสลายกลูโคส ดังสมการที่ 2.9 และ 2.10 (Strohm และคณะ, 2007) อีกทั้งค่าอีลด์ของการเติบโตของแบคทีเรียกลุ่มดีไนริฟายเออร์มีค่าสูงกว่าของแบคทีเรียกลุ่มที่ใช้กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ

กระบวนการดีไนริฟิเคชัน



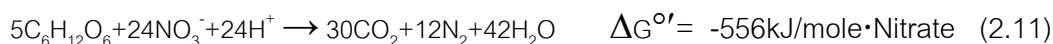
กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ



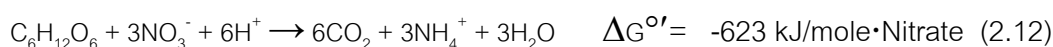
แต่ในหลายงานวิจัยกลับพบว่าในสภาวะที่มีสารอินทรีย์ (สารให้อิเล็กตรอน) อยู่เป็นจำนวนมากแต่มีไนเตรต (สารรับอิเล็กตรอน) อยู่อย่างจำกัด กระบวนการดีเอ็นอาร์เอก็สามารถเกิดขึ้นได้ เนื่องจากเมื่อคำนวณค่าพลังงานที่แบคทีเรียได้รับโดยเทียบกับโมลไนเตรตกลับพบว่าค่าพลังงานที่ได้จากกระบวนการดีเอ็นอาร์เอมีค่าที่สูงกว่าจากกระบวนการดีไนริฟิเคชัน ดังสมการที่ 2.11 และ 2.12 ตัวอย่างเช่น กระบวนการดีเอ็นอาร์เอสามารถพบได้ในชั้นตะกอนดินใต้ทะเลสาบ

หรือระบบบำบัดแบบแอนแอโรบิก ดังนั้นนักวิจัยหลายท่านจึงกล่าวว่าคุณค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อการเกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอ แต่อย่างไรก็ตามค่าอัตราส่วนที่ทำให้เกิดกระบวนการดีเอ็นอาร์เอมีค่าไม่แน่นอนเพราะยังมีปัจจัยอื่นๆ ที่ส่งผลต่อการแข่งขันระหว่างกระบวนการต่างๆ ที่เกิดขึ้นในระบบ เช่น กลุ่มประชากรแบคทีเรีย

กระบวนการดีไนทริฟิเคชัน



กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ



นอกจากนี้แล้วกลุ่มแบคทีเรียที่ใช้กระบวนการดีเอ็นอาร์เอก็มีความแตกต่างจากแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ เนื่องจากแบคทีเรียที่ใช้กระบวนการดีเอ็นอาร์เอได้นั้นมักเป็นกลุ่มแอนแอโรบิกและ/หรือเป็นแบคทีเรียที่ใช้กระบวนการหมักในการสร้างพลังงานทำให้กระบวนการดีเอ็นอาร์เอมักถูกยับยั้งด้วยปริมาณออกซิเจน ในทางกลับกันแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์จะเป็นแบคทีเรียในกลุ่มแอโรบิกที่สามารถอยู่ได้ในสภาวะที่มีออกซิเจน

เมื่อเปรียบเทียบระหว่างกระบวนการดีเอ็นอาร์เอและแอสซิมิเลชันไนเตรตรีดักชัน (Assimilatory nitrate reduction) ที่ให้ผลิตภัณฑ์เป็นแอมโมเนียเช่นเดียวกัน แต่กลไกควบคุมการทำงานของกระบวนการทั้งสองมีความแตกต่างกันอย่างมาก กล่าวคือ กระบวนการแอสซิมิเลชันสามารถเกิดขึ้นได้โดยแบคทีเรียหลายกลุ่ม โดยแอมโมเนียที่เกิดขึ้นจะถูกนำไปใช้ในการสร้างเซลล์และไม่ถูกปล่อยออกมาสู่สิ่งแวดล้อม อีกทั้งกระบวนการนี้จะถูกยับยั้งเมื่อในระบบ มีปริมาณแอมโมเนียที่มากเกินไปต่อความต้องการของเซลล์ ส่วนกระบวนการดีเอ็นอาร์เอเป็นกระบวนการที่แบคทีเรียได้พลังงานจากการรีดิวซ์ไนเตรต ดังนั้นแอมโมเนียที่เกิดขึ้นจะถูกปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อม อีกทั้งแอมโมเนียที่เกิดขึ้นมีมากเกินไปความต้องการเพื่อการเติบโตของเซลล์ โดยไม่มีผลต่อกลไกการเกิดปฏิกิริยาดีเอ็นอาร์เอ

ในขั้นตอนแรกของกระบวนการดีเอ็นอาร์เอคือ การเปลี่ยนไนเตรตเป็นไนไตรต์ เช่นเดียวกับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน หลังจากนั้นไนไตรต์จะถูกเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนีย แต่อย่างไรก็ตามในกระบวนการดีเอ็นอาร์เอไม่มีการสะสมตัวของไนไตรต์เกิดขึ้นเช่นเดียวกับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เนื่องจากไนไตรต์สามารถเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียได้อย่างรวดเร็ว นอกจากนี้ในระบบที่มีกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ร่วมอยู่ด้วยก็จะช่วยเปลี่ยนไนไตรต์ไปเป็นก๊าซไนโตรเจน ดังนั้นขั้นตอนที่เป็นขั้นวิกฤติ (Critical step) ของกระบวนการดีเอ็นอาร์เอคือขั้นตอน

ของการเปลี่ยนไนโตรตไปเป็นแอมโมเนีย โดยประโยชน์ที่น่าจะเกิดขึ้นกับเซลล์เมื่อใช้กระบวนการดีเอ็นอาร์เอคือ 1) เพื่อกำจัดความเป็นพิษของไนโตรตที่สะสมในระบบ 2) เพื่อให้เกิดการหมุนเวียน NADH (ตัวขนถ่ายอิเล็กตรอน) กลับไปเป็น NAD^+ ในระบบฯ และ 3) เพื่อสร้างพลังงานจากกระบวนการขนถ่ายอิเล็กตรอน (Electrons transport phosphorylation; ETP) (Tiedje, 1988) ดังแสดงรายละเอียดในตารางที่ 2.1

ตารางที่ 2.1 กระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่เกิดขึ้นโดยจุลินทรีย์กลุ่มโปรคาริโอต

Dissimilatory branch		Assimilatory branch
Denitrification (สร้างพลังงาน การทิ้งอิเล็กตรอน)	Ammonification (การทิ้งอิเล็กตรอน สร้างพลังงาน กำจัดสารพิษ)	Assimilation (การสร้างเซลล์)
↓	↓	↓
Respiratory nitrate reduction $NO_3^- \rightarrow NO_2^-$ (ไนเตรตถูกปล่อยออกมาออกเซลล์หรือถูกรีดิวซ์ต่อไป)		Assimilatory nitrate reduction $NO_3^- \rightarrow NO_2^-$ (ไนโตรตถูกรีดิวซ์ต่อไป)
↓	↓	↓
Denitrification $NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O$ (ที่อยู่ในรูปก๊าซก็จะหลุดออกไป)	Ammonifying nitrite reduction $NO_2^- \rightarrow NH_4^+$ (แอมโมเนียมไอออนถูกปล่อยออกมาออกเซลล์)	Assimilatory nitrate reduction $NO_2^- \rightarrow NH_4^+$ (แอมโมเนียมไอออนถูกนำไปสร้างเซลล์)
↓	↓	
Nitrous oxide respiration $N_2O \rightarrow N_2$	$(NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NH_4^+)$ (Nitrate reduction to ammonia, DNRA)	

(ที่มา : ดัดแปลงจาก Zumft, 1997)

2.1.4 การเกิดกระบวนการดีในทรีพีเคชัน

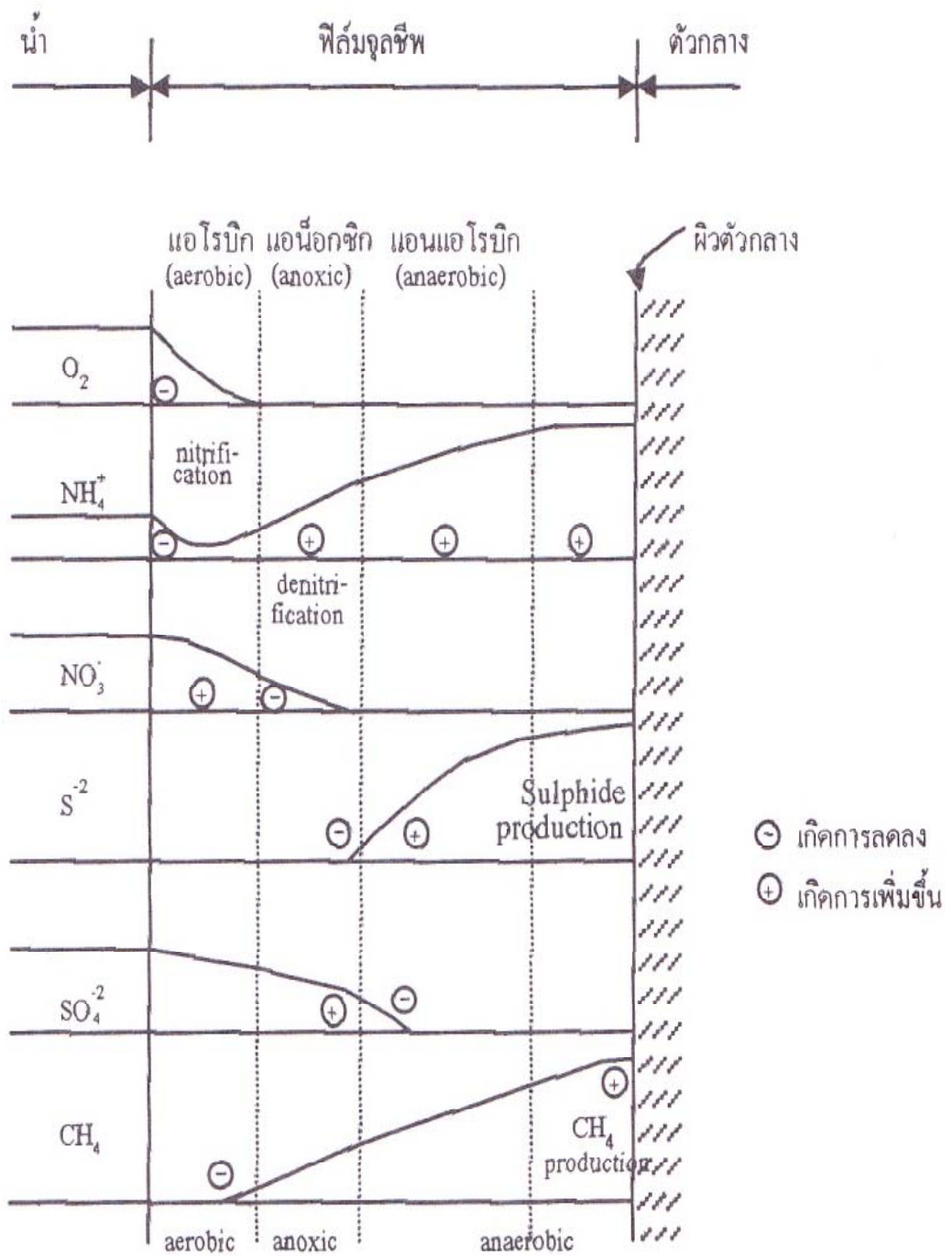
การเกิดกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพแบบดีในทรีพีเคชันสามารถเกิดได้ 2 กระบวนการ คือ กระบวนการเจริญเติบโตแบบแขวนลอย (Suspended-Growth Process) และกระบวนการเจริญเติบโตแบบเกาะติด (Attached-Growth Process)

2.1.4.1 กระบวนการเจริญเติบโตแบบแขวนลอย

กระบวนการดีในทรีพีเคชันที่จุลินทรีย์เจริญเติบโตแบบแขวนลอยเพื่อกำจัดไนโตรเจนหรือเปลี่ยนไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจนนั้นเป็นการบำบัดน้ำเสียในสภาวะแอน็อกซิกคือสภาวะที่ควบคุมให้ดีไอโกลด์ศูนย์ช่วงระยะเวลาหนึ่งไม่นานมากนัก หลักการคือถังเติมอากาศจะทำการเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนเตรตและในถังแอน็อกซิกเปลี่ยนไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจน จุลินทรีย์แบบแขวนลอยจะเกาะกลุ่มแขวนลอยอยู่ภายในถังเพื่อบำบัดสารอินทรีย์ที่เข้ามาในระบบ ซึ่งระบบนี้มีข้อเสียคือสลัดจ์ที่มีขนาดเล็กและเบาที่ไม่สามารถเกาะกลุ่มกันได้จึงสามารถหลุดออกจากระบบบำบัดพร้อมกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วทำให้น้ำทิ้งมีคุณภาพไม่ดีนัก

2.1.4.2 กระบวนการเจริญเติบโตแบบเกาะติด

กระบวนการดีในทรีพีเคชันที่จุลินทรีย์เจริญเติบโตแบบเกาะติดโดยมีตัวกลางบรรจุอยู่ภายในถังปฏิกรณ์แบบระบบปิดและมีระยะเวลาที่เก็บน้อย ทำให้ขนาดถังแบบเกาะติดมีขนาดเล็กกว่าระบบถังกรองไร้ออกซิเจนมาก ภาพที่ 2.3 แสดงความแตกต่างระหว่างระบบใช้ออกซิเจนกึ่งไร้ออกซิเจนหรือแอน็อกซิกและไร้ออกซิเจนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเกาะติดผิว ทฤษฎีของการเกิดดีในทรีพีเคชันในถังแบบเกาะติดจะคล้ายกับแบบแขวนลอย แต่มีข้อแตกต่างกันตรงที่จุลินทรีย์เกาะติดอยู่บนตัวกลางส่วนหนึ่งจะเกาะติดผิวและบางส่วนแขวนลอยหรือจมอยู่กันถึงจึงสามารถกักเก็บหรือรักษาจุลินทรีย์ให้อยู่ในระบบได้มากกว่าและไม่จำเป็นต้องมีระบบสลัดจ์หมุนเวียน



ภาพที่ 2.3 แสดงความแตกต่างระหว่างระบบใช้ออกซิเจน กึ่งไร้ออกซิเจน และไร้ออกซิเจน ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบเกาะติดผิว (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

2.1.5 กลุ่มจุลินทรีย์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเป็นปฏิกิริยาการย่อยสลายไนเตรตที่เกิดขึ้นจากการทำงานของจุลินทรีย์ที่ไม่ใช้ออกซิเจนสองจำพวกคือ จุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรป และจุลินทรีย์กลุ่มออโตโทรป

2.1.5.1 จุลินทรีย์ดีไนทริฟิเคชันกลุ่มเฮเทอโรโทรป (*Heterotroph Denitrification Bacteria*)

เป็นจุลินทรีย์ที่สร้างอาหารจากสารอินทรีย์และใช้ในเทรตสำหรับหายใจเพื่อเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนในที่สุด เนื่องจากจุลินทรีย์พวกนี้ต้องการสารอินทรีย์จำนวนมากจึงจำเป็นต้องเติมสารอาหารให้เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยา ซึ่งส่วนใหญ่จะเติมสารอินทรีย์ในรูปแบบของน้ำตาลหรือเมทิลแอลกอฮอล์

2.1.5.2 จุลินทรีย์ดีไนทริฟิเคชันกลุ่มออโตโทรป (*Autotroph Denitrification Bacteria*)

เป็นจุลินทรีย์ที่สร้างอาหารจากสารอนินทรีย์ เช่น ซัลเฟต โดยจุลินทรีย์จำพวกนี้เป็นพวกที่เรียกว่าเคโมออโตโทรป (Chemoautotroph) กล่าวคือ เป็นจุลินทรีย์ที่สามารถสร้างพลังงานจากซัลเฟต และใช้อาหารจากสารอนินทรีย์ที่มีองค์ประกอบของคาร์บอน เช่น คาร์บอนไดออกไซด์

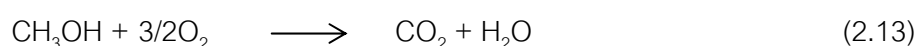
ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเป็นการออกซิไดซ์สารประกอบไนโตรเจนและเปลี่ยนรูปไปตามลำดับได้แก่ ไนเตรตและไนไตรต์ถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซไนโตรเจน และก๊าซไนตรัสออกไซด์กลับสู่บรรยากาศโดยผ่านกระบวนการรีดักชัน ซึ่งจุลินทรีย์ที่มีบทบาท ได้แก่ ดีไนทริฟายอิงแบคทีเรียส่วนใหญ่อยู่ในกลุ่มของ *Eschericia coli*, *Pseudomonas*, *Micrococcus* และ *Bacillus* ซึ่งสามารถทำให้เกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

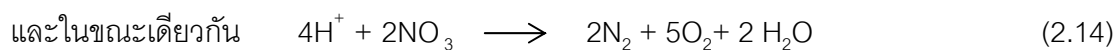
2.1.6 ชนิดของแหล่งคาร์บอนต่อค่า C/N ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

ในการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจำเป็นต้องใช้แหล่งอินทรีย์คาร์บอนในการเกิดปฏิกิริยา สามารถแบ่งได้ 2 ชนิด ดังนี้

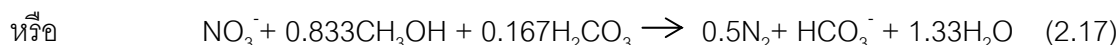
2.1.6.1 ดีไนทริฟิเคชันแบบใช้คาร์บอนอินทรีย์จากภายนอกเป็นแหล่งอินทรีย์คาร์บอนในปฏิกิริยาสามารถแบ่งย่อยสารอินทรีย์ที่เติมเข้าไปได้อีก (*Exogenous Nitrate Denitrification*)

1.) ชนิดที่ใช้แหล่งคาร์บอนอินทรีย์จากภายนอกจริงๆ เช่น เมทานอล เนื่องจากในทางปฏิบัติจริงนิยมใช้สารนี้เพราะราคาถูกกว่าสารคาร์บอนในรูปแบบอื่นๆ นอกจากนี้เมทานอลยังมีกำลังรีดิวซ์สูงพอ คือมีสถานะออกซิเดชันต่ำและการเลือกใช้เมทานอลเป็นแหล่งคาร์บอนสำหรับเฮเทอโรโทรปในการดีไนทริฟิเคชันยังทำให้ได้ผลิตภัณฑ์อีกด้วย โดยมีสมการเคมีของการใช้ในเทรตดังนี้

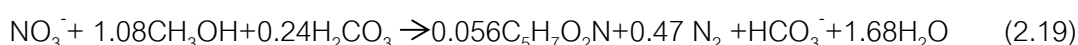
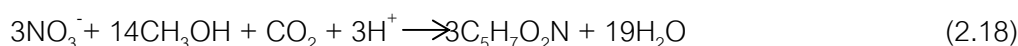




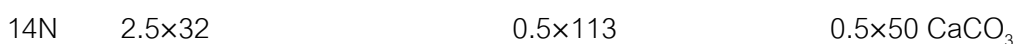
เมื่อนำสมการรวมกัน



แสดงว่าในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะได้สภาพต่างกลับมาด้วย คือได้สภาพต่างกลับมาเท่ากับ 3.57 ก.แคลเซียมคาร์บอเนต/ก.ไนเตรต-ไนโตรเจนที่ถูกรีดิวซ์ไป แต่อย่างไรก็ตามสภาพต่างที่ได้คืนมาก็ยังน้อยกว่าสภาพต่างที่ถูกปลดไปในขั้นตอนไนทริฟิเคชัน และอาจจะต้องเติมต่างเข้าไปในระบบเพื่อควบคุมพีเอชให้เหมาะสมแก่การดำรงชีวิต และการทำงานของจุลินทรีย์ทุกประเภท นอกจากนี้สมการ 2.17 ยังเห็นได้อีกเช่นกันว่าจำเป็นต้องป้อนเมทานอลเข้าไปอีก 1.9 ก.เมทานอล/ก.ไนเตรต-ไนโตรเจนที่ถูกรีดิวซ์ไป ในขั้นตอนดีไนทริฟิเคชันนี้ก็ทำการสังเคราะห์เซลล์ด้วยเช่นกันดังสมการ 2.18 เมื่อรวมสมการทั้งสองจะได้สมการรวมในการใช้ไนเตรต ดังนี้



จากสมการข้างต้นจะเห็นได้ว่าต้องการเมทานอลเท่ากับ $(1.08 \times 32) / 14 = 2.47$ ก./ก.ไนเตรต-ไนโตรเจน หรือ เท่ากับ $2.47 \times 1.5 = 3.7$ ก.ซีไอดี/ก.ไนเตรต-ไนโตรเจนที่ถูกลดรูปไป กรณีที่รวมเอาแอมโมเนียม (ที่ตกค้างในถังปฏิกรณ์) เข้ามาไว้ในปฏิกิริยาด้วย จะได้สมการรวมดังสมการที่ 2.20

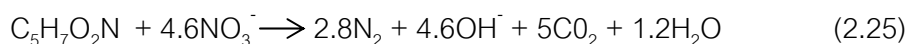


ซึ่งจะต้องการเมทานอล $(2.5 \times 32) / 14 = 5.71$ ก.เมทานอล/ก.ไนเตรต-ไนโตรเจนหรือ $5.71 \times 1.5 = 8.57$ ก.เมทานอลในรูปซีไอดี/ก.ไนเตรต-ไนโตรเจน และจะผลิตเซลล์หรือวีเอสเอสได้ $(0.5 \times 113) / 14 = 4$ ก.วีเอสเอส/ก.ไนเตรต-ไนโตรเจน รวมทั้งจะได้สภาพต่างคืนมาเท่ากับ $(0.5 \times 50) / 14 = 1.8$ ก.แคลเซียมคาร์บอเนต/ก.ไนเตรต-ไนโตรเจนที่ถูกรีดิวซ์

แหล่งคาร์บอนเท่ากับ $50/14 = 3.57$ มก.แคลเซียมคาร์บอเนต/มก.ไนเตรต-ไนโตรเจนและความต้องการซีโอดีเท่ากับ $(201 \times 1.95)/(14 \times 10) = 2.80$ มก.ซีโอดี/มก.ไนเตรต-ไนโตรเจนเท่านั้น

2.1.6.2 ชนิดใช้สารอาหารภายในเซลล์ (Endogenous Nitrate Denitrification)

เป็นการใช้แหล่งคาร์บอนอินทรีย์จากการสลายตัวของเซลล์ ซึ่งหากไม่ต้องการเติมคาร์บอนเข้าสู่ระบบแล้วดีไนทริฟายอิงแบคทีเรียจะต้องใช้อินทรีย์คาร์บอนจากภายในเซลล์มาเป็นแหล่งคาร์บอนแทน กล่าวคือเซลล์ต้องย่อยสลายตัวเองและคายคาร์บอนมาให้อินทรีย์ฟายเออร์ใช้ในขั้นตอนดีไนทริฟิเคชันแบบเอ็นโดจีนัสนั่นเอง โดยไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนและจุลินทรีย์พวกเฮเทอโรโทรปใช้คาร์บอนจากการย่อยสลายของเซลล์ สมมุติว่ามีสูตรโครงสร้างเป็น $C_5H_7O_2N$ เป็นแหล่งพลังงานและตัวให้อิเล็กตรอน ดังสมการ 2.25



วิธีนี้มีประสิทธิภาพต่ำ ใช้งานในภาคปฏิบัติไม่ดีนักและวิธีเป็นการย่อยสลายตัวเองให้อินทรีย์คาร์บอนออกมาจึงไม่มียีสต์หรือไม่มีการผลิตเซลล์ขึ้นมาใหม่และในทางตรงข้าม ปริมาณวีเอสเอสจะลดลงด้วยคือจากสมการจะลดไป 1.75 ก.วีเอสเอส/ก.ไนเตรต-ไนโตรเจน

2.1.7 ปัจจัยที่มีผลต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน

สภาวะแวดล้อมต่างๆ มีผลต่ออัตราดีไนทริฟิเคชัน พารามิเตอร์ที่สำคัญ ได้แก่ ค่าการละลายของออกซิเจน พีเอช ค่าความเป็นกรด และสภาพต่าง อุณหภูมิ ไนไตรต์ आयुสลดจ์ และอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน

2.1.7.1 ค่าการละลายของออกซิเจน (DO)

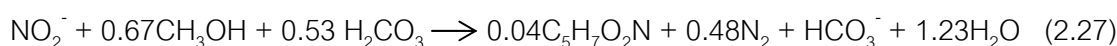
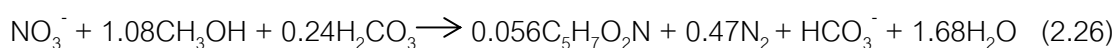
ปฏิกิริยารีดอกซ์ของสารอาหารในเซลล์เมื่อมีออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายจะให้พลังงานสูงกว่าเมื่อมีไนเตรตตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ดังนั้นหากมีออกซิเจนอยู่ในระบบคู่กับไนเตรต จุลินทรีย์จะเลือกใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายก่อนเลือกใช้ไนเตรต ซึ่งทำให้สิ้นเปลืองอินทรีย์คาร์บอนที่เติมไปจนอาจจะเหลือไม่พอสำหรับกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์ ดังนั้นจึงควรระวังไม่ให้มีออกซิเจนในระบบมากจนไปรบกวนการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ค่าออกซิเจนละลายในน้ำหรือดีไอทีที่เหมาะสมควรมีค่าน้อยกว่า 0.2 มก./ล.

2.1.7.2 ปริมาณสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจน

ปริมาณสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจนเป็นตัวกำหนดอัตราการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยต้องคำนึงอัตราส่วนสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจนให้เพียงพอต่อการเกิดปฏิกิริยา จุลินทรีย์ส่วนใหญ่เป็นชนิดเฮเทอโรโทรปที่ต้องใช้คาร์บอนเป็นองค์ประกอบหรือเป็นแหล่งพลังงานในการทำงาน อัตราส่วนซีไอดีต่อไนโตรเจนจึงมีความสำคัญต่อกระบวนการนี้ โดยทฤษฎีแล้วอัตราส่วนนี้เท่ากับ 5-10 แล้วแต่ว่าเป็นน้ำเสียยุโรปหรืออเมริกา แต่ในทางปฏิบัติแล้วอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตไนโตรเจนควรเท่ากับ 3-7 เป็นอย่างน้อย โดยวิศวกรควรให้ความสนใจเป็นพิเศษกับการใช้สารอินทรีย์ในสลัดจ์และน้ำเสียโดยเฉพาะอย่างยิ่งในโรงผลิตสุราและเบียร์ เนื่องจากค่าใช้จ่ายไม่สูงมากนัก หรืออาจใช้เมทานอลหรือกรดอะซิเตทเป็นแหล่งคาร์บอนเสริมจากภายนอก แม้ว่าค่าเฉลี่ยของอัตราส่วนซีไอดีต่อไนโตรเจนควรอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ก็ตาม แต่อัตราส่วนนี้มีค่าไม่แน่นอนตลอดเวลาโดยสามารถแปรผันตามเวลาในแต่ละวันหรือตามวันในแต่ละสัปดาห์ซึ่งทำให้น้ำทิ้งไม่ได้มาตรฐานในบางกรณี ดังนั้นถ้าหากต้องการให้น้ำทิ้งมีคุณภาพดีตลอดเวลา ก็จำเป็นต้องมีการเติมสารอาหารคาร์บอนจากภายนอกด้วย ซึ่งด้วยวิธีการเช่นนี้จะทำให้น้ำทิ้งมีคุณภาพที่ดีเป็นที่น่าพอใจ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.1.7.3 ค่าความเป็นกรด-ด่าง และสภาพด่าง (Alkalinity)

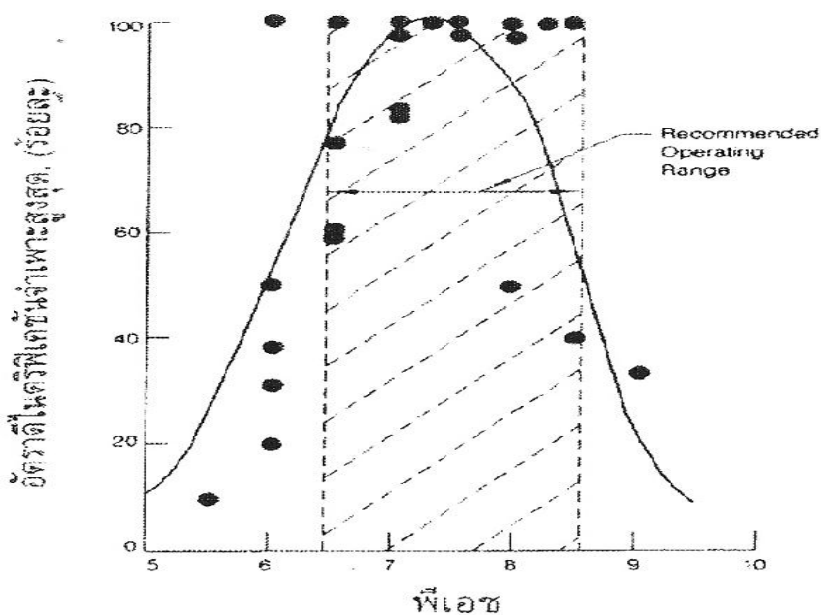
ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะได้รับผลกระทบน้อยกว่ากระบวนการไนทริฟิเคชันเนื่องจากในทางทฤษฎีแล้วกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะสร้างสภาพด่างเฉลี่ยประมาณ 3.57 มก. หินปูน/มก.ไนเตรตที่ถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน ดังสมการที่ 2.26 และ 2.27 (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) ในทางปฏิบัติค่าสภาพด่างที่เกิดขึ้นอาจลดลงเหลือประมาณ 3.0 มก. หินปูน/มก.ไนเตรต



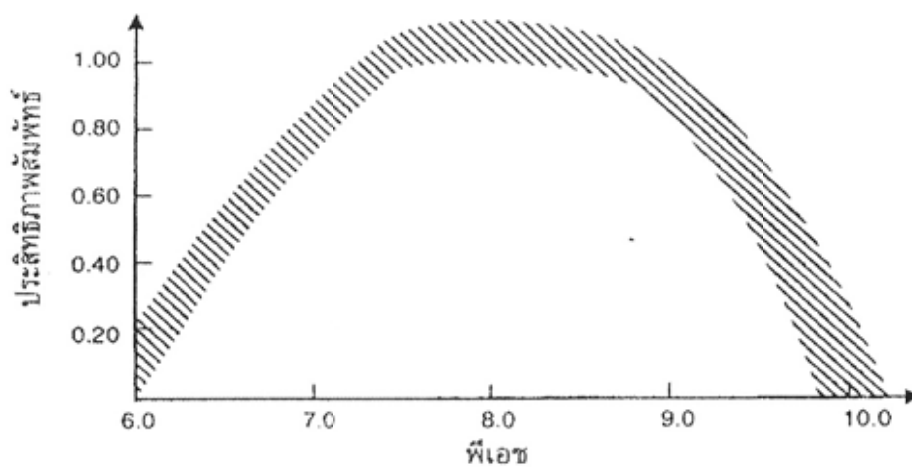
2.1.7.4 พีเอช

ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะเกิดการผลิตสภาพด่างขึ้นมาได้ พีเอชในถังแอโรบิกจึงมีค่ามากกว่าถังใช้ออกซิเจน พีเอชที่เหมาะสมกับการเกิดดีไนทริฟิเคชันควรอยู่ในช่วง 6.5-8.5 ดังภาพที่ 2.4 แต่ในปี 1996 Henze และคณะ (อ้างถึงใน ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ให้พีเอชที่เหมาะสมกับการเกิดดีไนทริฟิเคชันควรอยู่ในช่วง 7-9 เป็นช่วงที่เหมาะสม ดังภาพที่ 2.5 กล่าวคือพีเอชมีผลต่อดีไนทริฟายเออร์น้อยกว่าที่มีต่อไนทริฟายเออร์ ดังนั้นถ้านำค่าพีเอชนี้ไปรวมกับ

กระบวนการไนตริฟิเคชันแล้ว พีเอชของระบบสัต์จควรอยู่ในช่วง 7.5-8.0 จะดีที่สุด ถ้าพีเอชลดลงต่ำ เช่น ต่ำกว่า 7 จะเกิดไนตรัสออกไซด์เป็นผลสุดท้ายของดีไนตริฟิเคชันแทนที่จะเป็นก๊าซไนโตรเจน ซึ่งไม่ควรเกิดขึ้นเพราะก๊าซไนตรัสออกไซด์เป็นภัยต่อสิ่งแวดล้อมโดยรวม แต่ถ้าพีเอชสูง ไนตรัสออกไซด์จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ดี ส่วนไนตริกออกไซด์ซึ่งเป็นก๊าซพิษรุนแรงมักไม่เกิดขึ้นในระบบจริง



ภาพที่ 2.4 ผลของพีเอชต่ออัตราดีไนตริฟิเคชันจำเพาะสูงสุด (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)



ภาพที่ 2.5 เปรียบเทียบประสิทธิภาพดีไนตริฟิเคชันที่พีเอชต่างกัน

(ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.1.7.5 อุณหภูมิ

อุณหภูมิของน้ำในระบบบำบัดมีความสำคัญมากต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ โดยจุลินทรีย์พวกดีในทรีฟายเออร์จะมีความไวต่ออุณหภูมิ แม้ว่าจุลินทรีย์จะเติบโตได้ดีที่อุณหภูมิในช่วง 5-25 °ซ แต่จุลินทรีย์จะสามารถทำงานได้ดีกว่าเมื่ออุณหภูมิมากกว่าหรือเท่ากับ 20 °ซ โดยทั่วไปแล้วการเดินระบบในประเทศไทยมักจะไม่ประสบกับปัญหาเรื่องอุณหภูมิ เนื่องจากมีอุณหภูมิโดยเฉลี่ยอยู่ในช่วง 25-30 °ซ ซึ่งอัตราการเกิดดีในทรีฟิเคชันจะขึ้นอยู่กับอุณหภูมิ จากตารางที่ 2.2 พบว่าอัตราการเกิดดีในทรีฟิเคชันมีค่าเพิ่มขึ้นเมื่ออุณหภูมิเพิ่มสูงขึ้น

ตารางที่ 2.2 อัตราการเกิดดีในทรีฟิเคชันจำเพาะที่อายุสลัดจ์และอุณหภูมิต่างๆ

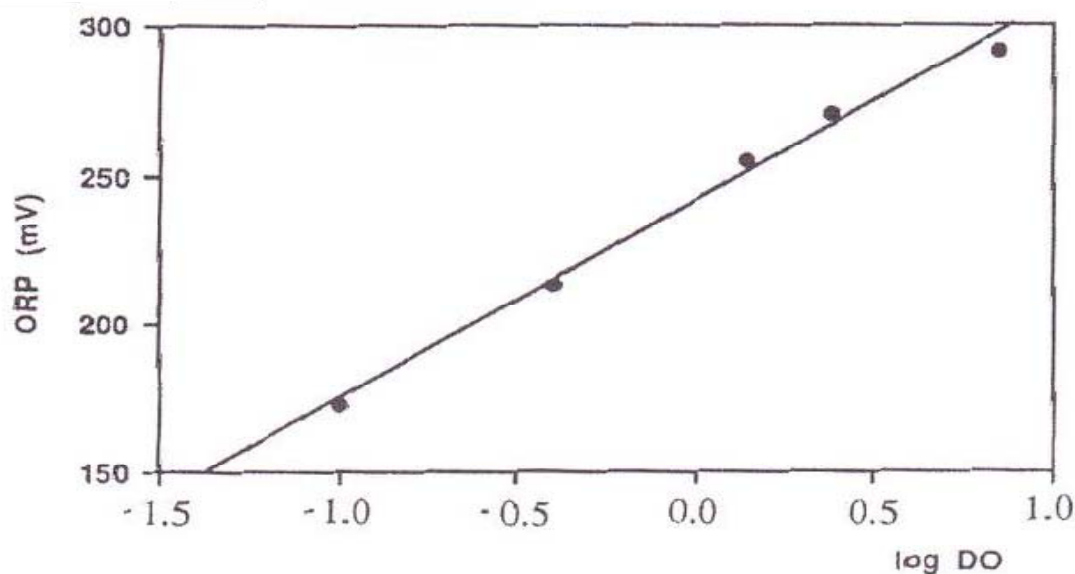
อุณหภูมิ (°ซ)	อายุสลัดจ์		อัตราการเกิดดีในทรีฟิเคชัน (มก./ก.วีเอสเอส-ซม.)
	รวม	แอนีอกซิก	
7	3.4	1.0	1.14
	10.3	3.0	0.48
15	2.0	0.6	1.4
	4.0	1.1	0.42
25	1.8	0.5	5.4
	5.0	1.4	4.1

(ที่มา : ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.1.7.6 ไออาร์พี

ออกซิเจนอิสระมีผลเสียต่อการเกิดกระบวนการดีในทรีฟิเคชัน กล่าวคือ ค่าดีไอประมาณ 0.2 มก./ล. จะเริ่มเกิดการยับยั้งกระบวนการดีในทรีฟิเคชันได้ จึงควรควบคุมการเดินระบบภายในถึงปฏิกรณ์มีค่าดีไอต่ำที่สุดเท่าที่จะเป็นไปได้ แต่มาตรฐานดีไอที่มีจำหน่ายและใช้งานในเชิงปฏิบัติในปัจจุบันมีขีดจำกัดที่ไม่สามารถวัดดีไอที่ความเข้มข้นต่างๆ ได้ จึงมีผู้ที่พยายามหาพารามิเตอร์อื่นมาทดแทนค่าดีไอสำหรับการควบคุมปริมาณดีไอ ภาพที่ 2.6 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าดีไอและไออาร์พีในการทดลองแบบเบตต์ที่อุณหภูมิ 23 °ซ กับสลัดจ์กัมมันต์ในประเทศสวีเดน ซึ่งเห็นได้ว่าแม้จะมีสลัดจ์อยู่ในถังทดสอบ ซึ่งความสัมพันธ์ดังกล่าวก็เป็นเส้นตรงที่ดีมาก แต่เมื่อได้ทดลองกับไนเทรตกลับพบว่าความสัมพันธ์ระหว่างค่าไออาร์พีกับไนเทรตไม่เป็นแบบที่สรุปแน่นอน (มาตรฐานดีไอใช้หัววัดแพลตตินัมและอิเล็กโทรด) จากนั้นเมื่อทดลองกับสลัดจ์จากโรงบำบัดคนละแห่ง และใช้แหล่งคาร์บอนต่างกัน ได้แก่ เอธานอล กลูโคส และอะซิเตท พบว่าอัตราดีในทรีฟิเคชันส่วน

ใหญ่มีความสัมพันธ์กับค่าไออาร์พีเป็นเส้นตรง ยกเว้นบางกรณีที่มีความสัมพันธ์ดังกล่าวนี้ไม่ดีเท่ากับกรณีอื่นๆ ดังนั้น การใช้ไออาร์พีเป็นตัวกำหนดหรือควบคุมดีไนทริฟิเคชันแทนค่าดีไอจึงน่าจะเป็นทางเลือกที่วิศวกรควรให้ความสนใจ และกำหนดให้อยู่ในช่วง -50 ถึง -100 มิลลิโวลต์ สำหรับภาวะแอน็อกซิก โดยต้องระวังไม่ให้มีค่าต่ำเกินไป เพราะการทำงานของระบบบำบัดจะเป็นกระบวนการทำงานแบบไร้ออกซิเจนแทนที่จะเป็นแอน็อกซิก



ภาพที่ 2.6 แสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่าดีไอและไออาร์พีเมื่อมีสลัดจ์กัมมันต์

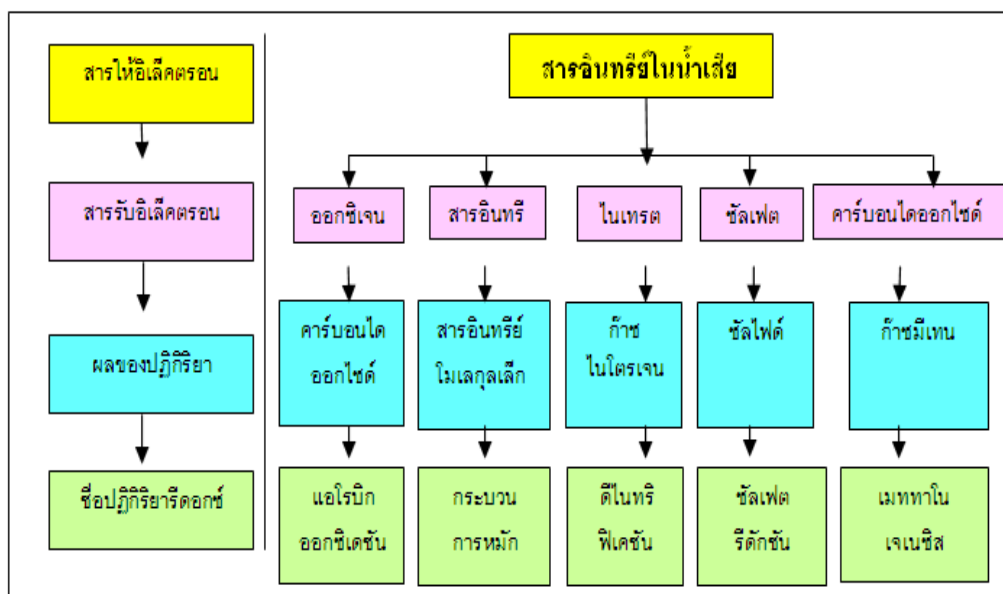
(ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544)

2.1.7.7 อายุสลัดจ์

เมื่ออายุสลัดจ์เพิ่มขึ้นการผลิตเซลล์สุทธิจะลดลง ดังนั้นปริมาณคาร์บอนที่ต้องการสำหรับดีไนทริฟายเออร์กับปริมาณไนเตรตที่เท่ากันจะลดลง นอกจากนี้ถ้าอายุสลัดจ์ในถังแอน็อกซิกเพิ่มขึ้น อัตราดีไนทริฟิเคชันจะลดลง และทำให้การกำจัดไนโตรเจนโดยรวมดีขึ้นด้วย เพราะหากไม่มีกระบวนการไนทริฟิเคชันมาก่อนกระบวนการดีไนทริฟิเคชันก็ไม่สามารถเกิดขึ้นได้

2.2 ลักษณะทางชีวเคมีของกระบวนการบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

กระบวนการย่อยทางชีววิทยาแบบไร้ออกซิเจนหรือแบบแอนแอโรบิก (Anaerobic Process) เป็นสถานะที่เกิดขึ้นโดยไม่ต้องเติมออกซิเจน นิยมเรียกว่าระบบไร้อากาศหรือถังหมักชีวภาพ โดยกระบวนการการย่อยสลายแบบนี้อาศัยการทำงานของจุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้ออกซิเจนหลายกลุ่ม เพื่อเปลี่ยนสารอินทรีย์ที่มีโครงสร้างโมเลกุลขนาดใหญ่และซับซ้อน ได้แก่ คาร์โบไฮเดรต โปรตีน และไขมัน ให้มีขนาดเล็กลงในรูปที่เซลล์ ซึ่งสิ่งมีชีวิตสามารถนำไปใช้ในการเจริญเติบโต โดยการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียเกิดจากปฏิกิริยาการถ่ายเทอิเล็กตรอนระหว่างสารให้อิเล็กตรอนและสารรับอิเล็กตรอนด้วยปฏิกิริยาออกซิเดชัน-รีดักชันหรือรีดอกซ์ สารอินทรีย์ในน้ำเสียที่มีพลังงานสูงจะเป็นสารให้อิเล็กตรอนและใช้สารอื่นๆ เป็นสารรับอิเล็กตรอน ถ้าเป็นปฏิกิริยาแบบใช้ออกซิเจนสารรับอิเล็กตรอนคือออกซิเจน แต่ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นสารอื่นๆ เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ ไนเตรต ฯลฯ ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะเป็นแบบไร้ออกซิเจน ดังภาพที่ 2.7



ภาพที่ 2.7 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย (กรมควบคุมมลพิษ, 2542)

2.2.1 รูปแบบของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนมีรูปแบบต่างๆ ได้แก่

2.2.1.1 จุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในน้ำเสีย (Suspended Growth) เป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่มีจุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในถังปฏิกรณ์ จุลินทรีย์ที่แขวนลอยในระบบจะไปสัมผัสกับน้ำเสียเพื่อทำหน้าที่ในการย่อยสารอินทรีย์ในน้ำเสีย ซึ่งระบบที่มีจุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ในน้ำเสียนี้จำเป็นต้อง

มีถึงตกตะกอน เพื่อทำการแยกน้ำที่ผ่านการบำบัดและเชื้อจุลินทรีย์ให้ออกจากกัน โดยหมุนเวียน เชื้อกลับเข้าสู่ถังปฏิกรณ์อีกครั้ง ข้อเสียของระบบนี้คือสลัดจ์ที่ไม่สามารถตกตะกอนได้จะหลุดลอย ออกไปกับน้ำทิ้ง ทำให้น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดมีคุณภาพไม่น่าพอใจ

2.2.1.2 จุลินทรีย์อยู่ติดกับตัวกลาง (Attached Growth) จุลินทรีย์ส่วนใหญ่จะเกาะติดอยู่กับตัวกลางที่เหมาะสม การทำให้จุลินทรีย์เกาะติดอยู่กับตัวกลางและเสมือนว่าตัวกลางนั้นถูกใช้เป็นตัวกรองให้จุลินทรีย์ไม่หลุดไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัดจัดเป็นระบบที่มีการควบคุมการทำงานง่ายและสิ้นเปลืองพลังงานน้อยกว่าระบบจุลินทรีย์แขวนลอย

2.2.1.3 แบบผสม (Hybrid) เป็นการนำข้อดีมาใช้และตัดปัญหาข้อด้อยจาก 2 รูปแบบข้างต้น

เมื่อมาพิจารณาถึงข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจากรูปแบบข้างต้นสามารถเปรียบเทียบและสรุปได้ดังตารางที่ 2.3

ตารางที่ 2.3 ข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนในรูปแบบต่างๆ

ข้อพิจารณา	จุลินทรีย์แขวนลอย	จุลินทรีย์ผสม	จุลินทรีย์เกาะบนผิวตัวกลาง
ความเข้มข้นของจุลินทรีย์	ต่ำ	สูง	สูง
อายุสลัดจ์ (SRT)	ต่ำ	สูง	สูง
การบำบัดน้ำเสียเมื่อมีอนุภาคของแข็ง	เหมาะสม	กำจัดอนุภาคของแข็งได้บ้าง	กำจัดอนุภาคของแข็งได้บ้าง
การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นสูง	เหมาะสม	ไม่เหมาะสม	ไม่เหมาะสม
การบำบัดน้ำเสียความเข้มข้นต่ำ	ไม่เหมาะสม	เหมาะสม	เหมาะสม
ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย	จำกัด	สูง	สูง
ความทนต่อสารพิษและการเปลี่ยนแปลงสภาวะการทำงาน	มีข้อจำกัดเนื่องจากอายุตะกอนต่ำ	มีอายุสลัดจ์สูงจึงมีเสถียรภาพดี	มีอายุสลัดจ์สูงจึงมีเสถียรภาพดี
สภาพทางจุลชีววิทยาในถังปฏิกรณ์	ใช้เครื่องกวน	ใช้วิธีหมุนเวียนน้ำ หรือใช้ก๊าซชีวภาพเป่า	ใช้วิธีหมุนเวียนน้ำ หรือใช้ก๊าซชีวภาพเป่า
การใช้พลังงาน	ต่ำที่สุด	สูง ถ้าหมุนเวียนน้ำ	สูง เช่น ระบบฟลูอิดไดซ์เบด

(ที่มา : แชน.อี. 68 คอนซัลติง เอ็นจิเนียรส์, 2546)

2.2.2 ปัจจัยที่มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนหรือแบบแอนแอโรบิกมีความสำคัญมากต่อการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสารอินทรีย์ค่อนข้างสูง แต่จำเป็นต้องมีสภาวะแวดล้อมในระบบที่เหมาะสม จึงจะส่งผลให้ปฏิกิริยาชีวเคมีของระบบบำบัดเป็นไปได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงสุด เนื่องจากระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนต้องการสภาวะแวดล้อมที่ถูกต้องและเหมาะสมกับขั้นตอนของปฏิกิริยาแต่ละขั้นตอน คือ ขั้นตอนไฮโดรไลซิส ขั้นตอนการผลิตกรดและขั้นตอนผลิตมีเทน ถ้าหากขั้นตอนใดล้มเหลวหรือขัดข้องอาจส่งผลให้ขั้นตอนอื่นไม่สามารถเกิดขึ้นได้ ซึ่งส่งผลให้การบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนล้มเหลว อย่างเช่นการย่อยสลายสารอินทรีย์ได้มากหรือน้อยขึ้นอยู่กับว่าเกิดขั้นตอนครบทุกขั้นตอนหรือไม่ หากจุลินทรีย์ชนิดผลิตมีเทนไม่เกิดขึ้นจะทำให้เกิดการสะสมตัวของสารประกอบที่เกิดขึ้นก่อนขั้นตอนการผลิตมีเทน คือ กรดอินทรีย์ระเหยต่างๆ ซึ่งส่งผลให้ค่าพีเอชในระบบลดลงอย่างมากและการบำบัดก็จะไม่ได้ผลตามที่ต้องการ

สภาวะแวดล้อมของระบบในที่นี่จะหมายถึง สภาวะแวดล้อมทางเคมีและกายภาพ ได้แก่ อุณหภูมิ พีเอช ค่าความเป็นด่าง ธาตุอาหาร การเป็นพิษต่อระบบ ซึ่งปัจจัยที่สำคัญต่างๆ ข้างต้นที่มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมีดังนี้

2.2.2.1 อุณหภูมิ

อุณหภูมิในระบบบำบัดมีความสำคัญมากต่อประสิทธิภาพของการบำบัดในกระบวนการย่อยสลายของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน พบว่าโดยอัตราปฏิกิริยาชีวเคมีจะเพิ่มขึ้นหรือสูงขึ้นเมื่อมีอุณหภูมิสูงขึ้น ผลของอุณหภูมิที่มีผลต่ออัตราการเจริญเติบโตแบ่งได้เป็น 3 ช่วง ดังนี้

- 1) ช่วงฟิสิกัลฟิลิก ช่วงอุณหภูมิ 5 – 15 °ซ
- 2) ช่วงเมโซฟิลิก ช่วงอุณหภูมิ 35 – 37 °ซ
- 3) ช่วงเทอร์โมฟิลิก ช่วงอุณหภูมิ 50 – 55 °ซ

สำหรับระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนจะมีช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสมหรือช่วงที่อัตราการเปลี่ยนแปลงของกระบวนการหมักจะมีค่าสูงสุดอยู่สองช่วง คือ ช่วงเมโซฟิลิกและช่วงเทอร์โมฟิลิก สำหรับช่วงเทอร์โมฟิลิกการบำบัดน้ำเสียอาจทำได้ยาก โดยทั่วไปจะใช้เพียงช่วงเมโซฟิลิกเท่านั้น (Henze และ Harremoes, 1982) ดังนั้นสามารถสรุปผลของอุณหภูมิที่มีต่อการหมักแบบไร้ออกซิเจนได้ คือ ช่วงอุณหภูมิที่เหมาะสม คือ 30 - 37 °ซ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

2.2.2.2 กรดไขมันระเหย และสภาพต่าง

การเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของกรดไขมันระเหยจะมีผลกระทบต่อจุลินทรีย์ในระบบ เนื่องจากจุลินทรีย์ผลิตมีเทนไม่สามารถนำผลผลิตที่เกิดจากจุลินทรีย์สร้างกรดไปใช้ได้ทันส่งผลให้เกิดการสะสมตัวของกรดไขมันระเหย ทำให้พีเอชในระบบลดลงเรื่อยๆ จนอยู่ในช่วงที่ไม่เหมาะสมกับการทำงานของจุลินทรีย์สร้างมีเทน จนในที่สุดอาจทำให้ระบบล้มเหลว ดังนั้นจึงจำเป็นต้องเติมสภาพต่างเพื่อเป็นบัฟเฟอร์ให้กับระบบและรักษาค่าพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ โดยทั่วไปอัตราส่วนของกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง ถ้าน้อยกว่า 0.4 แสดงว่ามีกำลังบัฟเฟอร์สูงระบบสามารถทำงานได้ดี ถ้ามากกว่า 0.8 แสดงว่ามีกำลังบัฟเฟอร์ต่ำประสิทธิภาพของระบบจะลดลงและหากไม่แก้ไขระบบจะล้มเหลวได้

2.2.2.3 พีเอชในถังปฏิกรณ์

ค่าพีเอชและเสถียรภาพของพีเอชในถังปฏิกรณ์ไร้ออกซิเจนนับว่ามีความสำคัญอย่างยิ่ง เพราะการสร้างมีเทนจะมีอัตราสูงเมื่อพีเอชถูกควบคุมให้อยู่ในช่วงที่เป็นกลางประมาณพีเอช 7-8 ที่ค่าพีเอชต่ำกว่า 6.6 หรือสูงกว่า 7.5 อัตราการผลิตมีเทนจะลดลง ในขณะที่จุลินทรีย์ที่ผลิตกรดจะมีความไวต่อการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชไม่ว่าสูงหรือต่ำเกินไป พบว่าเมื่อพีเอชต่ำกว่า 6.6 จะเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์มากกว่าปกติ ซึ่งจะทำให้เกิดการสร้างกรดมากกว่าการสร้างมีเทนและเกิดการเหม็นเปรี้ยว (Souring) ของถังปฏิกรณ์ และถ้าพีเอชสูงกว่า 7.5-8.0 จะทำให้จุลินทรีย์ประเภทที่ช่วยผลิตมีเทนมีน้อยลงและเชื้อง้ำ ดังนั้นพีเอชจึงเป็นตัวควบคุมระบบที่สำคัญมากที่สุดของระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบควรอยู่ระหว่าง 6.5 ถึง 7.5 ซึ่งเป็นค่าที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

2.2.2.4 สารพิษ

น้ำเสียที่จะทำการบำบัดโดยใช้วิธีทางชีววิทยาไม่ควรมีสารพิษปนเปื้อนอยู่ในระบบ เนื่องจากสารพิษจะรบกวนการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบหรือยับยั้งการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทนทำให้ระบบสามารถล้มเหลวได้ ความรุนแรงของสารพิษจะขึ้นอยู่กับชนิดและความเข้มข้นของสารพิษนั้นๆ ด้วย สารที่มีความเป็นพิษต่อระบบ ได้แก่

1.) พิษของไอออนบวกและโลหะหนัก

ไอออนบวกที่เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน ได้แก่ โซเดียม (Na^+) โพแทสเซียม (K^+) แมกนีเซียม (Mg^{2+}) และแคลเซียม (Ca^{2+}) ธาตุอาหารเหล่านี้ถ้ามีในระดับความ

เข้มข้นที่พอเหมาะจะเป็นธาตุที่มีประโยชน์ต่อจุลินทรีย์ แต่ถ้ามีมากเกินไปจนความจำเป็นจะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ปกติไอออนบวกที่มีวาเลนซ์สูงจะมีความเป็นพิษมากกว่าไอออนบวกที่มีวาเลนซ์ต่ำ ดังแสดงในตารางที่ 2.4

ตารางที่ 2.4 ผลของไอออนประจุบวกต่างๆ ต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

ชนิดไอออนบวก	ความเข้มข้น (มก./ล.)		
	กระตุ้น	ยับยั้งปานกลาง	ยับยั้งมาก
Na ⁺	100-200	3,500-5,500	8,000
K ⁺	200-400	2,500-4,500	12,000
Ca ²⁺	100-200	2,500-4,500	8,000
Mg ²⁺	75-150	1,000-1,500	3,000

(ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

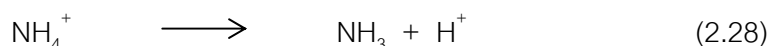
แต่สารโซเดียมและโปแตสเซียมเป็นสารที่ช่วยลดการเป็นพิษ เนื่องจากสามารถจับสารประจุบวกอื่นๆ ได้ดี ถ้ามีปริมาณโซเดียมและโปแตสเซียมที่เหมาะสม ซึ่งพิษของไอออนบางชนิดสามารถลดความเป็นพิษลงได้เมื่ออยู่ร่วมกับธาตุอื่นๆ แต่ในทางตรงกันข้ามอาจจะมีความเป็นพิษมากขึ้นเมื่ออยู่ร่วมกับไอออนชนิดอื่นได้เช่นเดียวกัน นอกจากนี้โลหะหนักยังมีผลต่อการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไร้ออกซิเจน โดยคอปเปอร์ (II) มีผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนมากที่สุด ซึ่งความเป็นพิษของโลหะหนักสามารถลดลงได้ถ้าน้ำเสียมีปริมาณของซัลไฟด์พอเหมาะ เนื่องจากซัลไฟด์สามารถรวมตัวกับโลหะหนักได้เกลือของโลหะหนักที่ไม่ละลายน้ำและตกตะกอนออกมาได้ อย่างไรก็ตามโลหะหนักบางชนิดยังมีความจำเป็นสำหรับจุลินทรีย์แม้จะมีความต้องการในปริมาณเพียงเล็กน้อยก็ตาม

2.) พิษของกรดอินทรีย์ระเหย

ในกรณีที่ระบบมีกรดอินทรีย์ระเหยมากเกินไป เช่น ในสถานะที่มีสารอินทรีย์เข้าสู่ระบบมากจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดจะสร้างกรดอินทรีย์ระเหยออกมามาก ถ้าระบบมีกำลังของบัฟเฟอร์ไม่เพียงพอจะทำให้ค่าพีเอชของระบบลดลง ซึ่งจะส่งผลกระทบต่อเสถียรภาพการทำงานของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน

3.) พิษของแอมโมเนีย

แอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียมาจากการย่อยสลายโปรตีน โดยไนโตรเจนที่ปล่อยออกมาจะอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออน (NH_4^+) และแอมโมเนีย (NH_3) ดังสมการที่ 2.28



ปริมาณของแอมโมเนียมไอออนที่มีอยู่ในระบบจะขึ้นอยู่กับค่าพีเอช คือ พีเอชประมาณ 7 จะมีแอมโมเนียประมาณร้อยละ 1 ของแอมโมเนียทั้งหมดและมีแอมโมเนียมไอออนประมาณร้อยละ 99 แต่ในกรณีที่ระบบมีพีเอชสูงขึ้น ปริมาณของแอมโมเนียจะมากกว่าแอมโมเนียมไอออนซึ่งแอมโมเนียจะมีความเป็นพิษมากกว่าแอมโมเนียมไอออน ถ้าในระบบมีความเข้มข้นของแอมโมเนียมากกว่า 1500 มก./ล. จะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ทำให้ระบบล้มเหลวได้ ในขณะที่จุลินทรีย์สามารถทนความเข้มข้นของแอมโมเนียมไอออนสูงถึง 3,000 มก./ล. หากมีความเข้มข้นมากกว่านี้ แอมโมเนียจะเป็นพิษต่อระบบดังนั้นการรักษาค่าพีเอชให้มีค่าประมาณหรือต่ำกว่า 7 จะทำให้แอมโมเนียทั้งหมดอยู่ในรูปของแอมโมเนียมไอออนซึ่งมีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์น้อยกว่า (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) ปริมาณแอมโมเนียที่มีผลต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนแสดงดังตารางที่ 2.5

ตารางที่ 2.5 ปริมาณแอมโมเนียที่มีผลต่อกระบวนการหมักในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

ปริมาณสารแอมโมเนีย (มก./ล. ของไนโตรเจน)	ผลต่อระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน
50 – 200	เป็นประโยชน์ต่อระบบ
200 -1,000	ไม่มีผลต่อระบบ
1,500 -3,000	ประสิทธิภาพการบำบัดลดลงที่พีเอชสูงๆ
> 3,000	เป็นพิษต่อระบบ

(ที่มา : ดัดแปลงจากเกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

2.2.2.5 สารอาหารเสริม

ข้อดีของการบำบัดด้วยกระบวนการไร้ออกซิเจนคือปริมาณของเซลล์จุลินทรีย์ที่สร้างขึ้นมาน้อยกว่ากระบวนการแบบใช้ออกซิเจน ดังนั้นจึงต้องการสารอาหารเสริม เช่น ไนโตรเจน ฟอสฟอรัสในปริมาณที่ต่ำกว่าระบบใช้ออกซิเจน โดยปริมาณของไนโตรเจนและฟอสฟอรัสที่จุลินทรีย์ในกระบวนการแอน็อกซิกต้องการอย่างน้อยควรมีสัดส่วน BOD:N:P = 100:5:1 แม้ว่าจุลินทรีย์เหล่านี้จะต้องการปริมาณของธาตุอาหารบางอย่างน้อยแต่ก็ขาดไม่ได้ มิฉะนั้นระบบจะไม่สามารถดำเนินได้อย่างมีประสิทธิภาพ ธาตุดังกล่าว ได้แก่ เหล็ก โคบอลต์ นิเกิล และซัลเฟอร์

(ในรูปซัลไฟด์) แต่อย่างไรก็ตามการเติมธาตุอาหารดังกล่าวให้แก่จุลินทรีย์อาจทำให้เกิดปัญหาตามมาซึ่งมีสาเหตุมาจากสารพิษที่ปนเปื้อนมากับน้ำเสีย เช่น ซัลไฟด์สามารถทำให้โลหะต่างๆ ตกผลึกแยกออกจากน้ำได้ เช่น เหล็กรวมกับซัลไฟด์เป็นผลึกที่ไม่ละลายน้ำทำให้จุลินทรีย์ไม่สามารถนำไปใช้ได้ ปัจจุบันอาจทำได้โดยการเติมสารสกัดจากยีสต์ (Yeast Extract) ให้แก่ระบบโดยตรง

2.2.2.6 การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบ

การรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบมีความสำคัญมาก เพราะถ้าจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบมากเกินไปจะทำให้การย่อยสลายสารอินทรีย์ลดลงส่งผลให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงด้วย ซึ่งการรักษาปริมาณจุลินทรีย์ในระบบไว้คงที่ถือเป็นกรเพิ่มปริมาณจุลินทรีย์ในระบบวิธีรักษาปริมาณจุลินทรีย์สามารถทำได้ดังนี้

- 1.) แยกของแข็งออกจากน้ำทิ้งและนำของแข็งหรือสลัดจ์เวียนกลับเข้าสู่ระบบอีกครั้ง
- 2.) จัดหาแผ่นตัวกลางไว้ในระบบบำบัดเพื่อให้มีจุลินทรีย์เกาะติดอยู่บนตัวกลาง ทำให้จุลินทรีย์ไม่หลุดออกจากระบบไปกับน้ำทิ้ง เช่น ระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด
- 3.) สร้างชั้นหนาๆ ไว้ในระบบเพื่อเก็บรวบรวมสลัดจ์ไว้ในระบบให้ได้มากที่สุด
- 4.) ออกแบบระบบบำบัดให้มีระยะเวลาที่เก็บเวลานาน

2.2.2.7 อัตราภาระสารอินทรีย์ (Organic Loading Rate)

อัตราภาระสารอินทรีย์เป็นปัจจัยสำคัญอย่างหนึ่งที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์ การตกตะกอนของจุลินทรีย์และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบ โดยปกติ น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบบำบัดควรมีอัตราภาระสารอินทรีย์ต่ำกว่าอัตราสูงสุดในการกำจัดสารอินทรีย์ของระบบบำบัด ถ้ามีอัตราภาระสารอินทรีย์สูงเกินไปจะทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงหรืออาจทำให้ระบบล้มเหลวได้

2.3 ระบบบำบัดฟลูอิดไดซ์เบด (Fluidized Bed; FB)

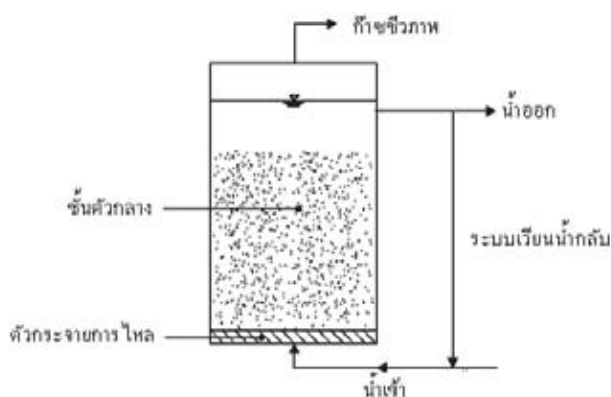
ระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดมีลักษณะคล้ายคลึงกับระบบบำบัดแบบถังกรองไร้ออกซิเจน หลักการคือน้ำไหลจากข้างล่างขึ้นข้างบนจัดเป็นระบบฟิล์มตรึง (Fixed Film) แบบไร้ออกซิเจน โดยอาศัยตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะเพื่อบำบัดสารอินทรีย์ที่เข้าระบบ ข้อแตกต่างระหว่างระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดและระบบบำบัดแบบถังกรองไร้ออกซิเจน คือ ระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดมีการหมุนเวียนการไหลของน้ำเสียที่ไหลผ่านอนุภาค และปริมาตรขยายตัวของชั้นอนุภาคในอัตราที่สูงกว่าระบบบำบัดแบบถังกรองไร้ออกซิเจน และขนาดอนุภาคของระบบบำบัดแบบถังกรองไร้ออกซิเจนที่ใช้มีขนาดโตกว่า คือ ประมาณ 400 ไมโครเมตร ส่วนระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดใช้ 20 - 30 ไมโครเมตร ภายหลังปรากฏว่าในระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดใช้อนุภาคใหญ่ถึง 50 - 100 ไมโครเมตร (สุรพล สายพานิช, 2540) รายละเอียดของระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดดังนี้

2.3.1 ความเป็นมาและลักษณะของระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด

ระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดเป็นระบบที่มีชั้นตัวกลางที่ถูกยกตัวลอยขึ้นด้วยแรงน้ำไหลขึ้นแต่ต้องระวังตัวกลางไม่ให้ไหลล้นออกจากถังปฏิกรณ์ ชั้นฟลูอิดไดซ์นี้จะทำตัวเปรียบเสมือนตัวช่วยในการผสมผสานกันระหว่างน้ำเสียและตัวกลาง ซึ่งวัสดุตัวกลางที่ใช้กับระบบฟลูอิดไดซ์เบดควรมีขนาดเล็กและเบาเพื่อเป็นที่ยึดเกาะของจุลินทรีย์ให้ลอยไปผสมหรือสัมผัสกับน้ำเสียที่ไหลผ่านภายในถังปฏิกรณ์ วัสดุตัวกลางที่นิยมนำมาทดสอบใช้ในห้องปฏิบัติการ ได้แก่ ทราาย แอนทราไซต์ และถ่านกัมมันต์ เป็นต้น โดยอัตราการไหลของน้ำเสียจะต้องสูงมากพอที่จะทำให้เกิดการยกหรือลอยตัวของน้ำในถังและวัสดุตัวกลาง ความสำคัญของระบบนี้ คืออาศัยพื้นที่ผิวตัวกลางอย่างมีประสิทธิภาพ ซึ่งการใช้วัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็กจะทำให้ระบบบำบัดมีพื้นที่ผิวจำเพาะของจุลินทรีย์ติดต่อหน่วยปริมาตรสูงจึงเท่ากับมีพื้นที่ผิวให้จุลินทรีย์เกาะจำนวนมากในระบบ โดยสามารถเลี้ยงจุลินทรีย์ได้มากถึงระดับ 25,000 - 30,000 มก./ล. ทำให้ระบบสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้สูงกว่าแบบถังกรองไร้ออกซิเจน อัตราเร็วในการบำบัดน้ำเสียของระบบจึงสูงตามไปด้วย ถังปฏิกรณ์ที่ใช้ในระบบจึงมีขนาดเล็กกว่าระบบบำบัดแบบอื่นๆ (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) แต่ต้องระมัดระวังเรื่องความรุนแรงของการปั่นป่วนอันเกิดจากความเร็วที่ไหลขึ้นคือต้องไม่รุนแรงเกินไปจนทำให้เกิดแรงเฉือนที่ไปกระทบกับจุลินทรีย์บนผิวตัวกลางรุนแรงจนกระทั่งจุลินทรีย์เกิดการหลุดออกจากระบบ ดังนั้น ควรควบคุมการปั่นป่วนให้เกิดอย่างเหมาะสม และให้ไบโอฟิล์มที่เกาะกับตัวกลางมีความหนาไม่มากนัก เพื่อเพิ่มโอกาสให้อินทรีย์สารและสารอาหารต่างๆ ไหลซึมเข้าให้แก่จุลินทรีย์อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้ระบบสามารถเดินระบบ

ด้วยเวลากักเก็บน้อย บางงานวิจัยใช้เวลาบำบัดเพียง 10 นาทีเท่านั้น ระบบฟลูอิดไดซ์เบดนี้ยังมีข้อดีที่ช่วยแก้ปัญหาจุลินทรีย์สะสมในถังจนเกิดอุดตันภายในถังปฏิกรณ์ดังเช่นถังกรองไร้ออกซิเจน เพราะระบบนี้ได้ใช้ทั้งความสามารถของตัวกลาง และจุลินทรีย์เกือบทั้งหมดในระบบการบำบัดน้ำเสียอย่างเต็มที่

อย่างไรก็ตาม ลักษณะการทำงานต้องใช้พลังงานในการทำให้วัสดุตัวกลางลอยตัวตลอดเวลา ก่อให้เกิดปัญหาในการออกแบบและควบคุมระบบหลายประการ และสิ้นเปลืองพลังงานในการทำให้วัสดุตัวกลางลอยตัวสูงกว่าระบบบำบัดแบบอื่นๆ องค์ประกอบของระบบฟลูอิดไดซ์เบดแสดงดังภาพที่ 2.8



ภาพที่ 2.8 องค์ประกอบของระบบฟลูอิดไดซ์เบด

(ดัดแปลงจาก http://www.greenenergynet.net/tec_Biogas%20Technology2.html, 2552: ออนไลน์)

นอกจากทรายที่ถูกนำไปใช้เป็นตัวกลางแล้ว ยังสามารถใช้ถ่านกัมมันต์ในการบำบัดน้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมและของเสียอันตรายได้ โดยขนาดของถ่านกัมมันต์ที่ใช้ประมาณ 0.6-0.8 มม. และมีความเร็วของน้ำเสียในระบบ 20-24 ม./ชม. การใช้ถ่านกัมมันต์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดมีข้อดีหลายประการ เช่น ช่วยลดปริมาณสารพิษ มีความเข้มข้นของมวลชีวภาพมาก เนื่องจากมีรูพรุนมาก เป็นต้น การใช้ถ่านกัมมันต์ยังมีข้อจำกัดหลายประการ เช่น ราคาแพง แต่การบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมบางชนิดและของเสียอันตรายก็ยังคงมีความจำเป็นต้องใช้ถ่านกัมมันต์เป็นตัวกลาง

ปัจจุบันจึงมีการคิดค้นหาวัสดุตัวกลางที่มีขนาดเล็ก, เบามาใช้แทนทรายและถ่านกัมมันต์เพื่อลดข้อเสียจากวัสดุเหล่านี้ โดยมีงานวิจัยของ Park และคณะ (2006) ได้คิดค้นนำเศษยางรถยนต์ที่บดละเอียดมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดน้ำเสียทั้งในระบบแบบใช้ออกซิเจนแบบแอนีอิก และแบบไร้ออกซิเจน เนื่องจากยางรถยนต์เป็นวัสดุที่มีความหนาแน่นต่ำ, หาง่าย และราคาถูก ผลที่ได้คือเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วสามารถนำมาใช้เป็นตัวกลางได้ ซึ่งสามารถ

เข้ากันได้กับจุลชีพในระบบ ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพสูงในการกำจัดค่าซีไอดี อีกทั้งยังสามารถเป็นเป้าสัมผัสให้จุลชีพมาเกาะได้เป็นอย่างดีโดยไม่รบกวนการทำงานของจุลินทรีย์

ระบบฟลูอิดไดซ์เบดมีประสิทธิภาพสูงในแง่ของการกำจัดซีไอดี โดยเมื่อมีอัตราการระสาดอินทรีย์เข้าระบบ 10-20 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบจะมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีมากกว่าร้อยละ 90 ซึ่งประสิทธิภาพของระบบจะขึ้นอยู่กับลักษณะของน้ำเสียที่นำมาบำบัด (Metcalf และ Eddy, 2003) ดังแสดงในตารางที่ 2.6

ตารางที่ 2.6 สมรรถนะของระบบฟลูอิดไดซ์เบดในการบำบัดน้ำเสีย

ชนิดของน้ำเสีย	อุณหภูมิ (องศาเซลเซียส)	อัตราการระสาดอินทรีย์ (กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน)	เวลากักน้ำ (ชั่วโมง)	ประสิทธิภาพการ บำบัดซีไอดี (%การกำจัดซีไอดี)
กรดซิติริก	35	42	24	70
แป้ง	35	8.2	105	99
นม	35	3-5	12-18	71-85
กากน้ำตาล	35	12-30	3-8	50-95
กลูโคส	35	10	12	95
เยื่อกระดาษ	35	3-18	3-62	60-80

(ที่มา : Metcalf และ Eddy, 2003)

2.3.2 สมภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (Fluidization)

เมื่อของเหลวที่มีความเร็วต่ำไหลผ่านชั้นของอนุภาคของแข็ง อนุภาคของแข็งนี้จะยังไม่เคลื่อนที่ แต่เมื่อเพิ่มความเร็วของของเหลวอย่างคงที่จนถึงระดับหนึ่งอนุภาคของแข็งจะเริ่มเคลื่อนที่และแขวนลอยอยู่ในของไหล สมภาวะนี้เรียกว่า ฟลูอิดไดซ์เซชัน ส่วนคำว่า ฟลูอิดไดซ์เบด คือ คำที่ใช้อธิบายถึงสมภาวะที่อนุภาคของแข็ง เช่น ตัวกลางในระบบ นั้นแขวนลอยอยู่ในของไหลอย่างสม่ำเสมอจนกระทั่งของแข็งมีลักษณะผสมผสานรวมกับของไหล

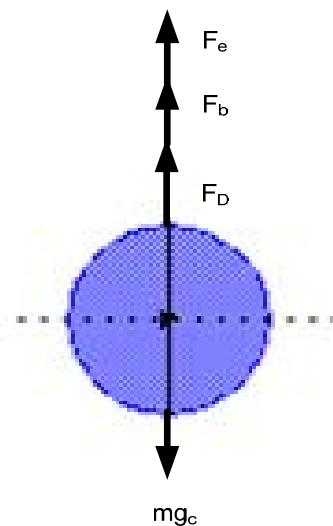
2.3.3 องค์ประกอบที่มีผลต่อสมภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

องค์ประกอบที่มีผลต่อสมภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน ได้แก่ ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสมภาวะฟลูอิดไดซ์ (Minimum fluidizing velocity) ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสมภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (Terminal velocity of fluidization) และลักษณะของการกระจายตัวของความเร็วในการเกิดสมภาวะนี้ค่าความเร็วจะต้องมีค่ามากพอ แต่ไม่เกินกว่าค่าความเร็วสุดท้ายของวัสดุตัวกลางในการเกิด

สภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันเพื่อไม่ให้วัสดุตัวกลางหลุดออกจากถังปฏิกรณ์ โดยองค์ประกอบที่มีผลต่อสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันมีดังนี้

2.3.3.1 ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

เมื่อผ่านของไหลเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ที่มีวัสดุตัวกลางบรรจุอยู่ และเพิ่มความเร็วของของไหลให้มากขึ้นเรื่อยๆ จะพบว่าที่ระดับความเร็วหนึ่งกลุ่มอนุภาคจะเริ่มขยับตัว ความเร็วนี้เป็นค่าสำคัญมากเพราะถ้าหากต้องการให้อนุภาคอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันจะต้องให้ความเร็วของของไหลสูงกว่าหรือเท่ากับความเร็วนี้ ซึ่งความเร็วดังกล่าวเรียกว่าความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน อย่างไรก็ตามถึงแม้ว่าความเร็วนี้อนุภาคจะเริ่มเข้าสู่สภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน แต่ถ้าต้องการให้เกิดสภาวะที่มีการเคลื่อนที่อย่างสม่ำเสมอจะต้องใช้ความเร็วสุดท้ายที่ทำให้ชั้นเบดสูง 1.5 เท่าของความสูงชั้นเบดที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (พล สาเกทอง, 2526) การคำนวณหาความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน สามารถทำได้โดยใช้สมมติฐานที่ว่าในขณะที่ตัวกลางเริ่มลอยตัวเป็นอิสระอยู่นั้น ตัวกลางอยู่ในสภาวะสมดุลของแรงสองแรงที่กระทำบนวัสดุตัวกลาง คือแรงที่เกิดจากน้ำหนักของวัสดุตัวกลางเองกับแรงพยุงจากของไหลหรือเกิดจากแรงเสียดทานกับแรงต้านของของไหล (สมศักดิ์ ดำรงเลิศ, 2528) ดังแสดงในภาพที่ 2.9



ภาพที่ 2.9 แรงที่กระทำต่อวัตถุในของไหล

(สมศักดิ์ ดำรงเลิศ, 2528)

เมื่อวัตถุเคลื่อนที่ผ่านของไหล ทำให้เกิดแรงที่กระทำต่อวัตถุ ดังแสดงในสมการที่ 2.29

$$\frac{m}{g_c} \frac{du}{dt} = F_e - F_b - F_D \quad (2.29)$$

โดยที่

m	=	มวลของวัตถุที่เคลื่อนที่ผ่านของไหล
g_c	=	Newton's-law proportionality factor (32.174 ฟุต-ปอนด์/ปอนด์-วินาที ²)
F_e	=	แรงกระทำจากภายนอก (นิวตัน)
F_b	=	Buoyant force หรือ แรงพยุง (นิวตัน)
F_D	=	Drag force (นิวตัน)

สามารถหาค่า F_e , F_b และ F_D ได้จากสมการที่ 2.30 สมการที่ 2.31 และสมการที่ 2.32

$$F_e = \frac{ma_e}{g_c} \quad (2.30)$$

$$F_b = \frac{m\rho a_e}{\rho_p g_c} \quad (2.31)$$

$$F_D = \frac{C_D u_0^2 \rho A_p}{2g_c} \quad (2.32)$$

โดยที่

a_e	=	ความเร่งของอนุภาคเนื่องจากแรงจากภายนอก (ม./วินาที ²)
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.)

ปริมาณช่องว่างในชั้นตัวกลางต่ำสุด สำหรับขณะที่เริ่มนั้นจะมีค่ามากกว่าปริมาณช่องว่างที่อยู่ในชั้นตัวกลางนึ่งเล็กน้อย ในขณะที่ชั้นตัวกลางยังอยู่ในลักษณะของค่าต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน สมการของความดันลดยังสามารถเอามาประยุกต์ได้เมื่อแทนค่าสมการความดันลดในสมการของ ERGUN (McCabe และคณะ, 1993) จะได้สมการที่ 2.33

$$\frac{150\mu\bar{V}_{0M}}{\phi_s^2 D_p^2} \frac{(1-\varepsilon_M)}{\varepsilon_M^3} + \frac{1.75\rho\bar{V}_{0M}^2}{\phi_s D_p} \frac{1}{\varepsilon_M^3} = g(\rho_p - \rho) \quad (2.33)$$

โดยที่

- \bar{V}_{0M} = ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (ชม./วินาที)
 D_p = ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของอนุภาคตัวกลาง (ชม.)
 ϕ_s = Sphericity
 ρ = ความหนาแน่นของของไหล (ก./ลบ.ชม.)
 ρ_p = ความหนาแน่นของอนุภาค (ก./ลบ.ชม.)
 ε_M = ความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน
 g = ความเร่งเนื่องจากแรงโน้มถ่วงของโลก (ชม./วินาที²)
 μ = ความหนืดของของไหล (ตร.ชม./วินาที ที่อุณหภูมิ 30 °ซ)

2.3.3.2 ความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน

ค่าความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันเป็นความเร็วที่ทำให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน แต่ความเร็วนี้ต้องไม่ทำให้อนุภาคของตัวกลางหลุดออกจากถังปฏิกรณ์ โดยค่าความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันจะส่งผลต่อค่าความพรุนต่ำสุดของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (minimum porosity for fluidization) และสัมพันธ์กัน ดังสมการที่ 2.34 2.35 และ 2.36

$$L = L_M \frac{1-\varepsilon_M}{1-\varepsilon} \quad (2.34)$$

$$\left(\frac{\varepsilon}{\varepsilon_M} \right)^m = \frac{\bar{V}_0}{\bar{V}_{0M}} \quad (2.35)$$

โดยที่

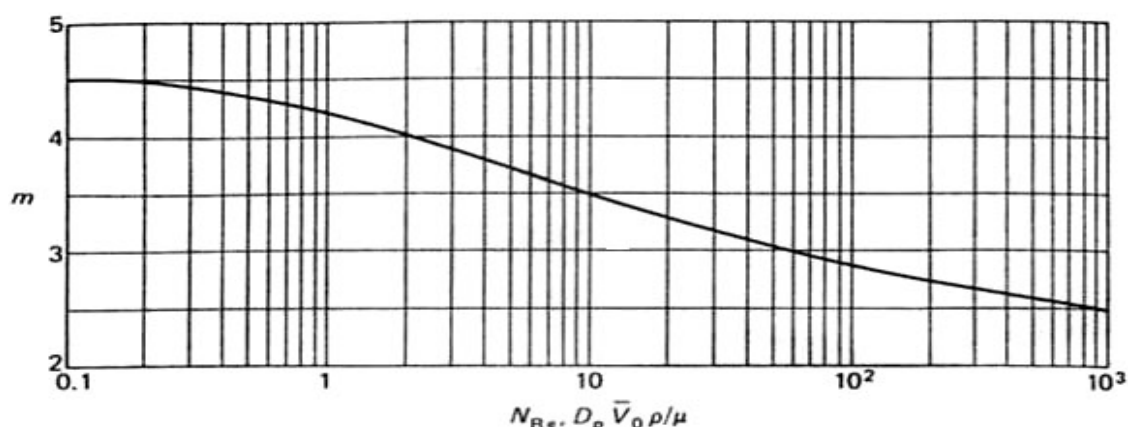
- L_M = ความสูงของชั้นเบดเมื่อเริ่มมีการฟลูอิดไดซ์เซชัน (ชม.)
 L = ความสูงของชั้นเบดที่ความเร็วสุดท้าย (ชม.)
 \bar{V}_0 = ความเร็วสุดท้าย (ชม./วินาที)
 m = ค่าคงที่ที่ประมาณจากค่า Renold's number
 ε = ความพรุนของสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ความเร็วสุดท้าย

$$N_{Re,p} = \frac{D_p \bar{V}_{0M} \rho_p}{\mu} \quad (2.36)$$

โดยที่

$$N_{Re,p} = \text{เลขเรย์โนลด์}$$

การหาค่า m จะหาได้จากการคำนวณหาค่าเรย์โนลด์นัมเบอร์จากกฎของสโตค (Stoke's law) ดังสมการที่ 2.36 แล้วนำค่าเรย์โนลด์นัมเบอร์ที่ได้จากการคำนวณมาหาค่า m จากภาพที่ 2.10 โดยแทนค่า m ในสมการที่ 2.35 เพื่อหาค่าความเร็วสุดท้าย เมื่อกำหนดให้ชั้นเบดมีการขยายตัว 1.5 เท่าของชั้นเบดที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน



ภาพที่ 2.10 กราฟเอ็กซ์โปเนนเชียลของค่า m สำหรับการขยายตัวของชั้นเบด

(McCabe และคณะ, 1993)

2.3.3.3 ตัวกระจายของไหล (Flow Distributor)

ลักษณะของการไหลที่อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันจะสม่ำเสมอหรือไม่ขึ้นอยู่กับตัวกระจายของไหล ซึ่งตัวกระจายของไหลมีไว้เพื่อไม่ให้อนุภาคหลุดลงมาข้างล่างของถังปฏิกรณ์ และสามารถให้ของไหลไหลผ่านตัวกระจายของไหลออกได้เต็มผิวหน้าตัด โดยที่ความเร็วของของไหลที่เหนือตัวกระจายของไหลควรจะเท่ากันทุกจุด (เสฐธูรา ศาสนนันท์, 2538) นอกจากนี้การติดตั้งถังปฏิกรณ์ควรตั้งให้ตรง เพื่อให้เกิดการหมุนเวียนอย่างสม่ำเสมอและเท่ากันทุกจุดของของไหลภายในถัง

2.3.4 ข้อมูลการออกแบบและดำเนินการของระบบฟลูอิดไดซ์เบด

ระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดเป็นระบบที่พัฒนามาจากระบบถังกรองไร้ออกซิเจนที่มักมีปัญหาด้านการอุดตัน การไหลลัดวงจรและความสูญเสียความดัน ทำให้มีการดัดแปลงโดยใช้วัสดุที่มีพื้นที่ผิวมาก เช่น ทราแย แอนทราไซต์ ถ่านกัมมันต์หรือวัสดุอื่นๆ ที่มีขนาดใกล้เคียงกับเม็ดทราแย โดยจะให้ตัวกลางมีการเคลื่อนไหวตลอดเวลา ทำให้สามารถป้องกันปัญหาเกี่ยวกับการอุดตันได้ และทำให้ต้องการเวลากักเก็บของน้ำเสียต่ำกว่าระบบอื่นมาก ตารางที่ 2.7 ได้แสดงข้อมูลการออกแบบ

และดำเนินการในการเดินระบบฟลูอิดไดซ์เบด ถ้าน้ำเสียที่ไหลเข้าระบบมีค่าบีโอดีสูงมากกระทันหัน อาจต้องการเพิ่มอัตราไหลเวียนกลับสูงขึ้น ทั้งนี้เพื่อให้ค่าบีโอดีที่ไหลเข้าระบบจากการเวียนกลับของระบบมีค่าลดลงเทียบเท่าปกติ

ตารางที่ 2.7 ข้อมูลการออกแบบและดำเนินการของระบบฟลูอิดไดซ์เบด

ข้อมูล	ค่าออกแบบ	หน่วยการออกแบบ
อัตราไหลเข้าของระบบ	25-33	ลบ.ม/ตร.ม.ชม.
อัตราภาระอินทรีย์	1-60	กก. ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน
เวลากักเก็บของน้ำเสีย	1 – 5	ชม. – วัน
ชนิดตัวกลางที่ใช้สำหรับชั้นขยาย	ทราย กรวด เม็ดพลาสติก	
ชนิดตัวกลางที่ใช้สำหรับชั้นฟลูอิดไดซ์เบด	ทราย ถ่านกัมมันต์ เม็ดคาร์บอน	
ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของตัวกลางสำหรับชั้นขยายตัว	0.3-0.3	มม.
ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของตัวกลางสำหรับชั้นฟลูอิดไดซ์เบด	0.2-1.0	มม.
ขนาดการขยายตัวของตัวกลางสำหรับชั้นขยายตัว	20-40	ร้อยละ
ขนาดการขยายตัวของตัวกลางสำหรับชั้นฟลูอิดไดซ์เบด	30-100	ร้อยละ
ค่าพื้นที่จำเพาะของตัวกลางสำหรับชั้นขยายตัว	1000-3000	ตร.ม./ลบ.ม.
ค่าพื้นที่จำเพาะของตัวกลางสำหรับชั้นฟลูอิดไดซ์เบด	1000-2500	ตร.ม./ลบ.ม.
ขนาดความสูงของถังสำหรับชั้นขยายตัว	2-3 ม.	ม.
ขนาดความสูงของถังสำหรับชั้นฟลูอิดไดซ์เบด	4-8 ม.	ม.
ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของถังสำหรับชั้นขยายตัว	4-6 ม.	ม.
ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของถังสำหรับชั้นฟลูอิดไดซ์เบด	6-8 ม.	ม.
ความเร็วน้ำไหลขึ้นสำหรับชั้นขยายตัว	1-5	ม./ชม.
ความเร็วน้ำไหลขึ้นสำหรับชั้นฟลูอิดไดซ์เบด	4-8	ม./ชม.
อัตราการเวียนน้ำ/อัตราการไหลสำหรับชั้นขยายตัว	2-50	
อัตราการเวียนน้ำ/อัตราการไหลสำหรับชั้นฟลูอิดไดซ์เบด	5-500	
ความเข้มข้นสลัดจ์ในถัง	10-40	กก.ทีเอสเอส/ลบ.ม.
ความเข้มข้นสลัดจ์ในถัง	8-30	กก.วีเอสเอส/ลบ.ม.
ความเข้มข้นสลัดจ์ในถัง	10-40	กก.ซีโอดี/ลบ.ม.
ปริมาณสลัดจ์ที่เกาะติดบนผิวตัวกลาง	70-100	%ของสลัดจ์ทั้งหมด
ปริมาณสลัดจ์ที่แขวนลอยอยู่ในถัง	0-30	% ของสลัดจ์ทั้งหมด
TSS ของน้ำทิ้งที่ออกจากระบบ	20-100	มก./ล.

(ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

2.3.5 ข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด

ระบบฟลูอิดไดซ์เบดเป็นระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนที่มีข้อได้เปรียบมากกว่าระบบอื่นๆ เช่น สามารถรองรับภาระอินทรีย์สูง ระยะเวลาเก็บน้ำน้อย จึงทำให้ขนาดถังปฏิกรณ์มีขนาดเล็ก แต่ถึงแม้ว่าระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดจะมีข้อดีมากกว่าระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนบางระบบ แต่ก็มีข้อจำกัดและข้อเสียอีกหลายประการ รายละเอียดของข้อดีและข้อเสียแสดงดังตารางที่ 2.8

ตารางที่ 2.8 ข้อดีและข้อเสียของระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด

ข้อดี	ข้อเสีย
1. วัสดุตัวกลางมีพื้นที่ผิวมาก ทำให้มีความเข้มข้นของมวลชีวภาพสูง	1. สิ้นเปลืองพลังงานเนื่องจากต้องใช้เครื่องสูบน้ำเพื่อทำให้ระบบอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน
2. สามารถควบคุมความหนาของมวลชีวภาพบนตัวกลางให้เหมาะสมได้โดยการควบคุมการขยายตัวของชั้นเบดในถังปฏิกรณ์	2. ระบบจะมีประสิทธิภาพต่ำเมื่อของแข็งอยู่ในน้ำเสียที่เข้าระบบมีปริมาณสูง
3. สามารถรับน้ำเสียที่มีอัตราภาระสารอินทรีย์สูงได้ เนื่องจากระบบมีการผสมและเจือจางน้ำเสียโดยการหมุนเวียนน้ำเสีย	3. อาจมีก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบแล้วลอยขึ้นมาพร้อมกับพาของแข็งแขวนลอยติดขึ้นมาด้วย ซึ่งเสมือนเกิดการไหลล้างจุลินทรีย์ออกจากระบบ
4. มีการสูญเสียความดันน้อย	4. ระยะเวลาในการเริ่มเดินระบบนาน
5. มีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ละลาย	5. ถ้าเกิดการเดินระบบผิดพลาดจะเกิดการไหลล้างทิ้งของจุลินทรีย์หรือแม้กระทั่งตัวกลางออกจากระบบ
6. ปรับเปลี่ยนตัวกลางและจุลินทรีย์ในระบบได้ง่าย	
7. มีลักษณะการไหลในระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทำให้โอกาสเกิดการไหลลัดวงจรได้น้อย	
8. สามารถรับสารพิษได้ดี	
9. ไม่มีการอุดตันเกิดขึ้นในระบบ	

(ที่มา : เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

2.4 การศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ

ในการพัฒนาให้ระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพมีประสิทธิภาพสูงขึ้น ความชัดเจนของประชาคมจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียนั้นมีความสำคัญ และจำเป็นต้องอาศัยความรู้ทางด้านจุลชีววิทยามาช่วยสนับสนุนให้เข้าใจระบบอย่างลึกซึ้ง ซึ่งจากการพัฒนาเทคนิคทางชีววิทยาในระดับโมเลกุล ทำให้สามารถศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์ในระดับยีน (Gene) ซึ่งความหลากหลายของยีนหรือพันธุกรรมนั้นเป็นผลมาจากวิวัฒนาการ โดยหลักการของการศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์ในธรรมชาติก็คือ การวิเคราะห์ความแตกต่างของลำดับเบสในสายพันธุกรรมของเซลล์ (DNA หรือ RNA) และจัดแบ่งความหลากหลายของประชากรออกมาเป็นกลุ่มความแตกต่าง (Pattern หรือ profile) หรืออาจเรียกว่าเทคนิคการทำภาพพิมพ์ดีเอ็นเอ (DNA fingerprint) ซึ่งสามารถใช้ในการเปรียบเทียบองค์ประกอบประชาคมแบคทีเรียจากสิ่งแวดล้อมตามธรรมชาติ รวมทั้งการติดตามการเปลี่ยนแปลงจำนวนของแบคทีเรียได้อีกด้วย

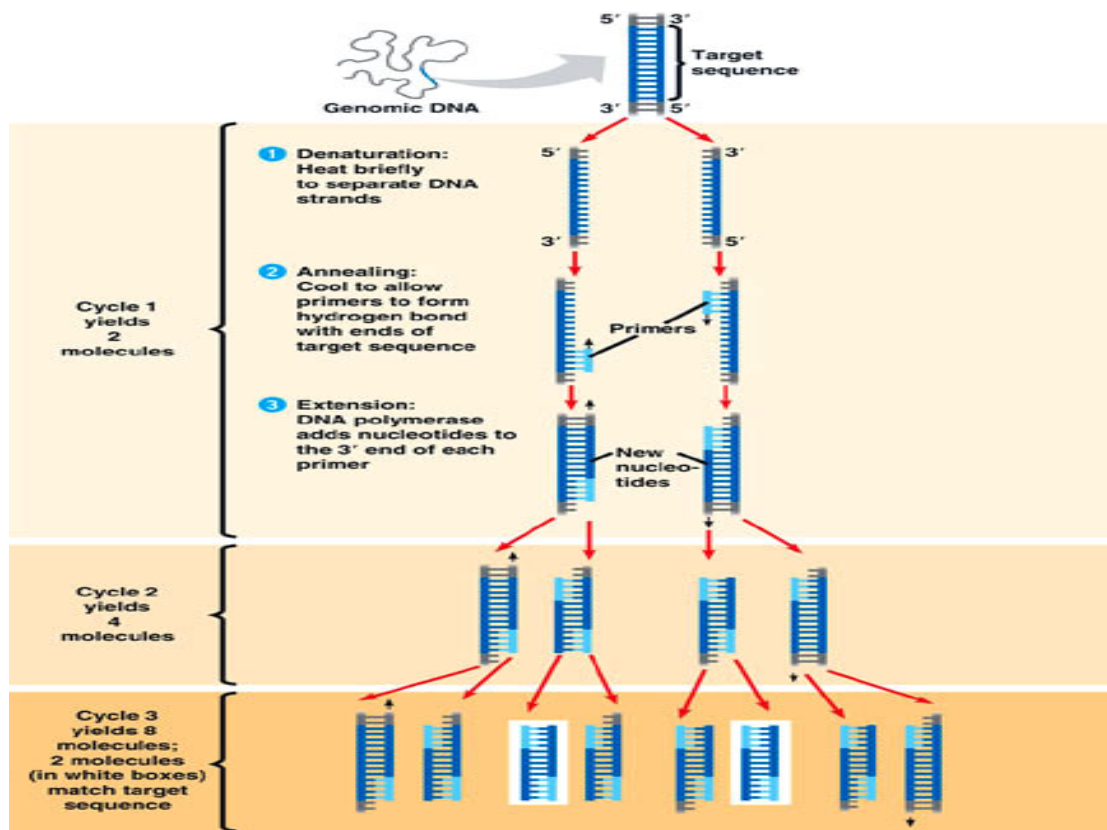
ในปัจจุบันวิธีทางชีววิทยาระดับโมเลกุลที่นิยมใช้ในการศึกษาประชาคมแบคทีเรียก็คือเทคนิคการเพิ่มจำนวนยีนในช่วงสายของ 16S rDNA ด้วยวิธี PCR (Polymerase Chain Reaction) และทำการวิเคราะห์ความแตกต่างของยีนด้วย DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) รวมเรียกว่า เทคนิค PCR-DGGE

2.4.1 การสกัดแยกกรดนิวคลีอิก (DNA หรือ RNA) ออกจากตัวอย่าง

เป็นการแยกกรดนิวคลีอิกรวมของจุลินทรีย์ออกจากตัวอย่างที่นำมาทดลองโดยใช้เอนไซม์และหลักการแยกสารด้วยไฟฟ้าบนอะกาโรสเจล (Agarose gel)

2.4.2 การเพิ่มจำนวนยีน 16S rDNA ด้วยเทคนิค PCR

การเพิ่มจำนวนยีนด้วยเทคนิคนี้ใช้หลักการพื้นฐานในการสังเคราะห์ดีเอ็นเอสายใหม่จากสายดีเอ็นเอต้นแบบด้วยเอนไซม์ดีเอ็นเอโพลีเมอเรส ขยายปริมาณขึ้นส่วนของดีเอ็นเอในหลอดทดลอง ในการเพิ่มขยายปริมาณดีเอ็นเอจำเป็นต้องอาศัยองค์ประกอบต่าง ๆ ดังนี้คือ ดีเอ็นเอแม่พิมพ์ (Template DNA), Thermostable DNA polymerase, deoxyribonucleotide triphosphates (dNTPs) ทั้ง 4 ชนิด, oligonucleotide primers, บัฟเฟอร์ที่เหมาะสมปฏิกิริยาการสังเคราะห์จะเกิดต่อเนื่องซ้ำกันเป็นวงจรรูกลูกโซ่ในแต่ละรอบ (Cycle) แสดงดังภาพที่ 2.11 ซึ่งประกอบด้วย 3 ขั้นตอน ดังนี้



ภาพที่ 2.11 แสดงขั้นตอนการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอด้วยเทคนิค PCR

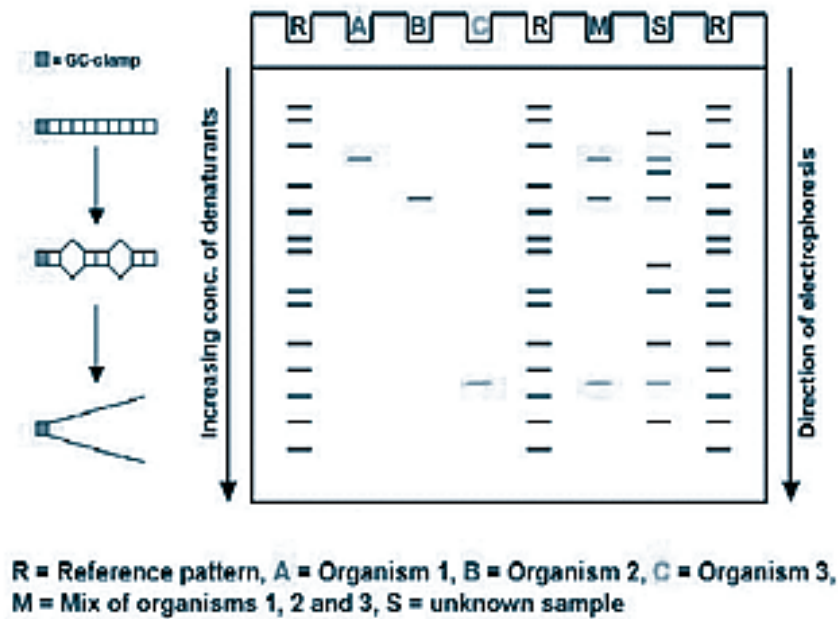
(ที่มา: <http://adinarayanapeetha.blogspot.com/2010/04/pcr.html>, 2553: ออนไลน์)

1. ขั้นตอน Denaturation เป็นขั้นตอนการแยกสายคู่ของดีเอ็นเอแม่พิมพ์ให้เป็นสายเดี่ยว โดยใช้ อุณหภูมิประมาณ 90-95 °ซ
2. ขั้นตอน Annealing เป็นขั้นตอนลดอุณหภูมิลงไปที่ 50-55 °ซ เพื่อให้ Primer สามารถเกาะติดกับดีเอ็นเอแม่พิมพ์สายเดี่ยวตรงบริเวณลำดับนิวคลีโอไทด์คู่สม
3. ขั้นตอน Primer extension เป็นขั้นตอนการสร้างสายดีเอ็นเอสายใหม่ต่อออกจาก Primer ในทิศทางจาก 5' ไป 3' อุณหภูมิในขั้นนี้จะอยู่ในช่วง 70-75 °ซ การสังเคราะห์จะดำเนินตามลำดับ 3 ขั้นตอน ซ้ำกันเป็นจำนวน 20-30 รอบ ทำให้ได้ PCR product หรือ amplified product เป็นดีเอ็นเอสายใหม่เพิ่มขึ้นเป็นจำนวนมาก

จากขั้นตอนที่ 1-3 นับเป็นจำนวน PCR 1 รอบ (one cycle) และได้ผลผลิตเป็นดีเอ็นเอสายใหม่ที่มีลำดับเบสเป็นคู่สมกับดีเอ็นเอต้นแบบ โดยจะเพิ่มดีเอ็นเอขึ้นแบบทวีคูณ (Exponential) เมื่อเกิดปฏิกิริยาลูกโซ่จากขั้นที่ 1 ถึง 3 หมุนเวียนไปอีกหลายรอบก็จะเพิ่มปริมาณดีเอ็นเอได้มากมาย

2.4.3 การวิเคราะห์ยีนจาก PCR โดยเทคนิคภาพพิมพ์พันธุกรรม

เทคนิค DGGE ได้ถูกนำมาใช้ในการบ่งบอกถึงความหลากหลายของยีนในประชากรจุลินทรีย์ตามความแตกต่างของลำดับเบสบนชิ้นส่วนดีเอ็นเอ โดยใช้หลักการการเคลื่อนที่ดีเอ็นเอสายคู่ (Double-strand DNA) ในตัวกลางสำหรับการแยกด้วยกระแสไฟฟ้าที่เป็นโพลีอะคริลาไมด์เจล (polyacrylamide gel) ที่ถูกให้ความร้อนและมีการผสมด้วยสารเคมีที่สามารถทำลายพันธะในคู่สายดีเอ็นเอ (DNA denaturant) ซึ่งเป็นสารผสมของยูเรียและฟอร์มามาไมด์ ที่ความเข้มข้นแตกต่างกันจากน้อยไปมาก (Denaturant gradient) เมื่อโมเลกุลดีเอ็นเอซึ่งมีลำดับเบสต่างกันวิ่งผ่านไปบนเจล พันธะในโมเลกุลดีเอ็นเอจะถูกทำลายด้วยสารเคมีผสมในรูปแบบที่แตกต่างกัน โดยดีเอ็นเอที่มีความแข็งแรงของพันธะมากจะเสถียรภาพได้เมื่อสัมผัสกับยูเรียความเข้มข้นสูง ทำให้ดีเอ็นเอแต่ละชิ้นมีการเคลื่อนที่บนเจลด้วยอัตราเร็วที่แตกต่างกัน ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของยูเรียที่มีความเข้มข้นเพิ่มขึ้นตามระยะทางบนเกรเดียนต์เจล ดังภาพที่ 2.12



ภาพที่ 2.12 การเคลื่อนที่ของดีเอ็นเอบนโพลีอะคริลาไมด์เจล

(ที่มา: <http://bccm.belspo.be/newsletter/17-05/bccm02.htm>, 2548: ออนไลน์)

2.5 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.5.1 การกำจัดไนโตรเจนด้วยระบบไร้ออกซิเจน

Jeris และคณะ (1981) ศึกษาอัตราดีไนทริฟิเคชันโดยใช้ระบบฟลูอิดไดซ์เบด ทำการทดลองด้วยถังปฏิกรณ์ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.762 ม. สูง 3.65 ม. โดยเลือกใช้ทรายและถ่านกัมมันต์เป็นวัสดุตัวกลางที่มีขนาด 0.65 และ 0.85 มม. ตามลำดับ และมีเมทานอลเป็นแหล่งอินทรีย์คาร์บอน ความเข้มข้นไนเตรตเข้าระบบ 35 มล./ล. พบว่า ระบบสามารถกำจัดไนโตรเจนได้ร้อยละ 95 ใน 15 วันแรกของการเดินระบบ แต่ในระยะ 16-22 วันต่อมา ประสิทธิภาพในการกำจัดลดลงเหลือร้อยละ 80

Narjari และคณะ (1984) ศึกษาระดับกระบวนการดีไนทริฟิเคชันชนิดฟลูอิดไดซ์เบด เดินระบบด้วยถังปฏิกรณ์ที่มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 22.5 ซม. สูง 1.8 ม. โดยเลือกใช้ทรายเป็นวัสดุตัวกลางขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.77 มม. แปรค่าความเร็วในการเดินระบบ 3 ระดับ คือ 2.5 4.2 และ 5.4 ซม./วินาที² พบว่าที่ความเร็ว 4.2 ซม./วินาที² มีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตสูงสุด

Aslan และ Dehab (2008) ศึกษาการใช้กระบวนการไนทริเทชันและดีไนทริเทชันในการกำจัดแอมโมเนียที่มีความเข้มข้นสูงในน้ำเสียด้วยถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด โดยแปรค่าอัตราภาระไนโตรเจนที่เข้าระบบ (NLR) เท่ากับ 0.9 และ 1.2 กก./ลบ.ม. พบว่าที่ค่าอัตราภาระไนโตรเจนที่เข้าระบบ 0.9 และ 1.2 กก./ลบ.ม. ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนร้อยละ 99 และ 90.1 ตามลำดับ ถึงแม้ว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนที่ออกจากระบบจะมีค่าคงเหลือมากกว่าร้อยละ 20 แต่ประสิทธิภาพการกำจัดมีมากถึงร้อยละ 90 จากผลการทดลองสรุปได้ว่าถังปฏิกรณ์แบบไนทริเทชันการเกิดปฏิกิริยาการออกซิไดซ์ของไนไตรต์-ไนโตรเจนจะต่ำ เพราะมีการเปลี่ยนรูปไปอยู่ในรูปไนเตรต-ไนโตรเจน ส่วนถังปฏิกรณ์แบบดีไนทริเทชันจะมีประสิทธิภาพการกำจัด $\text{NO}_x\text{-N}$ ($\text{NO}_2^- \text{N}$ และ $\text{NO}_3^- \text{N}$) อยู่ระหว่างร้อยละ 98.3 และ 90.8 และประมาณร้อยละ 90 สามารถกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจนได้ดีกว่าไนไตรต์-ไนโตรเจน สรุปได้ว่าค่าอัตราภาระไนโตรเจนที่เข้าระบบมีผลต่ออัตราการกำจัดและประสิทธิภาพการกำจัด ส่วนประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย-ไนโตรเจนจะได้ผลดีเมื่อมีค่าอัตราภาระไนโตรเจนที่เข้าระบบต่ำ

รัชพล สุทธาโรจน์ (2540) ศึกษาการกำจัดไนโตรเจนด้วยถังกรองชนิดตัวกรองเคลื่อนที่และถังปฏิกรณ์ชนิดฟลูอิดไดซ์เบด โดยการแปรค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 4 ค่า คือ 1.02 1.70, 2.39 และ 3.08 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน และอัตราภาระบรรทุกที่เคเอ็น 4 ค่า คือ 0.09, 0.15, 0.22 และ 0.28 กก.ทีเคเอ็น/ลบ.ม.-วัน มีอัตราการไหลเข้าของน้ำเสีย 190 ล./วัน พบว่าที่ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ 4 ค่า คือ 1.02, 1.70, 2.39 และ 3.08 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน มีประสิทธิภาพใน

การกำจัดซีโอดีเท่ากับร้อยละ 95.1, 95.8, 96.0 และ 95.5 ตามลำดับ ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดเท่ากับร้อยละ 82.1, 83.3, 80.3 และ 64.9 พบว่าที่ค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่สูงขึ้น ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีของระบบมีประสิทธิภาพดี แต่ประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนกลับลดลงมาก โดยค่าภาระบรรทุกสารอินทรีย์ที่เหมาะสมสำหรับการออกแบบของระบบนี้ควรอยู่ในช่วง 1.0 ถึง 2.4 กก.ซีโอดี/ลบ.ม.-วัน

2.5.2 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด

Nieuwstad (1984) ศึกษาการจำลองจุดเหมาะสมและการออกแบบระบบฟลูอิดไดซ์เบดในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ขนาดถังปฏิกรณ์กว้าง 0.81 ม. สูง 5.0 ม. ใช้กรวดรองกันถังสูง 0.2 ม. ตัวกลางที่ใช้ คือ ททรายขนาด 0.5 - 1.0 ม. ใช้เมทานอลเป็นแหล่งคาร์บอน และความเข้มข้นของไนเตรตที่เข้าระบบ 50 มก./ล. พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนไตรต์มากกว่า ร้อยละ 96 ในการหาจุดเหมาะสมของระบบมีการเลือกใช้ตัวกลางหลายชนิดเพื่อเป็นตัวแปรในการทดลอง โดยตัวกลางมีความหนาแน่นที่แตกต่างกันดังนี้ แอนทราไซต์ มีความหนาแน่น 1,600 กก./ลบ.ม., ททราย ความหนาแน่น 2,640 กก./ลบ.ม., การ์เนทชนิดที่ 1 ความหนาแน่น 3,200 กก./ลบ.ม., การ์เนทที่ 2 ความหนาแน่น 4,300 กก./ลบ.ม., แมกนีไทท์ ความหนาแน่น 5,050 กก./ลบ.ม. ผลการทดลองสรุปว่า ตัวกลางที่มีขนาด 0.1 – 0.6 มม. จะใช้ความเร็วอยู่ในช่วง 19.5-58 ม./ชม. โดยที่ความเข้มข้นของไนเตรตที่เข้าระบบเท่ากับ 30 มก./ล. สรุปได้ว่าสามารถลดปริมาตรชั้นตัวกลางได้ โดยการเพิ่มความหนาแน่นของตัวกลาง และลดปริมาณการไหลได้

Calderon และคณะ (1996) ศึกษาการใช้วัสดุตัวกลางในระบบไร้ออกซิเจนฟลูอิดไดซ์เบด โดยในงานวิจัยนี้เลือกใช้วัสดุตัวกลางที่แตกต่างกัน 3 ชนิด ได้แก่ แร่กาอลิน (kaolin) พอซโซลาน่า (pozzolana) และ ไบโอลิท์ (biolite) ซึ่งเป็นวัสดุตัวกลางที่นิยมใช้ในระบบไร้ออกซิเจนแบบฟลูอิดไดซ์เบด พบว่า เมื่อใช้วัสดุตัวกลางทั้ง 3 ชนิด ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีใกล้เคียงกัน และวัสดุที่มีพื้นผิวขรุขระจะสามารถทำให้เกิดการเกาะตัวของจุลินทรีย์ได้ดีกว่าวัสดุที่มีพื้นผิวเรียบ

2.5.3 อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่ใช้ในระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจน

Akunna และ คณะ (1992) ศึกษาผลของอัตราส่วน COD/NOx-N ที่มีต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน และกระบวนการผลิตก๊าซมีเทนด้วยระบบบำบัดแบบ Completely stirred anaerobic digester ที่มีค่าเวลากักเก็บ 10 วันโดยใช้กลูโคสเป็นแหล่งคาร์บอน และค่าซีโอดีคงที่เท่ากับ 5,318 มก./ล. แต่แปรเปลี่ยนความเข้มข้นไนเตรตหรือไนไตรต์เพื่อให้ได้ค่าอัตราส่วน COD/NOx-N ที่แตกต่างกัน ผลจากการทดลองพบว่ากระบวนการที่เกิดขึ้นแบ่งออกเป็น 3 ช่วง

ตามค่าอัตราส่วน COD/NOx-N คือ COD/NOx-N มากกว่า 53 ระหว่าง 8.86-53 และต่ำกว่า 8.86 ดังนี้

- ที่ค่าอัตราส่วน COD/NOx-N ที่ต่ำกว่า 8.86 (สำหรับไนเตรต) และ 6.65 (สำหรับไนไตรต์) อัตราส่วนการกำจัดไนเตรตหรือไนไตรต์จะลดลงเมื่อค่าอัตราส่วน COD/NOx-N ลดลง (โดยเพิ่มอัตราภาระไนโตรเจน) และเมื่อค่าอัตราส่วนนี้ต่ำกว่า 2.13 พบว่าไนเตรตและไนไตรต์ในน้ำทิ้งมีค่าสูง โดยผู้วิจัยให้เหตุผลว่าเกิดจากความเป็นพิษของออกไซด์ของไนโตรเจน (NOx-N) ที่มีค่าสูงกว่า 2,500 มก./ล.

- ที่ค่าอัตราส่วน COD/NOx-N ระหว่าง 8.86 – 53 จะมีปริมาณก๊าซมีเทนเกิดขึ้นควบคู่กับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยปริมาณก๊าซมีเทนเพิ่มขึ้นตามการเพิ่มค่าอัตราส่วนของ COD/NOx-N โดยพบว่าชุดการทดลองที่ใช้ไนไตรต์จะผลิตก๊าซมีเทนได้มากกว่าชุดการทดลองที่เติมไนเตรต นอกจากนี้ในช่วงอัตราส่วนดังกล่าวยังพบว่าไนเตรตและไนไตรต์ถูกรีดิวซ์เป็นแอมโมเนีย (กระบวนการดีเอ็นอาร์เอ) ซึ่งปริมาณแอมโมเนียจะสูงขึ้นที่การเพิ่มค่าอัตราส่วน COD/NOx-N

- ที่ค่าอัตราส่วน COD/NOx-N มากกว่า 53 ไนเตรตและไนไตรต์จะถูกรีดิวซ์ไปเป็นแอมโมเนียเป็นส่วนใหญ่ควบคู่กับกระบวนการสร้างก๊าซมีเทน คาดว่าระบบเกิดสภาวะแอนแอโรบิก โดยที่ค่าอัตราส่วน COD/NOx-N เท่ากับ 106 พบว่าไนเตรตและไนไตรต์ทั้งหมดถูกรีดิวซ์เป็นแอมโมเนีย และยังพบว่ามีการดีเอ็นอาร์เอเกิดขึ้นในทุกชุดการทดลองที่เติมไนไตรต์มากกว่าชุดทดลองที่เติมไนเตรต ซึ่งอาจเป็นเพราะกระบวนการดีเอ็นอาร์เอใช้ไนไตรต์ได้ดีกว่าไนเตรต

- จากการวิเคราะห์เชื้อจุลินทรีย์ในระบบฯ พบว่า ที่ค่าอัตราส่วน COD/NOx-N ต่ำ จะพบเชื้อกลุ่ม True denitrifier เป็นกลุ่มเด่นในระบบฯ ได้แก่ *Pseudomonas fluorescens* แต่ที่ค่าอัตราส่วน COD/NOx-N เท่ากับ 53 และ 106 กลับไม่พบเชื้อกลุ่มดีไนทริฟายเออร์ในระบบฯ ดังนั้นหากต้องการกำจัดไนเตรตหรือไนไตรต์ผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชันต้องใช้อัตราส่วน COD/NOx-N ที่ต่ำ

Chiu และ Chung (2003) ศึกษาอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสมในการบำบัดทางชีวภาพด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน โดยกำหนดความเข้มข้นของไนเตรต เท่ากับ 25, 50, 100 และ 200 มก./ล. ตามลำดับ ภายใต้สภาวะที่มีแหล่งคาร์บอนมากเกินพอ พบว่า อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสมสำหรับความเข้มข้นไนเตรตที่เข้าระบบดังกล่าวคือ 5.5, 4.5, 4.0 และ 2.6 ตามลำดับ นั่นคือ อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสมสำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของไนเตรต

ต่ำ คือ 5.5 ซึ่งอัตราส่วนนี้ยังสามารถใช้เป็นค่าที่เหมาะสมสำหรับน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของไนเตรตที่สูงได้อีกด้วย

Li และคณะ (2008) ศึกษาผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนและพีเอชของกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่ใช้ไพรีโดนเป็นตัวรับอิเล็กตรอน โดยแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจนอยู่ในช่วง 2-13 และแปรค่าพีเอชจาก 6.5-9.5 เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสม พบว่าค่าพีเอช 7.5 เป็นค่าที่เหมาะสมต่อการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์ และพบว่าที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต-ไนโตรเจน เท่ากับ 4 เป็นอัตราส่วนต่ำสุดที่สามารถเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์โดยไม่เกิดการสะสมตัวของไนทรัสออกไซด์

Fernandez และคณะ (2009) ศึกษาผลของการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของไนเตรตสูงด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เพื่อหาค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนที่เหมาะสม เมื่อใช้แหล่งคาร์บอนแตกต่างกันสำหรับน้ำเสีย 3 ประเภท คือ โรงงานผลิตขนมหวาน โรงงานเครื่องดื่ม (ใช้น้ำตาลเป็นแหล่งคาร์บอน) และโรงรีดนมวัว (ใช้กรดแลคติกเป็นแหล่งคาร์บอน) พบว่าอัตราการเกิดดีไนทริฟิเคชันสูงสุดที่ค่ากักเก็บน้ำเสียภายใน 2 ชั่วโมงแรก โดยน้ำเสียจากโรงงานผลิตขนมหวาน โรงงานเครื่องดื่มและโรงรีดนมวัวมีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนเท่ากับ 6.5, 5.5 และ 4.6 ตามลำดับ

2.5.4 การใช้เศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วในระบบบำบัดน้ำเสีย

จากปัญหาในการกำจัดยางรถยนต์เก่า และการนำกลับมาใช้ใหม่ยังคงเป็นส่วนที่น้อยมากเมื่อเทียบกับปริมาณยางรถยนต์ที่ถูกทิ้งในแต่ละปี จึงได้มีการนำเอายางรถยนต์เก่านั้นกลับมาใช้ในงานที่เกี่ยวกับการบำบัดถนน นอกจากนี้ยังมีงานวิจัยที่นำเอายางรถยนต์เก่านั้นมาใช้ในการบำบัดน้ำเสีย ซึ่งงานวิจัยดังกล่าว ได้แก่

Park และคณะ (2006) ศึกษาการนำเอาเศษยางรถยนต์เก่ามาใช้เป็นสารกรองชีวภาพ (Evaluation of Tire derived rubber particles for biofiltration media) ในงานวิจัยนี้ได้ศึกษาความเหมาะสมในการใช้เศษยางรถยนต์เก่า (Tire Derived Rubber Particles: TDRP) มาใช้เป็นวัสดุตัวกลาง โดยทำการทดลองทั้งในสภาพที่เป็นแอโรบิก แอนแอโรบิก และแอน็อกซิก ระบบที่ใช้ในการทดลองนี้ได้แก่ ระบบโปรยกรอง, ระบบตัวกรองในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันและถังปฏิกรณ์แบบไฮบริดเอสจีบีอาร์ (Hybrid- static granular bed reactor : Hybrid SGBR) จากการทดลองพบว่าระบบโปรยกรองที่ใช้เศษยางรถยนต์เก่านั้น สามารถกำจัดซีโอดี ได้ถึงร้อยละ 90 ระบบไฮบริดเอสจีบีอาร์นั้นหลังจากการใส่เศษยางรถยนต์เก่าแล้วสลัดจ์จะเกาะตัวที่เม็ดทรายและมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 90 และระบบตัวกรองในกระบวนการ

ดีไนทริฟิเคชันต่อการกำจัดไนเตรตในสภาวะแอน็อกซิก พบว่าการเลือกใช้เศษยางเป็นตัวกลางในการเกิดไบโอฟิล์ม มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 97 นอกจากนี้จากการทดลองยังพบว่า ยางรถยนต์เก่าที่ใช้เป็นตัวกลางนั้นไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ และยังให้พื้นที่ผิวที่ดีต่อการเกาะตัวของจุลินทรีย์อีกด้วย

พัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกูล (2553) ศึกษาการใช้เม็ดยางจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วเป็นตัวกลางในระบบไร้ออกซิเจนฟลูอิดไดซ์เบด โดยกำหนดอัตราภาระสารอินทรีย์ 4 ค่าคือ 2, 5, 10 และ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระยะเวลาพักน้ำเท่ากับ 12 ชั่วโมง เพื่อหาประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีและการผลิตก๊าซชีวภาพ พบว่าที่อัตราภาระสารอินทรีย์ 10 และ 15 กก.ซีไอดี/ลบ.ม.-วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีร้อยละ 96.57 และ 97.32 มีอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ 0.43 และ 0.45 ล./ก.ซีไอดีที่ถูกกำจัด ตามลำดับ ผลการทดลองสรุปได้ว่าเม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วสามารถใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบไร้ออกซิเจนฟลูอิดไดซ์เบดได้

2.5.5 การศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์กลุ่มเด่นในระบบบำบัดน้ำเสียต่าง ๆ

Yoshie และคณะ (2001) ศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันของน้ำเสียด้วยเทคนิค PCR-DGGE พบว่าจุลินทรีย์ในระบบที่มีผลต่อการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน คือ *Deltaproteobactor* และ *Halomonadaceae*

Laurin และคณะ (2006) ศึกษาสภาวะการเก็บกักเชื้อดีไนทริฟายอิงในระบบฟลูอิดไดซ์เบดและถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันที่มีการเติมเมทานอลเป็นแหล่งคาร์บอน และศึกษาผลกระทบของกิจกรรมต่างๆ ต่อจุลินทรีย์จำพวกดีไนทริฟายเออร์ รวมถึงการศึกษาจำนวนประชากรของจุลินทรีย์ในระบบ โดยทำการวิเคราะห์ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์จากระบบฟิล์มตรึง (Attached denitrifying biomass) ด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ผลการศึกษาพบว่าจำนวนแถบที่เกิดขึ้นบนแผ่นเจล DGGE เด่นชัดเพียง 2 แถว ซึ่งเป็นลักษณะของจุลินทรีย์กลุ่มเด่นเพียง 2 สายพันธุ์ ได้แก่ *Methylophaga sp.* และ *Hyphomicrobium sp.* โดยถึงแม้จะพบแบนของจุลินทรีย์กลุ่มอื่นบ้าง แต่ไม่ชัดเจนและมีความเข้มข้นของแบนเบาบาง แสดงให้เห็นว่าในระบบพบความหลากหลายของกลุ่มจุลินทรีย์กลุ่มเด่นเพียง 2 ชนิดเท่านั้น

วลัยภรณ์ วุฒิเมธา (2551) ศึกษาบทบาทของอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตต่อความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสพีด้วยเทคนิค PCR-DGGE โดยเป็นระบบเติบโตแบบแขวนลอย (Suspended growth) และเลือกใช้ไพรเมอร์ที่ไม่จำเพาะ (Universal 357-518) พบว่า ระบบมีจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์ เมทาโนเจนเนสซิส และอาเคีย

สรุปการทบทวนเอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

1. มีความเป็นไปได้ว่าการบำบัดน้ำเสียที่มีทั้งองค์ประกอบของไนเตรตสามารถเกิดขึ้นได้ภายในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด โดยประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตขึ้นอยู่กับค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต สำหรับในการกำจัดไนเตรตให้ได้ประสิทธิภาพสูงนั้นจะขึ้นกับองค์ประกอบของน้ำเสียและชนิดของสารอินทรีย์ที่ใช้ วึ่งจะทำให้การบำบัดไนเตรตจะมีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสมแตกต่างกัน
2. การเลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ถือเป็นอีกทางเลือกหนึ่งที่น่าสนใจ เนื่องจากงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่า เม็ดยางไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบและยังให้พื้นที่ผิวที่ดีต่อการเกาะตัวของจุลินทรีย์อีกด้วย ซึ่งมีความเป็นไปได้ว่าเม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วสามารถใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบฟลูอิดไดซ์เบดได้
3. เทคนิค PCR-DGGE มีความน่าสนใจในการนำมาใช้ศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบ เนื่องจากสามารถวิเคราะห์ความแตกต่างของจุลินทรีย์และแสดงลักษณะของจุลินทรีย์กลุ่มเด่นในระบบได้
4. การศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบ ที่ค่าอัตราส่วน COD/NO_x-N ต่ำ จะพบเชื้อกลุ่ม True denitrifier เป็นกลุ่มเด่นในระบบ ดังนั้นหากต้องการกำจัดไนเตรตหรือไนไตรต์ผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชันต้องใช้อัตราส่วน COD/NO_x-N ที่ต่ำ

บทที่ 3

วิธีการดำเนินงานวิจัย

3.1 แผนการวิจัย

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาการกำจัดไนเตรดในน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ยางบดละเอียดที่ได้จากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วมาเป็นวัสดุตัวกลาง เติมน้ำบำบัดฟลูอิดไดซ์เบดในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ โดยแบ่งการทดลองออกเป็น 3 ช่วงการทดลอง คือ

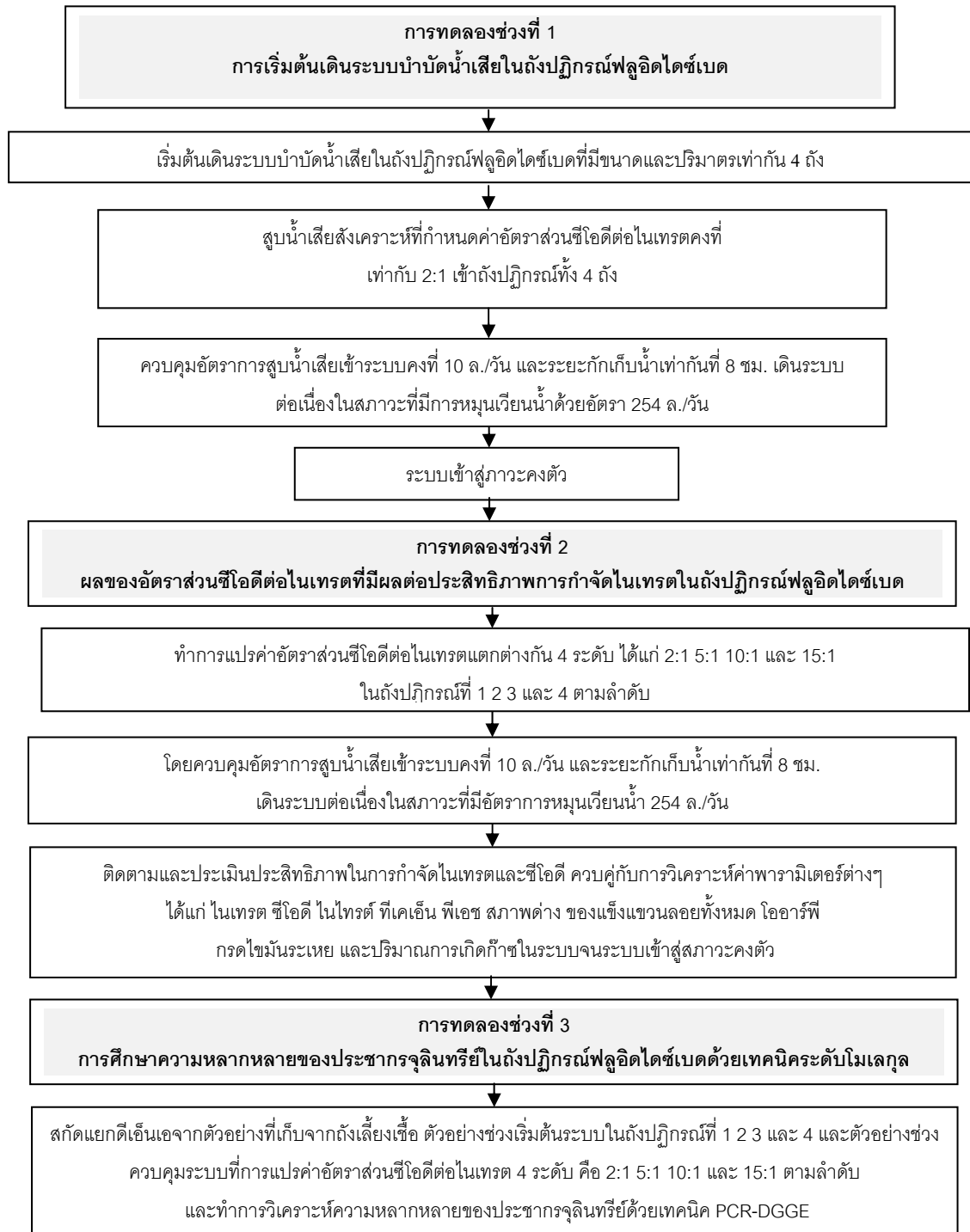
การทดลองช่วงที่ 1 เริ่มเติมน้ำบำบัดน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด โดยกำหนดค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดคงที่เท่ากับ 2:1 เข้าถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ ภายใต้สภาวะที่ควบคุมอัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบคงที่ 10 ล./วัน และระยะกักเก็บน้ำเท่ากับ 8 ชม. เติมน้ำต่อเนื่องในสภาวะที่มีการหมุนเวียนน้ำด้วยอัตราการหมุนเวียนน้ำ 254 ล./วัน

การทดลองช่วงที่ 2 ศึกษาผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรดในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด โดยแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์แต่ละถังแตกต่างกัน 4 ระดับ คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ ด้วยการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเสียเท่ากับ 200 500 1,000 และ 1,500 มก./ล. และควบคุมความเข้มข้นไนเตรดคงที่เท่ากับ 100 มก./ล. ตลอดการทดลอง ภายใต้สภาวะที่ควบคุมอัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบคงที่ 10 ล./วัน และระยะกักเก็บน้ำเท่ากับ 8 ชม. เติมน้ำต่อเนื่องในสภาวะที่มีการหมุนเวียนน้ำด้วยอัตราการหมุนเวียนน้ำ 254 ล./วัน

การทดลองช่วงที่ 3 ศึกษาลักษณะโครงสร้างของจุลินทรีย์จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด และศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบ โดยใช้เทคนิคทางพันธุวิศวกรรมศาสตร์และชีววิทยาระดับโมเลกุลด้วยวิธี PCR-DGGE ตัวอย่างที่ใช้คือ เม็ดยางที่ทำการเก็บตัวอย่างจากสภาวะต่างๆ ตลอดการทดลอง ได้แก่ ตัวอย่างที่เก็บจากถังเลี้ยงเชื้อ ตัวอย่างช่วงเริ่มต้นระบบในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 และตัวอย่างช่วงควบคุมระบบที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด 4 ระดับ คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ตามลำดับ รวมทั้งสิ้น 9 ตัวอย่าง

โดยลำดับขั้นตอนของงานวิจัยแสดงดังภาพที่ 3.1

แผนผังการทดลอง



ภาพที่ 3.1 แผนผังขั้นตอนการดำเนินการทดลอง

3.2 รายละเอียดวิธีการทดลอง

การทดลองช่วงที่ 1 : การเริ่มเดินระบบการบำบัดน้ำเสียในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด

1) เริ่มต้นเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางบดละเอียดเป็นวัสดุตัวกลาง ด้วยการนำเม็ดยางปริมาตรประมาณ 15 ล. ที่ผ่านการแช่น้ำประปาเพื่อแยกเม็ดยางที่ลอยอยู่บนผิวน้ำทิ้ง และหัวเชื้อจากโรงบำบัดน้ำเสียชุมชนที่มีระบบบำบัดไนโตรเจนด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (A/O process) ปริมาตรประมาณ 10 ล. มาผสมรวมกันในถังที่เตรียมไว้สำหรับเลี้ยงเชื้อเป็นระยะเวลา 30 วัน เพื่อให้หัวเชื้อที่เติมลงไปสร้างไบโอฟิล์มเกาะกับเม็ดยาง

2) บรรจุเม็ดยางที่มีไบโอฟิล์มเกาะติดเพื่อใช้เป็นวัสดุตัวกลางลงในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด เข้าไปยังถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ โดยให้มีความสูงของชั้นตัวกลางประมาณครึ่งถึงปฏิกรณ์ หรือมีปริมาตรประมาณถังละ 1.5 ล. ซึ่งมีลักษณะทางกายภาพเหมือนกันทุกประการ

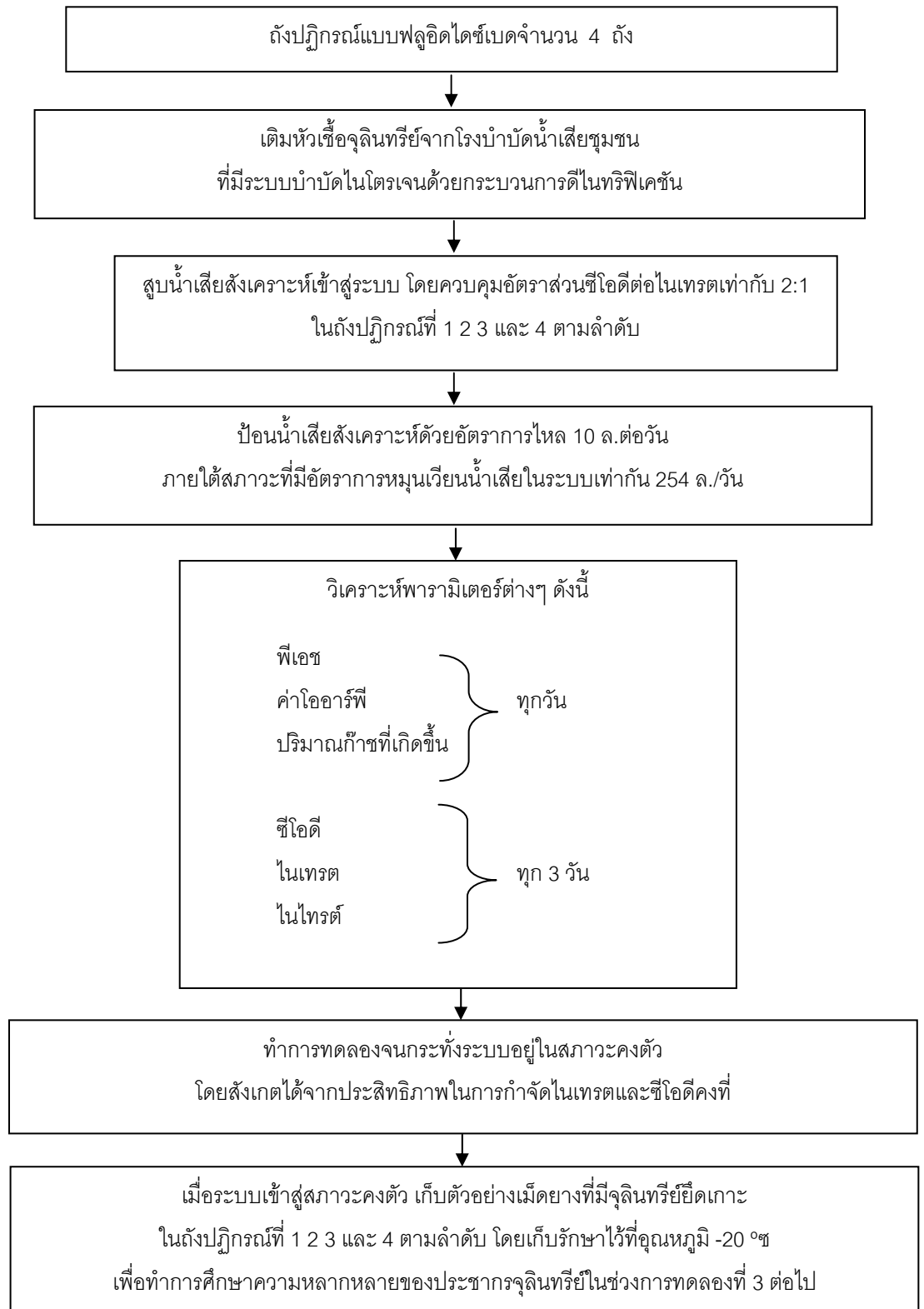
3) บ่อน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอนและไซเดียมไนเทรตเป็นแหล่งไนเทรต ที่มีการเติมธาตุอาหารต่างๆ ที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ โดยควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรตในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 เท่ากับ 2:1 ตลอดการทดลองในช่วงที่ 1

4) ควบคุมอัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบถังที่ 10 ล./วัน และระยะเวลาที่เก็บน้ำเท่ากับ 8 ชม. เดินระบบต่อเนื่องในสภาวะที่มีการหมุนเวียนน้ำด้วยอัตราการหมุนเวียนน้ำ 254 ล./วัน

5) ทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ทั้งนี้ในช่วงการเริ่มเดินระบบการวัดค่าพารามิเตอร์ ยังไม่มีความจำเป็นนัก เนื่องจากช่วงนี้เป็นช่วงที่จุลินทรีย์ในระบบเริ่มทำความคุ้นเคยกับระบบ จึงเลือกวิเคราะห์เฉพาะพารามิเตอร์ที่มีความสำคัญกับช่วงการเริ่มเดินระบบได้แก่ ไนเทรต ไนไตรต์ ซีโอดี โออาร์พี พีเอช กรดไขมันระเหย สภาพต่าง และปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้น เป็นระยะๆ จนระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว โดยสังเกตได้จากประสิทธิภาพในการกำจัดไนเทรตและซีโอดีคงที่

6) เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ทำการเก็บตัวอย่างเม็ดยางที่มีจุลินทรีย์ยึดเกาะในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ โดยเก็บรักษาไว้ที่อุณหภูมิ -20 °ซ เพื่อทำการศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในช่วงการทดลองที่ 3 ต่อไป

แผนผังการทดลองช่วงที่ 1 แสดงดังภาพที่ 3.2



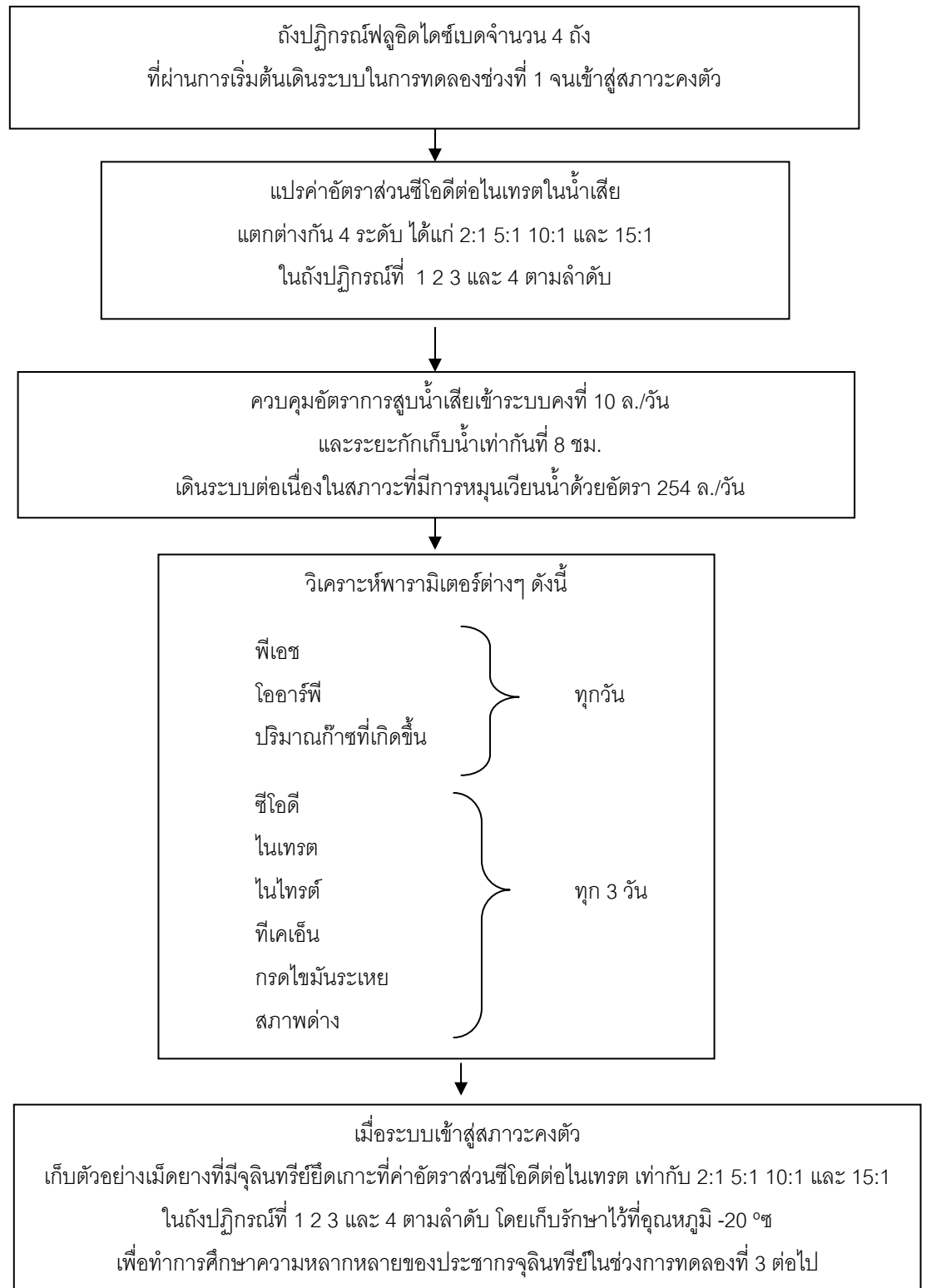
ภาพที่ 3.2 แผนผังการดำเนินการทดลองที่ 1

การทดลองช่วงที่ 2 : การศึกษาผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตในถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบด

ทำการเดินระบบต่อเนื่องจากการทดลองในช่วงที่ 1

- 1.) โดยป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตในน้ำเสียสังเคราะห์ที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์แต่ละถังแตกต่างกัน 4 ระดับ คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ ด้วยการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของซีโอดีในน้ำเสียเท่ากับ 200 500 1,000 และ 1,500 มก./ล. และควบคุมค่าความเข้มข้นไนเตรตคงที่เท่ากับ 100 มก./ล. ตลอดการทดลอง
- 2.) ควบคุมอัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบคงที่ 10 ล./วัน และระยะกักเก็บน้ำเท่ากับ 8 ชม. เดินระบบต่อเนื่องในสภาวะที่มีการหมุนเวียนน้ำด้วยอัตราการหมุนเวียนน้ำ 254 ล./วัน
- 3.) ทำการติดตามและประเมินประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและซีโอดี ควบคู่กับการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ไนเตรต ซีโอดี ไนไตรต์ ทีเคเอ็น พีเอช กรดไขมันระเหย สภาพต่าง ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด ไออาร์พี และปริมาณการเกิดก๊าซ จนระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว โดยสังเกตได้จากประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและซีโอดีคงที่
- 4.) เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ทำการเก็บตัวอย่างเมื่อยังที่มีจุลินทรีย์ยึดเกาะที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 4 ระดับ คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับถึงปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ โดยเก็บรักษาไว้ที่อุณหภูมิ -20 °ซ เพื่อทำการศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในช่วงการทดลองที่ 3 ต่อไป

แผนผังการทดลองแสดงดังภาพที่ 3.3



ภาพที่ 3.3 แผนผังการดำเนินการทดลองที่ 2

การทดลองช่วงที่ 3: การศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด ด้วยเทคนิคระดับโมเลกุล

ในงานวิจัยนี้เลือกใช้เทคนิคทางชีววิทยาระดับโมเลกุลในการศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในสภาวะที่มีการเดินระบบแตกต่างกันด้วยวิธี PCR-DGGE โดยตัวอย่างที่นำมาวิเคราะห์ได้แก่ (1) เม็ดยางในถังเลี้ยงเชื้อ (2) เม็ดยางที่เก็บตัวอย่างจากช่วงระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ และ (3) เม็ดยางที่เก็บตัวอย่างจากช่วงการเดินระบบที่มีการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ รวมทั้ง 9 ตัวอย่าง ซึ่งตัวอย่างที่นำมาวิเคราะห์เป็นเม็ดยางที่อยู่ในชั้นเบดภายในถังปฏิกรณ์ ทำการสกัดแยกดีเอ็นเอรวมของแต่ละตัวอย่างดังกล่าว จากนั้นทำการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอในช่วงสายของ 16S rDNA ด้วยไพรเมอร์ที่จำเพาะเพื่อตรวจสอบยีนที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการดีไนโตรฟิเคชัน ซึ่งงานวิจัยนี้เลือกตรวจสอบยีนชนิด nirK ซึ่งมีขนาด 514 เบส (Base pair) ที่รับผิดชอบในการสร้างเอนไซม์ไนโตรรีดักเทส โดยเป็นเอนไซม์ที่มีความสำคัญต่อการเกิดกระบวนการดีไนโตรฟิเคชันที่สมบูรณ์ (Throback และคณะ, 2004) โดยสารเคมีและอุปกรณ์ในการวิเคราะห์แสดงได้ดังตารางที่ 3.1 และ 3.2 ไพรเมอร์ที่เลือกใช้แสดงดังตารางที่ 3.3 ส่วนชุดอุปกรณ์และเทคนิคระดับโมเลกุลในการศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์แสดงดังภาพที่ 3.4

ตารางที่ 3.1 สารเคมีที่ใช้ในการวิเคราะห์ความหลากหลายของจุลินทรีย์

สารเคมีสำหรับสกัดดีเอ็นเอ	สารเคมีสำหรับ PCR	สารเคมีสำหรับ DGGE
1. Buffer ASL	1. 10x PCR buffer	1. 40% Acr
2. Buffer AL	2. dNTP mix	2. 50x TAE buffer
3. proteinase K	3. MgCl ₂	3. 1x TAE buffer
4. Buffer AW1	4. Primer R ₃ CU GC	4. Formamide
5. Buffer AW2	5. Primer FlaCU	5. ยูเรีย
6. Buffer AE	6. Taq DNA Polymerase	6. APS
7. Ethanol	8. Distill water	7. TEMED
8. Inhibit EX		9. Dye solution
		8. เทปทีเดียมโบรไมด์
		10. 10% ammonium persulfate

ตารางที่ 3.2 แสดงเครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์ความหลากหลายของจุลินทรีย์

อุปกรณ์	ยี่ห้อ	รุ่น
1. เครื่องผสมสาร	- Scientific Industries, Inc.	- Vortex-Genie 2
2. เครื่องปั่นเหวี่ยง (Centrifuge)	- Eppendorf	- 5804R
3. เครื่องควบคุมอุณหภูมิสำหรับทำ PCR	- Thermo Electron Corporation	- HB-PX-2220
4. เครื่องแยกดีเอ็นเอด้วยไฟฟ้า (DNA Electrophoresis Gel Boxes)	- Bioactive, Inc.	
5. DGGE (D Code system)	- Bio-Rad Laboratories, Inc.	
6. เครื่อง UV Transilluminator Gel	- Wealtec	- Gel Dolphin DOC

ตารางที่ 3.3 แสดงชุดไพรเมอร์สำหรับ 16S rDNA ของจุลินทรีย์กลุ่มดีไนโตรฟายเออร์ที่วิเคราะห์ด้วยวิธี PCR

ไพรเมอร์	ลำดับเบสของไพรเมอร์	อ้างอิง
FlaCu	5'- ATCATGGT(C/G)CTGCCGCG -3'	Hallin และ Lindgren, (1999)
R ₃ Cu	5'- GCCTCGATC AG(A/G)TTGTGGTT -3'	
R ₃ CU + GC clamp	5'GGCGGCGCGCCGCCCGCCCCGCCCCCG TCGCCCCGCTCGATCAGCA/GTTGTGGTT-3'	



ภาพที่ 3.4 แสดงเครื่องมือต่างๆ และเทคนิคที่ใช้ในการศึกษาดีเอ็นเอระดับโมเลกุลของจุลินทรีย์

- ก) เครื่อง PCR ที่ใช้สำหรับการเพิ่มจำนวน 16S rDNA
- ข) การปิเปตตัวอย่างดีเอ็นเอลงบนอะกาโรสเจล
- ค) เครื่อง Horizontal DNA Electrophoresis Gel Boxes ใช้ในการตรวจสอบดีเอ็นเอด้วยวิธีการแยกด้วยไฟฟ้าบนอะกาโรสเจล
- ง) เครื่องถ่ายภาพดีเอ็นเอบนเจล (UV Transillumination)

3.3 ขั้นตอนการวิเคราะห์ 16S rDNA ด้วยวิธี PCR-DGGE

สำหรับวิธีการต่างๆ โดยละเอียดที่ใช้ในการทดลองนี้ แบ่งออกเป็น 4 ขั้นตอน ดังนี้

3.3.1 การสกัดแยกดีเอ็นเอรวมของจุลินทรีย์ในเม็ดยาง

สำหรับงานวิจัยนี้ทำการสกัดแยกดีเอ็นเอรวมของจุลินทรีย์จากตัวอย่างเม็ดยางที่เก็บจากถังเลี้ยงเชื้อ ตัวอย่างเม็ดยางจากถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ในชุดการทดลองที่ 1 และตัวอย่างเม็ดยางจากถังปฏิกรณ์ที่มีการแปรค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อในเทรตเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ในชุดการทดลองที่ 2 ตามลำดับ รวมทั้งสิ้น 9 ตัวอย่าง ซึ่งมีรายละเอียดดังนี้

1) นำเชื้อจากเม็ดยางที่ต้องการทำการสกัดแยกดีเอ็นเอจำนวน 180-220 ไมโครลิตร มาใส่ลงในหลอดพลาสติกขนาดเล็ก (Expendrof) แล้วเติมบัฟเฟอร์เอเอสแอล (Buffer ASL) ปริมาตร 2 มล. นำไปปั่นรวมด้วยเครื่องผสม (Vortex mixer) จนตัวอย่างและบัฟเฟอร์เข้ากันได้ดีประมาณ 1 นาที ปิเปิดสารละลายปริมาตร 16 มล. ใส่หลอดที่มีขนาด 2 มล. จากนั้นนำตัวอย่างเข้าเครื่องอังความร้อน (Heat box) ที่อุณหภูมิ 70 °ซ เป็นเวลา 5 นาที ปั่นรวม (Vortex) 15 วินาที จากนั้นนำไปปั่นเหวี่ยง (centifuge) 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 1 นาที

2) ปิเปิดน้ำส่วนใสด้านบน (Supernatant) ปริมาตร 1.2 มล. ลงในหลอดใหม่ขนาด 2 มล. เติม Inhibit Ex. ซึ่งเป็นลูกแก้วขนาดเล็กที่ช่วยในการทำให้เซลล์แตกและดีเอ็นเอหลุดออกจากเม็ดยางจำนวน 1 เม็ด ทำการปั่นรวม 1 นาที ตั้งทิ้งไว้ในอุณหภูมิห้องเป็นเวลา 1 นาที จากนั้นนำไปปั่นเหวี่ยง 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 5 นาที

3) เติม proteinase K ลงในหลอดใหม่ที่มีขนาด 1.5 มล.

4) ปิเปิด Supernatant จากข้อ 2.) ทั้งหมดลงในหลอดขนาด 1.5 มล. ที่มีการเติม proteinase K ไว้แล้ว นำไปปั่นรวม 1 นาทีและปั่นเหวี่ยง 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 3 นาที

5) ปิเปิด Supernatant จากข้อ 3) ทั้งหมดลงในหลอดข้อ 4) จากนั้นเติมบัฟเฟอร์เอแอล (Buffer AL) ปริมาตร 200 ไมโครลิตร นำไปปั่นรวม 15 วินาทีและปั่นเหวี่ยง 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 3 นาที จากนั้นนำตัวอย่างเข้าเครื่องอังความร้อนที่อุณหภูมิ 70 °ซ เป็นเวลา 10 นาที แล้วเติมเอทานอล (90-100%) จำนวน 2 มล. ปั่นรวม 15 วินาที นำไปปั่นรวม 1 นาทีและปั่นเหวี่ยง 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 3 นาที

6) เตรียมหลอด QIAamp mini spin ซึ่งเป็นหลอดที่มีแผ่นกรองอยู่ด้านบนของหลอดมาใส่ในหลอดคอลัมน์ (column) ขนาด 2 มล.

7) ปิเปิดสารละลายจากข้อ 5.) ทั้งหมดมาใส่ในหลอดคอลัมน์ที่มีหลอด QIAamp mini spin บรรจุอยู่ภายใน ปิดฝาให้สนิทแล้วนำไปปั่นเหวี่ยง 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 1 นาที เพื่อให้

เกิดการกรองดีเอ็นเอออกจากสารละลาย โดยดีเอ็นเอจะติดอยู่บนแผ่นกรองของหลอด QIAamp mini spin ส่วนสารละลายจะไหลลงสู่ด้านล่างของหลอด ให้เทสารละลายด้านล่างหลอดทิ้ง

8) จากนั้นย้ายหลอด QIAamp mini spin ใส่ในหลอดคอลัมน์อันใหม่ เติมน้ำบัฟเฟอร์ เอ็ดดับเบิ้ลยู 1 (Buffer AW1) เพื่อเป็นการล้างสิ่งปนเปื้อนที่ยังคงติดอยู่กับดีเอ็นเอให้สะอาด จำนวน 500 ไมโครลิตร แล้วนำไปปั่นเหวี่ยง 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 1 นาที

9) เทสารละลายส่วนใสด้านล่างของหลอดทิ้ง จากนั้นย้ายหลอด QIAamp mini spin ใส่ในหลอดคอลัมน์อันใหม่ เติมน้ำบัฟเฟอร์เอ็ดดับเบิ้ลยู 2 (Buffer AW2) จำนวน 500 ไมโครลิตร แล้วนำไปปั่นเหวี่ยง 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 3 นาที

10) เทสารละลายส่วนใสด้านล่างหลอดทิ้ง จากนั้นย้ายหลอด QIAamp mini spin ใส่ในหลอดคอลัมน์อันใหม่ แล้วนำไปปั่นเหวี่ยง 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 1 นาที

11) จากนั้นย้ายตัวกรองจากหลอด QIAamp mini spin ใส่ในหลอด Catch Tube แล้วเติมน้ำบัฟเฟอร์เออี (Buffer AE) จำนวน 200 ไมโครลิตร ตั้งทิ้งไว้ในอุณหภูมิห้องประมาณ 1 นาที แล้วนำไปปั่นเหวี่ยงที่ 14,000 รอบ/นาที เป็นเวลา 1 นาที เพื่อให้ดีเอ็นเอที่อยู่บนแผ่นกรองละลาย และหลุดออกมา ได้สารละลายดีเอ็นเอปริมาตร 50 ไมโครลิตร นำไปเก็บที่อุณหภูมิ -20°C

3.3.2 การตรวจสอบความบริสุทธิ์ของตัวอย่างดีเอ็นเอด้วยวิธีการแยกด้วยไฟฟ้า

นำตัวอย่างดีเอ็นเอที่สกัดได้มาตรวจสอบโดยใช้ 2% อะกาโรสเจลใน 1x TAE Buffer ทำการแยกด้วยกระแสไฟฟ้าในเครื่อง Horizontal DNA Electrophoresis Gel Boxes (Bioactive) โดยใช้ 1Kb DNA Ladder (BioLabs) เป็น DNA marker ทำการเดินระบบการแยกด้วยไฟฟ้า โดยใช้แรงดันไฟฟ้า 100 โวลท์ เป็นเวลา 30 นาที หรือจนเห็นสีย้อมลงมาถึงประมาณ 2/3 ของเจล จากนั้นตรวจดูดีเอ็นเอที่สกัดได้ด้วย UV Transilluminator (Gel Doiphin-DOC, Nv, USA)

3.3.3 การเพิ่มจำนวนยีนในช่วงสาย 16s rDNA ด้วยวิธี PCR

การเพิ่มจำนวนยีนในช่วง 16s rDNA ในการทดลองนี้ดำเนินการโดยใช้ Taq. PCR Polymerase (Takara, Bio Inc, Japan) โดยในหนึ่งหลอดปฏิกิริยา (Reaction tube) จะประกอบด้วย PCR Buffer 10x 2.5 ไมโครลิตร, MgCl_2 2.5 ไมโครลิตร, dNTP 0.5 ไมโครลิตร, Primer R₃Cu GC 0.5 ไมโครลิตร, Primer FlaCU 0.5 ไมโครลิตร, Taq. PCR Polymerase 0.125 ไมโครลิตร และน้ำกลั่น 17.375 ไมโครลิตร คิดเป็นปริมาตรรวมทั้งหมดภายในหลอดปฏิกิริยา เท่ากับ 25 ไมโครลิตร ตามสภาวะของการเพิ่มจำนวนยีนด้วยเทคนิค PCR ดังตารางที่ 3.4

ตารางที่ 3.4 สภาวะของการเพิ่มจำนวนยีนด้วยเทคนิค PCR

ช่วงการทดลอง	อุณหภูมิ (°C)	เวลา (นาที)
Initial denaturation	94	3.00
Denaturation	94	0.30
Annealing	57	1.50
Extension	72	1.00
Final extension	72	10.00
End	4	∞

} 35 รอบ

3.3.4 การวิเคราะห์ชนิดจุดลินทรีย์โดยใช้กระแสไฟฟ้าด้วยวิธี DGGE

1. การเตรียมโพลีอะคริลละไมด์เจล

ในการเตรียมเจลสำหรับการแยกดีเอ็นเอโดยใช้กระแสไฟฟ้าด้วยวิธี DGGE ต้องทำการเลือก % เจลที่เหมาะสม เนื่องจากการแยกดีเอ็นเอโดยใช้กระแสไฟฟ้าด้วยวิธี DGGE หากเลือก % เจลที่ไม่เหมาะสมจะทำให้ผลที่ออกมาไม่ชัดเจน จากผลการทดลองเบื้องต้นพบว่า ความเข้มข้นของยูเรียที่เหมาะสมสำหรับ denatured gel ในงานวิจัยนี้ คือ 55% - 70% ซึ่งการเตรียมเจล 80% polyacrylamide ที่มี 55% - 70% urea denaturant แสดงดังตารางที่ 3.5

ตารางที่ 3.5 สัดส่วนของสารเคมีที่ใช้ในการเตรียม 0% และ 80% โพลีอะคริลละไมด์เจล

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.

การเตรียมโพลีอะคริลอะไมด์เจล 55% และ 70% denaturing solution

- การเตรียมโพลีอะคริลอะไมด์เจล 55% denaturing solution

นำสารละลาย 0% acrylamide solution solution 9.625 มล. ผสมกับ 80% denaturing solution 4.375 มล. ในหลอดที่เตรียมไว้ ได้ปริมาตรรวม 14 มล. จากนั้นเติม 10% ammonium persulfate (ammonium persulfate 0.1 ก. ในน้ำกลั่น 1 มล.) ปริมาตร 90 ไมโครลิตร และเติม TEMED (สารที่ทำให้เจลเกิดการแข็งตัว) ปริมาตร 9 ไมโครลิตร

- การเตรียมโพลีอะคริลอะไมด์เจล 70% denaturing solution

นำสารละลาย 0% acrylamide solution solution 1.75 มล. ผสมกับ 80% denaturing solution 12.25 มล. ในหลอดที่เตรียมไว้ ได้ปริมาตรรวม 14 มล. จากนั้นเติม 10% ammonium persulfate (ammonium persulfate 0.1 ก. ในน้ำกลั่น 1 มล.) ปริมาตร 90 ไมโครลิตร, TEMED (สารที่ทำให้เจลเกิดการแข็งตัว) ปริมาตร 9 ไมโครลิตร และเติม dry solution จำนวน 100 ไมโครลิตร

2. การทำเกรเดียนท์ของโพลีอะคริลอะไมด์เจล ประกอบชุดเกรเดียนท์ (ภาพที่ 3.5ก) เพื่อทำแผ่นเจลสำหรับ DGGE ดังนี้

ใช้หลอดฉีดยาชุด 55% denaturing polyacrylamide solution และ 70% denaturing polyacrylamide solution ที่เตรียมไว้มาต่อเข้ากับอุปกรณ์การทำเกรเดียนท์ จากนั้นหมุนวงล้อเพื่อให้เครื่องทำการผสม denaturing polyacrylamide solution ทั้งสองชนิดเข้าด้วยกันในสัดส่วนตั้งแต่ 0-80% ซึ่งทำให้เกิดอะคริลอะไมด์เจลที่มีความเข้มข้น urea denaturant ตั้งแต่ 55-70% จากนั้นเสียบหัวสำหรับเตรียมร่องบรรจุดีเอ็นเอแล้วทิ้งไว้ 5 ชม. เพื่อให้เจลแข็งตัว

3. การแยกดีเอ็นเอด้วยไฟฟ้าบนเกรเดียนท์เจล

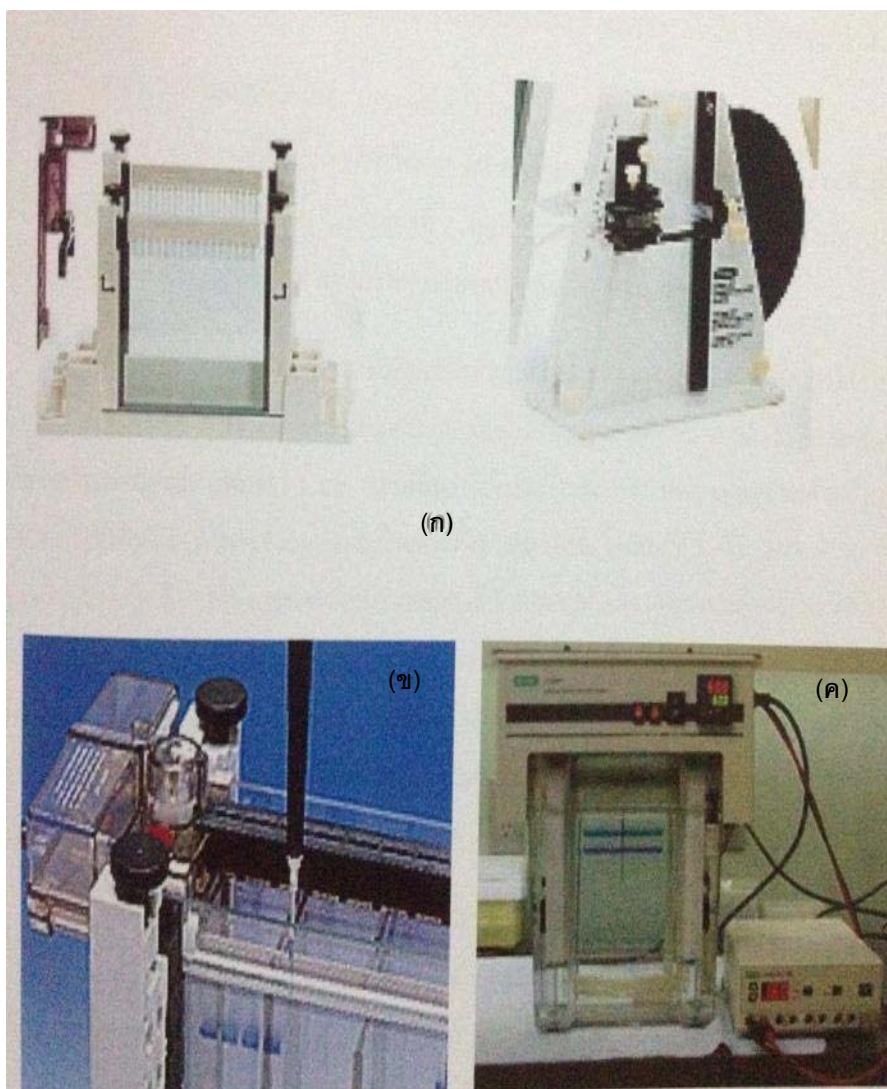
1) เติม 1x TAE buffer ปริมาตร 7 ล. ลงในถังของระบบแยกดีเอ็นเอด้วยไฟฟ้า เดินเครื่องปั๊มหมุนเวียนบัฟเฟอร์และตัวทำความร้อน จนกระทั่งอุณหภูมิของบัฟเฟอร์เพิ่มขึ้น 60°C

2) จากนั้นเตรียมเจลตัวอย่าง โดยดึงหัวที่เสียบไว้กับกระจกเจลเพื่อให้เกิดร่องบรรจุดีเอ็นเอออก แล้วทำการล้างร่องบรรจุดีเอ็นเอด้วย 1x TAE buffer เพื่อทำความสะอาดร่องบรรจุดีเอ็นเอของเจลก่อนการเติมตัวอย่าง

3) ป้อน Ladder จำนวน 7 ไมโครลิตร ผสมกับตัวอย่าง 16S rDNA จากนั้นเติมลงในเจลที่เตรียมไว้ (ภาพที่ 3.5 ข-ค) จนกระทั่งครบทุกตัวอย่าง

4) นำชุดกระจกเจลประกอบเข้ากับเครื่องแยกดีเอ็นเอด้วยกระแสไฟฟ้า เริ่มเดินเครื่องแยกดีเอ็นเอด้วยกระแสไฟฟ้าโดยใช้อุณหภูมิ 60 °ซ แรงดันไฟฟ้า 130 โวลท์ เป็นเวลา 13 ชม.

5) จากนั้นนำเจลออกจากกระจก และฉีดล้างด้วยน้ำกลั่น พยายามอย่าให้เจลขาด นำมาย้อมสีด้วยเอทธิเดียมโบรไมด์ (เอทธิเดียมโบรไมด์ 1 ไมโครลิตร ผสมกับน้ำกลั่นปริมาตร 15 มล.) เป็นเวลา 20 นาที แล้วนำมาตรวจสอบลักษณะเฉพาะในการแยกของเจลด้วยเครื่อง UVTransilluminator



ภาพที่ 3.5 ชุดอุปกรณ์และเทคนิคระดับโมเลกุลในการศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์

- ก.) อุปกรณ์สำหรับวิเคราะห์ DGGE
- ข.) การเปิดตัวอย่างดีเอ็นเอลงบนเจล DGGE
- ค.) การเชื่อมต่อชุดอุปกรณ์วิเคราะห์ DGGE

3.4 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง

ตัวแปรต่างๆ ที่ใช้ในการทดลองแสดงดังตารางที่ 3.6

ตารางที่ 3.6 ตัวแปรที่ใช้ในการทดลอง

ตัวแปรอิสระ		ค่าที่ใช้ในการทดลอง
- อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรต		- 2:1 5:1 10:1 และ 15:1
ตัวแปรที่ไม่ได้ควบคุม		ค่าที่ใช้ในการทดลอง
- อุณหภูมิ		- อุณหภูมิห้อง
ตัวแปรควบคุม		ค่าที่ใช้ในการทดลอง
1. อัตราไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์		- 10 ล./วัน
2. ความเข้มข้นของไนเตรต		- 100 มก./ล.
3. อัตราการหมุนเวียนน้ำเสีย		- 254 ล./วัน (โดยประมาณ)
4. ระยะเวลาพักน้ำ		- 8 ชม.
ตัวแปรตาม		วิธีการวิเคราะห์/เครื่องมือวิเคราะห์
น้ำเสีย	1. ซีไอดี 2. ไนเตรต 3. ทีเคเอ็น 4. ไนไทรต์ 5. ไออาร์พี 6. ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด 7. พีเอช 8. กรดไขมันระเหย 9. ค่าสภาพต่าง	- 5220 C. Closed Reflux, Titration Method - Nitrate ISE meter (Membrane type; Polymer) - 4500-N _{org} B. Kjeldahl method - Colorimetric method - ORP meter - Total residual dried at 103 -105°C - pH meter - Direct Titration Method - Direct Titration Method
ก๊าซ	10. ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้น 11. องค์ประกอบก๊าซในระบบ	- Gas Meter - Gas chromatography
จุลินทรีย์	12. ลักษณะโครงสร้างของจุลินทรีย์ 13. วิเคราะห์ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์	- กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด - เทคนิคทางชีววิทยาระดับโมเลกุล PCR-DGGE

3.5 พารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์

ทำการวิเคราะห์ลักษณะทางกายภาพ เคมี และชีวภาพของน้ำเสีย โดยค่าพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ได้แก่ ไนเตรต ซีไอดี ไนไตรต์ ทีเคเอ็น พีเอช ค่าสภาพต่าง ปริมาณของแข็งแขวนลอย ไออาร์พี ค่าสภาพต่าง กรดไขมันระเหย และปริมาณการเกิดก๊าซ โดยตารางแสดงพารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ วิธีการและความถี่ในการวิเคราะห์ตัวอย่างน้ำดังตารางที่ 3.7

ตารางที่ 3.7 พารามิเตอร์ทางกายภาพ เคมีและชีวภาพที่ทำการวิเคราะห์ วิธีการและความถี่ในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

ค่าพารามิเตอร์	ตำแหน่งที่เก็บตัวอย่าง (ความถี่ในการเก็บ)			
	น้ำเข้า	น้ำออก	ในถังปฏิกรณ์	ก๊าซ
1. พีเอช	ทุกวัน	ทุกวัน	-	-
2. ซีไอดี	3 วัน/สัปดาห์	3 วัน/สัปดาห์	-	-
3.กรดไขมันระเหย	-	3 วัน/สัปดาห์	-	-
4. ปริมาณของแข็งแขวนลอย	-	3 วัน/สัปดาห์	-	-
5. ค่าสภาพต่าง	-	3 วัน/สัปดาห์	-	-
6. ไนเตรต	3 วัน/สัปดาห์	3 วัน/สัปดาห์	-	-
7. ไนไตรต์	-	3 วัน/สัปดาห์	-	-
8. ทีเคเอ็น	-	3 วัน/สัปดาห์	-	-
9. ไออาร์พี	-	ทุกวัน	-	-
10. ปริมาณก๊าซโดยรวม	-	-	-	ทุกวัน
11. องค์ประกอบก๊าซในระบบ	-	-	-	สิ้นสุดการทดลอง
12. ลักษณะโครงสร้างของจุลินทรีย์ในระบบ	-	-	สิ้นสุดการทดลอง	-
13. วิเคราะห์ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์	-	-	สิ้นสุดการทดลอง	-

3.6 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองเตรียมขึ้นจากน้ำประปาโดยมีน้ำตาลทรายเป็นแหล่งสารอินทรีย์คาร์บอนและโซเดียมไนเตรตเป็นแหล่งของไนโตรเจน กำหนดให้มีค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อฟอสฟอรัส (COD : P) เท่ากับ 100 : 1 และทำการเติมธาตุอาหารต่างๆ ที่จำเป็นต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบอย่างครบถ้วน โดยส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ต่อน้ำประปา 10 ล. แสดงดังตารางที่ 3.8

ตารางที่ 3.8 ส่วนประกอบของน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้ในการทดลองต่อน้ำประปา 10 ล. (ดัดแปลงจาก Speece, 1996)

ส่วนประกอบของสารเคมี	หน่วย	ความเข้มข้นซีไอดี (มก./ล.)			
		200	500	1,000	1,500
น้ำตาลทราย	ก.	2.29	5.74	11.47	17.42
NaNO ₃	ก.	1.37	1.37	1.37	1.37
K ₂ HPO ₄	ก.	0.11	0.28	0.56	0.84
MgSO ₄ ·7H ₂ O	มก.	4	4	4	4
NaHCO ₃	ก.	10	15	20	25
FeCl ₂ ·4H ₂ O	มก.	0.4	0.4	0.4	0.4
CoCl ₂ ·6H ₂ O	มก.	0.1	0.1	0.1	0.1
NiCl ₂ ·6H ₂ O	มก.	0.005	0.005	0.005	0.005
MnCl ₂ ·4H ₂ O	มก.	0.005	0.005	0.005	0.005
ZnCl ₂	มก.	0.005	0.005	0.005	0.005
CuCl ₂ ·2H ₂ O	มก.	0.005	0.005	0.005	0.005
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₄ ·4H ₂ O	มก.	0.005	0.005	0.005	0.005

3.7 วัสดุตัวกลางที่ใช้ในงานวิจัย

เมื่อยางบดละเอียดที่ใช้ในการทดลองได้จากการนำชิ้นยางรถยนต์เก่าบดเข้าสู่อุปกรณ์บดพลาสติกด้วยระบบสั่น และผ่านเครื่องตรวจจับโลหะเพื่อให้แน่ใจว่าโลหะทุกชนิดถูกแยกออกจากยางรถยนต์ที่บดแล้ว จากนั้นยางรถยนต์จะถูกบดระหว่างจานหมุนซึ่งมีผิวสัมผัสแบบพื้นเรียบและจานที่อยู่ฝั่งตรงข้ามที่ได้จะถูกดูดด้วยพัดลมส่งมายังไซโคลนและปล่อยผ่านเครื่องกรองคัตขนาด ทำให้ได้ขนาดยางบดละเอียดตามต้องการ โดยภาพที่ 3.6 แสดงภาพยางบดละเอียดที่ใช้ในงานวิจัยนี้ ซึ่งการวิเคราะห์คุณสมบัติทางกายภาพต่างๆ ของยางบดละเอียด ได้แก่ ความหนาแน่น พื้นที่ผิวจำเพาะ ฯลฯ ด้วยเครื่องมือวิเคราะห์ขนาดอนุภาค (สถิตรัตน์ รอดอารี, 2551) แสดงรายละเอียดดังต่อไปนี้

ขนาดของยางบดละเอียด	0.430 มม.
ความหนาแน่น	1.200 ก./ลบ.ม.
พื้นที่ผิวจำเพาะ	0.025 ตร.ม./ก.
ค่าสัมประสิทธิ์ความสม่ำเสมอ (U.C.)	1.530



ภาพที่ 3.6 ยางบดละเอียดที่ใช้ในงานวิจัย

3.8 อุปกรณ์สำหรับการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย

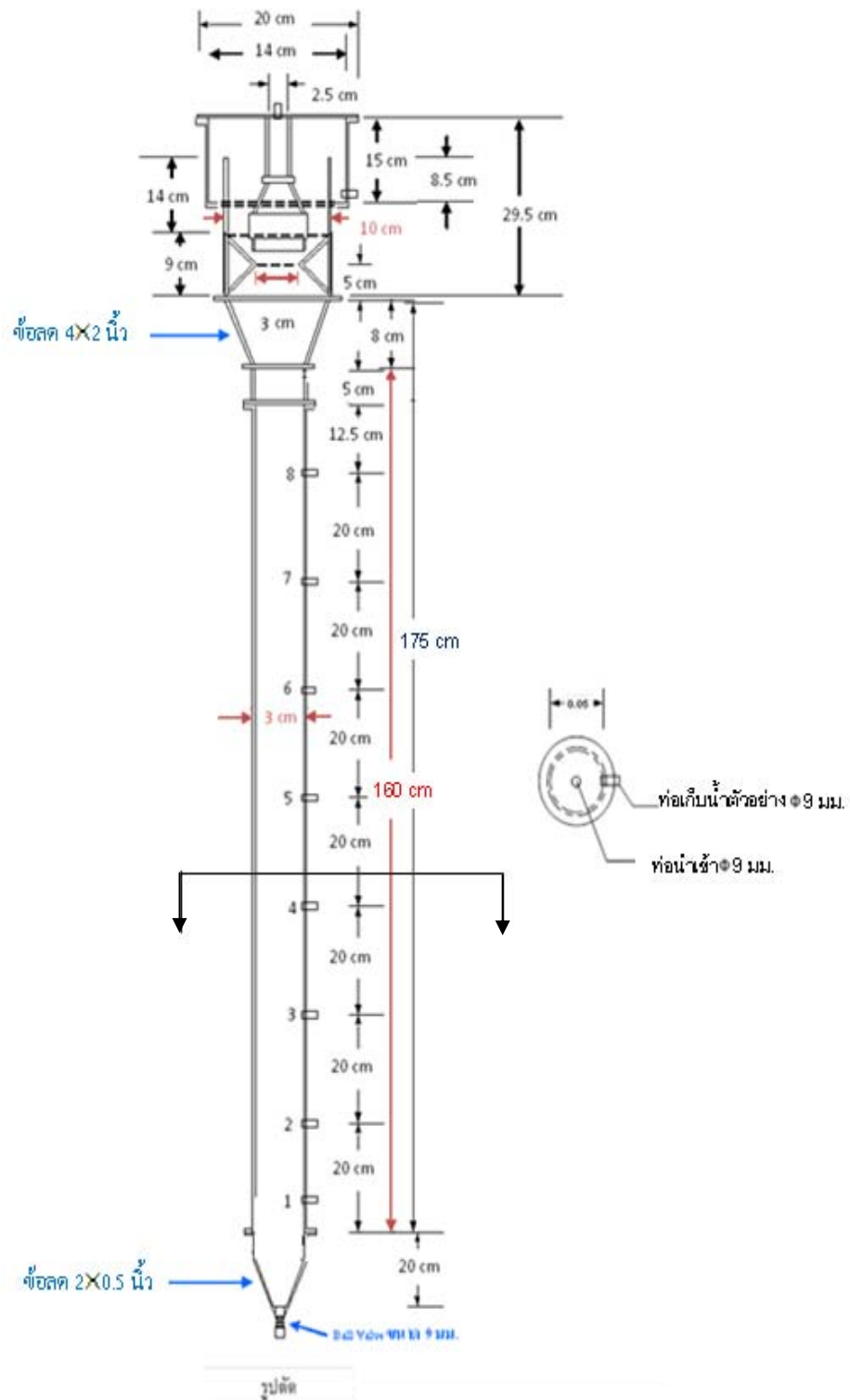
อุปกรณ์สำหรับการเดินระบบ ได้แก่ ถังปฏิกรณ์ ชุดอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ เครื่องสูบน้ำเสีย ถังพักน้ำเสียเข้าระบบ และถังพักน้ำออก

1) ถังปฏิกรณ์

ถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดจำนวน 4 ถังที่มีขนาดและปริมาตรเท่ากัน โดยมีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 0.05 ม. สูง 1.6 ม. และมีปริมาตรรวมประมาณ 3.5 ล. ตัวถังปฏิกรณ์ทำจากพลาสติกใสที่มีความหนาประมาณ 0.03 ม. บริเวณก้นถังปฏิกรณ์ทำให้มีลักษณะเป็นกรวยเพื่อให้ น้ำเสียไหลเข้าและเพื่อให้เกิดสภาวะที่เหมาะสมต่อการฟลูอิดไดซ์เซชันได้ง่าย ภาพที่ 3.7 แสดง ภาพถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในงานวิจัยนี้ และภาพที่ 3.8 แสดงรายละเอียดถังปฏิกรณ์ ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในการทดลอง



ภาพที่ 3.7 ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด



ภาพที่ 3.8 รายละเอียดถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้ในการทดลอง

สำหรับขนาดถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด ค่าอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบและอัตราการสูบน้ำหมุนเวียนได้จากการคำนวณโดยใช้สมการในการหาค่าความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน ดังสมการที่ 2.36 และคำนวณค่าความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันจากสมการที่ 2.38 (แสดงการคำนวณอย่างละเอียดในภาคผนวก ก-1) โดยค่าคงที่ที่ใช้ในการคำนวณแสดงดังตารางที่ 3.9

ตารางที่ 3.9 พารามิเตอร์ที่ใช้ในการคำนวณหาค่าความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เบด

พารามิเตอร์	D_p (cm)	ρ_p (g/cm ³)	Φ	ϵ_m	ρ (g/cm ³)	μ (cm ³ /s)	G (cm/s ²)	L (cm)	L_m (cm)
ค่าที่ใช้คำนวณ	0.043	1.2	1	0.4	1	0.008	9.81	1.5	1

การคำนวณ

- 1) หาค่าความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (V_{om}) จากสมการที่ 2.38

$$\frac{150\mu\bar{V}_{om}(1-\epsilon_M)}{\phi_s^2 D_p^2 \epsilon_M^3} + \frac{1.75\rho\bar{V}_{om}^2}{\phi_s D_p \epsilon_M^3} = g(\rho_p - \rho)$$

$$\frac{150(0.008)V_{om}(1-0.4)}{1^2(0.043)^2} + \frac{1.75(1)V_{om}^2}{(0.4)^3} = \frac{9.81(1.2-1)}{(1)(0.043)^3}$$

$$V_{om} = 1.08 \text{ ม./ชม.}$$

- 2) ค่าความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (V_o) จากสมการที่ 2.39

$$L = L_M \frac{1-\epsilon_M}{1-\epsilon}$$

$$1.5 = (1) \frac{1-(0.4)}{1-\epsilon}$$

$$\epsilon = 0.6$$

นั่นคือ ความพรุนที่ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันเท่ากับ 0.6 เมื่อนำมาแทนค่าในสมการที่ 2.40 จะได้

$$\left(\frac{\epsilon}{\epsilon_M}\right)^m = \frac{\bar{V}_o}{\bar{V}_{om}}$$

$$\bar{V}_o = 5.47 \text{ ม./ชม.}$$

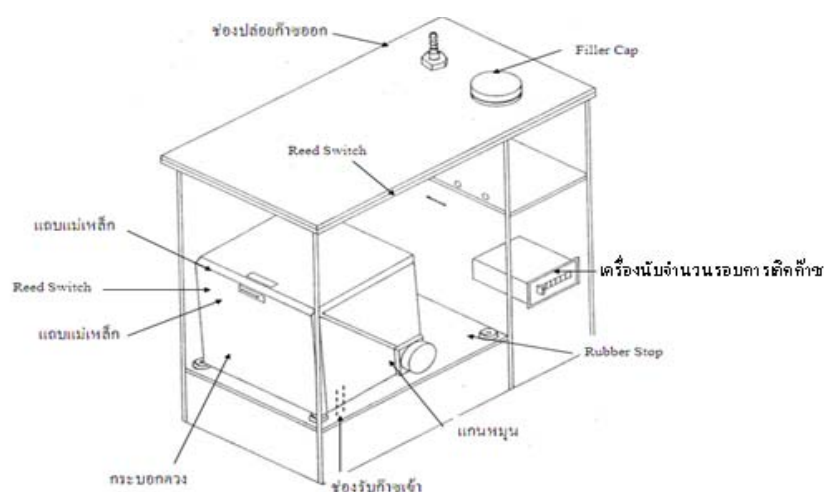
ค่าต่างๆ ที่ได้จากการคำนวณที่ใช้ในงานวิจัยนี้คือ

ความพรุนที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	0.4
ความพรุนที่ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	0.6
เลขเรย์โนลด์ (Reynold's numbers)	0.2
ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	1.08 ม./ชม.
ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	5.47 ม./ชม.

ค่าดังกล่าวใช้เป็นค่าประมาณในการเริ่มเดินระบบ และคัดเลือกอุปกรณ์ต่างๆ เมื่อเดินระบบอย่างต่อเนื่องจำเป็นต้องควบคุมระบบให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันอย่างสมบูรณ์ตลอดเวลา จึงต้องพยายามควบคุมให้ชั้นตัวกลางขยายตัวประมาณ 1.5 เท่าของความสูงของชั้นเบด ซึ่งทำได้โดยการปรับอัตราการหมุนเวียนน้ำภายในระบบ

2) ชุดอุปกรณ์วัดปริมาตรก๊าซ

สำหรับปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในแต่ละวันจะทำการวัดปริมาตรโดยใช้เครื่องวัดปริมาตรก๊าซตามแบบของคักดีซัย (คักดีซัย โสภาสวัตชัย, 2526) ซึ่งสามารถรับปริมาตรก๊าซเฉลี่ยได้ครั้งละ 115 ลบ.ซม. สำหรับโครงสร้างของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซทำจากพลาสติกใสเพื่อป้องกันการกัดกร่อนและทำการเติมกรดเกลือ (HCl) ที่มีความเข้มข้น 1% (โดยปริมาตร) ลงไปในน้ำเพื่อป้องกันการเกิดสาหร่ายและป้องกันการละลายของก๊าซลงในเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ รายละเอียดของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซแสดงดังภาพที่ 3.9 ประกอบด้วยส่วนประกอบต่างๆ ได้แก่ กระจบอกดวงเก็บก๊าซ เครื่องนับจำนวนรอบการเกิดก๊าซ แกนหมุน แแถบแม่เหล็ก Reed Switch ช่องรับก๊าซเข้า และช่องปล่อยก๊าซออก

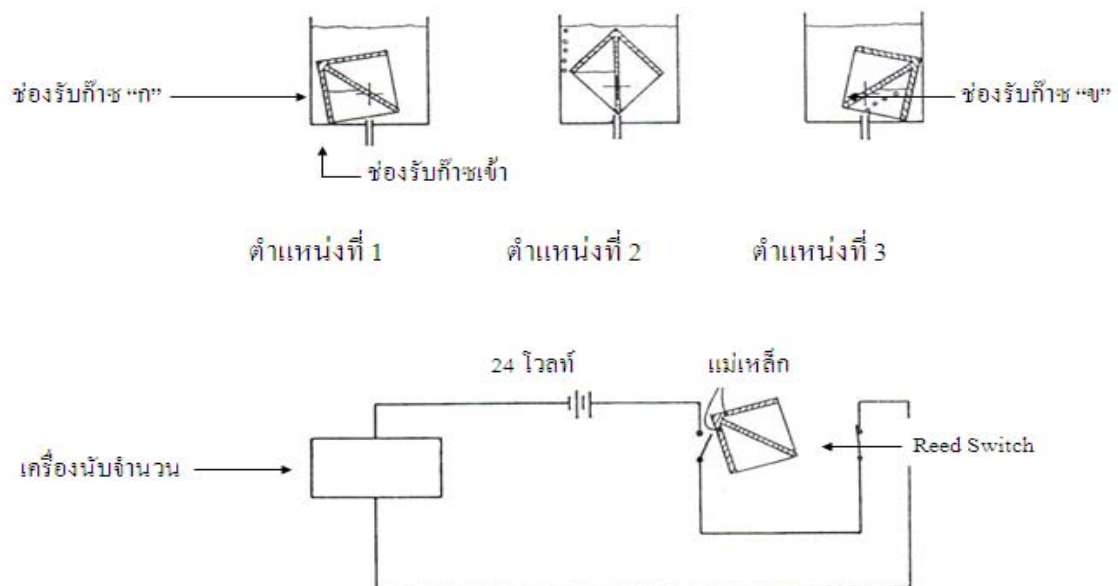


ภาพที่ 3.9 เครื่องวัดปริมาตรก๊าซตามแบบของคักดีซัย

(คักดีซัย โสภาสวัตชัย, 2526)

สำหรับหลักการทำงานและวงจรการทำงานของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซแสดงดังภาพที่ 3.10 โดยมีขั้นตอนการทำงาน ดังนี้

- 1) เมื่อมีก๊าซเข้าไปในระบบอกตวง ของเหลวที่อยู่ในช่องรับก๊าซ "ก" จะถูกแทนที่ด้วย ปริมาตรของก๊าซ ทำให้แรงยกของระบบอกตวงเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ระบบอกตวงลอยตัวขึ้น จากตำแหน่งที่ 1 เป็นตำแหน่งที่ 2
- 2) เมื่อระบบอกตวงอยู่ในตำแหน่งที่ 2 จะปล่อยก๊าซที่อยู่ในช่องรับก๊าซ "ก" ออกไปจนหมด แล้วตกลงมาอยู่ในตำแหน่งที่ 3 เพื่อรับก๊าซเข้าไปในช่องรับก๊าซ "ข" ใหม่ ซึ่งระบบจะ หมุนเวียนเช่นนี้ไปเรื่อยๆ
- 3) ก๊าซที่ออกจากช่องรับก๊าซของระบบอกตวงจะออกสู่บรรยากาศภายนอกโดยช่องปล่อย ก๊าซออก
- 4) ในขณะที่ระบบอกตวงเคลื่อนที่ แม่เหล็กที่ฝังอยู่บนระบบอกตวงจะกระตุ้นให้รีดสวิตช์ (Reed Switch) ทำงาน ซึ่งส่งผลให้เครื่องนับจำนวนเริ่มนับตัวเลขของจำนวนรวมปริมาตร ก๊าซที่เกิดขึ้นตลอดทั้งวัน



ภาพที่ 3.10 หลักการและวงจรการทำงานของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ
(ศักดิ์ชัย โอภาสวัชชัย, 2526)

การสอบเทียบเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ (Calibrate Gas Meter) มีดังนี้

1. นำเข็มฉีดยาขนาด 60 มล. ต่อเข้ากับสายยางที่ต่อจากเครื่องวัดปริมาตร เพื่อทำการสอบเทียบเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ
2. เติมน้ำประมาณครึ่งถังของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซโดยทำซีดบอกริมาตรไว้ จากนั้นฉีดอากาศจากเข็มฉีดยาเข้าไปยังเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ เมื่อมีอากาศเข้าไปในระบบอกตวง น้ำในช่องรับก๊าซจะถูกแทนที่ด้วยปริมาตรของอากาศที่ฉีดเข้าไป ทำให้แรงยกของระบบอกตวงเพิ่มขึ้น ส่งผลให้ระบบอกตวงลอยตัวขึ้นจากตำแหน่งที่ 1 เป็นตำแหน่งที่ 2 ดังภาพที่ 3.10
3. เมื่อระบบอกตวงอยู่ในตำแหน่งที่ 2 จะปล่อยอากาศที่อยู่ในช่องรับ "ก" ออกไปจนหมด แล้วตกลงมาอยู่ในตำแหน่งที่ 3 เครื่องนับจำนวนจะนับจำนวนรอบการพลิกของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซเป็น 1 รอบ จดปริมาตรอากาศที่ฉีดเข้าไปต่อหนึ่งรอบ
4. ทำซ้ำข้อ 2-3 เป็นจำนวน 3 ครั้ง แล้วหาค่าเฉลี่ยของปริมาตรอากาศที่ฉีดเข้าไปต่อปริมาตรน้ำในเครื่องวัดปริมาตร จะได้ปริมาตรก๊าซที่เกิดต่อ 1 รอบ
5. เมื่อต้องการทราบปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในแต่ละวัน ทำได้โดยนำจำนวนรอบที่เกิดขึ้นแต่ละวัน คูณกับแฟคเตอร์ของปริมาตรก๊าซที่ได้จากการสอบเทียบ จะได้ปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นแต่ละวัน เช่น เครื่องนับจำนวนก๊าซนับได้ 300 รอบ/วัน แฟคเตอร์ของปริมาตรก๊าซที่ได้จากการสอบเทียบ = 10 มล./รอบ ดังนั้น ปริมาตรก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวัน = $300 \times 10 = 3,000$ มล./วัน (ค่าแฟคเตอร์ที่ได้จากการสอบเทียบและการคำนวณปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นแต่ละวันแสดงรายละเอียดในภาคผนวก ก-7)

3) เครื่องสูบน้ำเสีย

เครื่องสูบน้ำที่ใช้ในการทดลองประกอบด้วย เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบและเครื่องสูบน้ำเสียหมุนเวียน โดยเครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบเป็นเครื่องสูบน้ำแบบไดอะแฟรม (Diaphragm Pump) ที่สามารถปรับเปลี่ยนอัตราการสูบน้ำเสียได้ โดยในการทดลองนี้จะตั้งอัตราการสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบคงที่ 10 ล./วัน เพื่อสูบน้ำเสียเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ทั้ง 4 ถัง ซึ่งค่าตัวเลขดังกล่าวเป็นปริมาณที่สอดคล้องกับอัตราการระเหยอินทรีย์ที่กำหนดไว้สำหรับการทดลองในห้องปฏิบัติการ ส่วนเครื่องสูบน้ำเสียหมุนเวียนจะเป็นเครื่องสูบน้ำแบบหอยโข่ง (Centrifugal pump) ที่สามารถปรับเปลี่ยนอัตราการสูบน้ำเสียได้ โดยในการทดลองนี้จะกำหนดอัตราการสูบน้ำเสียหมุนเวียนเข้าสู่ระบบประมาณ 254 ล./วัน และเมื่อเดินระบบอย่างต่อเนื่อง ตัวกลางที่มีชั้นไบโอฟิล์มมาเกาะเพิ่มขึ้นจะส่งผลให้ความหนาแน่นยิ่งลดลง จึงจำเป็นต้องมีการปรับอัตราการหมุนเวียนน้ำภายในให้ต่ำลง

ด้วย โดยควบคุมให้ชั้นตัวกลางขยายตัวประมาณ 1.5 เท่าของความสูงของชั้นเบต เพื่อให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์อย่างสมบูรณ์ตลอดเวลา

4) ถังพักน้ำเสียเข้าระบบ

เป็นถังพลาสติกมีปริมาตร 15 ล. จำนวน 4 ถัง โดยมีขีดบอกระดับน้ำทุกๆ 1 ล. ใช้ในการบรรจุน้ำเสียสังเคราะห์ที่จะสูบน้ำเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ โดยมีขนาดและปริมาณเพียงพอที่จะสามารถกักเก็บน้ำเสียสำหรับจ่ายเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ในแต่ละวัน

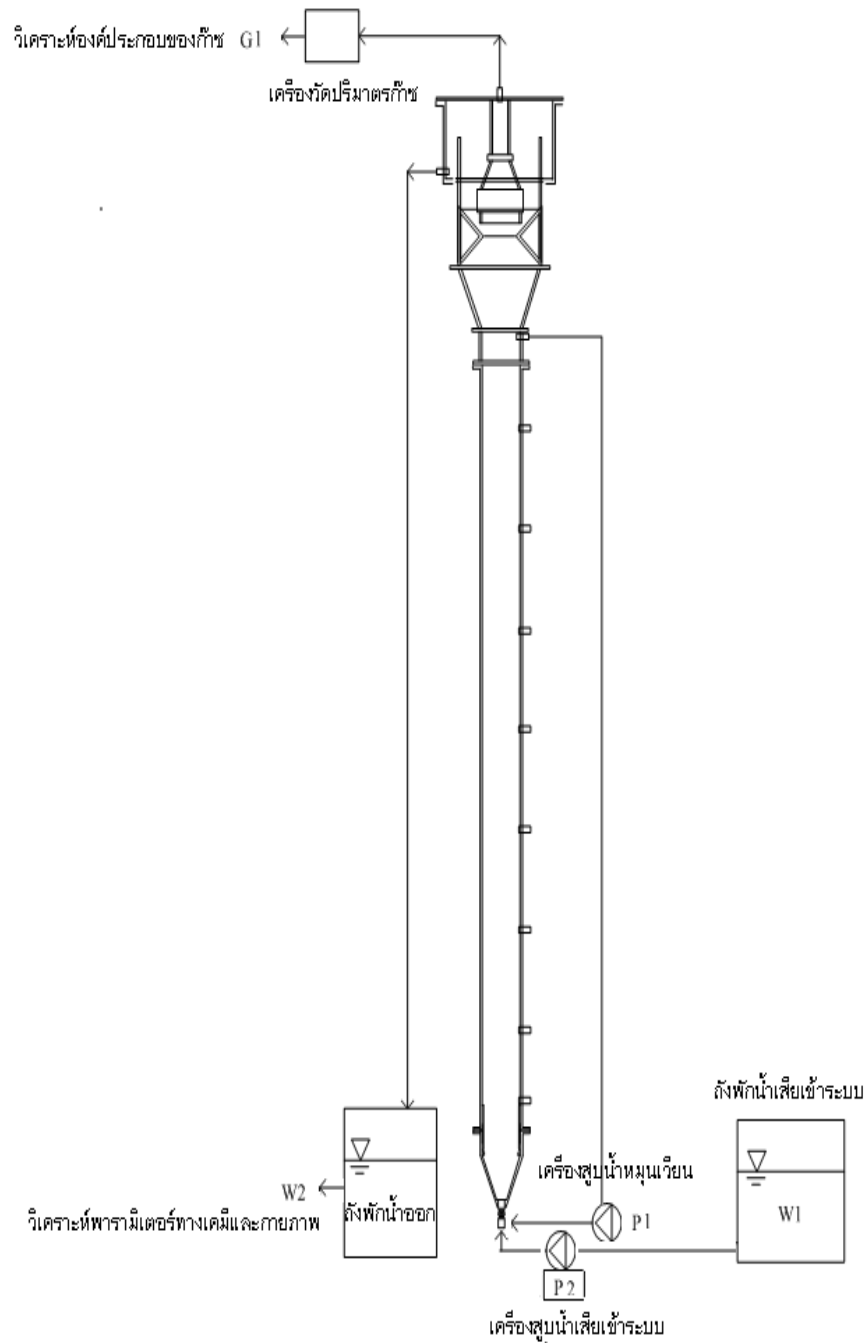
5) ถังพักน้ำออก

เป็นถังพลาสติกจำนวน 4 ถัง ขนาดและปริมาตรเดียวกับถังพักน้ำเข้าระบบ โดยสามารถเก็บปริมาตรน้ำออกและมีเวลาในการกักเก็บน้ำเสียไว้ได้อย่างน้อย 1 วัน โดยภายในถังมีขีดบอกระดับน้ำทุกๆ 1 ล. เพื่อใช้ในการตรวจสอบอัตราการไหลของน้ำทิ้งที่ออกจากถังปฏิกรณ์

6) การติดตั้งถังปฏิกรณ์และหลักการทำงาน

ติดตั้งเครื่องมือและอุปกรณ์ต่างๆ ในการเดินระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบต รายละเอียดแสดงดังภาพที่ 3.11 โดยมีหลักการทำงานดังนี้

1. เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบ (P1) จะสูบน้ำเสียจากถังพักน้ำส่งไปยังถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบต
2. น้ำเสียไหลผ่านเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบตทางด้านล่างเกิดกลไกการบำบัดและการย่อยสลายทางชีวภาพ โดยกำหนดให้มีระยะเวลาการกักเก็บน้ำในถังปฏิกรณ์ที่เหมาะสมเพื่อให้เกิดการบำบัดได้อย่างมีประสิทธิภาพ
3. น้ำทิ้งที่ผ่านการบำบัดถูกปล่อยออกจากถังปฏิกรณ์ทางด้านบนและกักเก็บไว้ในถังพักน้ำออก
4. เครื่องสูบน้ำหมุนเวียน (P2) จะสูบน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดจากทางด้านบนหมุนเวียนกลับเข้าสู่ด้านล่างของถังปฏิกรณ์อีกครั้ง
5. ก๊าซที่เกิดขึ้นจากกระบวนการย่อยสลายทางชีวภาพจะถูกส่งไปยังเครื่องวัดปริมาตรก๊าซเพื่อวิเคราะห์ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในแต่ละวัน
6. จุดเก็บตัวอย่างมีด้วยกัน 2 จุด คือ G1 และ W1 โดย G1 เป็นจุดเก็บตัวอย่างก๊าซเพื่อวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซ ส่วน W1 เป็นจุดเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อวิเคราะห์พารามิเตอร์ทางเคมีต่างๆ ได้แก่ ไนเตรต ซีโอดี ไนไตรต์ ฟิเชอ์ ทีเคเอ็น กรดไขมันระเหย สภาพต่าง และปริมาณของแข็งแขวนลอยทั้งหมด



ภาพที่ 3.11 ส่วนประกอบและจุดเก็บตัวอย่างของระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด

บทที่ 4

ผลการวิจัยและวิจารณ์ผล

งานวิจัยนี้แบ่งการทดลองออกเป็น 3 ช่วง ทำการเดินระบบพร้อมกันด้วยถังปฏิกรณ์แบบฟลูอิดไดซ์เบดขนาดประมาณ 3.5 ล. จำนวน 4 ถัง ภายใต้สภาวะที่ควบคุมอัตราการไหลเท่ากันคือ 10 ล./วัน โดยการทดลองช่วงที่ 1 เริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟลูอิดไดซ์เบด โดยกำหนดให้ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตของน้ำเสียสังเคราะห์ที่เข้าระบบคงที่เท่ากับ 2:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ ทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ จนระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ใช้เวลาเดินระบบช่วงนี้ประมาณ 64 วัน

การทดลองช่วงที่ 2 เป็นการเดินระบบต่อเนื่องจากการทดลองช่วงที่ 1 เพื่อทำการศึกษาอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสมในระบบบำบัดฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง โดยการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่แตกต่างกัน 4 ระดับ คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ ทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ จนระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ใช้เวลาเดินระบบช่วงนี้ประมาณ 136 วัน

ส่วนการทดลองช่วงที่ 3 ศึกษาลักษณะโครงสร้างของจุลินทรีย์จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด และศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์ในระบบ โดยใช้เทคนิคทางพันธุวิศวกรรมศาสตร์และชีววิทยาระดับโมเลกุลด้วยวิธี PCR-DGGE

4.1. ความเร็วต่ำสุดในการเดินระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง

ในช่วงเริ่มต้นเดินระบบฟลูอิดไดซ์เบดจำเป็นต้องมีการดูแลระบบเป็นอย่างดีเนื่องจากระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดจัดเป็นระบบฟิล์มตรึง ในช่วงการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์จึงเป็นช่วงที่จุลินทรีย์เริ่มเกิดการเกาะตัวกับเม็ดยางที่เป็นวัสดุตัวกลางในระบบ อีกทั้งระบบฟลูอิดไดซ์เบดยังเป็นระบบที่มีการหมุนเวียนน้ำเพื่อให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันตลอดเวลา ชั้นตัวกลางจะถูกยกให้ลอยตัวขึ้นด้วยความเร็วของน้ำเสียที่ไหลเข้าระบบและน้ำหมุนเวียนภายในระบบ ซึ่งต้องระวังไม่ให้ความเร็วนั้นมีค่ามากเกินไปจนส่งผลให้ตัวกลางไหลล้นออกจากถังปฏิกรณ์และต้องไม่ต่ำเกินไป เพราะจะทำให้ระบบไม่เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ได้ การควบคุมระบบฟลูอิดไดซ์เบดนั้นสิ่งหนึ่งที่ต้องคำนึงถึงคือ การรักษาระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ตลอดเวลา ซึ่งลักษณะการทำงานต้องใช้พลังงานในการทำให้วัสดุตัวกลางลอยตัวตลอดเวลา ก่อให้เกิดปัญหาในการออกแบบและควบคุมระบบหลายประการและสิ้นเปลืองพลังงานในการทำให้วัสดุตัวกลางลอยตัวสูงกว่าระบบ

บำบัดแบบอื่นๆ ในงานวิจัยนี้ได้คำนวณหาความหนาแน่น ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (\bar{V}_{0M}) โดยใช้สมการของ ERGUN (McCabe และคณะ, 1993) และเปอร์เซ็นต์การขยายตัวของชั้นเบตของเม็ดยางและนำมาเปรียบเทียบวัสดุอื่นๆ ที่นิยมใช้เป็นวัสดุตัวกลางของระบบฟลูอิดไดซ์เบต เช่น ททราย เนื่องจากเป็นวัสดุตัวกลางที่หาง่ายและราคาถูก แต่มีน้ำหนักมากเป็นผลให้การเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันต้องใช้พลังงานที่สูง (Metcalf และ Eddy, 2003) โดยเปรียบเทียบความหนาแน่นและคำนวณความเร็วต่ำสุดและความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันระหว่างเม็ดยางที่เลือกใช้เป็นวัสดุตัวกลางในงานวิจัยนี้กับททราย ผลการคำนวณแสดงในตารางที่ 4.1

ตารางที่ 4.1 ความหนาแน่นของวัสดุตัวกลาง ผลการคำนวณความเร็วต่ำสุดและความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันระหว่างททรายกับเม็ดยาง

ค่าที่ใช้	ททราย	เม็ดยาง	ททราย
ความหนาแน่น (กก./ลบ.ม.)	2560	1200	สถิตรัตน์ รอดอารี, 2551
ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน(ม./ชม.)	5.56	1.08*	งานวิจัยนี้*
ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน (ม./ชม.)	20.02	5.47*	งานวิจัยนี้*

หมายเหตุ : *ค่าจากตารางดังกล่าวเป็นค่าที่เกิดจากการคำนวณความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันและความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันโดยใช้สมการของ ERGUN เพื่อเปรียบเทียบระหว่างเม็ดยางและททราย ที่มีขนาดโดยเฉลี่ยเท่ากัน

จากการคำนวณข้างต้น พบว่าการใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางจะให้ค่าความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันเท่ากับ 1.08 ม./ชม.และความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันเท่ากับ 5.47 ม./ชม. ซึ่งมีค่าความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันของเม็ดยางต่ำกว่าททรายมาก เนื่องจากเม็ดยางมีความหนาแน่นต่ำกว่า ทำให้สามารถเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์ได้ง่าย ในบางงานวิจัยที่เลือกใช้ททรายเป็นวัสดุตัวกลางในระบบฟลูอิดไดซ์เบต พบว่าใช้ความเร็วสุดท้ายในการเกิดฟลูอิดไดซ์เซชันมากถึง 45 ม./ชม. (Fahid และ Mohamed, 2004) ดังนั้นหากพิจารณาในแง่ของพลังงานที่ใช้หมุนเวียนน้ำเสียภายในระบบเพื่อให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันแล้ว การนำเม็ดยางมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางนั้นมีข้อได้เปรียบมากกว่าการเลือกใช้ททราย เนื่องจากเม็ดยางเป็นวัสดุที่มีน้ำหนักเบา และความหนาแน่นต่ำกว่าททราย เมื่อมีชั้นไบโอฟิล์มมาเกาะเพิ่มขึ้นความหนาแน่นจะยิ่งลดลง ทำให้ระบบมีแนวโน้มในการใช้ความเร็วในการไหลขึ้นต่ำลง

ทั้งนี้ยังส่งผลให้อัตราการหมุนเวียนน้ำเพื่อควบคุมระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ตลอดเวลาต่ำลงด้วย จึงเป็นข้อได้เปรียบของการเลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในระบบฟลูอิดไดซ์เบดแทนทรายในแง่ของการประหยัดพลังงานเพื่อให้ระบบอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์อย่างสมบูรณ์ตลอดเวลา

4.2. การเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบ

เริ่มต้นเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางบดละเอียดเป็นวัสดุตัวกลาง โดยการป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ที่ใช้น้ำตาลทรายเป็นแหล่งคาร์บอนและโซเดียมไนเตรตเป็นแหล่งไนโตรเจน ควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตคงที่เท่ากับ 2:1 (สารอินทรีย์ที่เข้าระบบ 200 มก./ล. และ ไนเตรตเข้าระบบ 100 มก./ล.) ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ ภายใต้สภาวะที่ควบคุมอัตราการสูบน้ำเสียเข้าระบบคงที่ 10 ล./วัน อัตราการหมุนเวียนน้ำ 254 ล./วัน และระยะกักเก็บน้ำเท่ากับ 8 ชม. ตลอดการทดลอง จนกระทั่งระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว

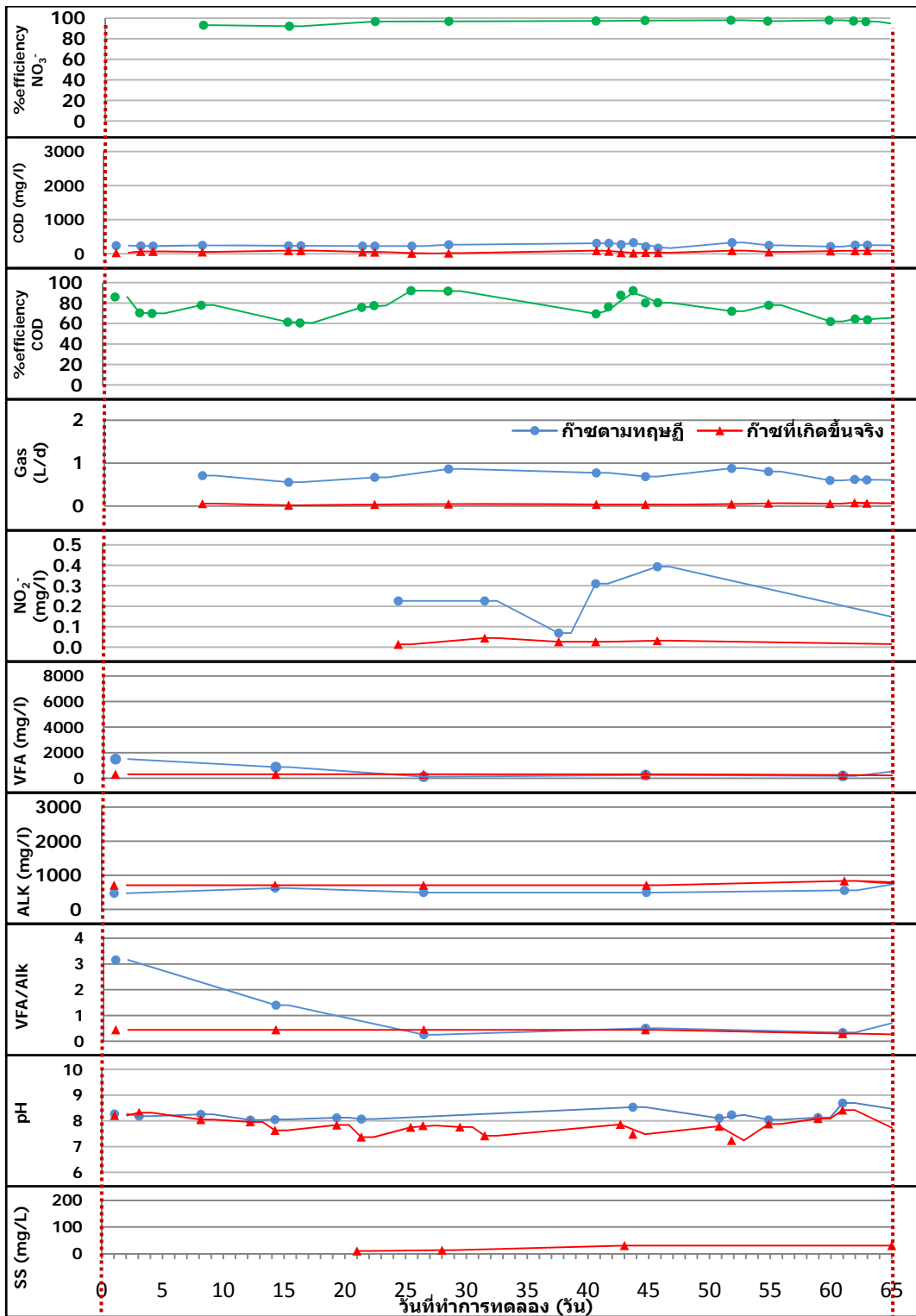
4.2.1. ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์

งานวิจัยนี้ใช้เวลาในการเริ่มต้นเดินระบบ (Start up) จนเข้าสู่สภาวะคงตัวประมาณ 64 วัน ระหว่างการทดลองในช่วงเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ได้ทำการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ไนเตรต ซีโอดี พีเอช ไนไตรต์ สภาพต่าง กรดไขมันระเหย อัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง ปริมาณตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้ง และปริมาณการเกิดก๊าซ ค่าเฉลี่ยของผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ แสดงในตารางที่ 4.2 และผลการทดลองแสดงดังภาพที่ 4.1-4.4

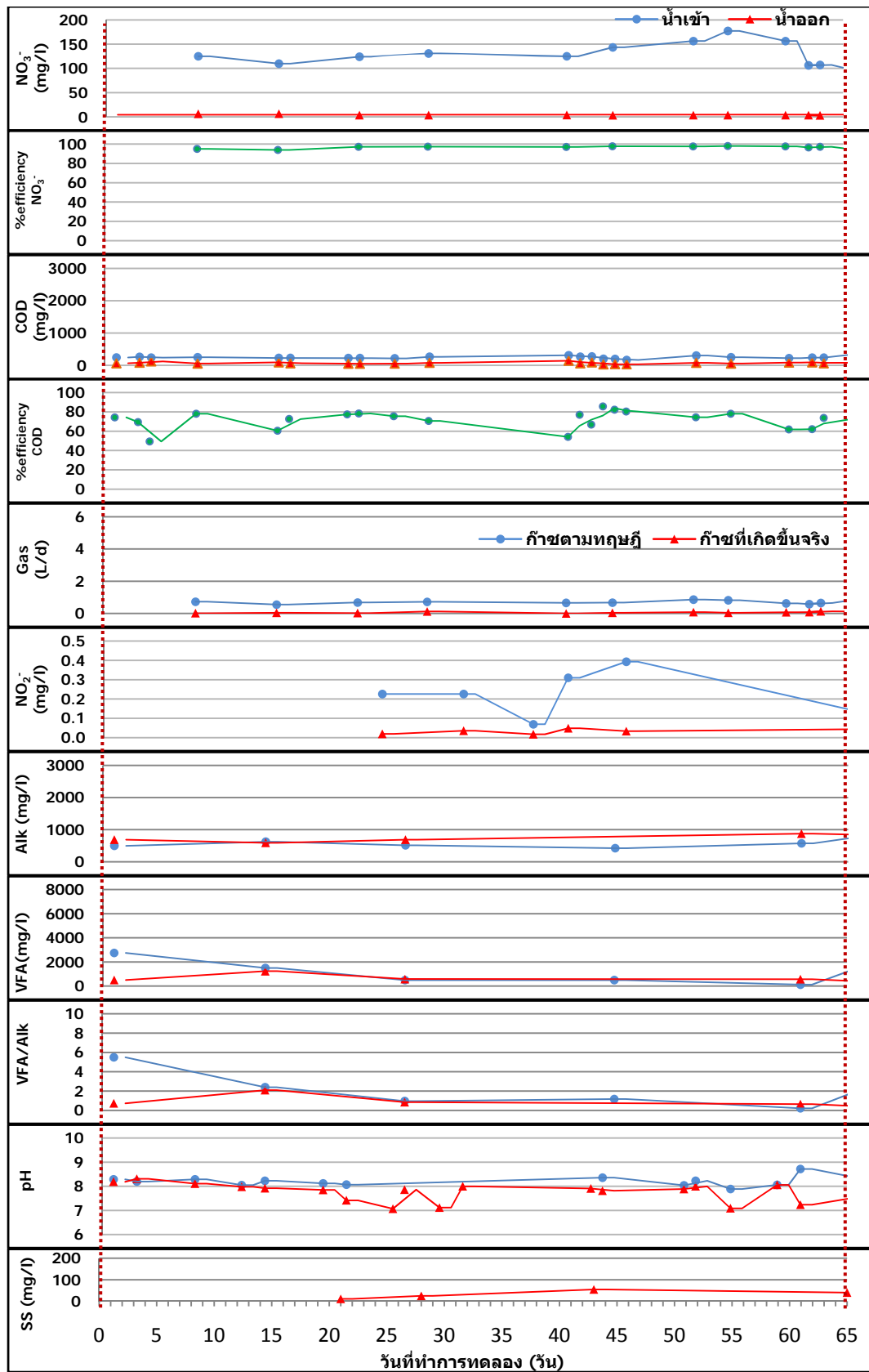
ตารางที่ 4.2 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในช่วงเริ่มเดินระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ

ค่าพารามิเตอร์		ถังปฏิกรณ์ที่			
		1	2	3	4
ค่าไนเตรต (มก./ล.)	น้ำเข้า	132±39	133±39	132±39	135±39
	น้ำทิ้ง	5±3	4±2	4±3	4±3
ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต (ร้อยละ)		96	97	97	97
ค่าซีโอดี (มก./ล.)	น้ำเข้า	251±46	242±40	242±50	238±41
	น้ำทิ้ง	60±24	70±25	73±41	70±33
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)		76	72	70	71
ปริมาณก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)		0.06	0.06	0.07	0.08
อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ (ล./ก.ไนเตรตและซีโอดีที่ถูกกำจัด)		0.08	0.09	0.14	0.12
ค่าไนไตรต์ (มก./ล.)	น้ำเข้า	0.25±0.12	0.25±0.12	0.25±0.12	0.25±0.12
	น้ำทิ้ง	0.03±0.01	0.03±0.01	0.03±0.01	0.03±0.01
พีเอช	น้ำเข้า	8.21±0.19	8.20±0.19	8.16±0.46	7.81±0.36
	น้ำทิ้ง	7.83±0.32	7.77±0.39	7.87±0.34	7.71±0.36
กรดไขมันระเหย (มก./ล. ในเทอมกรดอะซิติก)	น้ำเข้า	179±54	250±168	300±191	426±234
	น้ำทิ้ง	265±45	471±162	446±236	479±229
ค่าสภาพต่าง (มก./ล. แคลเซียมคาร์บอเนต)	น้ำเข้า	506±36	510±62	604±101	527±137
	น้ำทิ้ง	687±138	729±130	768±173	762±127
อัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อค่าสภาพต่าง	น้ำเข้า	0.36±0.12	0.46±0.24	0.43±0.21	0.78±0.29
	น้ำทิ้ง	0.53±0.30	0.84±0.26	0.70±0.21	0.70±0.21
ค่าตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)	น้ำทิ้ง	21±11	34±20	46±23	52±27
โออาร์พี (มิลลิโวลต์)	น้ำทิ้ง	-78	-79	-87	-78

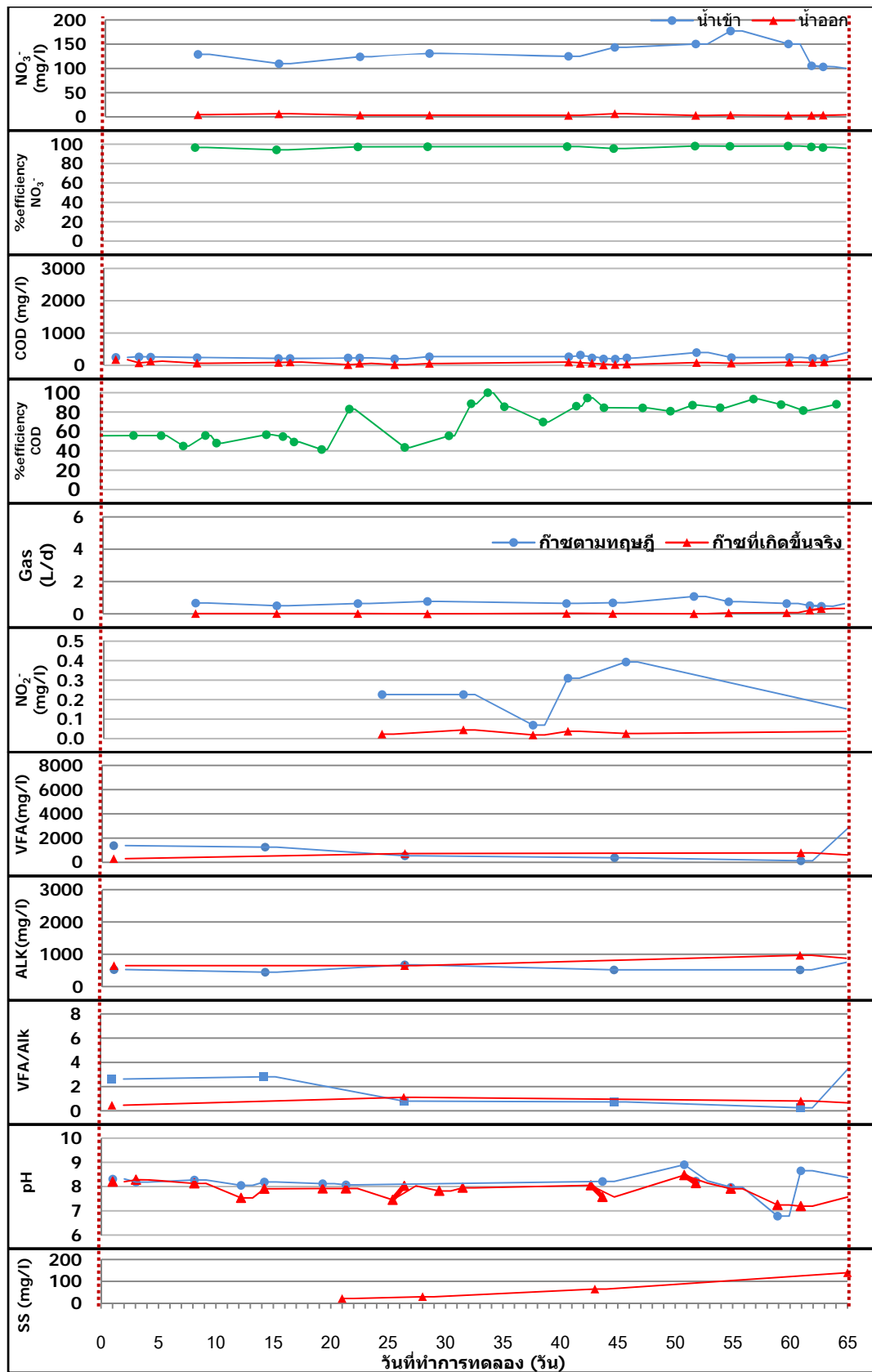
หมายเหตุ: หลังเครื่องหมาย ± คือ ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน, ค่าซีโอดี ทำการวัด 3 ชั่วโมง, ค่าไนเตรต ไนไตรต์ ที่เคเอ็น กรดไขมันระเหย และสภาพต่าง ทำการวัด 1 ชั่วโมง



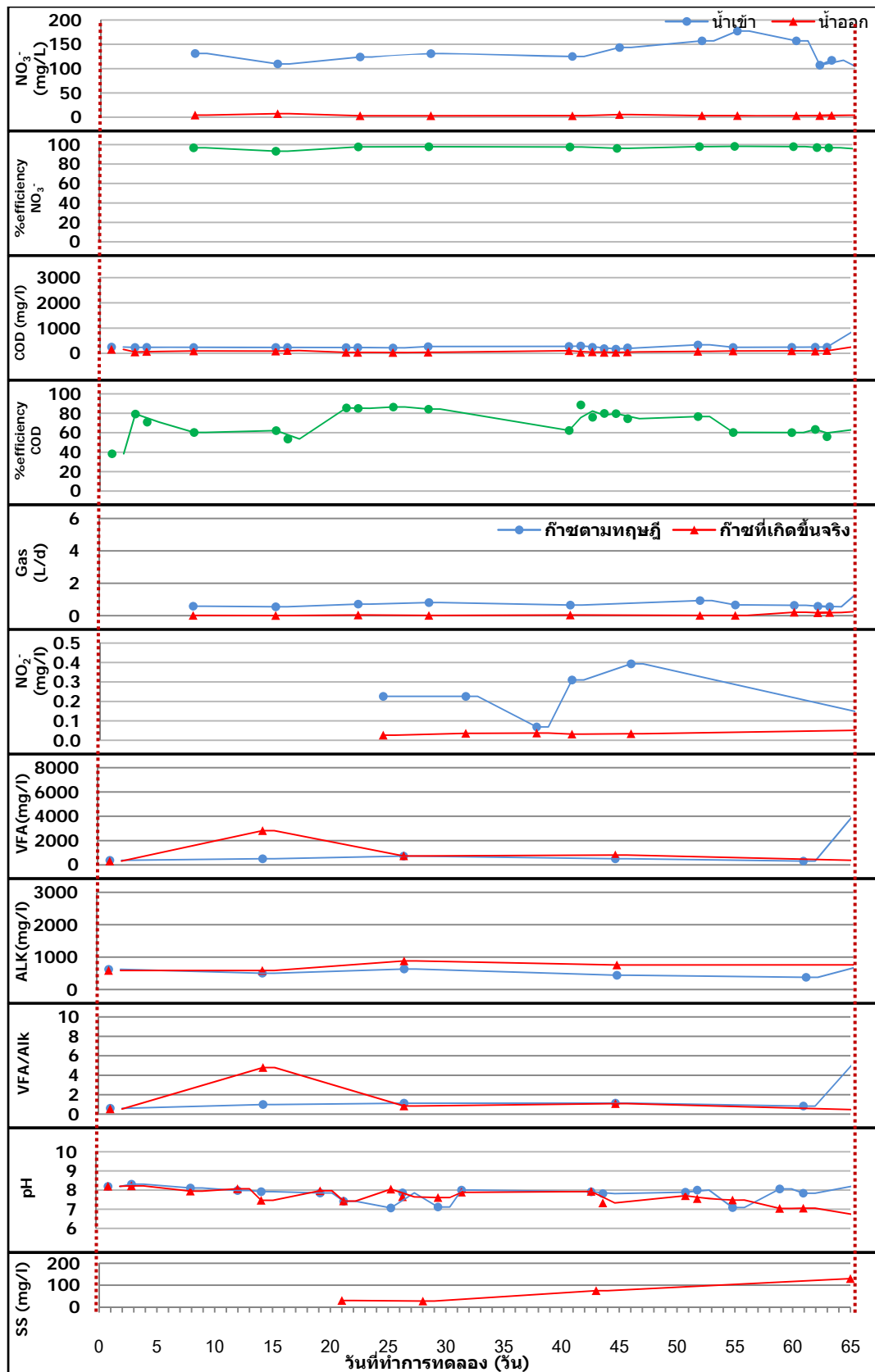
ภาพที่ 4.1 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในถังปฏิกรณ์ที่ 1



ภาพที่ 4.2 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในถังปฏิกรณ์ที่ 2



ภาพที่ 4.3 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในถังปฏิกรณ์ที่ 3



ภาพที่ 4.4 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในถังปฏิกรณ์ที่ 4

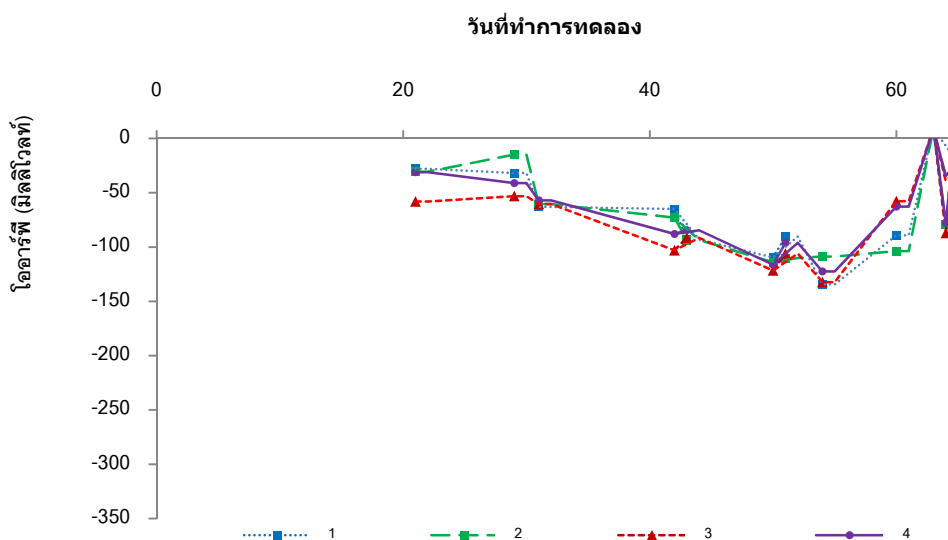
รายละเอียดการวิเคราะห์และการวิจารณ์ผลการทดลองของค่าพารามิเตอร์ต่างๆ แสดงดังต่อไปนี้

1) พีเอช กรดไขมันระเหย สภาพต่าง

ระยะแรกของการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 พบว่า ค่าพีเอชของน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 8.21 ± 0.11 8.20 ± 0.19 8.16 ± 0.46 และ 7.81 ± 0.36 ตามลำดับ และพีเอชของน้ำทิ้งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.83 ± 0.32 7.77 ± 0.39 7.87 ± 0.34 และ 7.71 ± 0.36 ตามลำดับ จากการทดลองพบว่า พีเอชมีค่าเปลี่ยนแปลงไม่มากนัก อาจเป็นไปได้ว่าในช่วงเริ่มต้นเดินระบบ จุลินทรีย์อยู่ในช่วงปรับตัว ทำให้ยังไม่เกิดการสร้างกรดอินทรีย์เพื่อย่อยสลายสารอินทรีย์และไนเตรตให้เกิดเป็นก๊าซไนโตรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ได้สมบูรณ์ โดยสังเกตจากปริมาณก๊าซที่วัดได้ในระบบ พบว่าช่วงนี้ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบเกิดน้อยกว่าปริมาณก๊าซที่ได้จากการคำนวณ นอกจากนี้ในทางทฤษฎี กระบวนการดีไนทริฟิเคชันสามารถสร้างสภาพต่างได้ประมาณ 3.57 ก.หินปูน/ก.ไนโตรเจน (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543) ทำให้ระยะนี้ยังไม่มีการเติมค่าสภาพต่างให้แก่ระบบ ซึ่งค่ากรดไขมันระเหยและสภาพต่างในน้ำทิ้งโดยเฉลี่ยในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 เท่ากับ 265 ± 45 471 ± 162 446 ± 236 479 ± 229 มก./ล. และ 687 ± 138 729 ± 130 768 ± 173 และ 762 ± 127 มก./ล. ตามลำดับ และอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างในน้ำทิ้งมีค่าเฉลี่ยคือ 0.53 ± 0.30 0.84 ± 0.26 0.70 ± 0.21 และ 0.70 ± 0.21 ตามลำดับ แม้ว่าอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างจะมีค่าสูง แต่ระบบยังสามารถกำจัดไนเตรตได้เป็นอย่างดี จึงถือว่าอัตราส่วนระหว่างกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างอยู่ในช่วงที่ยอมรับได้ คาดว่าระบบมีแนวโน้มอยู่ในเกณฑ์ที่ดี เนื่องจากพีเอชของระบบอยู่ในช่วงที่เหมาะสม คือ 6.5-8.5

2) ไออาร์พี

ไออาร์พีมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ -78 -79 -87 และ -78 มิลลิโวลต์ ตามลำดับ โดยปกติไออาร์พีที่เหมาะสมในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันมีค่าอยู่ในช่วง 100 ถึง -100 มิลลิโวลต์ ซึ่งค่าไออาร์พีที่วัดได้บ่งบอกได้ดีว่าระบบอยู่ในสภาวะแอโนดิก ทำให้มั่นใจได้ว่าระบบไม่ถูกรบกวนด้วยซัลไฟด์ที่ไออาร์พีต่ำกว่า -200 มิลลิโวลต์ (Balderston และ Sieburth, 1976) และยืนยันได้ว่าปฏิกิริยาการกำจัดไนเตรตได้เกิดขึ้นโดยผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ค่าไออาร์พีในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์แสดงดังภาพที่ 4.5



ภาพที่ 4.5 ไออาร์พีในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์

3) ปริมาณตะกอนแขวนลอย

ปริมาณตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งในช่วงเริ่มต้นเดินระบบมีค่าเฉลี่ย 21 ± 16 34 ± 20 46 ± 23 และ 52 ± 27 มก./ล. ตามลำดับ พบว่าปริมาณตะกอนของแข็งแขวนลอยในช่วงเริ่มต้นเดินระบบมีค่าน้อย และเมื่อเปรียบเทียบเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบเนื่องจากสารอาหารที่เต็มลงไป (ในเทรต+ สารอินทรีย์) กับเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบในรูปปริมาณตะกอนแขวนลอย เพื่อตรวจสอบสมรรถนะของระบบในแง่การเก็บรักษาปริมาณจุลินทรีย์ ผลแสดงดังตารางที่ 4.3 (แสดงการคำนวณอย่างรายละเอียดในภาคผนวก ก-3)

ตารางที่ 4.3 เปรียบเทียบเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบกับเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบในรูปปริมาณตะกอนแขวนลอยในช่วงเริ่มต้นระบบ

ถังปฏิกรณ์	ปริมาณตะกอนแขวนลอย	
	เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบ (ก.เซลล์ที่เกิดขึ้น/วัน)	เซลล์ที่หลุดออกจากระบบ (ก.เซลล์หลุดออกระบบ/วัน)
1	0.8 ± 0.2	0.2 ± 0.1
2	0.7 ± 0.1	0.3 ± 0.2
3	0.7 ± 0.2	0.4 ± 0.3
4	0.7 ± 0.2	0.5 ± 0.3

เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบคิดจากยีสต์ (yield) ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน = 0.4 ก.วีเอสเอส/ก.ไนเตรตที่ถูกกำจัด (Metcalf และ Eddy, 2003) พบว่าเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบมีค่ามากกว่าเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบในรูปตะกอนแขวนลอยในทุกถังปฏิกรณ์ เป็นการยืนยันเบื้องต้นว่าในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางสามารถเดินระบบได้อย่างดี มีแนวโน้มที่ดีในแง่ของการเก็บรักษาปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ให้สามารถคงอยู่ในระบบได้ และมีความพร้อมสำหรับการแปรค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตในขั้นต่อไป

4) ไนไตรต์

ไนไตรต์ที่เกิดขึ้นตลอดการทดลองมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.03 ± 0.01 0.03 ± 0.01 0.03 ± 0.01 และ 0.03 ± 0.01 มก./ล. ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ ถือว่ามีอยู่ในปริมาณน้อยมากเนื่องจากไนเตรตถูกเปลี่ยนรูปเป็นไนไตรต์ และไนไตรต์ถูกเปลี่ยนรูปต่อไปเป็นก๊าซไนโตรเจนอย่างรวดเร็ว จึงคาดว่าในระบบไม่มีการสะสมตัวของไนไตรต์ อาจกล่าวได้ว่าในช่วงเริ่มต้นเดินระบบนี้ กระบวนการดีไนทริฟิเคชันเกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ได้เป็นอย่างดี

4.2.2. ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซีไอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์

สมรรถนะของระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรต ซีไอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ สามารถคำนวณหาประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและซีไอดี ซึ่งเป็นการหาค่าร้อยละของค่าไนเตรตและซีไอดีที่เข้าระบบเทียบกับค่าไนเตรตและซีไอดีที่ถูกกำจัดจากสมการที่ 4.1 และ 4.2 ตามลำดับ ส่วนอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพคำนวณได้จากปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นต่อค่าซีไอดีและก๊าซไนโตรเจนที่เกิดจากไนเตรตที่ถูกกำจัด ดังแสดงในสมการที่ 4.3

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต (ร้อยละ)} = \frac{\text{ค่าไนเตรตน้ำเข้า} - \text{ค่าไนเตรตที่ผ่านการกรองของน้ำทิ้ง}}{\text{ค่าไนเตรตน้ำเข้า}} \times 100 \quad (4.1)$$

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดี (ร้อยละ)} = \frac{\text{ค่าซีไอดีน้ำเข้า} - \text{ค่าซีไอดีที่ผ่านการกรองของน้ำทิ้ง}}{\text{ค่าซีไอดีน้ำเข้า}} \times 100 \quad (4.2)$$

$$\text{อัตราการเกิดก๊าซในระบบ (ล./ก.ไนเตรต+ซีไอดีที่ถูกกำจัด)} = \frac{\text{ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้น(ล./วัน)}}{(\text{ไนเตรต+ซีไอดี)ที่ถูกกำจัด (ก./วัน)}} \quad (4.3)$$

1) ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต

ในช่วงการทดลองนี้มีการควบคุมอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เข้าระบบเท่ากันทั้ง 4 ถัง คือ 2:1 ผลการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 เท่ากับร้อยละ 96 97 97 และ 97 ตามลำดับ ค่าที่ได้ใกล้เคียงกันในทุกถังปฏิกรณ์ เมื่อสังเกตค่าพีเอชของระบบ จะเห็นว่าพีเอชของน้ำทิ้งมีค่าค่อนข้างสูงเมื่อเทียบกับพีเอชของน้ำที่เข้าระบบ ซึ่งที่พีเอชสูง ไนตรัสออกไซด์จะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ดี (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) ถึงแม้ค่าพีเอชสูงจะสามารถเปลี่ยนไนตรัสออกไซด์เป็นก๊าซไนโตรเจนได้ดีแต่จำเป็นต้องควบคุมให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน คือ 6.5-8.5 ในกรณีนี้สังเกตเห็นว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตของระบบอยู่ในเกณฑ์ที่ดี และค่าไนโตรตของน้ำทิ้งพบว่ามีค่าน้อยมาก คาดว่าการกำจัดไนเตรตเกิดขึ้นเร็วกว่าการลดลงของไนโตรต ทำให้ลดการสะสมตัวของไนโตรตได้ เพราะหากมีไนโตรตในระบบมากจะเป็นพิษต่อจุลินทรีย์และอาจยับยั้งกระบวนการดีไนทริฟิเคชันได้ (Zumft, 1993) จากผลการทดลอง โดยภาพรวมสามารถกล่าวได้ว่าระบบมีแนวโน้มที่ดีในแง่การกำจัดไนเตรต

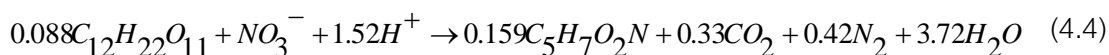
2) ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี

ประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมีค่าเฉลี่ยมากกว่าร้อยละ 70 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 คือ 75 71 72 และ 72 ตามลำดับ โดยในระยะเริ่มต้นระบบประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมีค่าไม่คงที่ อาจเนื่องมาจากจุลินทรีย์อยู่ในสภาวะการปรับตัว และบางช่วงการทดลองจุลินทรีย์บางส่วนมีแนวโน้มตายในระบบและหลุดออกจากถังปฏิกรณ์ สังเกตได้จากค่าของแข็งแขวนลอยที่มีค่าค่อนข้างสูง ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีลดลงในช่วงนั้น แต่ในช่วงเวลาต่อมาค่าซีโอดีของน้ำออกเริ่มมีค่าลดลง ซึ่งเป็นผลมาจากจุลินทรีย์ในระบบใช้สารอินทรีย์ไปในการย่อยสลายไนเตรตให้เกิดเป็นก๊าซไนโตรเจน งานวิจัยนี้ทำการเปรียบเทียบความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีที่เติมลงไปกับค่าไนเตรตที่ถูกกำจัดหรือสมดุลไนโตรเจน (แสดงการคำนวณที่ภาคผนวก ก-4) พบว่าค่าซีโอดีที่ลดลงมีความสัมพันธ์กับไนเตรตที่หายไป เป็นไปได้ว่าจุลินทรีย์ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในการกำจัดไนเตรต และคาดว่าส่วนใหญ่เกิดเป็นก๊าซไนโตรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ ดังนั้นระบบมีแนวโน้มเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์ เนื่องจากค่าไนเตรตและซีโอดีที่วัดได้จากน้ำทิ้งมีค่าลดลง

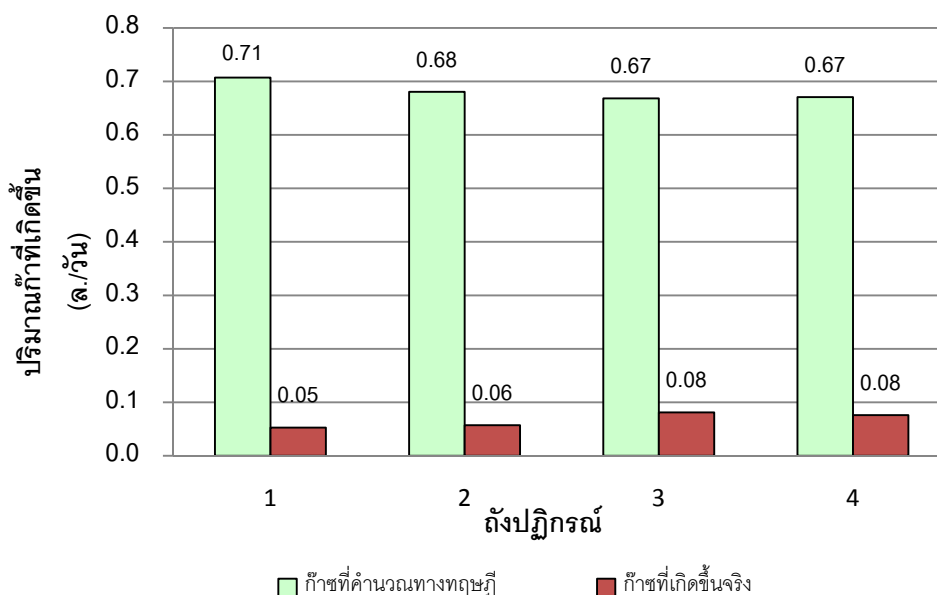
ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซีโอดีในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 แสดงดังภาพที่ 4.6

3) สมรรถนะของระบบในแง่ของการเกิดก๊าซ

ผลการวิเคราะห์พารามิเตอร์ต่างๆ สามารถนำมาคำนวณก๊าซที่เกิดขึ้นตามทฤษฎีได้ โดยสมการเคมีที่ใช้กลูโคสเป็นสารที่ให้อิเล็กทรอนิกส์ แสดงดังสมการที่ (4.4) (Hamlin และคณะ, 2008) (แสดงการคำนวณในภาคผนวก ก-6)



จากการทดลองพบว่าปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นจริงมีค่าต่ำกว่าปริมาณก๊าซที่ได้จากคำนวณทางทฤษฎีมาก โดยปริมาณการเกิดก๊าซเท่ากับ 0.05 0.06 0.08 และ 0.08 ล./วัน ตามลำดับ คิดเป็นอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ เท่ากับ 0.3 0.4 0.7 และ 0.5 ล./ก. ไนเตรตและซีโอดีที่ถูกกำจัดในช่วงเริ่มต้นเดินระบบก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบมีค่าน้อยมาก อาจเป็นไปได้ว่าช่วงนี้เป็นช่วงของการปรับตัวของจุลินทรีย์ ทำให้ก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบเกิดน้อย ทั้งนี้ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นมีค่าน้อยกว่าปริมาณก๊าซตามทฤษฎีมากนั้นอาจมีสาเหตุมาจากก๊าซมิเตอร์ที่ทำการตรวจนับจำนวนรอบของก๊าซเกิดการรั่วของรอยต่อระหว่างท่อเก็บก๊าซของถังปฏิกรณ์กับก๊าซมิเตอร์ ทำให้ก๊าซมิเตอร์ไม่สามารถตรวจนับก๊าซบางส่วนที่รั่วไหลออกไปได้ ภาพที่ 4.7 เปรียบเทียบปริมาณของก๊าซชีวภาพที่วัดได้จริงกับปริมาณก๊าซชีวภาพที่คำนวณจากทฤษฎี



ภาพที่ 4.7 เปรียบเทียบปริมาณก๊าซที่วัดได้จริงกับปริมาณก๊าซตามทฤษฎี

ช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ

4.2.3 สมรรถนะของระบบในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์

ในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงตะกอนจุลินทรีย์ในระบบฟลูอิดไดซ์เบดต้องมีการดูแลระบบอย่างดี เนื่องจากระบบฟลูอิดไดซ์เบดมีอัตราการเวียนน้ำภายในระบบสูงมาก ซึ่งอาจจะส่งผลกระทบต่อ การคัดเลือกจุลินทรีย์ชนิดเกาะติดกับตัวกลาง (Attached growth) ให้สามารถเจริญเติบโตในระบบได้ ดี ส่วนจุลินทรีย์ที่ไม่สามารถเกาะติดกับตัวกลางได้ก็จะถูกน้ำพัดหลุดออกจากระบบ โดยทั่วไป ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนใช้ระยะเวลาในการเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ประมาณ 90 ถึง 180 วัน (Metcalf และEddy, 2003) ผลการทดลองพบว่า ระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุ ตัวกลางในงานวิจัยนี้ใช้ระยะเวลาในการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ประมาณ 64 วัน ระบบจึงเข้าสู่ สภาวะคงตัว สังเกตได้จากประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนและซีโอดี จากระยะเวลาดังกล่าว พบว่า ระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางนั้นมีแนวโน้มที่ใช้เวลาในการเริ่มเดิน ระบบในการเลี้ยงจุลินทรีย์ระยะสั้นกว่าระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนอื่นๆ เนื่องจากในงานวิจัยนี้ เลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ซึ่งเม็ดยางมีคุณสมบัติที่ดีคือ น้ำหนักเบา ความหนาแน่นต่ำ ทำให้ลอยตัวง่าย ทั้งนี้ในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในระบบงานวิจัยนี้ได้ทำการเลี้ยงหัวเชื้อจุลินทรีย์กับ เม็ดยางภายนอกถังปฏิกรณ์ก่อนทำการเริ่มเดินระบบจริง จึงทำให้ระยะเวลาในการเลี้ยงจุลินทรีย์ ในระบบใช้เวลาเร็วขึ้น ประหยัดเวลาในการเริ่มต้นระบบ (start up) แม้จะใช้ระยะเวลาสั้นกว่า แต่ ให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและซีโอดีอย่างเป็นที่น่าพอใจ จึงสามารถนำไปประยุกต์ใช้ใน ระบบจริงได้ ตาราง 4.4 เปรียบเทียบระยะเวลาในการเริ่มเดินระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่การเลือกใช้ วัสดุตัวกลางที่แตกต่างกัน

ตารางที่ 4.4 เปรียบเทียบระยะเวลาในการเริ่มเดินระบบของระบบฟลูอิดไดซ์เบดระหว่างเม็ด ยางกับวัสดุอื่นๆ

วัสดุตัวกลาง	ขนาดอนุภาค (มม.)	ความหนาแน่น (ก./ลบ.ซม. ³)	ระยะเวลาเริ่มเดินระบบ (วัน)	อ้างอิง
อิฐแดง (Red Brick)	0.14-0.28	2.53	150	Sanz และ Polanco, (1990)
เม็ดยาง	0.43	1.2	64	งานวิจัยนี้

อย่างไรก็ตาม การเริ่มเดินระบบในงานวิจัยนี้ ได้ทำการทดลองในระดับห้องปฏิบัติการที่สามารถควบคุมพารามิเตอร์ต่างๆ ได้ แต่ในการทำงานจริง ระยะเวลาที่ใช้ในการเริ่มเดินระบบอาจมีค่าสูงชันกว่านี้ แต่มีแนวโน้มในการใช้เวลาช่วงเริ่มต้นเดินระบบที่ต่ำ

โดยภาพรวมแล้ว ผลการทดลองในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ยังเป็นการยืนยันขั้นต้นได้ว่า เม็ดยางที่นำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบฟลูอิดไดซ์เบดมีความสามารถให้จุลินทรีย์ยึดเกาะได้เป็นอย่างดี และคาดว่าจะสามารถเก็บรักษาปริมาณจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้เป็นอย่างดีเมื่อเทียบกับระบบบำบัดที่น้ำเสียไหลเข้าระบบจากข้างล่างขึ้นข้างบนและมีระบบหมุนเวียนการไหลของน้ำ เช่น ยูเอเอสบี (Hulshoff และ Lettinga, 1986) นอกจากนี้ยังพบว่าในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ระบบบำบัดฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางสามารถเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันได้ดี โดยสังเกตจากประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตที่มีมากกว่าร้อยละ 95 ในถังปฏิกรณ์ทั้ง 4 ถัง โดยภาพรวมแล้วระบบมีแนวโน้มที่เหมาะสมต่อการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตในขั้นต่อไป

4.3 ผลการทดลองและวิเคราะห์ผล และสมรรถนะของระบบที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1

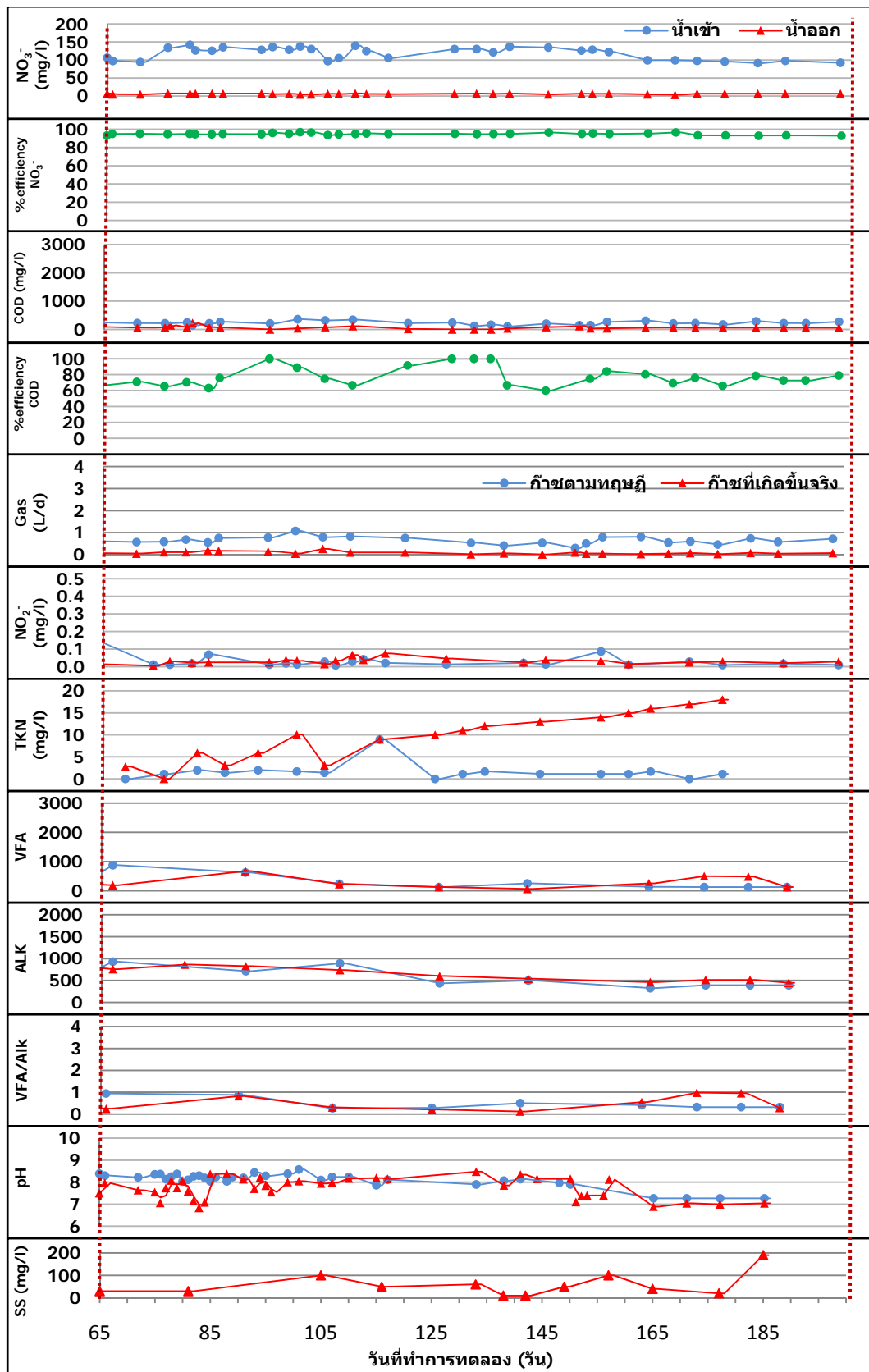
4.3.1 การวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ของระบบที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1

เมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงตัว ทำการปรับเปลี่ยนค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตในน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบเป็น 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ โดยควบคุมความเข้มข้นไนเตรตเท่ากับ 100 มก./ล. ตลอดจนการทดลองและทำการแปรเปลี่ยนความเข้มข้นของสารอินทรีย์ที่เข้าระบบเป็น 200 500 1,000 และ 1,500 มก./ล. ตามลำดับ ระบบใช้ระยะเวลาการปรับตัวภายหลังการปรับเปลี่ยนอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตประมาณ 30 วัน ค่าเฉลี่ยของผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ได้แก่ ไนเตรต ซีโอดี ทีเคเอ็น พีเอช สภาพต่าง กรดไขมันระเหย อัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง ปริมาณตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้ง และปริมาณการเกิดก๊าซที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 แสดงในตารางที่ 4.5 และผลการทดลองแสดงดังภาพที่ 4.8 - 4.11

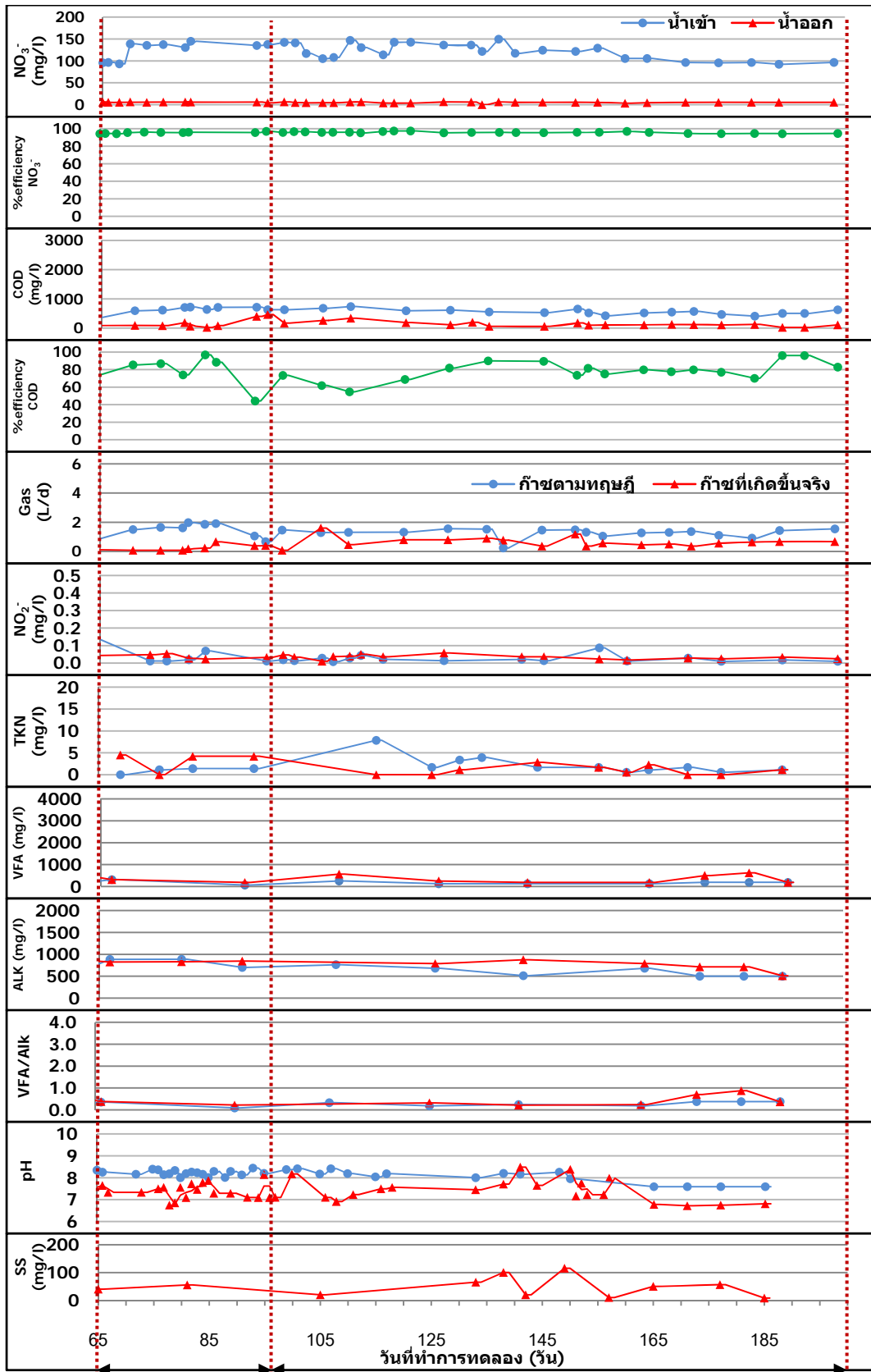
ตารางที่ 4.5 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ตามลำดับ

ค่าพารามิเตอร์		อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด			
		2:1	5:1	10:1	15:1
ค่าไนเตรด (มก./ล.)	น้ำเข้า	119±17	122±21	124±21	124±19
	น้ำทิ้ง	6±1	5±1	5±1	5±1
ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรด (ร้อยละ)		95	96	96	96
ค่าซีโอดี (มก./ล.)	น้ำเข้า	226±70	592±92	1114±181	1680±497
	น้ำทิ้ง	60±44	141±130	331±246	499±360
ประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดี (ร้อยละ)		78	78	72	74
ปริมาณก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)		0.09	0.55	1.54	2.45
อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ (ล./ก. ไนเตรดและซีโอดีที่ถูกกำจัด)		0.3	1.2	1.4	1.7
ค่าไนไตรต์ (มก./ล.)	น้ำเข้า	0.02±0.01	0.02±0.01	0.03±0.01	0.04±0.02
	น้ำทิ้ง	0.03±0.01	0.03±0.01	0.04±0.01	0.05±0.02
ค่าทีเอเอ็น (มก./ล.)	น้ำเข้า	1.16±0.65	1.94±1.91	2.31±1.61	2.01±1.82
	น้ำทิ้ง	9.75±5.51	1.60±1.10	2.85±2.65	4.86±4.65
พีเอช	น้ำเข้า	8.2±0.3	8.2±0.2	8.1±0.2	8.2±0.2
	น้ำทิ้ง	7.7±0.5	7.4±0.4	7.3±0.5	6.8±0.5
กรดไขมันระเหย (มก./ล. ในเทอมกรดอะซิติก)	น้ำเข้า	172±65	174±75	224±182	285±83
	น้ำทิ้ง	245±164	334±179	444±196	522±198
ค่าสภาพต่าง (มก./ล. แคลเซียมคาร์บอเนต)	น้ำเข้า	529±230	661±154	778±96	845±191
	น้ำทิ้ง	614±169	765±110	803±33	913±96
อัตราส่วนกรดไขมันระเหย ต่อค่าสภาพต่าง	น้ำเข้า	0.43±0.21	0.21±0.11	0.35±0.25	0.33±0.07
	น้ำทิ้ง	0.50±0.34	0.42±0.25	0.53±0.24	0.56±0.18
ค่าตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)	น้ำทิ้ง	55±50	50±33	54±45	80±68
ไออาร์พี (มิลลิโวลต์)	น้ำทิ้ง	-119	-132	-135	-144

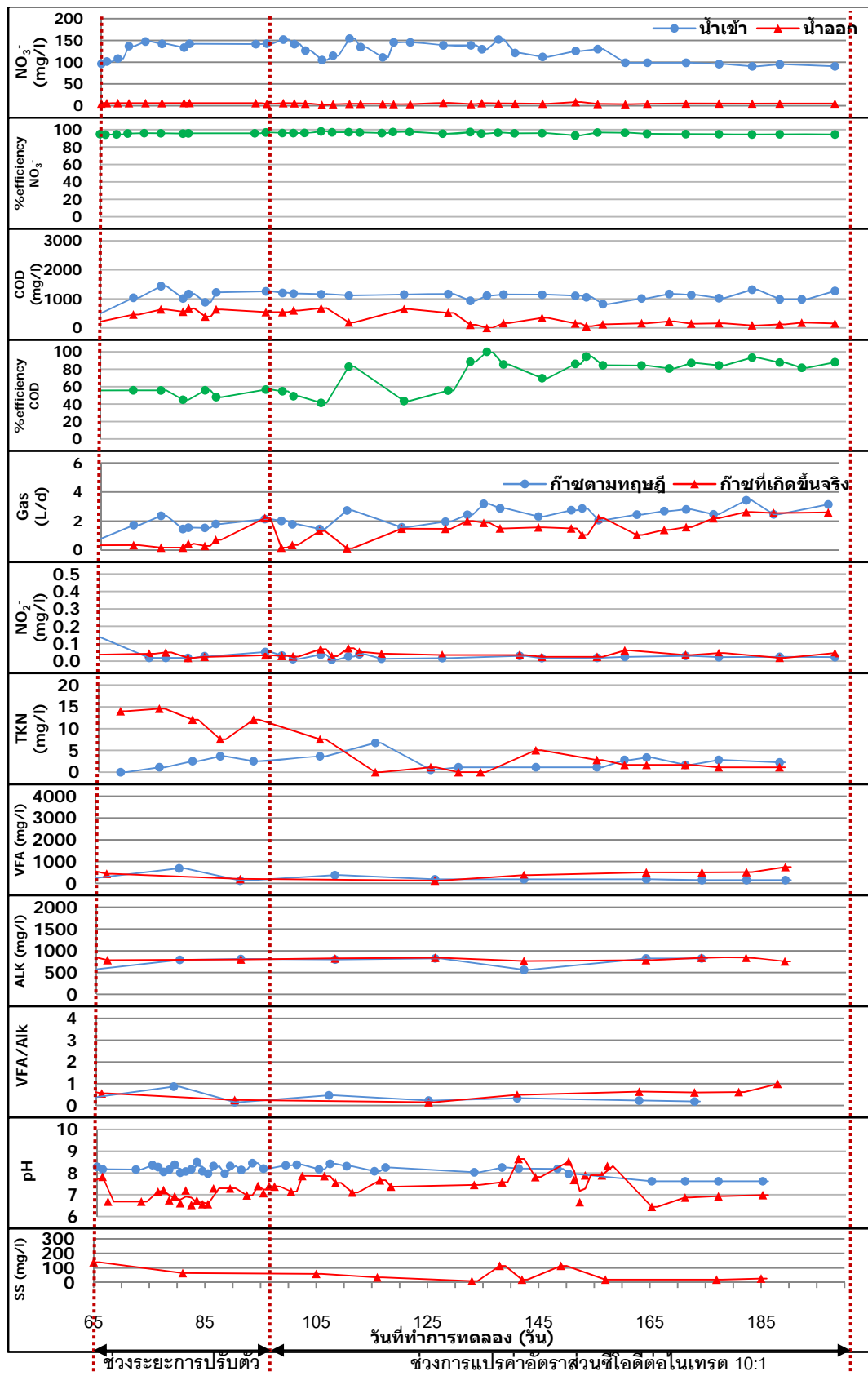
หมายเหตุ: หลังเครื่องหมาย ± คือ ส่วนเบี่ยงเบนมาตรฐาน, ค่าซีโอดี ทำการวัด 2 ชั่วโมง, ค่าไนเตรด ไนไตรต์ ทีเคเอ็น กรดไขมันระเหย และสภาพต่าง ทำการวัด 1 ชั่วโมง



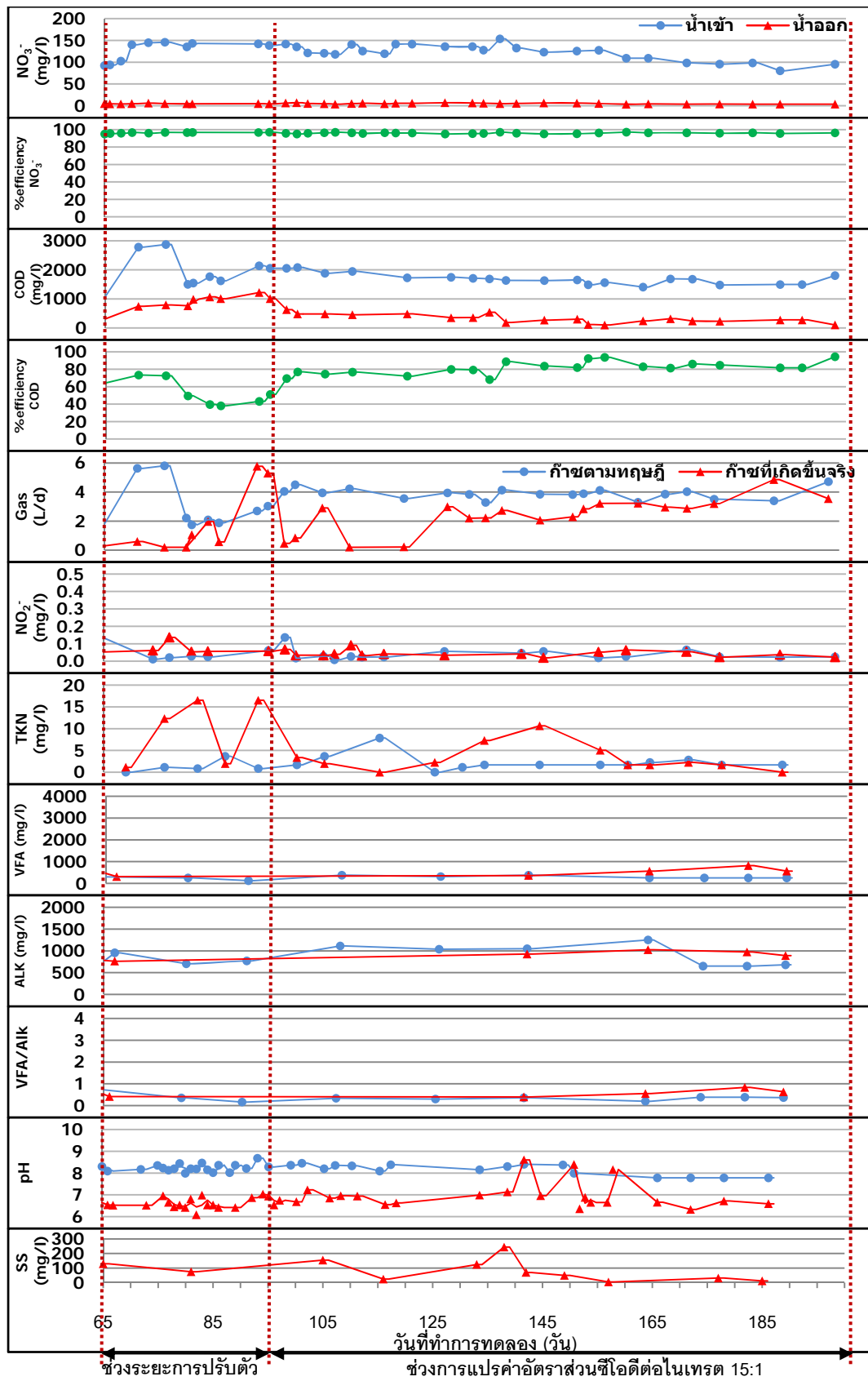
ภาพที่ 4.8 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1



ภาพที่ 4.9 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1



ภาพที่ 4.10 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1



ภาพที่ 4.11 ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด 15:1

รายละเอียดการวิเคราะห์และการวิจารณ์ผลการทดลองของค่าพารามิเตอร์ต่างๆ แสดงดังต่อไปนี้

1) พีเอช กรดไขมันระเหย สภาพต่าง

พีเอชของน้ำเสียที่เข้าระบบมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 8.2 ± 0.3 8.2 ± 0.2 8.1 ± 0.2 และ 8.2 ± 0.2 และพีเอชของน้ำทิ้งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 7.7 ± 0.5 7.4 ± 0.4 7.3 ± 0.5 และ 6.8 ± 0.5 ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ จากภาพที่ 4.8-4.11 ในช่วงระยะการปรับตัวภายหลังจากการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต พบว่าที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เพิ่มขึ้น มีค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่าง (VFA/ALK) ในน้ำทิ้งค่อนข้างสูง ทำให้พีเอชของน้ำทิ้งมีค่าลดลงต่ำกว่า 7 อาจเป็นไปได้ว่าถังปฏิกรณ์ที่มีการเพิ่มค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตสูงๆ นั้น เป็นการเพิ่มสารอินทรีย์คาร์บอนในระบบ ส่งผลให้เกิดการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกขึ้น โดยจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรดจะย่อยสลายสารอินทรีย์ให้เป็นกรดไขมันระเหยง่าย และจุลินทรีย์กลุ่มมีเทนจะเปลี่ยนกรดไขมันระเหยง่ายเป็นก๊าซมีเทน หากสภาพต่างในระบบไม่เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน จะส่งผลให้เกิดการสะสมตัวของกรดไขมันระเหยง่ายทำให้ค่าพีเอชในระบบลดต่ำลง ซึ่งโดยปกติในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะให้สภาพต่างกลับคืนมาในระบบ แต่อาจไม่เพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ เพื่อป้องกันมิให้พีเอชในระบบลดต่ำลงจนระบบล้มเหลว ผู้วิจัยจึงทำการเพิ่มกำลังบัฟเฟอร์ของน้ำเสียที่เข้าสู่ถังปฏิกรณ์ทั้ง 4 ถังด้วยการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนต (NaHCO_3) เท่ากับ 10 15 20 และ 25 ก./ล. เพื่อให้ค่าสภาพต่างเพียงพอต่อปริมาณกรดอินทรีย์ระเหยที่เกิดขึ้น โดยค่าสภาพต่างที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ควรอยู่ในช่วง 1,500-2,000 มก./ล. ในเทอมของแคลเซียมคาร์บอเนต สำหรับค่ากรดไขมันระเหยควรมีค่าอยู่ในช่วง 200-400 มก./ล. ในเทอมของกรดอะซิติก (มันซิน ตันซูลเวสท์, 2542) ภายหลังจากการเติมต่างค่าพีเอชของระบบมีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อย โดยพีเอชในน้ำทิ้งยังคงมีค่าลดต่ำลงที่ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตสูงๆ แต่จุลินทรีย์ในระบบยังสามารถทำงานอยู่ได้ คาดว่าค่าสภาพต่างที่เติมมีค่าเพียงพอต่อความต้องการของจุลินทรีย์ในระบบ ซึ่งค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยต่อสภาพต่างในน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 โดยเฉลี่ยเท่ากับ 0.50 ± 0.34 0.42 ± 0.25 0.53 ± 0.24 และ 0.56 ± 0.18 ตามลำดับ

นอกจากนี้การเวียนน้ำเสียภายในระบบเป็นปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่อการรักษาสภาพต่างในระบบให้เพียงพอต่อการสะสมกรดไขมันระเหยที่ถูกสร้างโดยจุลินทรีย์กลุ่มสร้างกรด ส่งผลให้ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหยลดลงด้วย (Speece, 1996) เมื่อเติมค่าสภาพต่างให้กับน้ำเสียที่เข้าระบบจนมีค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์กลุ่มสร้างมีเทน เปลี่ยนกรดไขมันระเหยให้เป็นก๊าซมีเทน จะทำให้น้ำทิ้งมีค่ากรดไขมันระเหยต่ำลง เมื่อเวียนน้ำเสียนี้กลับเข้าสู่

ถึงปฏิกรณ์ จึงเป็นการเจือจางค่ากรดไขมันระเหยให้มีค่าต่ำลงด้วย ดังนั้นจำเป็นต้องควบคุมพีเอชให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการทำงานของจุลินทรีย์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน คือ ควบคุมให้อยู่ในช่วง 6.5-8.5 (เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์, 2543)

2) ไออาร์พี

ไออาร์พีมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ -119 -132 -135 และ -144 มิลลิโวลต์ ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ในถึงปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ ซึ่งอยู่ในช่วงค่าที่แสดงถึงสภาวะความเป็นแอน็อกซิกถึงแอนแอโรบิก โดยปกติไออาร์พีที่เหมาะสมในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันมีค่าอยู่ในช่วงแอน็อกซิก คือ 100 ถึง -100 มิลลิโวลต์ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2544) คาดว่าในระบบเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันขึ้น และพบว่าที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดสูงๆ ไออาร์พีมีค่าติดลบมากขึ้น อาจเนื่องจากสารอินทรีย์ที่เติมลงไปเพื่อกำจัดไนเตรดมีเหลือ เมื่อไนเตรดถูกกำจัดด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจนเกือบหมดแล้ว สารอินทรีย์ที่เหลืออยู่จะถูกย่อยสลายด้วยกลไกแอนแอโรบิก โดยมีคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้นในระบบเป็นตัวรีดิวซ์ไอออน ไออาร์พีในระบบจึงมีแนวโน้มติดลบสูงขึ้น

3) ปริมาณตะกอนแขวนลอย

ปริมาณตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งจากถึงปฏิกรณ์ทั้ง 4 ถังมีค่าเฉลี่ยเป็น 55 ± 50 50 ± 33 54 ± 45 และ 80 ± 68 มก./ล. ตามลำดับ เนื่องจากเม็ดยางมีน้ำหนักเบา ตกตะกอนยาก จึงทำให้เม็ดยางบางส่วนหลุดออกจากระบบได้ง่าย อีกทั้งในระบบยังเกิดก๊าซชีวภาพขึ้นอย่างต่อเนื่องจนทำให้ภายในระบบเกิดการปั่นป่วน เม็ดยางขนาดเล็กบางส่วนเกาะติดกับฟองก๊าซลอยขึ้นมาและหลุดไปกับน้ำทิ้ง จึงส่งผลให้ปริมาณตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งมีค่าสูง ซึ่งปริมาณตะกอนแขวนลอยของน้ำทิ้งมีแนวโน้มเพิ่มสูงขึ้นที่การเปลี่ยนค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดที่เพิ่มขึ้น อาจเป็นไปได้ว่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดที่เพิ่มขึ้นนั้นเป็นการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนลงไปในระบบมากขึ้น เมื่อระบบเกิดกระบวนการย่อยสลายจึงส่งผลให้เกิดก๊าซขึ้น จึงเป็นไปได้ว่าเมื่อไนเตรดถูกย่อยจนเกือบหมด ระบบยังสามารถย่อยสลายสารอินทรีย์ที่เหลือในระบบจนเกิดเป็นการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิกได้ ปริมาณก๊าซที่เกิดจึงมีมากขึ้น ทำให้เกิดการปั่นป่วนภายในระบบ ส่งผลให้ปริมาณตะกอนแขวนลอยที่วัดได้ของน้ำทิ้งมีค่าสูงขึ้นได้ นอกจากนี้อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบและอัตราการหมุนเวียนน้ำภายในอาจส่งผลต่อการหลุดออกของตะกอนในระบบได้ เนื่องจากหลักการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟลูอิดไดซ์เบด คือ ต้องมีการหมุนเวียนน้ำเสียให้ไหลผ่านวัสดุตัวกลางในระบบ เพื่อให้ตัวกลางเคลื่อนที่และอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์เบดตลอดเวลา งานวิจัยนี้เลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ซึ่งเม็ดยางมีคุณสมบัติ คือ น้ำหนักเบา

และความหนาแน่นต่ำ เมื่อไบโอฟิล์มเกาะกับเม็ดยางเพิ่มขึ้น ความหนาแน่นจะลดลง ส่งผลให้อัตราการหมุนเวียนน้ำลดลงด้วย จึงต้องควบคุมอัตราการหมุนเวียนน้ำในระบบให้มีค่าเหมาะสม ซึ่งอัตราการหมุนเวียนน้ำคำนวณจากขนาดประสิทธิผลของเม็ดยาง ดังนั้นโอกาสที่เม็ดยางขนาดเล็กกว่าที่คำนวณจะหลุดออกมาพร้อมกับน้ำทิ้งก็สามารถเกิดขึ้นได้ ด้วยเหตุนี้จึงส่งผลให้ปริมาณตะกอนแขวนลอยที่วัดได้มีค่าสูง จากสาเหตุข้างต้นนี้อาจมีผลต่อสมรรถนะของระบบถ้าหากไม่สามารถรักษาปริมาณจุลินทรีย์ไว้ในระบบเพียงพอ ระบบอาจเกิดสภาวะล้นเหลวได้ งานวิจัยนี้จึงเปรียบเทียบเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบเนื่องจากสารอาหารที่เติมลงไป (ไนเตรต+สารอินทรีย์) กับเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบในรูปปริมาณตะกอนแขวนลอย เพื่อตรวจสอบสมรรถนะของระบบในแง่การเก็บรักษาปริมาณจุลินทรีย์ ผลแสดงดังตารางที่ 4.6 (แสดงการคำนวณอย่างรายละเอียดในภาคผนวก ก-3)

ตารางที่ 4.6 เปรียบเทียบเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบกับเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบในรูปปริมาณตะกอนแขวนลอยที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่างๆ

อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต	ปริมาณตะกอนแขวนลอย	
	เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบ (ก.เซลล์ที่เกิดขึ้น/วัน)	เซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบ (ก.เซลล์ที่หลุดจากระบบ/วัน)
2:1	0.7±0.3	0.6±0.5
5:1	1.6±0.4	0.5±0.4
10:1	3.5±0.8	0.7±0.7
15:1	5.7±0.9	1.1±1.0

จากตารางข้างต้น คิดจากค่าประมาณการยิลด์ (yield) ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชันเท่ากับ 0.4 ก.วีเอสเอส/ก.ไนเตรตที่ถูกกำจัด (Metcalf และ Eddy, 2003) พบว่าเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบในรูปตะกอนแขวนลอยค่าน้อยกว่าเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบ และปริมาณเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบมีค่าเพิ่มขึ้นที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เพิ่มขึ้น เมื่อเปรียบเทียบสัดส่วนระหว่างเซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบกับเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบ พบว่าที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบมีค่าเป็น 1 3 4 และ 5 เท่าของเซลล์ที่หลุดออกจากระบบในรูปตะกอนแขวนลอย แสดงให้เห็นว่าระบบบำบัดฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางซึ่งจัดเป็นระบบฟิล์มตรึงมีแนวโน้มในการรักษาปริมาณจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้เป็นอย่างดี

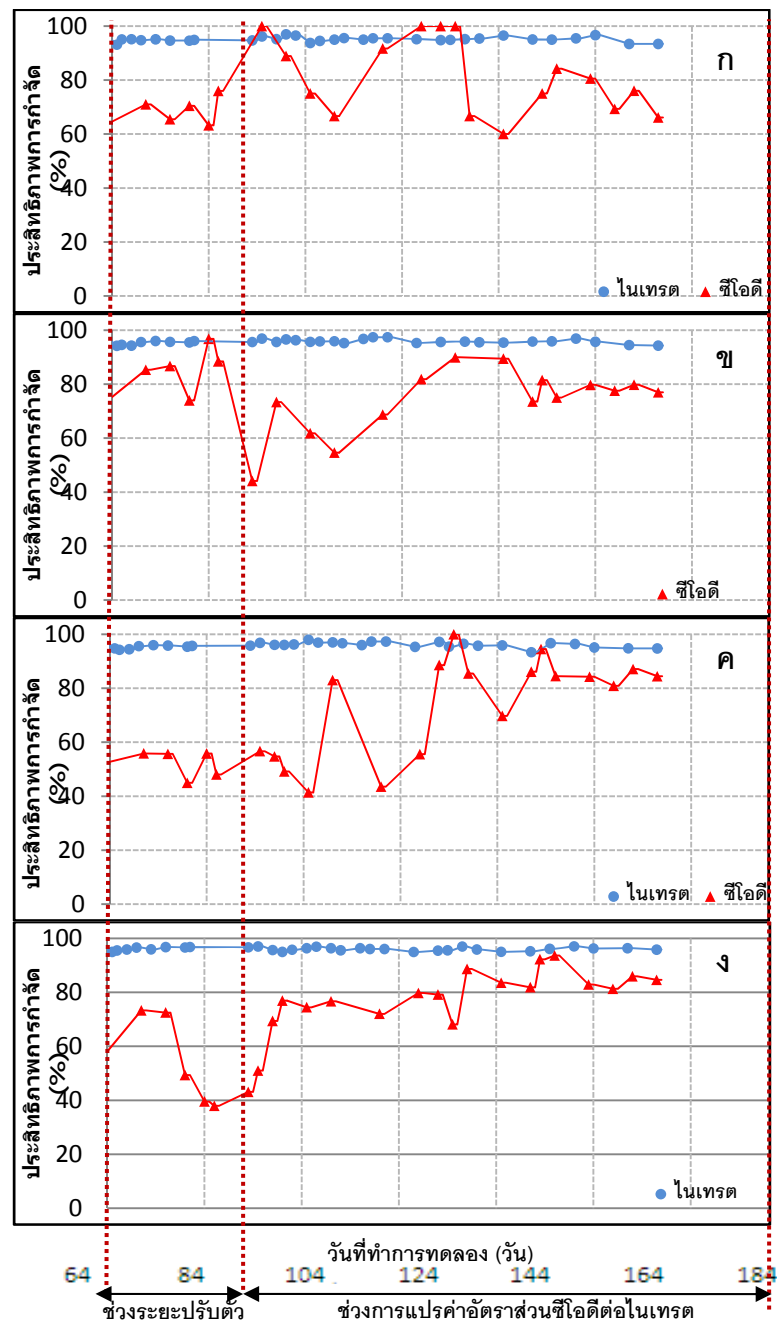
4) ไนโตรต์

จากผลการทดลองพบว่า ไนโตรต์ในน้ำทิ้งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.02 ± 0.01 0.03 ± 0.01 0.04 ± 0.01 และ 0.05 ± 0.02 มก./ล. ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ ความเข้มข้นของไนโตรต์ในระบบมีค่าต่ำมาก อาจเนื่องมาจากว่าในระบบเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่เปลี่ยนรูปไนเตรตเป็นก๊าซไนโตรเจนได้ดี โดยไม่เกิดการสะสมตัวของไนโตรต์ เพราะหากมีการสะสมตัวของไนโตรต์อาจเกิดผลเสียต่อระบบได้ จากรายงานของ Glass และคณะ (1997) พบว่าการสะสมตัวของไนโตรต์มีผลต่อการยับยั้งกระบวนการดีไนทริฟิเคชันได้ ซึ่งอัตราการลดลงของไนโตรต์มักจะถูกยับยั้งในที่ที่มีไนเตรตสูง ซึ่งโดยปกติแล้วค่าอัตราเร็วในการเกิดปฏิกิริยาไนเตรตรีดักชันจะสูงกว่าไนโตรตรีดักชัน ดังนั้นหากในน้ำทิ้งมีความเข้มข้นของไนโตรต์ต่ำ แสดงระบบสามารถกำจัดไนเตรตผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชันได้ดี และไม่มีมีการสะสมตัวของไนโตรต์ (Li และคณะ, 2008) ซึ่งจากผลการทดลองข้างต้นของงานวิจัยนี้ ความเข้มข้นของไนโตรต์คงเหลือต่ำ คาดว่าระบบไม่มีการสะสมตัวของไนโตรต์ อาจกล่าวได้ว่าระบบเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่ค่อนข้างสมบูรณ์

5) ทีเคเอ็น

พบว่าที่การแปรค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตที่ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ค่าทีเคเอ็นในน้ำทิ้งโดยเฉลี่ยเท่ากับ 9.75 ± 5.51 1.60 ± 1.10 2.85 ± 2.65 และ 4.86 ± 4.05 มก./ล ตามลำดับ จากผลการทดลอง พบว่าที่การแปรค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตที่ 2:1 มีค่าทีเคเอ็นของน้ำทิ้งค่อนข้างสูงกว่าที่อัตราส่วนอื่นๆ อาจเป็นไปได้ว่าปริมาณทีเคเอ็นที่เกิดขึ้นน่าจะมาจากการเปลี่ยนรูปของไนเตรตเป็นแอมโมเนียเพื่อนำไปสร้างเซลล์ในระบบมากกว่าเกิดเป็นก๊าซไนโตรเจนในขั้นตอนสุดท้าย โดยค่าทีเคเอ็นที่เกิดขึ้นน่าจะมาจากธาตุอาหารที่ถูกเติมลงไปเพื่อเป็นอาหารเสริมให้กับจุลินทรีย์ในน้ำเสียเข้าระบบ หรือเป็นไปได้ว่ามาจากการเปลี่ยนรูปของไนเตรตเป็นแอมโมเนียด้วยกระบวนการที่มีชื่อว่า Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonia หรือ DNRA ซึ่งกระบวนการนี้แบคทีเรียจะใช้ไนเตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอนเพื่อให้ได้พลังงานและได้ผลิตภัณฑ์สุดท้ายเป็นแอมโมเนีย ในขั้นตอนแรกของกระบวนการดีเอ็นอาร์เอคือ การเปลี่ยนไนเตรตเป็นไนโตรต์เช่นเดียวกับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน หลังจากนั้นไนโตรต์จะถูกเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนีย แต่อย่างไรก็ตามในกระบวนการดีเอ็นอาร์เอไม่มีการสะสมของไนโตรต์เกิดขึ้นเช่นเดียวกับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เนื่องจากไนโตรต์สามารถเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียได้อย่างรวดเร็ว ด้วยเหตุนี้จึงอาจส่งผลให้ค่าทีเคเอ็นที่วัดได้มีค่าสูง

4.3.2 สมรรถนะของระบบที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรตและซีโอดีในน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางเมื่อทำการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 4 ค่า คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 (ในถังปฏิกรณ์ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ) แสดงดังภาพที่ 4.12



ภาพที่ 4.12 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซีโอดีที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต

(ก) อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 (ข) อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1

(ค) อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1 (ง) อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1

1) ผลของอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตที่มีผลต่อการกำจัดไนเตรต

จากผลการทดลอง พบว่าที่การแปรค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 มีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตโดยเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 95 96 96 และ 96 ตามลำดับ โดยที่ทุกการแปรค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตในระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางมีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตได้ใกล้เคียงกัน คือ มากกว่าร้อยละ 90 นั่นคือ ระบบมีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตได้เป็นอย่างดี คาดว่าไนเตรตในระบบถูกรีดวซีให้อยู่ในรูปก๊าซไนโตรเจนจนเกือบหมด และพบว่าความเข้มข้นของไนไตรต์ในน้ำทิ้งของถังปฏิกรณ์ทั้ง 4 ถังมีค่าคงเหลือต่ำ จึงคาดว่าระบบมีแนวโน้มของการกำจัดไนเตรตโดยผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ส่วนประสิทธิภาพในการกำจัดซีไอดีมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 78 78 72 และ 74 ตามลำดับ ซึ่งตัวเลขดังกล่าวมีความสัมพันธ์กับประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เนื่องจากสารอินทรีย์ถูกนำไปใช้ในการกำจัดไนเตรต โดยในช่วงระยะเวลาการปรับเปลี่ยนอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตระบบประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีมีค่าไม่คงที่ อาจเนื่องมาจากจุลินทรีย์อยู่ในช่วงการปรับตัวกับสภาวะที่มีการแปรค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตในระบบที่เพิ่มขึ้น แต่ภายหลังจากช่วงระยะเวลาการปรับตัวค่าซีไอดีของน้ำทิ้งเริ่มลดลง อาจเป็นผลมาจากจุลินทรีย์ในระบบสามารถใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเพื่อการย่อยสลายไนเตรตให้เกิดเป็นก๊าซไนโตรเจนได้อย่างสมบูรณ์ จึงทำให้ค่าซีไอดีที่วัดได้จากน้ำออกมีค่าลดลง โดยที่การแปรค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรต 2:1 มีประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีได้ดีที่สุด อาจเป็นไปได้ว่าค่าสารอินทรีย์คาร์บอนที่ถูกเติมลงไปเพื่อกำจัดไนเตรตมีสัดส่วนที่พอเหมาะต่อการกำจัดไนเตรต ทำให้ค่าสารอินทรีย์ที่คงเหลือในระบบมีความเข้มข้นต่ำสุด และเมื่อเปรียบเทียบกับค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตสูงสุด คือ 15:1 พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตใกล้เคียงกัน แต่เป็นที่น่าสังเกตว่าที่อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตนี้มีประสิทธิภาพการกำจัดซีไอดีต่ำกว่า อาจเป็นไปได้ว่าที่อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 15:1 เป็นสัดส่วนที่มีการเติมสารอินทรีย์ลงไปมากเกินไปจนพอต่อความต้องการในการกำจัดไนเตรต ทำให้ระบบสามารถกำจัดไนเตรตได้เป็นอย่างดี แต่คงเหลือปริมาณสารอินทรีย์อยู่ในระบบมาก เป็นผลให้อาจเกิดการย่อยแบบแอนแอโรบิกขึ้นในระบบได้

เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซีไอดีกับระบบเอเอสแบบเอโอ (A/O Process) ค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสม คือ 5:1 พบว่าระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดจากงานวิจัยนี้มีค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตที่ต่ำกว่าคือ 2:1 จึงอาจกล่าวได้ว่าการกำจัดไนเตรตด้วยระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ซึ่งจัดเป็นระบบฟิล์มตรึง (Fixed film) อาจสามารถลดปริมาณการใช้สารอินทรีย์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันลงได้ และมีแนวโน้มใช้สารอินทรีย์ใน

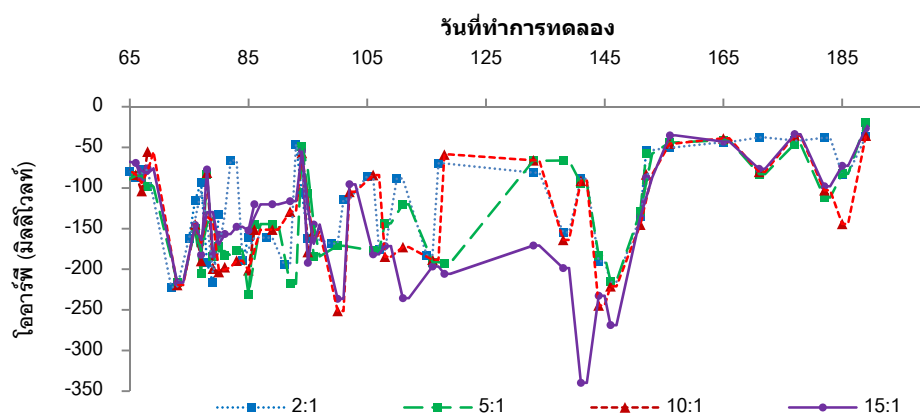
กระบวนการดีไนทริฟิเคชันน้อยกว่าระบบเอเอสชนิดเอโอ ซึ่งจัดเป็นระบบแบบเติบโตแขวนลอย (Suspended growth) โดยอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 เป็นค่าที่เหมาะสมต่อการเลือกใช้ในการกำจัดไนเตรตด้วยระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง เนื่องจากใช้สารอินทรีย์ที่เติมลงไปในระบบในปริมาณต่ำสุด แต่สามารถกำจัดไนเตรตได้ประสิทธิภาพใกล้เคียงกับอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตอื่นๆ ทำให้ระบบสามารถประหยัดค่าใช้จ่ายในการเติมสารอินทรีย์เพื่อกำจัดไนเตรตได้

ดังนั้น การหาอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสมนั้นถือเป็นสิ่งสำคัญในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เนื่องจากในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจำเป็นต้องการสารอินทรีย์เพื่อการกำจัดไนเตรต โดยถ้าจำกัดค่าสารอินทรีย์ที่เข้าระบบน้อยเกินไปอาจส่งผลให้กระบวนการเกิดไม่สมบูรณ์ และอาจเกิดการสะสมตัวของไนไตรต์ซึ่งจะยับยั้งให้เกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันไม่สมบูรณ์ได้ แต่ในทางตรงข้ามกันนั้นหากในระบบมีส่วนเกินของสารอินทรีย์มากเกินไป อาจส่งผลให้ระบบเกิดการย่อยแบบแอนแอโรบิกได้ก๊าซมีเทนแทนการย่อยสลายสารอินทรีย์ในการกำจัดไนเตรตด้วยสภาวะแอน็อกซิกเพื่อให้เกิดก๊าซไนโตรเจน

2) อัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ

ปริมาณการเกิดก๊าซชีวภาพที่แปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 เท่ากับ 0.09 0.54 1.54 และ 2.45 ล./วัน คิดเป็นอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ เท่ากับ 0.3 1.2 1.4 และ 1.7 ล./ก. ไนเตรตและซีโอดีที่ถูกกำจัด ตามลำดับ โดยปกติก๊าซที่เกิดขึ้นจากกระบวนการย่อยสลายไนเตรตในสภาวะแอน็อกซิกด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะมีองค์ประกอบของก๊าซที่เกิดขึ้นประกอบไปด้วยก๊าซไนโตรเจน (N_2) และคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) เป็นหลัก อันเนื่องมาจากงานวิจัยนี้ใช้น้ำตาลทราย ($C_{12}H_{22}O_{11}$) เป็นแหล่งคาร์บอนและใช้โซเดียมไนเตรตเป็นแหล่งไนเตรตให้กับระบบ แต่เนื่องจากในงานวิจัยมีการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่น้อยกว่า (2:1) เหมาะสม (5:1) และมากกว่าค่าทางทฤษฎี (15:1) จึงสันนิษฐานว่าก๊าซที่บางส่วนที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์น่าจะก๊าซมีเทนเป็นองค์ประกอบด้วย และจากค่าไออาร์พีที่มีแนวโน้มค่าติดลบสูงขึ้นที่การเพิ่มค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต จึงเป็นไปได้ว่าระบบน่าจะเกิดการย่อยแบบแอนแอโรบิกได้ก๊าซมีเทน (CH_4) ขึ้นบางส่วน งานวิจัยนี้จึงทำการเปรียบเทียบความสัมพันธ์ระหว่างค่าซีโอดีที่เติมลงไปกับค่าไนเตรตที่ถูกกำจัดหรือสมดุลไนโตรเจน (แสดงการคำนวณที่ภาคผนวก ก-4) พบว่าจุลินทรีย์สามารถใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเพื่อย่อยไนเตรตให้เกิดเป็นก๊าซไนโตรเจนได้เป็นอย่างดี คาดว่าระบบมีแนวโน้มเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์ เพื่อสนับสนุนแนวคิดนี้จึงทำการคำนวณหาร้อยละของการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในการย่อยสลาย

ไนเทรตสำหรับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน (แสดงการคำนวณที่ภาคผนวก ก-5) จากการคำนวณดังกล่าว พบว่าจุลินทรีย์ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเพื่อการย่อยสลายไนเทรตสำหรับกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่การแปรค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเทรตเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 เท่ากับร้อยละ 44 17 10 และ 7 ตามลำดับ ซึ่งการเพิ่มค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเทรตที่เพิ่มขึ้นนั้น จุลินทรีย์ใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในการย่อยสลายไนเทรตเพื่อเกิดเป็นก๊าซไนโตรเจนในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันต่ำลง เนื่องจากที่อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเทรตที่เพิ่มขึ้นนั้นนั้น เป็นการเติมสารอินทรีย์ลงไปมากเกินไปต่อการกำจัดไนเทรต เมื่อไนเทรตถูกกำจัดจนเกือบหมด แต่คงเหลือปริมาณสารอินทรีย์อยู่ในระบบมาก จุลินทรีย์บางจำพวก เช่น จุลินทรีย์ชนิดสร้างกรดและจุลินทรีย์ชนิดสร้างมีเทน สามารถย่อยสารอินทรีย์คาร์บอนที่เหลือในระบบต่อไปได้ ส่งผลให้ระบบมีแนวโน้มเกิดการย่อยแบบแอนแอโรบิกขึ้น และเมื่อสังเกตจากค่าไออาร์พีในถังปฏิกรณ์ทั้ง 4 ถัง ดังภาพที่ 4.13 พบว่าที่การเพิ่มค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเทรต ค่าไออาร์พีมีค่าติดลบสูงขึ้นด้วย ระบบมีแนวโน้มอยู่ในสถานะแอนแอโรบิก



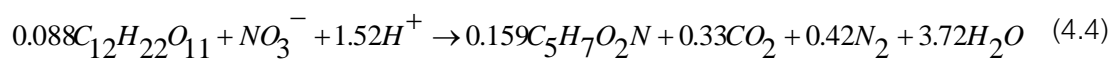
ภาพที่ 4.13 ไออาร์พีที่อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเทรตต่างๆ

เมื่อนำก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบไปวิเคราะห์หาองค์ประกอบของก๊าซในระบบที่การแปรค่าอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเทรต คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ด้วยเครื่องแก๊สโครมาโตกราฟ (Gas Chromatograph) ผลที่ได้จากการวิเคราะห์แสดงดังตารางที่ 4.7 (ผลการวิเคราะห์แสดงในภาคผนวก ข-2)

ตารางที่ 4.7 องค์ประกอบของก๊าซในระบบที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1

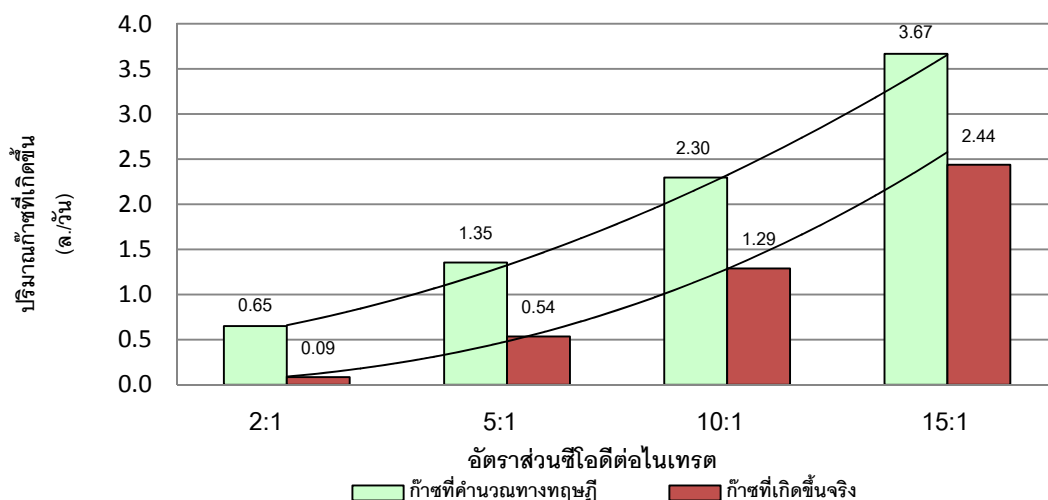
อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต	องค์ประกอบของก๊าซในระบบ (ร้อยละ)		
	ก๊าซไนโตรเจน	ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์	ก๊าซมีเทน
2:1	79	0.2	0.1
5:1	48	9	30
10:1	64	5	14
15:1	52	12	22

ผลการวิเคราะห์พบว่า องค์ประกอบของก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบมากที่สุดคือก๊าซไนโตรเจน ซึ่งก๊าซที่เกิดขึ้นมีค่าใกล้เคียงกับก๊าซที่ได้จากการคำนวณในสมการที่ (4.4) (แสดงการคำนวณในภาคผนวก ก-6)



จากผลการวิเคราะห์ก๊าซโครมาโตกราฟพบว่าในระบบเกิดก๊าซมีเทนขึ้น ซึ่งปริมาณก๊าซมีเทนที่พบในระบบมีปริมาณเพิ่มขึ้นตามการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เพิ่มขึ้น ทำให้ทราบแน่ชัดว่า ที่การเพิ่มค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต ระบบเกิดการย่อยสลายแบบแอนแอโรบิก และได้ผลผลิตเป็นก๊าซมีเทนขึ้นในระบบ

จากการทดลองพบว่า ก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เพิ่มขึ้น และมีร้อยละของก๊าซไนโตรเจนในก๊าซทั้งหมดสูงกว่าก๊าซอื่นๆ จากภาพที่ 4.14 แสดงการเปรียบเทียบปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงกับก๊าซคำนวณทางทฤษฎี พบว่าเมื่อเพิ่มค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตมากขึ้นส่งผลให้ปริมาณก๊าซชีวภาพเพิ่มมากขึ้นด้วย โดยก๊าซที่เกิดขึ้นจริงมีแนวโน้มใกล้เคียงกับก๊าซที่คำนวณทางทฤษฎี แต่ยังมีปริมาณต่างกันอยู่พอสมควร ทั้งนี้อาจเกิดจากการหลุดรั่วของอุปกรณ์เก็บก๊าซ



ภาพที่ 4.14 ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นจริงกับปริมาณก๊าซที่คำนวณทางทฤษฎี

4.3.3. สมรรถนะของระบบในช่วงการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนต่าง ๆ

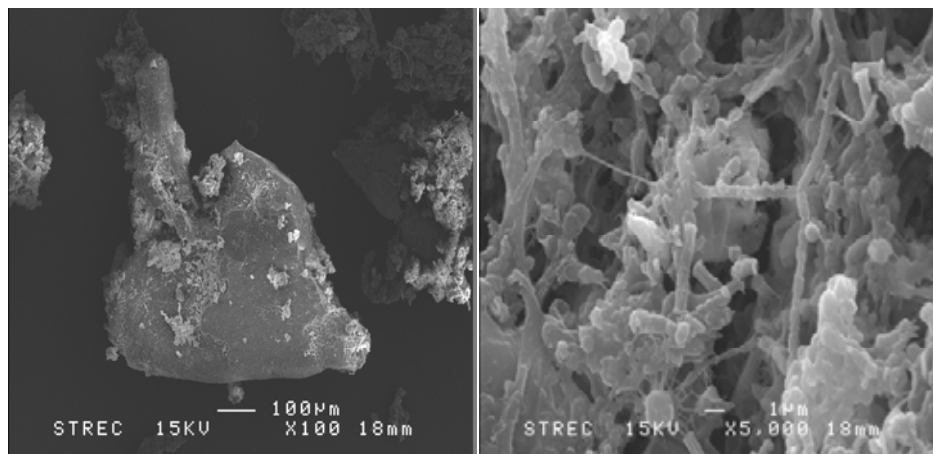
โดยภาพรวมผลการทดลองทั้งหมดบ่งชี้ได้อย่างชัดเจนว่า เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วนั้นมีความเหมาะสมในการนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด โดยส่งผลให้ระบบมีสมรรถนะที่ดีทั้งในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนซีโอดี และอัตราการเกิดก๊าซชีวภาพ เมื่อทำการเดินระบบที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 พบว่าที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน 2:1 เป็นค่าอัตราส่วนที่เลือกใช้ในการกำจัดไนโตรเจนด้วยระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง เนื่องจากใช้สารอินทรีย์ในปริมาณต่ำสุดแต่กำจัดไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพโดยมีค่าใกล้เคียงกับอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนอื่นๆ จึงเป็นการยืนยันว่าเม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ที่ใช้แล้วสามารถใช้เป็นวัสดุตัวกลางในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดเพื่อกำจัดไนโตรเจนและสารอินทรีย์ได้เป็นอย่างดี เนื่องจากเม็ดยางมีความหนาแน่นต่ำ ฟลูอิดไดซ์ง่าย ทำให้ประหยัดพลังงานและเข้ากันได้กับจุลินทรีย์ในระบบ นั่นคือการกำจัดไนโตรเจนผ่านกระบวนการดีไนริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้โดยไม่รบกวนการทำงานของจุลินทรีย์ นอกจากนี้การใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางยังช่วยรักษาปริมาณจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้มากยิ่งขึ้น เพราะระบบฟลูอิดไดซ์เบดเป็นระบบที่มีลักษณะคล้ายถังกรองไร้ออกซิเจน ซึ่งทำหน้าที่กรองไม่ให้เซลล์ในระบบหลุดออกไปจากถังปฏิกรณ์ได้

4.4. การศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด

ในการศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดแบ่งขั้นตอนการศึกษาออกเป็น 2 ส่วน คือ การศึกษาลักษณะโครงสร้างของจุลินทรีย์จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด และการศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ด้วยเทคนิคระดับโมเลกุล โดยการเพิ่มจำนวนยีนในช่วงสายของ 16S rDNA ด้วยเทคนิค PCR ร่วมกับการวิเคราะห์ความแตกต่างของยีนด้วยเทคนิค DGGE

4.4.1. การศึกษาลักษณะจุลินทรีย์จากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด

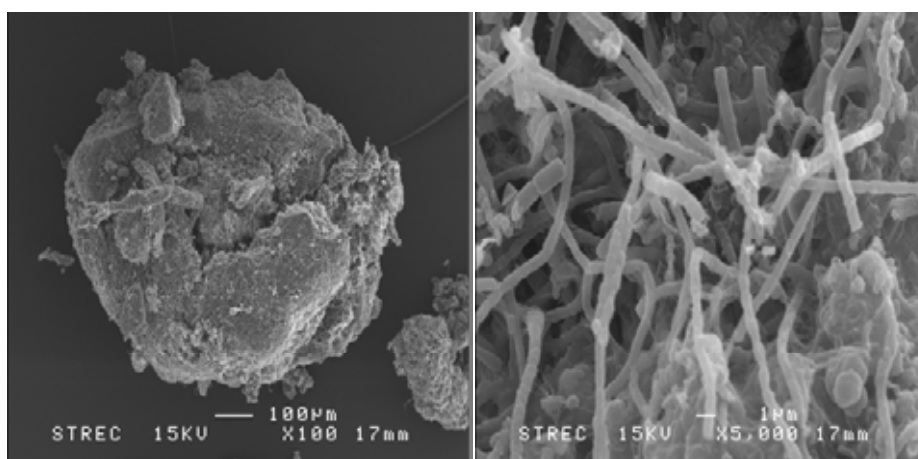
ทำการศึกษาลักษณะเม็ดยางจากถังปฏิกรณ์เพื่อดูการเกาะติดของจุลินทรีย์บนพื้นผิวของวัสดุตัวกลาง ด้วยการตรวจสอบภายใต้กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด โดยตัวอย่างจุลินทรีย์ที่ใช้ในการวิเคราะห์ คือ เม็ดยางจากระบบในช่วงการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 (ถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ) ได้ผลดังแสดงในภาพที่ 4.15-4.18 ผลการศึกษาพบว่า จุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนพื้นผิวและภายในของเม็ดยางที่เป็นวัสดุตัวกลางมีความคล้ายคลึงกันในทุกการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต โดยพบความหลากหลายของกลุ่มจุลินทรีย์ที่มีลักษณะทั้งรูปแท่ง (Bacilli) รูปทรงกลม (Cocci) เส้นใย (Filaments) และข้อปล้อง (Shot rods) ซึ่งเป็นลักษณะส่วนใหญ่ของจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์ (denitrifier bacteria) เช่น *Pseudomonas*, *Thiobacillus denitrificans* และ *Thiomicrospira denitrificans* (Xia และคณะ, 2010) โดยบริเวณพื้นผิวนอกของเม็ดยางที่เก็บตัวอย่างจากถังปฏิกรณ์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 พบการเกาะติดของชั้นไบโอฟิล์มในลักษณะค่อนข้างเบาบาง จากภาพจุลินทรีย์ที่เกาะอยู่บนผิวของไบโอฟิล์มมีลักษณะเป็นรูปแท่งสั้นๆ เป็นส่วนใหญ่ แตกต่างกับเม็ดยางที่เก็บตัวอย่างจากถังปฏิกรณ์ที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตค่าสูง คือ 5:1 10:1 และ 15:1 ตามลำดับ พบว่าบนพื้นผิวของเม็ดยางเหล่านี้มีลักษณะการเกาะเคลือบของจุลินทรีย์ที่ผิวของวัสดุตัวกลางอย่างเห็นได้ชัด โดยอาจเป็นไปได้ว่าที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตสูงๆ เป็นสัดส่วนที่มีสารอาหารในปริมาณมากเพียงพอต่อการเจริญเติบโตและการเพิ่มจำนวนของจุลินทรีย์ โดยชั้นไบโอฟิล์มที่เกาะอยู่บนผิวเม็ดยางเริ่มหนาแน่นขึ้น คาดว่าลักษณะการเกาะติดกันอย่างหนาแน่นระหว่างจุลินทรีย์และเม็ดยางจะทำให้ระบบสามารถรักษาปริมาณจุลินทรีย์ไว้ภายในได้เป็นอย่างดี และส่งผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพการทำงานของถังปฏิกรณ์



ภาพที่ 4.15 เม็ดยางที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 2:1

(ก) ภาพเม็ดยางที่กำลังขยาย 100 เท่า

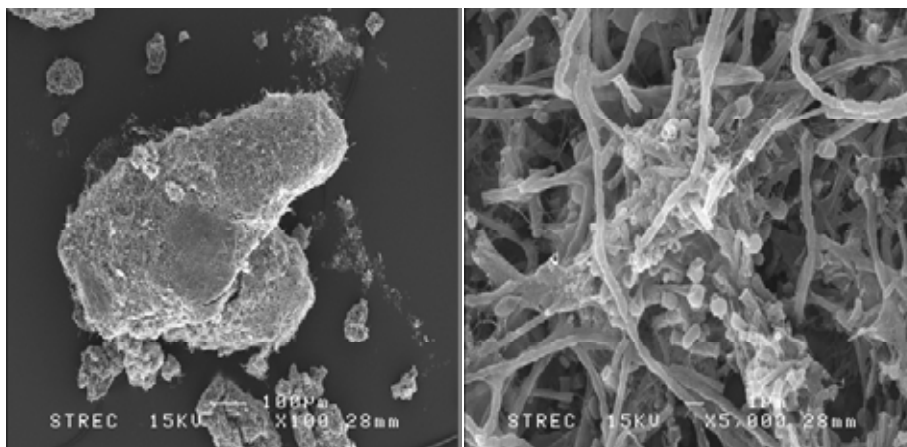
(ข) ภาพแสดงจุลินทรีย์ที่เกาะบนผิวเม็ดยางที่กำลังขยาย 5,000 เท่า



ภาพที่ 4.16 เม็ดยางที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 5:1

(ก) ภาพเม็ดยางที่กำลังขยาย 100 เท่า

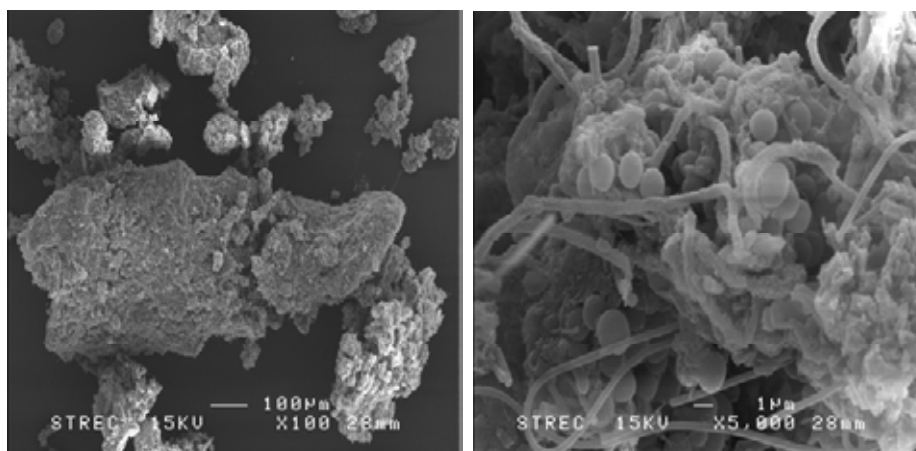
(ข) ภาพแสดงจุลินทรีย์ที่เกาะบนผิวเม็ดยางที่กำลังขยาย 5,000 เท่า



ภาพที่ 4.17 เม็ดยางที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 10:1

(ก) ภาพเม็ดยางที่กำลังขยาย 100 เท่า

(ข) ภาพแสดงจุลินทรีย์ที่เกาะบนผิวเม็ดยางที่กำลังขยาย 5,000 เท่า



ภาพที่ 4.18 เม็ดยางที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 15:1

(ก) ภาพเม็ดยางที่กำลังขยาย 100 เท่า

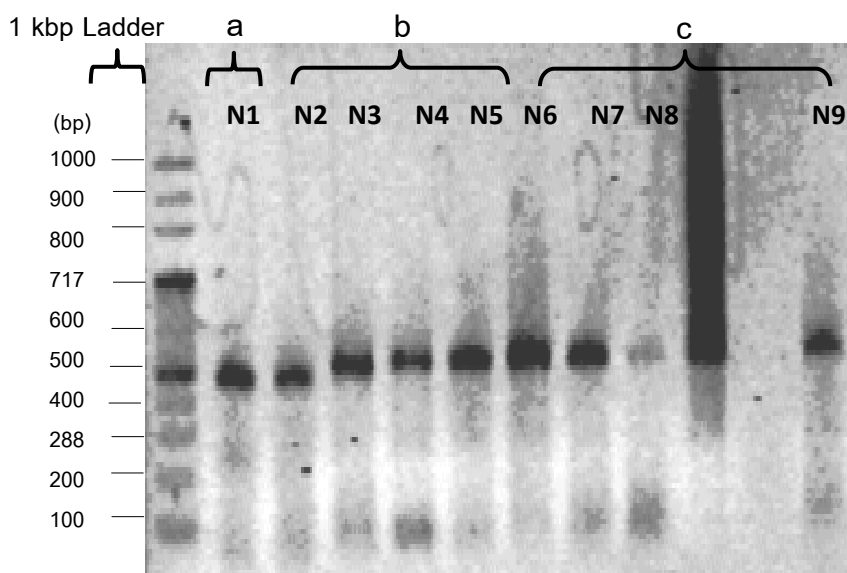
(ข) ภาพแสดงจุลินทรีย์ที่เกาะบนเม็ดยางที่กำลังขยาย 5,000 เท่า

ผลการวิเคราะห์ดังกล่าวสัมพันธ์และสอดคล้องกับงานวิจัยของสุธาสินี อ่วมจันทร์ (2548) ที่ทำการส่องตรวจกลุ่มจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอน พบว่า จุลินทรีย์ที่เจริญเติบโตยึดเกาะกับผิวของตัวกลางในถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันประกอบด้วย จุลินทรีย์ที่เป็นเส้นใย (filamentous) และพบจุลินทรีย์รูปแท่ง (rod) เกาะยึดติดอยู่กับจุลินทรีย์ที่เป็นเส้นใย โดยจุลินทรีย์รูปแท่งและจุลินทรีย์ที่เป็นเส้นใยบางส่วนรวมตัวกันเกาะยึดติดโดยตรงกับพื้นผิวตัวกลาง ซึ่งจากการศึกษาลักษณะภายในของการเกาะตัวกันของจุลินทรีย์กับเม็ดยางที่ใช้ เป็นวัสดุตัวกลางด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด ผลการทดลองบ่งชี้ได้อย่างชัดเจนว่าเม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วมีความเหมาะสมที่จะนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดได้ โดยนอกจากเม็ดยางจะเป็นวัสดุที่มีน้ำหนักเบา สามารถลอยตัวในระบบฟลูอิดไดซ์ได้ง่าย ทำให้ประหยัดพลังงานในการเดินระบบแล้ว เม็ดยางยังเข้ากันได้กับจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ ทำให้การกำจัดไนเตรตผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชันสามารถเกิดขึ้นได้ โดยไม่รบกวนการทำงานของจุลินทรีย์ อีกทั้งเม็ดยางยังมีรูพรุนมากจุลินทรีย์จึงสามารถเกาะติดกับเม็ดยางได้เป็นอย่างดี ทำให้ระบบสามารถกำจัดไนเตรตและซีโอไซด์ผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชันได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยสังเกตได้จากประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและซีโอไซด์ที่มีค่ามากกว่าร้อยละ 95 และ 80 ในทุกถังปฏิกรณ์ นอกจากนี้เศษยางบดที่ได้จากยางรถยนต์เก่าที่ใช้เป็นวัสดุตัวกลางนั้นยังไม่ส่งผลเสียไปยังยังการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบและไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ทั้งยังให้พื้นที่ผิวที่ติดต่อการเกาะตัวของจุลินทรีย์อีกด้วย (Park และคณะ, 2006)

4.4.2 การศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดด้วยเทคนิค PCR-DGGE

ในงานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดในสภาวะที่มีการเดินระบบแตกต่างกัน โดยตัวอย่างที่นำมาวิเคราะห์ได้แก่ (1) เม็ดยางในถังเลี้ยงเชื้อ (2) เม็ดยางที่เก็บตัวอย่างจากช่วงระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ และ (3) เม็ดยางที่เก็บตัวอย่างจากช่วงการเดินระบบที่มีการแปรค่าอัตราส่วนซีโอไซด์ต่อไนเตรตเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ ซึ่งตัวอย่างที่นำมาวิเคราะห์เป็นเม็ดยางที่อยู่ในชั้นเบดภายในถังปฏิกรณ์ โดยหลังจากการสกัดแยกดีเอ็นเอรวมของแต่ละตัวอย่างดังกล่าว และทำการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอในช่วงสายของ 16S rDNA ด้วยไพรเมอร์จำเพาะเพื่อตรวจสอบยีนที่เกี่ยวข้องกับกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ซึ่งงานวิจัยนี้เลือกใช้การตรวจสอบยีน nirK ซึ่งมีขนาด 514 เบส (Base pair) ที่รับผิดชอบในการสร้างเอนไซม์ไนไตรต์

รีดักเทส โดยเป็นเอนไซม์ที่มีความสำคัญต่อการเกิดกระบวนการดีไนทริฟิเคชันที่สมบูรณ์ (Throback และคณะ, 2004) เมื่อนำมาเปรียบเทียบกับขนาดดีเอ็นเอด้วยวิธีการแยกด้วยไฟฟ้า (Electrophoresis) บนอะกาโรสเจล ผลการวิเคราะห์แสดงดังภาพที่ 4.19 พบว่าแบน (Band) ดีเอ็นเอที่ได้จากการเพิ่มจำนวนด้วยยีน nirK ตามเทคนิค PCR ปรากฏชัดเจนสูงกว่าแบนตำแหน่งที่ 5 ของดีเอ็นเอมาตรฐานเล็กน้อย ซึ่งมีขนาดประมาณ 514 เบส แสดงว่าระบบมีจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์ และอาจกล่าวได้ว่าจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์สามารถเจริญเติบโตได้ในระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง เนื่องจากสามารถเพิ่มจำนวนขึ้นได้จากการใช้ไพรเมอร์ที่มีความจำเพาะต่อจุลินทรีย์กลุ่มดังกล่าว



ภาพที่ 4.19 ผลลัพธ์จากการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอด้วยเทคนิค PCR

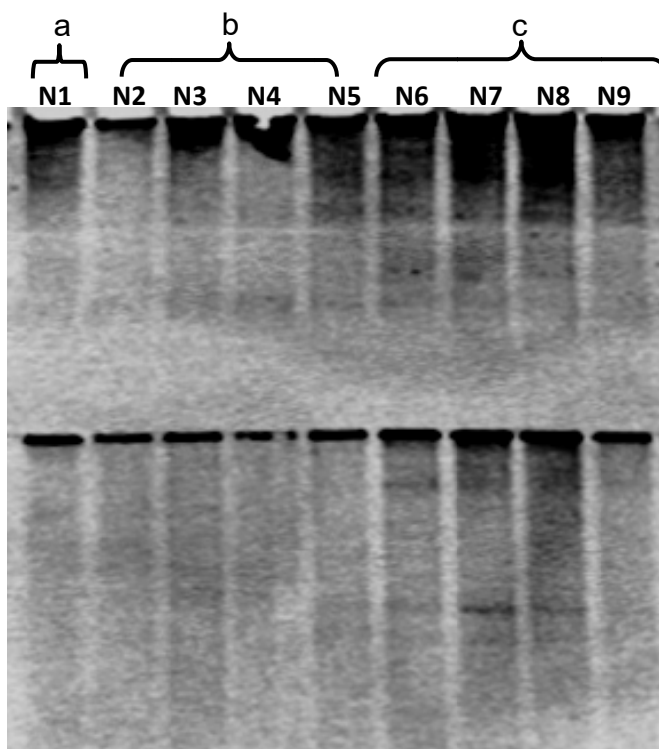
(a) N1 ตัวอย่างในถังเลี้ยงเชื้อ

(b) N2-N5 ตัวอย่างช่วงเริ่มต้นเลี้ยงเชื้อในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

(c) N6-N9 ตัวอย่างช่วงแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1

จากนั้นทำการวิเคราะห์เพื่อจำแนกความแตกต่างของดีเอ็นเอด้วยเทคนิค DGGE ผลการทดลองแสดงดังรูปที่ 4.20 พบว่าจำนวนแบนที่เกิดขึ้นและลักษณะการเคลื่อนที่ของแบนมีความแตกต่างกันโดยตัวอย่างเม็ดยางในถังเลี้ยงเชื้อ และตัวอย่างเม็ดยางในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์มีความคล้ายคลึงกัน ซึ่งแตกต่างจากตัวอย่างเม็ดยางในช่วงการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 5:1 10:1 และ 15:1 ที่พบจำนวนแบนที่เกิดขึ้นมากกว่า โดยแบนเหล่านี้แสดงถึงความหลากหลายของจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบ ถ้ามีปริมาณแบนมากแสดงว่าตัวอย่างมีความหลากหลายของ

จุลินทรีย์ในระบบมาก ส่วนความเข้มของแบนที่แตกต่างกันแสดงถึงความเป็นจุลินทรีย์กลุ่มเด่นของจุลินทรีย์ชนิดนั้นในระบบ



ภาพที่ 4.20 การเคลื่อนที่ของแบนดีเอ็นเอบนเจล DGGE ของตัวอย่างที่เก็บจาก
ถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่สภาวะต่างๆ

(N1) เม็ดยางในถังเลี้ยงเชื้อ

(N2-N5) เม็ดยางช่วงระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์

(N6-N9) เม็ดยางที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1

จากการวิเคราะห์ความหลากหลาย (Diversity) ของตัวอย่างจุลินทรีย์จากถังปฏิกรณ์ในระบบฟลูอิดไดซ์เบด ด้วยการสกัดดีเอ็นเอของจุลินทรีย์แล้ววิเคราะห์ด้วยเทคนิค PCR-DGGE จำนวน 9 ตัวอย่าง พบว่า ตัวอย่างจากเม็ดยางในถังเลี้ยงเชื้อ (N1) ตัวอย่างเม็ดยางในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ทั้ง 4 ถัง (N2-N5) และตัวอย่างเม็ดยางในช่วงควบคุมระบบจากถังปฏิกรณ์ที่ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดเท่ากับ 2:1 (N6) มีจำนวนและลักษณะของแบนที่เกิดขึ้นบนเจล DGGE แตกต่างกันไม่มากนัก แต่เมื่อเพิ่มอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดเป็น 5:1 10:1 และ 15:1 (N7-N9) พบว่าแบนที่เกิดขึ้นมีความแตกต่างจากอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดเท่ากับ 2:1 อาจเป็นไปได้ว่าการแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรดในสัดส่วนที่สูงขึ้น ส่งผลให้จุลินทรีย์มีความหลากหลาย

มากขึ้นด้วย และการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนในปริมาณที่มากจะมีผลต่อการเปลี่ยนแปลงชนิดของ กลุ่มจุลินทรีย์ในระบบอย่างเห็นได้ชัด นั่นคือความหลากหลายของจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์ ในระบบมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนที่เพิ่มขึ้น และคาดว่าความหลากหลายของ จุลินทรีย์มีแนวโน้มคล้ายคลึงกันในอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนที่สูงขึ้น Akunna และ คณะ (1992) ได้ศึกษาผลของอัตราส่วน COD/NOx-N ที่มีต่อกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน และศึกษาความ หลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบ พบว่าที่ค่าอัตราส่วน COD/NOx-N ต่ำ จะพบเชื้อกลุ่ม True denitrifier เป็นกลุ่มเด่นในระบบ ซึ่งได้แก่ *Pseudomonas fluorescens* และที่อัตราส่วน COD/NOx-N สูงๆ จะพบว่า การกำจัดไนโตรเจนและไนไตรต์ด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจะเกิด ควบคู่กับกระบวนการสร้างก๊าซมีเทน ซึ่งสอดคล้องกับผลการวิเคราะห์องค์ประกอบของก๊าซใน ระบบ (ผลการทดลองแสดงในหัวข้อ 4.3.2) ที่พบว่าการกำจัดไนโตรเจนในระบบฟลูอิดไดซ์เบดด้วย กระบวนการดีไนทริฟิเคชันผลิตที่ได้ คือ ก๊าซไนโตรเจนและก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์แล้ว ยัง พบว่าเกิดก๊าซมีเทนขึ้นในระบบอีกด้วย ซึ่งคาดว่าก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้นนี้เป็นผลจากการเพิ่มปริมาณ สารอินทรีย์คาร์บอนที่ค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนที่สูงขึ้น คาดว่าระบบมีจุลินทรีย์ชนิดสร้างมีเทน และสามารถย่อยสารอินทรีย์คาร์บอนที่คงเหลือในระบบให้เกิดเป็นก๊าซมีเทนได้ โดยปริมาณก๊าซ มีเทนที่พบในระบบมีปริมาณเพิ่มขึ้นตามค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจนที่เพิ่มขึ้น

ผลจากการวิเคราะห์ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค PCR-DGGE พบว่า จุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์สามารถเจริญเติบโตได้ดีในระบบบำบัดฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยาง เป็นวัสดุตัวกลาง ซึ่งเม็ดยางสามารถเป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะและเจริญเติบโตได้ดี ผลการ ทดลองในส่วนนี้มีความสัมพันธ์กับผลที่ได้จากการศึกษาลักษณะตะกอนจุลินทรีย์จากภาพถ่าย ด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด โดยพบว่าความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชันในระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางมีแนวโน้ม เพิ่มขึ้นเมื่อเพิ่มค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน และคาดว่าลักษณะของจุลินทรีย์น่าจะมีแนวโน้มที่ คล้ายคลึงกันด้วย โดยเมื่อพิจารณาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ของระบบบำบัดน้ำเสียประเภทต่างๆ ด้วยเทคนิค PCR-DGGE โดยอ้างอิงรายงานการวิจัยจากงานวิจัย อื่นๆ เพื่อสนับสนุนงานวิจัยนี้ในแง่ความหลากหลายของจุลินทรีย์ที่มีในระบบ แสดงดังตารางที่ 4.8

ตารางที่ 4.8 ผลการศึกษาความหลากหลายของจุลินทรีย์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันของระบบบำบัดน้ำเสียแบบต่างๆ

การศึกษา	เทคนิคที่ใช้	จุลินทรีย์กลุ่มเด่น	ที่มา
การศึกษาความหนาแน่นของดีไนทริฟายเออร์ในระบบฟลูอิดไดซ์เบด	Clone library	<i>β-Proteobactor</i> <i>α-Proteobactor</i> Gram positive bacteria	Gentile และคณะ (2006)
การศึกษาองค์ประกอบและไดนามิกส์ของกระบวนการไนทริฟิเคชันและดีไนทริฟิเคชันของจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ไบโอฟิล์มโดยวิธี PCR-DGGE และ FISH	PCR-DGGE and FISH	<i>β-Proteobactor</i> <i>Actinobactor</i>	Xia และคณะ (2010)
ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและความหลากหลายของแบคทีเรียในถังปฏิกรณ์ดีไนทริฟิเคชันแบบท่อยาวสำหรับบ่อเลี้ยงสัตว์น้ำในโรงเรือน	PCR-DGGE	Gram positive bacteria Rod shape <i>Methylophaga sp.</i>	Suttisri และคณะ (2006)
ความสัมพันธ์ทางพันธุกรรมระดับโมเลกุลในแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์จากการวิเคราะห์ไนโตรตรึงดักเทสยีนโดยเทคนิค PCR-RFLP	PCR-RFLP	<i>Pseudomonas sp.</i> <i>Micrococcus</i> <i>Alcaligenes</i> <i>Agrobacterium</i>	วรวิมล จุฬาลักษณ์านุกูล (2548)
การเปลี่ยนแปลงของกลุ่มแบคทีเรียในตัวกรองชีวภาพแบบไนทริฟิเคชันและดีไนทริฟิเคชันสำหรับการเพาะเลี้ยงทางน้ำ	PCR-DGGE	<i>Pseudomonas sp.</i> <i>Desulfobulbus sp.</i> <i>Bacteroidetes</i> <i>bacterium</i>	สุธาสิณี อ่วมจันทร์ (2548)
บทบาทของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่อความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสบี	PCR-DGGE	<i>Bacteroideres</i> <i>Firmicutes</i> <i>Thermomicrobia</i> <i>Nitrospirae</i> <i>Actinobactor</i> <i>Actidobactor</i> <i>Chlorobi</i> <i>Deltaproteobactor</i> <i>β-Proteobactor</i>	วัลย์ภรณ์ วุฒิเมธา (2551)

ผลการวิเคราะห์ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค PCR-DGGE ดังกล่าวเป็นเพียงการตรวจสอบชนิดและความหลากหลายของจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์ และเพื่อยืนยันถึงจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์ที่มีในระบบเท่านั้น โดยหากต้องการทราบถึงลำดับเบสที่บ่งชี้ถึงสกุล (Genus) และสายพันธุ์ (Species) ของจุลินทรีย์ สามารถทำการศึกษาเพิ่มเติมด้วยวิธี DNA Sequencing ต่อไป

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

5.1 สรุปผลการทดลอง

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาในระดับห้องปฏิบัติการ เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ในการกำจัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชันในระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง โดยศึกษาสมรรถนะของระบบในแง่ของประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตและซีไอดี เมื่อป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบที่อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 เพื่อหาอัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสมในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันแบบฟิล์มตรึง (fixed film) รวมทั้งได้ศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์กลุ่มเด่นในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด สรุปผลการทดลองดังนี้

5.1.1 ความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันของระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง

จากการทดลอง พบว่าเม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วมีความเหมาะสมที่จะใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดเพื่อกำจัดไนเตรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน เนื่องจากเม็ดยางเป็นวัสดุที่มีน้ำหนักเบา ลอยตัวในระบบได้ง่าย ทำให้ประหยัดพลังงานในการเดินระบบ โดยที่ความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันของเม็ดยางเท่ากับ 5.47 ม./ชม. ซึ่งมีค่าต่ำกว่ามากเมื่อเทียบกับวัสดุตัวกลางอื่น ๆ เช่น ททราย ในการใช้ความเร็วสุดท้ายเพื่อให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันของเม็ดยางเท่ากับ 45 ม./ชม. (Fahid และ Mohamed, 2004) และหากพิจารณาในแง่ของพลังงานที่ใช้หมุนเวียนน้ำเสียภายในระบบเพื่อให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันแล้ว การนำเม็ดยางมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางนั้นก็มิใช่ข้อได้เปรียบกว่าททราย เนื่องจากเม็ดยางมีความหนาแน่นต่ำกว่าเมื่อมีชั้นไบโอฟิล์มมาเกาะเพิ่มขึ้น ความหนาแน่นจะยิ่งลดลง ทำให้ระบบมีแนวโน้มในการใช้ความเร็วในการไหลขึ้นต่ำลง ทั้งนี้ยังส่งผลให้อัตราการหมุนเวียนน้ำเพื่อควบคุมระบบให้อยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์ตลอดเวลาต่ำลงด้วย จึงเป็นข้อได้เปรียบของการเลือกใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในระบบฟลูอิดไดซ์เบดแทนททรายในแง่ของการประหยัดพลังงานเพื่อให้ระบบอยู่ในสภาวะฟลูอิดไดซ์อย่างสมบูรณ์ตลอดเวลา

5.1.2 ผลของอัตราส่วนซีโอดีต่อในเทรตต่อประสิทธิภาพในการกำจัดในเทรต

งานวิจัยนี้ศึกษาการกำจัดในเทรตในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน แปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อในเทรต 4 ระดับ คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ในถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 ตามลำดับ พบว่ามีประสิทธิภาพการกำจัดในเทรตโดยเฉลี่ยเท่ากับร้อยละ 95 96 96 และ 96 ตามลำดับ และประสิทธิภาพในการกำจัดซีโอดีมีค่าเฉลี่ยร้อยละ 78 78 72 และ 74 ตามลำดับ โดยค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อในเทรตเท่ากับ 2:1 เป็นค่าที่เหมาะสมต่อการเลือกใช้ในการกำจัดในเทรต ด้วยระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง เนื่องจากใช้สารอินทรีย์ที่เติมลงไปในระบบ ในปริมาณต่ำสุด แต่สามารถกำจัดในเทรตได้ประสิทธิภาพใกล้เคียงกับอัตราส่วนซีโอดีต่อในเทรต อื่นๆ และเมื่อเปรียบเทียบกับค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อในเทรตที่ใช้ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันในระบบเติบโตแขวนลอย เช่น ระบบเอเอส ซึ่งมีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อในเทรตที่เหมาะสม เท่ากับ 5:1 พบว่าระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบดจากที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง ซึ่งจัดเป็นระบบฟิล์มตรึง (Fixed film) มีค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อในเทรตที่ต่ำกว่า สามารถลดปริมาณการใช้สารอินทรีย์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันลงได้ และมีแนวโน้มใช้สารอินทรีย์ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันน้อยกว่าระบบเอเอสชนิดเอโอ ซึ่งจัดเป็นระบบแบบเติบโตแขวนลอย (Suspended growth) ทำให้ระบบสามารถประหยัดค่าใช้จ่ายในการเติมสารอินทรีย์เพื่อกำจัดในเทรต นอกจากนี้ยังการเพิ่มค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อในเทรต ยังส่งผลให้เกิดการย่อยแบบแอนแอโรบิกขึ้นได้ และพบว่าเมื่อค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อในเทรตสูงขึ้น ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบก็มากขึ้นด้วย

5.1.3 ความเป็นไปได้ในการใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในระบบฟลูอิดไดซ์เบด

ระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางในการกำจัดในเทรตด้วยกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ใช้ระยะเวลาในการเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ระยะสั้นคือประมาณ 64 วัน จากระยะเวลาดังกล่าวพบว่า ระบบมีแนวโน้มที่ใช้เวลาในการเริ่มเดินระบบในการเลี้ยงจุลินทรีย์สั้นกว่าระบบบำบัดแบบไร้ออกซิเจนอื่นๆ เนื่องจากเม็ดยางมีคุณสมบัติที่ดีคือ น้ำหนักเบา ลอยตัวง่าย และพื้นผิวมีลักษณะเป็นรูพรุน ทำให้จุลินทรีย์ยึดเกาะและเจริญเติบโตได้ในระบบได้ดี จึงใช้ระยะเวลาสั้นกว่าระบบอื่นๆ แม้จะใช้ระยะเวลาที่สั้นกว่า แต่สามารถกำจัดในเทรตและสารอินทรีย์ได้เป็นอย่างดี โดยที่ทุกอัตราส่วนซีโอดีต่อในเทรตมีประสิทธิภาพในการกำจัดในเทรตมากกว่าร้อยละ 95 และประสิทธิภาพการกำจัดซีโอดีมากกว่าร้อยละ 70 ผลการทดลองบ่งชี้ได้อย่างชัดเจนว่า เม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วมีความเหมาะสมที่จะใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด เนื่องจากสามารถกำจัดในเทรตผ่านกระบวนการดีไนทริฟิเคชันได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยไม่รบกวนการทำงานของจุลินทรีย์ นอกจากนี้เม็ดยางที่ได้จากยางรถยนต์ก็ยัง

เข้ากันได้ดีกับจุลินทรีย์ในระบบและไม่มีความเป็นพิษต่อจุลินทรีย์ ทั้งยังให้พื้นที่ผิวที่ดีต่อการเกาะตัวของจุลินทรีย์ในระบบอีกด้วย

5.1.4 ผลการศึกษาความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบด

ผลการวิเคราะห์ความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ด้วยเทคนิค PCR-DGGE ในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 4 ระดับ คือ 2:1 5:1 10:1 และ 15:1 ตามลำดับ พบว่าระบบมีการเปลี่ยนแปลงชนิดของกลุ่มจุลินทรีย์อย่างเห็นได้ชัด โดยทุกอัตราส่วนพบจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์ แสดงว่าจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์สามารถเจริญเติบโตได้ดีในระบบบำบัดฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง เนื่องจากเม็ดยางสามารถเป็นตัวกลางให้จุลินทรีย์ยึดเกาะและเจริญเติบโตได้ดี โดยความหลากหลายของจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์จะเพิ่มขึ้นที่การเพิ่มค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต ผลการทดลองในส่วนนี้มีความสอดคล้องกับผลที่ได้จากการศึกษาลักษณะโครงสร้างของเม็ดยางจากภาพถ่ายด้วยกล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนชนิดส่องกราด โดยความหลากหลายของจุลินทรีย์ในระบบจะเพิ่มขึ้นเมื่ออัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เพิ่มขึ้นเช่นกัน และเมื่อพิจารณาลักษณะโครงสร้างภายในของเม็ดยาง พบว่าจุลินทรีย์มีความหลากหลายคล้ายคลึงกัน คือ มีลักษณะเป็นรูปร่าง รูปทรงกลม เส้นใย และข้อปล้อง ซึ่งเป็นลักษณะส่วนใหญ่ของจุลินทรีย์กลุ่มดีไนทริฟายเออร์ นอกจากนี้บริเวณผิวสัมผัสภายนอกของเม็ดยางยังมีลักษณะเป็นรูพรุน ซึ่งเป็นลักษณะที่ดีของตัวกลาง คือเป็นการเพิ่มพื้นที่ผิวสัมผัสให้กับจุลินทรีย์ในระบบ บ่งชี้ได้อย่างชัดเจนว่าเม็ดยางที่ผลิตจากเศษยางรถยนต์ใช้แล้วมีความเหมาะสมที่จะนำมาใช้เป็นวัสดุตัวกลางในระบบบำบัดแบบฟลูอิดไดซ์เบด

5.2 ข้อเสนอแนะ

1) ระบบฟลูอิดไดซ์เบดที่มีการเจริญเติบโตแบบยึดเกาะกับตัวกลาง พบว่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตที่เหมาะสม คือ 2:1 ซึ่งต่ำกว่าระบบเติบโตแบบแขวนลอยที่มีค่าเหมาะสมคือ 5:1 ควรทำการศึกษาเพิ่มเติมในด้านการแปรค่าระยะเวลาพักเก็บน้ำ (HRT) เพื่อหาระยะเวลาพักเก็บน้ำที่เหมาะสมต่อการเดินระบบ ซึ่งจะช่วยให้ประหยัดเวลาในการเดินระบบได้

2) การเดินระบบฟลูอิดไดซ์เบดเพื่อกำจัดไนเตรต พบว่าเม็ดยางมีความเหมาะสมที่จะใช้เป็นวัสดุตัวกลาง เนื่องจากยางมีน้ำหนักเบา จึงลอยตัวเพื่อให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันได้ง่าย ดังนั้นจึงมีความน่าสนใจในการศึกษาเพิ่มเติมกรณีที่ไม่ใช้การหมุนเวียนน้ำในระบบ เพื่อลดข้อเสียของระบบฟลูอิดไดซ์เบดในแง่ของพลังงานที่ใช้ในการควบคุมระบบให้เกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันตลอดเวลา

3) ควรทำการสอบเทียบ (calibrate) เครื่องวัดปริมาตรก๊าซอาทิตย์ละครั้ง เพื่อความถูกต้องในการวัดปริมาตรก๊าซในแต่ละวันและเพื่อแก้ไขข้อผิดพลาดอันเกิดจากเครื่องวัดปริมาตรก๊าซที่ไม่ได้มาตรฐาน

4) เนื่องจากผลการวิเคราะห์ห้องค์ประกอบก๊าซ พบก๊าซออกซิเจนขึ้นในระบบ โดยปกติกระบวนการดีในทรีพีเคชั่นไม่ควรมีออกซิเจนเกิดขึ้นหรือควรมีในปริมาณที่น้อยมากๆ ซึ่งผลการวิเคราะห์ดังกล่าวอาจเกิดความผิดพลาดจากการเก็บตัวอย่าง ดังนั้นเพื่อลดความผิดพลาดจากการเก็บตัวอย่าง ควรเลือกอุปกรณ์ในการเก็บก๊าซที่ได้มาตรฐาน เช่น ถังเก็บก๊าซ เป็นต้น และควรทำการเก็บตัวอย่างแล้ววัดค่าทันที ส่วนการคำนวณหาองค์ประกอบก๊าซในระบบ กรณีที่พบก๊าซออกซิเจนในระบบปริมาณมาก ควรตัดก๊าซออกซิเจนที่ตรวจพบทิ้ง เนื่องจากเป็นข้อมูลที่เกิดจากความผิดพลาด (error) ของขั้นตอนการเก็บก๊าซ เพื่อให้เกิดความถูกต้องในการวิเคราะห์

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

- เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2543. วิศวกรรมกรรมการกำจัดน้ำเสีย เล่ม 4. กรุงเทพมหานคร. พิมพ์ครั้งที่ 1: 438-541.
- ควบคุมมลพิษ, กรม. 2542. คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ. กรุงเทพมหานคร: กระทรวงวิทยาศาสตร์เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม.
- แซน.อี.68 คอนซัลติ้ง เอ็นจิเนียรส์. 2546. เอกสารประกอบการสัมมนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน. โครงการจัดทำคู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้อากาศ. กรุงเทพมหานคร.
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2544. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. กรุงเทพมหานคร. พิมพ์ครั้งที่ 1. สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.
- พล สาเททอง. 2526. ความรู้พื้นฐานเรื่องฟลูอิดไดซ์เซชัน. กรุงเทพมหานคร.
- พัชรียา รุ่งกิจวัฒนานุกุล. 2553. การบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ด้วยระบบแอนแอโรบิกฟลูอิดไดซ์ที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง: ผลของอัตราสารอินทรีย์. วิทยานิพนธ์ปริญญา มหาบัณฑิต, ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ภาพ การเคลื่อนที่ของดีเอ็นเอบนโพลีอะคริลาไมล์เจล. 2548. [ออนไลน์]. เข้าถึงโดย: <http://bccm.belspo.be/newsletter/17-05/bccm02.htm>. [2555, มกราคม 18]
- ภาพ แสดงขั้นตอนการเพิ่มจำนวนดีเอ็นเอด้วยเทคนิค PCR. 2553. [ออนไลน์]. เข้าถึงโดย: <http://adinarayanapeetha.blogspot.com/2010/04/pcr.html>. [2555, มกราคม 18]
- ภาพ องค์ประกอบของระบบฟลูอิดไดซ์เบด. 2552. [ออนไลน์]. เข้าถึงโดย: http://www.greenenergynet.net/tec_Biogas%20Technology2.html. [2553, พฤศจิกายน 6]
- มันสิน ตันฑุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม. เล่ม 2. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพมหานคร: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- รัชพล สุทธาโรจน์. 2540. การศึกษาการกำจัดไนโตรเจนด้วยถังกรองชนิดสารกรองเคลื่อนที่และถังปฏิกรณ์ชนิดฟลูอิดไดซ์เบด. วิทยานิพนธ์ปริญญา มหาบัณฑิต, ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

- วรฤทธิ จุฬาลักษณ์านุกุล. 2548. ความสัมพันธ์ทางพันธุกรรมระดับโมเลกุลในแบคทีเรียกลุ่มดีไนทริฟายเออร์จากการวิเคราะห์ไนโตรัสรีดักเทสยีนโดยเทคนิค PCR-RFLP. รายงานวิจัยผลการวิจัยกองทุนรัชดาภิเษกสมโภช. คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- วัลย์ภรณ์ วุฒิเมธา. 2551. บทบาทของอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่อความหลากหลายของประชากรจุลินทรีย์ในระบบยูเอเอสพี. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- ศักดิ์ชัย โอภาสวัฑชัย. 2526. การย่อยสลายและการผลิตก๊าซชีวภาพของขยะแบบไร้ออกซิเจนโดยแบคทีเรียชนิดชอบความร้อน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, ภาควิชาวิศวกรรมสุขาภิบาล บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สมศักดิ์ ดำรงเลิศ. 2528. ฟลูอิดไดซ์เซชัน. สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สถิตรัตน์ รอดอารี. 2551. ผลของชนิดและขนาดวัสดุช่วยตกตะกอนที่มีต่อประสิทธิภาพการตกตะกอนในระบบเอเอส. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- เสฏฐา ศาสนนันท์. 2538. การสมานตะกอนโดยใช้ฟลูอิดไดซ์เบด. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สุธาสิณี อ่วมจันทร์. 2548. การเปลี่ยนแปลงของกลุ่มแบคทีเรียในตัวอย่างชีวภาพแบบไนทริฟิเคชันและดีไนทริฟิเคชันสำหรับการเพาะเลี้ยงทางน้ำ. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทมหาบัณฑิต, สาขาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม คณะวิทยาศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- สุรพล สายพานิช. 2540. การศึกษากระบวนการคอนแทกส์สเตปีไลเซชันไร้อากาศแบบกวนสมบูรณ์. โครงการวิจัย เลขที่ 31G – SAN – 2530. งบประมาณแผ่นดินประจำปี 2530. สถาบันวิจัยและพัฒนาของคณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ภาษาอังกฤษ

- Akunna, J.C., Bizeau, C. and Moletta, R. 1992. Denitrification in anaerobic digesters : Possibilities and influence of wastewater COD/N-NO_x ratio. Environmental Technology. 13: 825-836.
- American Water Works Association. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th ed.
- Aslan, S. and Dahab, M. 2008. Nitritation and Denitritation of Ammonium – rich Wastewater using Fluidized-bed biofilm reactors. Journal of Hazardous Materials. 156: 56-63.
- Balderston, W. and Sieburth, J.M., 1976. Nitrate removal in closed system aquaculture by columnar denitrification. Apply Environmental Microbiology. 32: 808–818.
- Calderon, D., Buffiere, P., Moletta, R. and Elmaleh, S. 1996. Comparison of three granular support materials for anaerobic fluidized bed system. Biotechnology letter. 18: 731-736.
- Chiu, Y-C. and Chung, M-S. 2003. Determination of optimal COD to nitrate ratio for biological denitrification. Journal of International Biodeterioration & Biodegradation. 51: 43-49.
- Fahid, K.J.R. and Mohamed, F.D. 2004. Nitrate removal characteristics of high performance fluidized-bed biofilm reactors. Water Environmental Resource. 38: 3719-3728.
- Fernandez, N.Y., Maranon, E., Soons, J. and Castrillon, L. 2009. Denitrification of high nitrate concentration wastewater using alternative carbon sources. Journal of Hazardous Materials. 173: 682-688.
- Gentile, M., Yan, T., Tiquia, S.M., Fields, M.W., Nyman, J., Zhou, J. and Criddle, C.S. 2006. Stability in a Denitrifying Fluidized bed Reactor. Microbial Ecology. 52: 311-321.
- Glass, C., Silverstein, J. and Oh, J. 1997. Inhibition of denitrification in activated sludge by nitrite. Water Environmental Resource. 69: 1086–1093.
- Hallin, S. and Lindgren, P.-E. 1999. PCR detection of genes encoding nitrite reductase in denitrifying bacteria. Apply Environmental Microbiology. 65: 1652–1657.

- Hamlin , H.J., Michaels, J.T., Beaulaton, C.M., Graham, W.F., Dutt, W., Steinbach ,P., Losordo, T.M., Schrader, K.K. and Main, K.L. 2008. Comparing denitrification rates and carbon sources in commercial scale upflow denitrification biological filters in aquaculture. Journal of aquaculture Engineering. 38: 79-92.
- Henze, M. and Harremoës, P. 1982. Anaerobic treatment of wastewater in fixed film reactors: a literature review. Water Science Technology. 15: 1-101.
- Hulshoff, P.L. and Lettinga, G. 1986. Technology for anaerobic wastewater treatment. Water Science Technology. 18: 41-53.
- Jeris, J.S., Owen, R.W. and Flood, F. 1981. Secondary Treatment of Municipal Wastewater with Fluidize-Bed Technology. Biological Fluidize-Bed Treatment of Water and Wastewater.
- Laurin, V., Labbe, N., Juteau, P., Parent, S. and Villemur, R. 2006. Long-term storage conditions for carriers with denitrifying biomass of the fluidized, methanol-fed denitrification reactor of the Montreal Biodome, and the impact on denitrifying activity and bacterial population. Water research. 40: 1836-1840.
- Li, Y.-M., Li, J., Zheng, G.-H., Luan, J.-F., Fu, Q.S. and Gu, G.-W. 2008. Effects of the COD/NO₃⁻-N ratio and pH on the accumulation of denitrification intermediates with available pyride as a sole electron donor and carbon source. Environmental Technology. 29: 1297-1306.
- McCabe, W.L., Smith, J.C. and Harriott, P. 1993. Unit Operation of Chemical Engineering. 5th edition. New York: McGraw-Hill.
- Metcalf and Eddy. 2003. Wastewater Engineering : Treatment and Reuse. 4th edition. New York: McGraw-Hill.
- Narjari, N.K., Khilar, K.C. and Mahajan, S.P. 1984. Biological Denitrification in a Fluidized-bed. Biotech and Bioeng. 26: 1445-1448.
- Nieuwstad, T.J. 1984. Modeling, Optimization and Design of Fluidized beds for Biological Denetification. Water Science Technology. 17: 367-383.
- Park, J., Ellis, T.G. and Lally, M. 2006. Evaluation of tire derived rubber particles for biofiltration media. WEFTEC. 6: 3217-3230.

- Sanz, I. and Polanco, F-F. 1990. Low temperature treatment of municipal sewage in anaerobic fluidized bed reactors. Water research. 24: 463-469.
- Speece, R.E. 1996. Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. Archae Press Nashville, Tennessee 37215.
- Strohm, T.O., Griffin, B., Zomft, W.G., and Schink, B. 2007. Growth Yields in Bacterial Denitrification and Nitrate Ammonification. Applied and Environmental Microbiology. 73: 1420-1424.
- Suttisri, R., Kutako, M., Luepromchai, E., Pavasant, P., Powtongsook, S. and Menasveta, P. 2006. Nitrate removal efficiency and bacterial diversity in the tubular denitrification reactor for the indoor aquaculture pond. Proceedings 32nd Congress on Science and Technology of Thailand, 10-12 October 2006 at Queen Sirikit National Convention Center.
- Throback, I.N., 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.
- Tiedje, J.M. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. Biology of Anaerobic Microorganisms. United States of America : 179-244.
- Xia, S., Li, Ji., Wang, R., Li, Ju. and Zhang, Z. 2010. Tracking composition and dynamics of nitrification and denitrification microbial community in a biofilm reactor by PCR-DGGE and combining FISH with flow cytometry. Journal of Biochemical Engineering. 49: 370-378.
- Yoshie, S., Noda, N., Miyano, T., Tsuneda, S., Hirata, A. and Inamori, Y. 2001. Microbial community analysis in the denitrification process saline-wastewater by denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified 16S rDNA and the cultivation method. Journal of Bioscience and Bioengineering. 92: 346-353.

Zumft, W.G. 1993. The biological role of nitric oxide in bacteria. Arch. Microbiol. 160: 253–264.

Zumft, W.G. 1997. Cell Biology and Molecular Basis of Denitrification. Microbiology and Molecular Biology Reviews. 61: 533-616.

ภาคผนวก

ภาคผนวก ก
การคำนวณ

ภาคผนวก ก
ผลการคำนวณ

ก-1 วิธีการคำนวณหาค่าการออกแบบ

- 1) การหาความเร็วต่ำสุดและความเร็วสุดท้ายในการเกิดฟลูอิดไดซ์เซชัน
จากสมการ (1)

$$\frac{150\mu\bar{V}_{0M}}{\varphi_s D_p^2} \frac{(1 - \varepsilon_M)}{\varepsilon_M^3} + \frac{1.75\rho\bar{V}_{0M}^2}{\varphi_s D_p} \frac{1}{\varepsilon_M^3} = g(\rho_p - \rho) \quad \dots\dots\dots (1)$$

เมื่อ	μ	= ความหนืดของของไหล	= 0.008 ซม. ³ /วินาที
	φ_s	= รูปความกลม (Sphericity)	= 1
	D_p	= ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของอนุภาคตัวกลาง	= 0.043 ซม.
	ρ	= ความหนาแน่นของของไหล	= 1 ก./ซม. ³
	ρ_p	= ความหนาแน่นของอนุภาค	= 1.2 ก./ซม. ³
	g	= ความเร่งเนื่องจากแรงโน้มถ่วงของโลก	= 980 ซม./วินาที ²
	ε_M	= ความพรุนที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	
		= 0.4	

จะได้	\bar{V}_{0M}	= ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	= 1.08 ม./ซม.
	L	= $L_M \frac{1 - \varepsilon_M}{1 - \varepsilon}$	\dots\dots\dots (2)

เมื่อ	L	= ความสูงของชั้นเบดที่ความเร็วสุดท้าย	= 100 ซม.
	L_M	= ความสูงของชั้นเบดเมื่อเริ่มมีการฟลูอิดไดซ์เซชัน	= 150 ซม.
	ε_M	= ความพรุนที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	
		= 0.4	

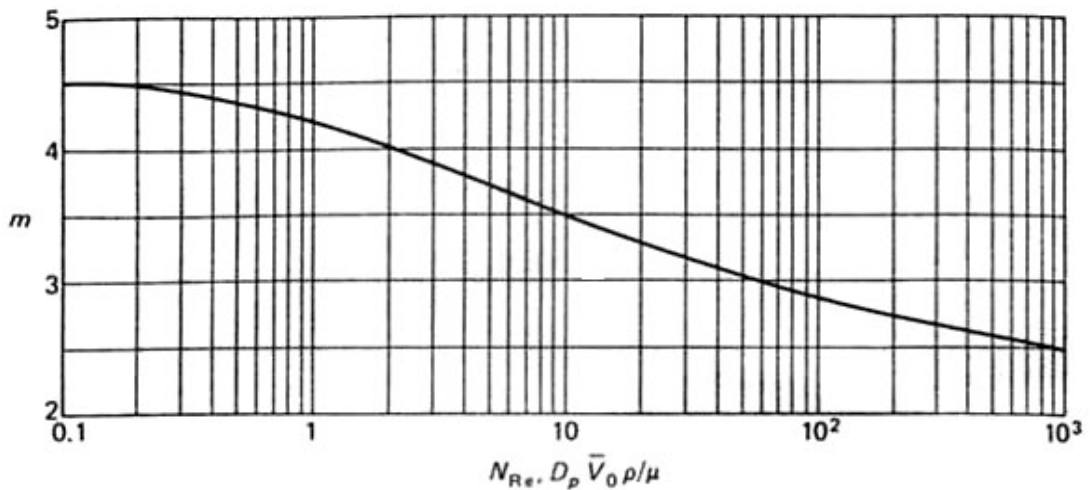
จะได้	ε	= ความพรุนที่ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน	
		= 0.6	

นำค่าความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ได้จากสมการที่ (1) มาแทนลงในสมการกฎของสโต็ค (3) เพื่อหาค่าเลขเรย์โนลด์

$$N_{Re,p} = \frac{D_p \bar{V}_{0M} \rho_p}{\mu} \quad \dots\dots\dots (3)$$

เมื่อ $\mu =$ ความหนืดของของไหล $= 0.008 \text{ ซม.}^3/\text{วินาที}$
 $D_p =$ ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของอนุภาคตัวกลาง $= 0.043 \text{ ซม.}$
 $\rho_p =$ ความหนาแน่นของอนุภาค $= 1.2 \text{ ก./ซม.}^3$
 $\bar{V}_{0M} =$ ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน
 $= 1.08 \text{ ม./ชม.}$
 จะได้ $N_{Re} =$ เลขเรย์โนลด์ $= 0.2$

นำค่าเลขเรย์โนลด์ที่ได้มาประมาณหาค่าเอ็ม (m) จากกราฟความสัมพันธ์ระหว่างเลขเรย์โนลด์ กับค่าเอ็ม (ภาพที่ ก.1) โดยที่ค่า m นั้นเป็นค่าคงที่ที่ประมาณจากเลขเรย์โนลด์พบว่าเอ็มมีค่าเท่ากับ 4.5



ภาพที่ ก.1 กราฟเอ็กซ์โปเนนเชียลของค่าเอ็มกับการขยายตัวของชั้นเบด

จากนั้นนำค่าความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ได้จากสมการที่ (1) ค่าความพรุนที่ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชันที่ได้จากสมการที่ (2) รวมทั้งค่า m ที่ได้จากการประมาณจากภาพที่ 1 มาแทนลงในสมการที่ (4)

$$\left(\frac{\varepsilon}{\varepsilon_M}\right)^m = \frac{\bar{V}_0}{\bar{V}_{0M}} \dots\dots\dots (4)$$

เมื่อ $\varepsilon_M =$ ความพรุนที่ความเร็วต่ำสุดของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน
 $= 0.4$
 $\varepsilon =$ ความพรุนที่ความเร็วสุดท้ายของการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน
 $= 0.6$

$$\begin{aligned}
 m &= \text{ค่าคงที่ที่ประมาณจากค่า Reynold's numbers} \\
 &= 4.5 \\
 \bar{V}_{0M} &= \text{ความเร็วต่ำสุดในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน} \\
 &= 1.08 \text{ ม./ชม.} \\
 \text{จะได้ } \bar{V}_0 &= \text{ความเร็วสุดท้ายในการเกิดสภาวะฟลูอิดไดซ์เซชัน} \\
 &= 5.47 \text{ ม./ชม.}
 \end{aligned}$$

2) การหาอัตราการไหลของน้ำ

$$\text{จากสูตร} \quad Q = \frac{V}{A}$$

โดยที่

$$\text{ความเร็วสุดท้ายของการเกิดฟลูอิดไดซ์เซชัน} = 5.47 \text{ ม./ชม.}$$

$$\text{ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง} = 0.05 \text{ ม.}$$

$$\text{พื้นที่หน้าตัด (A)} = \frac{\pi D^2}{4}$$

4

$$\begin{aligned}
 \text{เมื่อนำมาแทนค่าในสูตร} \quad Q &= V/A \\
 &= (5.47 \text{ ม./ชม.}) \cdot ((3.14 \cdot 0.05^2) / 4) \\
 &= 0.011 \text{ ลบ.ม./ชม.} \\
 &= 0.264 \text{ ลบ.ม./วัน} \\
 &= 264 \text{ ล./วัน}
 \end{aligned}$$

$$\text{ดังนั้นเลือกใช้ } Q_{\text{feed}} = 10 \text{ ล./วัน} \text{ และ } Q_{\text{recycle}} = 254 \text{ ล./วัน}$$

ก-2 การคำนวณสารอาหารที่ใช้ในการทดลอง

การคำนวณน้ำเสียสังเคราะห์

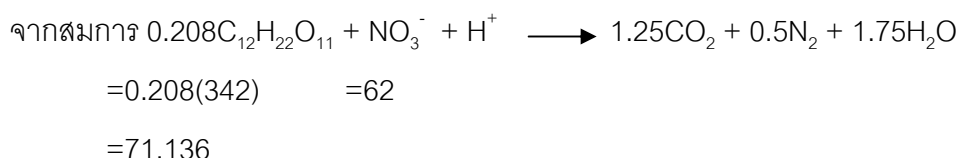
- ตัวอย่าง COD = 200 มก./ล / $\text{NO}_3^- = 100$ มก./ล. (COD: $\text{NO}_3^- = 2:1$), ปริมาตรน้ำที่เตรียม 10 ล.

1. NaNO_3 ที่ต้องการเติม (โดยควบคุม $\text{NO}_3^- = 100$ มก./ล.)

โดย $\text{NO}_3^- = 62$ ก. ใน $\text{NaNO}_3 = 85$ ก.

$$\text{NaNO}_3 \text{ ที่ต้องการเติม} = \frac{(85)(100 \text{ มก./ล.})(10 \text{ ล.})}{(62) (1000 \text{ มก./ก.})} = 1.37 \text{ ก./น้ำประปา 10 ล.}$$

2. น้ำตาลทรายที่ต้องการเติม



$$\begin{aligned} \text{น้ำตาลทรายที่ต้องการเติม} &= \frac{(71.136)(200 \text{ มก./ล.})(10 \text{ ล.})}{(62) (1000 \text{ มก./ก.})} = 2 \text{ ก./น้ำประปา 10 ล.} \end{aligned}$$

การคำนวณสารอาหารเสริม

1. สารที่ไม่ได้ผสมเก็บไว้ (เตรียมน้ำเสีย 10 ล./วัน)

$$\begin{aligned} \text{NaHCO}_3 &= \frac{(\text{ใช้ } 6000 \text{ มก./ล.})(10 \text{ ล./วัน})}{(1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(6000)(10)}{(1000 \text{ มก./ก.})} = 60 \text{ ก.} \end{aligned}$$

2. สารอาหารหลัก ในปริมาตรน้ำ 10 ล./วัน

- ต้องการ COD : P = 100 : 1 ถ้า COD : P = 200 : 2 (MW $\text{K}_2\text{HPO}_4 = 174.2$ มก.)

$$\begin{aligned} \text{K}_2\text{HPO}_4 &= \frac{(\text{ใช้ } 2 \text{ มก./ล.})(10 \text{ ล.})(174.2)}{(31)(1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(2)(10)(174.2)}{(31)(1000 \text{ มก./ก.})} = 0.11 \text{ ก./น้ำประปา 10 ล.} \end{aligned}$$

3. สารอาหารรองทำ stack ไว้ 20 เท่า ในปริมาตรน้ำ 200 ล.

$$\begin{aligned} \text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} &= \frac{(\text{ใช้ } 400 \text{ มก./ล.})(10 \text{ ล.})(20 \text{ เท่า})}{(1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(400)(10)(20)}{(1000 \text{ มก./ก.})} = 80 \text{ ก./น้ำประปา 200 ล.} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{K}_2\text{HPO}_4 &= \frac{(\text{ใช้ } 400 \text{ มก./ล.})(10 \text{ ล.})(20 \text{ เท่า})}{(1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(400)(10)(20)}{(1000 \text{ มก./ก.})} = 80 \text{ ก./น้ำประปา 200 ล.} \end{aligned}$$

$$\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O} = \frac{(\text{ใช้ } 40 \text{ มก./ล.}) (10 \text{ ล.}) (20 \text{ เท่า})}{(1000 \text{ มก./ก.}) (1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(40)(10)(20)}{(1000)(1000)} = 8 \text{ ก./น้ำประปา } 200 \text{ ล.}$$

$$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = \frac{(\text{ใช้ } 10 \text{ มก./ล.}) (10 \text{ ล.}) (20 \text{ เท่า})}{(1000 \text{ มก./ก.}) (1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(10)(10)(20)}{(1000)(1000)} = 2 \text{ ก./น้ำประปา } 200 \text{ ล.}$$

$$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = \frac{(\text{ใช้ } 0.5 \text{ มก./ล.}) (10 \text{ ล./วัน}) (20 \text{ เท่า})}{(1000 \text{ มก./ก.}) (1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(0.5)(10)(20)}{(1000)(1000)} = 0.1 \text{ ก.}$$

$$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O} = \frac{(\text{ใช้ } 0.5 \text{ มก./ล.}) (10 \text{ ล./วัน}) (20 \text{ เท่า})}{(1000 \text{ มก./ก.}) (1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(0.5)(10)(20)}{(1000)(1000)} = 0.1 \text{ ก.}$$

$$\text{H}_3\text{BO}_3 = \frac{(\text{ใช้ } 0.5 \text{ มก./ล.}) (10 \text{ ล./วัน}) (20 \text{ เท่า})}{(1000 \text{ มก./ก.}) (1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(0.5)(10)(20)}{(1000)(1000)} = 0.1 \text{ ก.}$$

$$\text{ZnCl}_2 = \frac{(\text{ใช้ } 0.5 \text{ มก./ล.}) (10 \text{ ล./วัน}) (20 \text{ เท่า})}{(1000 \text{ มก./ก.}) (1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(0.5)(10)(20)}{(1000)(1000)} = 0.1 \text{ ก.}$$

$$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = \frac{(\text{ใช้ } 0.5 \text{ มก./ล.}) (10 \text{ ล./วัน}) (20 \text{ เท่า})}{(1000 \text{ มก./ก.}) (1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(0.5)(10)(20)}{(1000)(1000)} = 0.1 \text{ ก.}$$

$$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O} = \frac{(\text{ใช้ } 0.5 \text{ มก./ล.}) (10 \text{ ล./วัน}) (20 \text{ เท่า})}{(1000 \text{ มก./ก.}) (1000 \text{ มก./ก.})} = \frac{(0.5)(10)(20)}{(1000)(1000)} = 0.1 \text{ ก.}$$

ก-3 ตัวอย่างการคำนวณเซลล์ที่เกิดขึ้นเทียบกับเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบในรูปปริมาณตะกอนแขวนลอย

- ยกตัวอย่างการคำนวณเซลล์ที่เกิดขึ้นเทียบกับเซลล์ที่หลุดออกไปจากระบบในรูปปริมาณตะกอนแขวนลอยในช่วงเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 วันที่ 17/07/2554

ข้อมูล ซีโอดีน้ำเข้า = 227 มก./ล. ซีโอดีน้ำออก = 55 มก./ล. ปริมาณตะกอนแขวนลอย = 10 มก./ล. น้ำเสียสังเคราะห์ที่เข้าระบบ = 10 ล./วัน และยี่ลด์ของกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน = 0.4 ก.วีเอสเอส/ก.ซีโอดีที่ถูกกำจัด (Metcalf และ Eddy, 2003)

$$\text{จาก } Y = \frac{\text{เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบ}}{\text{(ก.วีเอสเอส/ก.ซีโอดี) ซีโอดีที่ถูกจุลินทรีย์ใช้ไป}}$$

$$\begin{aligned} \text{เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบ} &= Y \times \text{ซีโอดีที่ถูกจุลินทรีย์ใช้ไป} \\ &= (0.4 \text{ ก.วีเอสเอส/ก.ซีโอดี}) \times (227-55 \text{ มก./ล.}) \times (10 \text{ ล./วัน}) \times (1 \text{ ก./1000 มก.}) \\ &= 0.7 \text{ ก.เซลล์/วัน} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{เซลล์ที่หลุดจากระบบ} &= \text{ปริมาณตะกอนแขวนลอย} \times \text{น้ำเสียสังเคราะห์ที่เข้าระบบ} \\ &= (10 \text{ มก./ล.}) \times (10 \text{ ล./วัน}) \times (1 \text{ ก./1000 มก.}) \\ &= 0.1 \text{ ก.เซลล์/วัน} \end{aligned}$$

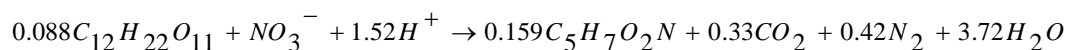
ดังนั้น เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบมีค่ามากกว่าเซลล์ที่หลุดออกจากระบบ (ซึ่งเป็นค่าที่ได้จากการวิเคราะห์น้ำทิ้งที่ออกจากระบบในรูปปริมาณตะกอนแขวนลอย) สรุปได้ว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลางและสามารถรักษาปริมาณจุลินทรีย์ไว้ในระบบได้เป็นอย่างดี

ก-4 ตัวอย่างการทำสมดุลไนโตรเจน

- ยกตัวอย่างการคิดสมดุลไนโตรเจนที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 วันที่ 9/10/2554 โดย ไนเตรตที่เข้าระบบ = 97.13 มก./ล., ไนไตรต์ที่เข้าระบบ = 1.4 มก./ล. และ ทีเคเอ็นที่เข้าระบบ = 0.03 มก./ล.

และ ไนเตรตของน้ำทิ้ง = 97.13 มก./ล., ไนไตรต์ของน้ำทิ้ง = 1.4 มก./ล., ทีเคเอ็นของน้ำทิ้ง = 0.03 มก./ล. ก๊าซไนโตรเจน 0.02 ล./วัน และ ปริมาณของแข็งแขวนลอย = 3.72 มก./ล.

จากสมการเคมี



ไนโตรเจนที่เข้าระบบ			→	ไนโตรเจนที่ออกจากระบบ				
ไนเตรต	ไนไตรต์	ทีเคเอ็น		ไนเตรต	ไนไตรต์	ทีเคเอ็น	ก๊าซไนโตรเจน	เซลล์
97.13 (มก./ล.)	1.40 (มก./ล.)	0.03 (มก./ล.)		82 (มก./ล.)	3.08 (มก./ล.)	6.0 (มก./ล.)	0.02 (ล./วัน)	3.72 (มก./ล.)
คิดจาก น้ำเสียที่เข้าระบบ 10 ล./วัน								
0.97 (ก./วัน.)	0.014 (ก./วัน.)	0.0003 (ก./วัน.)		0.82 (ก./วัน.)	0.03 (ก./วัน.)	0.06 (ก./วัน.)	0.02 (ล./วัน)	0.037 (ก./วัน.)
0.99 (ก./วัน)			=	0.97 (ก./วัน)				

สรุปผลการคำนวณ

ไนโตรเจนทั้งหมดที่เข้าระบบ = ไนโตรเจนที่คงเหลือในระบบและก๊าซไนโตรเจนที่เกิดขึ้น

$$0.99 \text{ ก./วัน} = 0.97 \text{ ก./วัน}$$

ไนโตรเจนที่เข้าระบบมีค่าใกล้เคียงกับไนโตรเจนที่ออกจากระบบ

ระบบเกิดสมดุลไนโตรเจน

ก-5 การคำนวณหาร้อยละของการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเพื่อย่อยสลายในเทรต

1.) อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเทรตเท่ากับ 2:1

		$0.02 \text{ C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11} + 0.27 \text{ H}_2\text{O}$	\longrightarrow	$0.25 \text{ CO}_2 + \text{H}^+ + \text{e}^-$		
		342 ก.				
จาก	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	0.02 โมล		เกิด e^-	1	โมล
ดังนั้น	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	342 ก.	\implies	เกิด e^-	1	โมล
ถ้า	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ เข้า	= 226	มก./ล.			
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ ออก	= 60	มก./ล.			
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ ที่ถูกจุลินทรีย์ใช้ไป	= 166	มก./ล.			
		= 0.2	ก./ล.			
โดย	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	= 1	ก.	เท่ากับ ซีไอดี	8	ก.
ดังนั้น	ซีไอดี	= 8	ก.	เกิด e^-	= 1	โมล
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	= 0.2	ก./ล.	เกิด e^-	= 0.02	โมล
				เกิด e^-	= 21	มิลลิโมล
		$0.2 \text{ NO}_3^- + 1.2 \text{ H}^+ + \text{e}^-$	\longrightarrow	$0.1 \text{ N}_2 + \text{H}_2\text{O}$		
		62 ก.				
จาก		0.2 โมล		เกิด e^-	1	โมล
ถ้า	NO_3^-	62 ก.	\implies	เกิด e^-	1	โมล
ถ้า	NO_3^- เข้า	= 119	มก./ล.			
	NO_3^- ออก	= 6	มก./ล.			
		= 113	มก./ล.			
		= 0.1	ก./ล.			
ปกติ	NO_3^-	+5	ไอออน	เกิด N_2	= 0	ไอออน
ดังนั้น	NO_3^-	0.1	ก./ล.	เกิด e^-	= 0.01	โมล
				เกิด e^-	= 9	มิลลิโมล
ดังนั้น	ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจุลินทรีย์ใช้สารอินทรีย์ในการย่อยไนเทรต คิดเป็น					
	ซีไอดี	21	มิลลิโมล	คิดเป็น	100	%
ถ้า	ย่อยไนเทรตไป	9	มิลลิโมล	คิดเป็น	43.9	%
สรุป	จุลินทรีย์ใช้ซีไอดีในการย่อยไนเทรตในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ~ 44%					

2.) อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 5:1

	$0.02 \text{ C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11} + 0.27 \text{ H}_2\text{O}$	\longrightarrow	$0.25 \text{ CO}_2 + \text{H}^+ + \text{e}^-$	
	342 ก.			
จาก	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	0.02	โมล	เกิด e^- 1 โมล
ดังนั้น	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	342	ก.	เกิด e^- 1 โมล
ถ้า	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ เข้า	=	592 มก./ล.	
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ ออก	=	142 มก./ล.	
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ ที่ถูกจุลินทรีย์ใช้ไป	=	450 มก./ล.	
		=	0.5 ก./ล.	
โดย	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	=	1 ก.	เท่ากับ ซีโอดี 8 ก.
ดังนั้น	ซีโอดี	=	8 ก.	เกิด e^- = 1 โมล
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	=	0.5 ก./ล.	เกิด e^- = 0.06 โมล
				เกิด e^- = 56 มิลลิโมล

	$0.2 \text{ NO}_3^- + 1.2 \text{ H}^+ + \text{e}^-$	\longrightarrow	$0.1 \text{ N}_2 + \text{H}_2\text{O}$	
	62 ก.			
จาก		0.2	โมล	เกิด e^- 1 โมล
ถ้า	NO_3^-	62	ก.	เกิด e^- 1 โมล
ถ้า	NO_3^- เข้า	=	122 มก./ล.	
	NO_3^- ออก	=	5 มก./ล.	
		=	117 มก./ล.	
		=	0.1 ก./ล.	
ปกติ	NO_3^-	+5	ไอออน	เกิด N_2 = 0 ไอออน
ดังนั้น	NO_3^-	0.1	ก./ล.	เกิด e^- = 0.01 โมล
				เกิด e^- = 9

ดังนั้น ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจุลินทรีย์ใช้สารอินทรีย์ในการย่อยไนเตรต คิดเป็น

	ซีโอดี	56	มิลลิโมล	คิดเป็น	100	%
ถ้า	ย่อยไนเตรตไป	9	มิลลิโมล	คิดเป็น	16.8	%
<u>สรุป</u>	จุลินทรีย์ใช้ซีโอดีในการย่อยไนเตรตในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน	~ 17 %				

3.) อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 10:1

		$0.02 \text{ C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11} + 0.27 \text{ H}_2\text{O}$	\longrightarrow	$0.25 \text{ CO}_2 + \text{H}^+ + \text{e}^-$				
		342 ก.						
จาก	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	0.02	โมล	\longrightarrow	เกิด	e^-	1	โมล
ดังนั้น	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	342	ก.	\longrightarrow	เกิด	e^-	1	โมล
ถ้า	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ เข้า	=	1114	มก./ล.				
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ ออก	=	331	มก./ล.				
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ ที่ถูกจุลินทรีย์ใช้ไป	=	783	มก./ล.				
		=	0.8	ก./ล.				
โดย	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	=	1	ก.	เท่ากับ	ซีไอดี	8	ก.
ดังนั้น	ซีไอดี	=	8	ก.	เกิด	e^-	= 1	โมล
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	=	0.8	ก./ล.	เกิด	e^-	= 0.10	โมล
					เกิด	e^-	= 98	มิลลิโมล

		$0.2 \text{ NO}_3^- + 1.2 \text{ H}^+ + \text{e}^-$	\longrightarrow	$0.1 \text{ N}_2 + \text{H}_2\text{O}$				
		62 ก.						
จาก		0.2	โมล	\longrightarrow	เกิด	e^-	1	โมล
ถ้า	NO_3^-	62	ก.	\longrightarrow	เกิด	e^-	1	โมล
ถ้า	NO_3^- เข้า	=	124	มก./ล.				
	NO_3^- ออก	=	5	มก./ล.				
		=	119	มก./ล.				
		=	0.1	ก./ล.				
ปกติ	NO_3^-		+5	ไอออน	เกิด	N_2	= 0	ไอออน
ดังนั้น	NO_3^-		0.1	ก./ล.	เกิด	e^-	= 0.01	โมล
					เกิด	e^-	= 10	มิลลิโมล

ดังนั้น ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจุลินทรีย์ใช้สารอินทรีย์ในการย่อยไนเตรต คิดเป็น

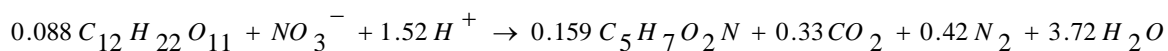
	ซีไอดี	98	มิลลิโมล	คิดเป็น	100	%
ถ้า	ย่อยไนเตรตไป	10	มิลลิโมล	คิดเป็น	9.81	%
<u>สรุป</u>	จุลินทรีย์ใช้ซีไอดีในการย่อยไนเตรตในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ~ 10%					

4.) อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรตเท่ากับ 15:1

		$0.02 \text{ C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11} + 0.27 \text{ H}_2\text{O}$		\longrightarrow	$0.25 \text{ CO}_2 + \text{H}^+ + \text{e}^-$		
		342	ก.				
จาก	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	0.02	โมล	\longrightarrow	เกิด	e^-	1 โมล
ดังนั้น	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	342	ก.	\longrightarrow	เกิด	e^-	1 โมล
ถ้า	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ เข้า	=	1680	มก./ล.			
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ ออก	=	499	มก./ล.			
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ ที่ถูกจุลินทรีย์ใช้ไป	=	1181	มก./ล.			
		=	1.2	ก./ล.			
โดย	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	=	1	ก.	เท่ากับ	ซีไอดี	8 ก.
ดังนั้น	COD	=	8	ก.	เกิด	e^-	= 1 โมล
	$\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$	=	1.2	ก./ล.	เกิด	e^-	= 0.15 โมล
					เกิด	e^-	= 148 มิลลิโมล
		$0.2 \text{ NO}_3^- + 1.2 \text{ H}^+ + \text{e}^-$		\longrightarrow	$0.1 \text{ N}_2 + \text{H}_2\text{O}$		
		62	ก.				
จาก		0.2	โมล	\longrightarrow	เกิด	e^-	1 โมล
ถ้า	NO_3^-	62	ก.	\longrightarrow	เกิด	e^-	1 โมล
ถ้า	NO_3^- เข้า	=	124	มก./ล.			
	NO_3^- ออก	=	5	มก./ล.			
		=	119	มก./ล.			
		=	0.1	ก./ล.			
ปกติ	NO_3^-	+5	ไอออน		เกิด	N_2	= 0 ไอออน
ดังนั้น	NO_3^-	0.1	ก./ล.		เกิด	e^-	= 0.01 โมล
					เกิด	e^-	= 10 มิลลิโมล
ดังนั้น	ในกระบวนการดีไนทริฟิเคชันจุลินทรีย์ใช้สารอินทรีย์ในการย่อยไนเตรต คิดเป็น						
	ซีไอดี	148	มิลลิโมล	คิดเป็น	100	%	
ถ้า	ย่อยไนเตรตไป	10	มิลลิโมล	คิดเป็น	6.5	%	
<u>สรุป</u>	จุลินทรีย์ใช้ซีไอดีในการย่อยไนเตรตในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน ~ 7%						

ก-6 ตัวอย่างการคำนวณก๊าซที่เกิดขึ้นตามทฤษฎีจากสมการเคมี

จากสมการเคมี



$C_{12}H_{22}O_{11}$	NO_3^-		CO_2	N_2
= 0.088 โมล	= 1 โมล	→	= 0.33 โมล	= 0.42 โมล
= 0.088 โมล * (342 ก./โมล)	= 1 โมล (62 ก./โมล)		= 0.33 * 44 ก./โมล	= 0.42 * 28 ก./โมล
= 30 ก.	= 62 ก.		= 14.52 ก.	= 11.76 ก.

1. การคำนวณการเกิดก๊าซไนโตรเจน วันที่ 24/07/2554

คิดจาก ไนเตรตในน้ำเข้าระบบ 131 มก./ล. ไนเตรตในน้ำทิ้ง 4 มก./ล. ในน้ำ 10 ล.

เข้า	=	131	มก./ล.
ออก	=	4	มก./ล.
หายไป	=	127	มก./ล.
	=	1270	ก. ไนเตรต/10ล.
	=	1.27	ก. ไนเตรต/10ล.
ถูกจุลินทรีย์ใช้ไปในกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน	=	(1.27/62)	ก. โมล/ก.
	=	0.02	โมล
ที่ไนเตรต 1 โมล เกิดเป็นก๊าซไนโตรเจน 0.42 โมล			
เกิดก๊าซไนโตรเจน	=	0.2 * 0.42	โมล
	=	0.008	โมล
ที่ 28 °ซ เกิดเป็นก๊าซไนโตรเจน			
	=	0.008(โมล)*24.45(โมล/ล.)	
	=	0.2	ล.

ดังนั้น ก๊าซไนโตรเจนที่เกิดขึ้น = 0.2 ล./วัน

2.การคำนวณการเกิดก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ วันที่ 24/07/2554

คิดจาก ซีโอดีในน้ำเข้าระบบ 266 มก./ล. ซีโอดีในน้ำทิ้ง 22 มก./ล. ในน้ำ 10 ล.

เข้า	=	266	มก./ล.
ออก	=	22	มก./ล.
หายไป	=	244	มก./ล.
	=	2440	มก.ซีโอดี/10 ล.
	=	2.44	ก.ซีโอดี/10 ล.
ถูกจุลินทรีย์ใช้ไปกระบวนการดีไนทริฟิเคชัน	=	(2.44/342)	ก.โมล/ก.
	=	0.007	โมล
ที่น้ำตาลทราย 0.088 โมลเกิดเป็น CO ₂ 0.33 โมล			
เกิด CO ₂	=	(0.007 * 0.33)/0.088	โมล
	=	0.03	โมล
ที่ 28 °ซ เกิดเป็น CO ₂			
	=	0.03(โมล)*24.45(โมล/ล.)	
	=	0.7	ล.

ดังนั้น ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ที่เกิดขึ้น = 0.7 ล./วัน

สรุป ก๊าซรวม N₂+CO₂ ที่เกิดขึ้นจากไนเตรตและซีโอดีที่ถูกใช้ไป = 0.2+0.7 = 0.9 ล./วัน

ก-7 ตัวอย่างการคำนวณปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในแต่ละวัน

การคำนวณหาปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นในแต่ละวัน มีวิธีการคำนวณดังนี้

1. ทำการสอบเทียบเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ (Calibrate gas meter) เพื่อหาค่าแฟคเตอร์สำหรับหาปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นแต่ละวัน โดยทำการสอบเทียบค่าทุกๆ 2 เดือน ค่าแฟคเตอร์ที่ได้จากการสอบเทียบตามช่วงเวลาแสดงดังตารางที่ ก.1

ตารางที่ ก.1 ค่าแฟคเตอร์ที่ได้จากการสอบเทียบเครื่องวัดปริมาตรก๊าซในแต่ละเครื่อง

วันที่ทำการสอบเทียบ	เครื่องที่ 1 (มล./รอบ)	เครื่องที่ 2 (มล./รอบ)	เครื่องที่ 3 (มล./รอบ)	เครื่องที่ 4 (มล./รอบ)
15/06/2554	11	12	11	11
02/08/2554	11	11	11	10
01/10/2554	10	10	10	10
09/12/2554	10	10	10	10

2. ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นแต่ละวัน จะเป็นค่าที่ได้จากการพลิกของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซเป็นจำนวนรอบต่อวัน นำมาคูณค่าแฟคเตอร์ที่ทำการสอบเทียบ จะได้ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นแต่ละวัน (ล./วัน) แสดงตัวอย่างการคำนวณ ดังนี้

- ตัวอย่างการคำนวณปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวันของวันที่ 04/07/2554 ข้อมูล คือ จำนวนรอบการพลิกของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ = 5 รอบ และค่าแฟคเตอร์ = 11(มล./รอบ)

$$\begin{aligned}
 \text{ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้น} &= (5\text{รอบ/วัน}) * (11\text{มล./รอบ}) * (1\text{ ล./}1000\text{ มล.}) \\
 &= 0.055\text{ ล./วัน} \\
 &\sim 0.06\text{ ล./วัน}
 \end{aligned}$$

ดังนั้น ปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นของวันที่ 04/07/2554 เท่ากับ 0.06 ล./วัน

ภาคผนวก ข
ผลการทดลอง

ภาคผนวก ข
ผลการทดลอง

ข-1 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์

ตาราง ข.1 ค่าไนโตรเจนน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทำการ ทดลอง	ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 3 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 4 (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
04/07/54	8	123	8	125	6	129	5	131	4
11/07/54	15	110	9	110	7	110	6	110	7
18/07/54	22	124	4	124	3	124	3	124	3
24/07/54	28	131	4	131	3	131	3	131	3
05/08/54	40	125	3	125	4	125	3	125	3
09/08/54	44	143	3	143	3	143	6	143	6
16/08/54	51	152	3	156	4	150	3	157	3
19/08/54	54	177	5	177	4	177	4	177	3
24/08/54	59	152	3	156	4	150	3	157	3
26/08/54	61	112	3	106	4	105	3	107	3
27/08/54	62	108	4	107	3	103	4	117	4
N		11	11	11	11	11	11	11	11
ค่าเฉลี่ย		132	5	133	4	132	4	135	4
S.D.		39	3	39	2	39	3	39	3

ตาราง ข.2 ค่าซีไอได้น้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

ว/ด/ป	ครั้งที่	ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 3 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 4 (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
27/06/54	1	239	28	224	110	247	158	250	147
	2	239	39	247	65	247	181	235	140
	3	269	39	243	61	239	188	258	173
	เฉลี่ย	239	33	245	63	244	176	248	153
29/06/54	1	228	58	271	83	267	70	224	66
	2	233	79	267	87	267	75	237	41
	3	224	58	262	75	254	83	233	36
	เฉลี่ย	230	68	265	81	262	76	231	48
30/06/54	1	228	69	232	122	241	131	237	77
	2	228	69	241	122	268	131	237	77
	3	228	69	241	122	268	131	237	77
	เฉลี่ย	228	69	241	122	254	131	237	69
04/07/54	1	255	55	255	55	238	59	238	93
	2	242	55	251	55	238	72	229	93
	3	255	55	255	55	238	59	238	93
	เฉลี่ย	249	55	251	55	238	66	234	93
11/07/54	1	185	64	231	60	235	56	239	73
	2	222	64	231	81	235	56	239	102
	3	185	64	231	60	235	56	239	73
	เฉลี่ย	236	64	230	75	212	56	230	87
12/07/54	1	236	95	228	63	212	103	228	111
	2	236	91	232	63	212	103	232	103
	3	236	95	228	63	212	103	228	111
	เฉลี่ย	236	93	230	63	212	103	230	107
17/07/54	1	228	61	228	51	228	24	228	28
	2	226	49	226	51	226	15	226	38
	3	228	61	226	51	228	24	228	28
	เฉลี่ย	227	55	226	51	227	20	227	33
18/07/54	1	228	49	228	53	228	69	228	34
	2	226	53	226	49	226	55	226	34
	3	228	49	228	53	228	69	228	34
	เฉลี่ย	227	51	226	49	227	62	227	34

ตาราง ข.2 ค่าซีไอดีน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 (ต่อ)

ว/ด/ป	ครั้งที่	ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 3 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 4 (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
18/07/54	1	228	49	228	53	228	69	228	34
	2	226	53	226	49	226	55	226	34
	3	228	49	228	53	228	69	228	34
	เฉลี่ย	227	51	226	49	227	62	227	34
21/07/54	1	226	21	213	53	193	21	213	29
	2	230	16	217	53	207	18	213	29
	3	226	21	213	53	193	21	213	29
	เฉลี่ย	228	18	217	53	200	19	213	29
24/07/54	1	266	18	266	106	266	66	266	42
	2	266	26	266	78	266	50	266	42
	3	266	18	266	106	266	66	266	42
	เฉลี่ย	266	22	266	78	266	58	266	42
07/08/54	1	270	33	270	91	230	66	237	55
	2	270	33	270	91	230	66	237	58
	3	270	33	270	91	230	66	237	55
	เฉลี่ย	270	33	274	91	230	66	237	57
08/08/54	1	330	26	203	29	197	11	183	37
	2	330	26	203	29	197	11	183	37
	3	330	26	203	29	197	11	183	37
	เฉลี่ย	330	26	203	29	197	11	183	37
09/08/54	1	212	42	197	35	193	22	162	33
	2	212	42	197	35	193	22	162	33
	3	212	42	197	35	193	22	162	33
	เฉลี่ย	212	42	197	35	193	22	162	33
10/08/54	1	168	33	168	33	230	37	215	55
	2	168	33	168	33	230	37	215	55
	3	168	33	168	33	230	37	215	55
	เฉลี่ย	168	33	168	33	230	37	215	55
16/08/54	1	325	92	311	78	395	85	332	78
	2	332	92	304	78	395	85	332	78
	3	325	92	311	78	395	85	332	78
	เฉลี่ย	328	92	304	78	395	85	332	78

ตาราง ข.2 ค่าซีไอดีน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4 (ต่อ)

ว/ด/ป	ครั้งที่	ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 3 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 4 (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
19/08/54	1	249	55	251	55	238	66	234	93
	2	249	55	251	55	238	66	234	93
	3	249	55	251	55	238	66	234	93
	เฉลี่ย	249	55	251	55	238	66	234	93
24/08/54	1	213	81	223	85	245	97	238	95
	2	213	81	223	81	245	97	238	95
	3	213	83	223	89	245	99	238	97
	เฉลี่ย	213	81	223	85	245	97	238	94
26/08/54	1	256	91	240	91	216	89	243	89
	2	256	91	240	91	216	89	243	89
	3	256	91	240	91	216	89	243	89
	เฉลี่ย	256	91	240	91	216	89	243	89
N		19	19	19	19	19	19	19	19
ค่าเฉลี่ย		251	60	242	70	242	73	238	70
S.D.		46	24	40	25	50	41	41	33

ตาราง ข.3 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงและจำนวนในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

ว/ด/ป	ช่วงวันที่	ถังปฏิกรณ์ 1				ถังปฏิกรณ์ 2				ถังปฏิกรณ์ 3				ถังปฏิกรณ์ 4			
		จำนวน	เกิดจริง			จำนวน	เกิดจริง			จำนวน	เกิดจริง			จำนวน	เกิดจริง		
			รอบ**	แฟคเตอร์**	ล./วัน		รอบ**	แฟคเตอร์**	ล./วัน		รอบ**	แฟคเตอร์**	ล./วัน		รอบ**	แฟคเตอร์**	ล./วัน
04/07/54	8	0.71	5	11	0.06	0.72	1	12	0.01	0.59	2	11	0.02	0.59	1	11	0.01
11/07/54	15	0.56	1	11	0.01	0.54	3	12	0.04	0.55	1	11	0.01	0.55	2	11	0.02
18/07/54	22	0.67	4	11	0.04	0.67	2	12	0.02	0.72	2	11	0.02	0.72	4	11	0.04
24/07/54	28	0.86	5	11	0.06	0.71	2	12	0.02	0.81	0	11	0.00	0.81	2	11	0.02
05/08/54	40	0.78	4	11	0.04	0.65	4	11	0.04	0.66	3	11	0.03	0.66	4	10	0.04
09/08/54	44	0.69	-	11	-	0.67	-	11	-	-	-	11	-	-	-	10	-
16/08/54	51	0.88	4	11	0.04	0.86	8	11	0.09	0.94	1	11	0.01	0.94	2	10	0.02
19/08/54	54	0.81	5	11	0.06	0.81	7	11	0.08	0.67	5	11	0.06	0.67	2	10	0.02
24/08/54	59	0.6	6	11	0.07	0.62	4	11	0.04	0.64	6	11	0.07	0.64	21	10	0.21
26/08/54	61	0.62	8	11	0.09	0.57	7	11	0.08	0.58	20	11	0.22	0.58	18	10	0.18
27/08/54	62	0.71	7	11	0.08	0.65	12	11	0.13	0.55	22	11	0.24	0.55	20	10	0.20
N		11	10	11	10	11	10	11	10	10	10	11	10	10	10	11	10
ค่าเฉลี่ย		0.71	4.90	11.00	0.06	0.68	5.00	11.27	0.06	0.67	6.20	11.00	0.07	0.67	7.60	10.27	0.08
S.D.		0.11	1.91	0.00	0.02	0.09	3.43	0.47	0.04	0.12	8.02	0.00	0.09	0.12	8.41	0.47	0.08

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด, ** คือ จำนวนรอบการพลิกของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซซึ่งนับเป็นปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวัน และแฟคเตอร์ คือ ค่าปรับเทียบเพื่อใช้เป็นแฟคเตอร์สำหรับคำนวณหาปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวัน โดยทำการปรับเทียบเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ (calibrate gas meter) 2 เดือน/ครั้ง

ตาราง ข.4 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 3 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 4 (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
27/06/54	1	8.3	8.2	8.3	8.2	8.3	8.2	8.2	8.2
29/06/54	3	8.2	8.3	8.2	8.3	8.2	8.3	8.3	8.2
04/07/54	8	8.3	8.1	8.3	8.1	8.3	8.1	8.1	8.0
08/07/54	12	8.0	8.0	8.1	8.0	8.1	7.5	8.0	8.1
10/07/54	14	8.1	7.6	8.2	7.9	8.2	7.9	7.9	7.5
15/07/54	19	8.1	7.8	8.1	7.9	8.1	7.9	7.9	8.0
17/07/54	21	8.1	7.4	8.1	7.4	8.1	7.9	7.4	7.4
21/07/54	25	-	7.8	-	7.1	-	7.5	7.1	8.1
22/07/54	26	-	7.8	-	7.9	-	8.0	7.9	7.7
25/07/54	29	-	7.8	-	7.1	-	7.8	7.1	7.6
27/07/54	31	-	7.4	-	8.0	-	8.0	8.0	7.9
07/08/54	42	-	7.9	-	7.9	-	8.1	7.9	7.9
08/08/54	43	8.5	7.5	8.4	7.8	8.2	7.6	7.8	7.3
15/08/54	50	8.1	7.8	8.0	7.9	8.9	8.5	7.9	7.7
16/08/54	51	8.2	7.2	8.2	8.0	8.2	8.1	8.0	7.6
19/08/54	54	8.0	7.9	7.9	7.1	8.0	7.9	7.1	7.5
23/08/54	48	8.1	8.1	8.1	8.1	6.8	7.2	8.1	7.0
25/08/54	60	8.7	8.4	8.7	7.2	8.7	7.2	7.8	7.1
29/08/54	64	8.2	7.8	8.2	7.8	8.1	7.9	7.8	7.7
N		14	19	14	19	14	19	19	19
ค่าเฉลี่ย		8.21	7.83	8.20	7.77	8.16	7.87	7.81	7.71
S.D.		0.19	0.32	0.19	0.39	0.46	0.34	0.36	0.36

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.5 ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเวลาเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทดลอง	ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 3 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 4 (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
27/06/54	1	250	213	213	500	375	300	500	313
22/07/54	26	125	313	496	584	534	718*	715*	735*
09/08/54	44	154	289	165	234	164	320	175	390
25/08/54	60	187	245	125	565	125	778*	313	756*
N		4	4	4	4	4	2	3	2
ค่าเฉลี่ย		179	265	250	471	300	310	329	352
S.D.		54	45	168	162	191	14	163	54

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย

ตาราง ข.6 สภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเวลาเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทดลอง	ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 3 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 4 (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
27/06/54	1	475	500	525	625	708	688	650	588
22/07/54	26	496	708	515	688	673	650	635	884
09/08/54	44	496	708	425	-	517	-	442	756
25/08/54	60	558	833	575	875	517	967	379	818
N		4	4	4	3	4	3	4	4
ค่าเฉลี่ย		506	687	510	729	604	768	527	762
S.D.		36	138	62	130	101	173	137	127

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.7 ค่าอัตราส่วนกรดไขมันระเหยน้ำ/สภาพต่าง (VFA/ALK) น้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทดลอง	ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 3 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 4 (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
27/06/54	1	0.53	0.44	0.43	0.73	0.71	0.46	0.80	0.53
22/07/54	26	0.25	0.96	0.79	1.13	0.44	0.85	1.10	0.83
09/08/54	44	0.31	0.41	0.39	-	0.32	-	0.40	0.52
25/08/54	60	0.34	0.29	0.22	0.65	0.24	0.80	0.82	0.92
N		4	4	4	3	4	3	4	4
ค่าเฉลี่ย		0.36	0.53	0.46	0.84	0.43	0.70	0.78	0.70
S.D.		0.12	0.30	0.24	0.26	0.21	0.21	0.29	0.21

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.8 ค่าตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งในระยะเริ่มต้นเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทดลอง	ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)	ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	ถังปฏิกรณ์ 3 (มก./ล.)	ถังปฏิกรณ์ 4 (มก./ล.)
		น้ำทิ้ง	น้ำทิ้ง	น้ำทิ้ง	น้ำทิ้ง
17/07/54	1	10	11	22	30
24/07/54	26	13	25	30	28
08/08/54	44	30	55	65	75
29/08/54	60	32	45	65	75
N		4	4	4	4
ค่าเฉลี่ย		21	34	46	52
S.D.		11	20	23	27

ตาราง ข.9 เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบกับเซลล์ที่หลุดออกจากระบบของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ถังปฏิกรณ์ 1 (ก./วัน)		ถังปฏิกรณ์ 2 (ก./วัน)		ถังปฏิกรณ์ 3 (ก./วัน)		ถังปฏิกรณ์ 4 (ก./วัน)	
		เซลล์ เกิด	เซลล์ หลุด	เซลล์ เกิด	เซลล์ หลุด	เซลล์ เกิด	เซลล์ หลุด	เซลล์ เกิด	เซลล์ หลุด
27/06/54	1	0.8	0.7	0.3	0.4	-	-	-	-
29/06/54	4	0.6	0.7	0.7	0.7	-	-	-	-
30/06/54	5	0.6	0.5	0.5	0.7	-	-	-	-
04/07/54	8	0.8	0.8	0.7	0.6	-	-	-	-
11/07/54	15	0.6	0.6	0.5	0.6	-	-	-	-
12/07/54	16	0.6	0.7	0.4	0.5	-	-	-	-
17/07/54	21	0.7	0.7	0.8	0.8	0.1	0.1	0.2	0.3
18/07/54	22	0.7	0.7	0.7	0.8	-	-	-	-
21/07/54	25	0.8	0.7	0.7	0.7	-	-	-	-
24/07/54	28	1.0	0.8	0.8	0.9	0.1	0.3	0.3	0.3
05/08/54	40	0.9	0.7	0.7	0.7	-	-	-	-
06/08/54	41	0.9	0.8	1.0	1.0	-	-	-	-
07/08/54	42	0.9	0.7	0.7	0.7	-	-	-	-
08/08/54	43	1.2	0.7	0.7	0.6	0.3	0.5	0.7	0.8
09/08/54	44	0.7	0.3	0.7	0.5	-	-	-	-
10/08/54	45	0.5	0.5	0.8	0.6	-	-	-	-
16/08/54	51	0.9	0.9	1.2	1.0	-	-	-	-
19/08/54	54	0.8	0.8	0.7	0.6	-	-	-	-
24/08/54	59	0.5	0.6	0.6	0.6	-	-	-	-
26/08/54	60	0.7	0.6	0.5	0.6	-	-	-	-
27/08/54	61	0.7	0.7	0.5	0.5	-	-	-	-
N		21	21	21	21	3	3	3	3
ค่าเฉลี่ย		0.8	0.7	0.7	0.7	0.2	0.3	0.4	0.5
S.D.		0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.3	0.3

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.10 ค่าไนโตรเจนน้ำเข้าและน้ำทิ้งในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 3 (มก./ล.)		ถังปฏิกรณ์ 4 (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง	น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
20/07/54	24	0.23	0.01	0.23	0.02	0.23	0.02	0.23	0.03
27/07/54	31	0.23	0.05	0.23	0.04	0.23	0.05	0.23	0.04
02/08/54	37	0.07	0.03	0.07	0.02	0.07	0.02	0.07	0.04
05/08/54	40	0.31	0.03	0.31	0.05	0.31	0.04	0.31	0.03
10/08/54	45	0.39	0.03	0.39	0.03	0.39	0.03	0.39	0.03
N		5	5	5	5	5	5	5	5
ค่าเฉลี่ย		0.25	0.03	0.25	0.03	0.25	0.03	0.25	0.03
S.D.		0.12	0.01	0.12	0.01	0.12	0.01	0.12	0.01

ตาราง ข.11 ค่าไออาร์พีของน้ำทิ้งในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ที่ 1 2 3 และ 4

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ถังปฏิกรณ์ 1 (มก./ล.)	ถังปฏิกรณ์ 2 (มก./ล.)	ถังปฏิกรณ์ 3 (มก./ล.)	ถังปฏิกรณ์ 4 (มก./ล.)
		น้ำทิ้ง	น้ำทิ้ง	น้ำทิ้ง	น้ำทิ้ง
17/07/54	21	-28	-31	-58	-31
25/07/54	29	-32	-15	-53	-41
27/07/54	31	-63	-60	-60	-57
07/08/54	42	-65	-73	-103	-88
08/08/54	43	-93	-94	-91	-85
15/08/54	50	-110	-114	-122	-116
16/08/54	51	-90	-110	-106	-96
19/08/54	54	-134	-109	-132	-122
25/08/54	60	-89	-104	-58	-63
N		9	9	9	9
ค่าเฉลี่ย		-78	-79	-87	-78
S.D.		35	37	31	32

ข-2 ผลการวิเคราะห์ค่าพารามิเตอร์ต่างๆ ที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1

ตาราง ข.12 ค่าไนเตรตน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทดลอง	ไนเตรต (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ทดลอง	ไนเตรต (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	65	106	7	24/10/54	120	132	6
31/08/54	66	97	5	01/11/54	128	130	6
05/09/54	71	94	5	05/11/54	132	130	7
10/09/54	76	134	7	08/11/54	135	121	6
14/09/54	80	142	7	11/11/54	138	137	7
15/09/54	81	127	7	18/11/54	145	135	5
18/09/54	84	126	7	24/11/54	151	126	6
20/09/54	86	136	7	26/11/54	153	129	6
27/09/54	93	128	7	29/11/54	156	122	6
29/09/54	95	136	5	06/12/54	163	99	4
02/10/54	98	129	6	11/12/54	168	99	3
04/10/54	100	138	4	15/12/54	172	98	6
06/10/54	102	130	5	20/12/54	177	95	6
09/10/54	105	97	6	26/12/54	183	91	6
11/10/54	107	105	6	31/12/54	188	98	6
14/10/54	110	140	7	10/01/55	198	92	6
16/10/54	112	125	6	N		35	35
20/10/54	116	106	5	ค่าเฉลี่ย		119	6
22/10/54	118	132	6	S.D.		17	1

ตาราง ข.13 ค่าไนเตรตน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนเตรต (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนเตรต (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	65	96	6	24/10/54	120	143	6
31/08/54	66	96	5	01/11/54	128	136	6
05/09/54	71	93	5	05/11/54	132	136	7
10/09/54	76	139	6	08/11/54	135	122	6
14/09/54	80	135	5	11/11/54	138	150	7
15/09/54	81	137	6	18/11/54	145	124	5
18/09/54	84	130	6	24/11/54	151	122	6
20/09/54	86	145	6	26/11/54	153	117	6
27/09/54	93	135	6	29/11/54	156	129	6
29/09/54	95	138	4	06/12/54	163	105	4
2/10/54	98	142	6	11/12/54	168	105	3
4/10/54	100	141	5	15/12/54	172	98	6
6/10/54	102	117	4	20/12/54	177	95	6
9/10/54	105	105	5	26/12/54	183	98	6
11/10/54	107	108	6	31/12/54	188	80	6
14/10/54	110	147	7	10/01/55	198	95	6
16/10/54	112	130	6	N		35	35
20/10/54	116	114	5	ค่าเฉลี่ย		122	5
22/10/54	118	143	6	S.D.		21	1

ตาราง ข.14 ค่าไนเตรตน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนเตรต (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนเตรต (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	65	96	5	24/10/54	120	145	4
31/08/54	66	102	6	01/11/54	128	139	6
5/09/54	71	108	6	05/11/54	132	139	4
10/09/54	76	137	6	08/11/54	135	130	6
14/09/54	80	147	6	11/11/54	138	152	5
15/09/54	81	142	6	18/11/54	145	112	5
18/09/54	84	133	6	24/11/54	151	126	8
20/09/54	86	142	6	26/11/54	153	121	5
27/09/54	93	141	6	29/11/54	156	130	4
29/09/54	95	143	5	06/12/54	163	99	4
2/10/54	98	152	6	11/12/54	168	99	5
4/10/54	100	141	6	15/12/54	172	98	5
6/10/54	102	127	5	20/12/54	177	95	5
9/10/54	105	105	2	26/12/54	183	90	5
11/10/54	107	115	4	31/12/54	188	95	5
14/10/54	110	154	5	10/01/55	198	90	5
16/10/54	112	134	4	N		35	35
20/10/54	116	111	4	ค่าเฉลี่ย		124	5
22/10/54	118	145	4	S.D.		21	1

ตาราง ข.15 ค่าไนเตรตน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนเตรต (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนเตรต (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	65	92	5	24/10/54	120	141	4
31/08/54	66	94	6	01/11/54	128	136	6
05/09/54	71	102	6	05/11/54	132	136	4
10/09/54	76	140	6	08/11/54	135	128	6
14/09/54	80	145	6	11/11/54	138	154	5
15/09/54	81	146	6	18/11/54	145	123	5
18/09/54	84	135	6	24/11/54	151	126	8
20/09/54	86	143	6	26/11/54	153	132	5
27/09/54	93	142	6	29/11/54	156	127	4
29/09/54	95	138	5	06/12/54	163	109	4
02/10/54	98	142	6	11/12/54	168	109	5
04/10/54	100	135	6	15/12/54	172	98	5
06/10/54	102	121	5	20/12/54	177	95	5
09/10/54	105	120	2	26/12/54	183	98	5
11/10/54	107	118	4	31/12/54	188	80	5
14/10/54	110	141	5	10/01/55	198	95	5
16/10/54	112	126	4	N		35	35
20/10/54	116	119	4	ค่าเฉลี่ย		124	5
22/10/54	118	141	4	S.D.		19	1

ตาราง ข.16 ค่าซีไอดีน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีไอดีต่อไนโตรเจน 2:1

ว/ด/ป	ครั้งที่	ซีไอดี(มก./ล.)		ว/ด/ป	ครั้งที่	ซีไอดี(มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	1	144	226	18/11/54	1	203	81
	2	144	226		2	203	81
	เฉลี่ย	144	226		เฉลี่ย	203	81
18/09/54	1	215	79	24/11/54	1	154	115
	2	215	79		2	154	115
	เฉลี่ย	215	79		เฉลี่ย	154	115
20/09/54	1	267	64	26/11/54	1	154	38
	2	267	64		2	154	38
	เฉลี่ย	267	64		เฉลี่ย	154	38
29/09/54	1	210	-42*	29/11/54	1	338	42
	2	210	-84*		2	127	42
	เฉลี่ย	210	-63*		เฉลี่ย	268	42
04/10/54	1	360	40	11/12/54	1	221	65
	2	360	40		2	221	65
	เฉลี่ย	360	40		เฉลี่ย	221	65
09/10/54	1	240	80	15/12/54	1	221	53
	2	400	80		2	221	53
	เฉลี่ย	320	80		เฉลี่ย	221	53
14/10/54	1	321	132	20/12/54	1	177	60
	2	359	94		2	177	60
	เฉลี่ย	340	113		เฉลี่ย	177	60
24/10/54	1	167	20	26/12/54	1	285	61
	2	278	18		2	285	61
	เฉลี่ย	222	19		เฉลี่ย	285	61
01/11/54	1	185	56	31/12/54	1	221	60
	2	297	-19*		2	221	60
	เฉลี่ย	241	56		เฉลี่ย	221	60
05/11/54	1	89	-	04/01/55	1	221	60
	2	160	-		2	221	60
	เฉลี่ย	124	-		เฉลี่ย	221	60
08/11/54	1	167	-	10/01/55	1	272	57
	2	167	-		2	272	57
	เฉลี่ย	167	-		เฉลี่ย	272	57
11/11/54	1	111	38	N		23	20
	2	111	35	ค่าเฉลี่ย		226	60
	เฉลี่ย	111	37	S.D.		70	44

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย, - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.17 ค่าซีโอดีน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน 5:1

ว/ด/ป	ครั้งที่	ซีโอดี (มก./ล.)		ว/ด/ป	ครั้งที่	ซีโอดี (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	1	594	87	11/11/54	1	529	56
	2	594	87		2	529	56
	เฉลี่ย	594	87		เฉลี่ย	529	56
10/09/54	1	1230	164	18/11/54	1	653	173
	2	615	82		2	653	173
	เฉลี่ย	615	123		เฉลี่ย	653	173
14/09/54	1	645	484	24/11/54	1	518	96
	2	766	484		2	518	96
	เฉลี่ย	706	484		เฉลี่ย	518	96
15/09/54	1	718	64	26/11/54	1	384	96
	2	718	58		2	653	96
	เฉลี่ย	718	61		เฉลี่ย	653	96
18/09/54	1	677	21	29/11/54	1	518	96
	2	595	21		2	518	96
	เฉลี่ย	636	21		เฉลี่ย	518	96
20/09/54	1	615	103	06/12/54	1	127	126
	2	800	61		2	423	85
	เฉลี่ย	708	82		เฉลี่ย	423	106
29/09/54	1	545	335	11/12/54	1	518	105
	2	713	587		2	518	105
	เฉลี่ย	629	461		เฉลี่ย	518	105
04/10/54	1	880	80	15/12/54	1	407	54
	2	840	160		2	569	55
	เฉลี่ย	860	120		เฉลี่ย	407	53
09/10/54	1	560	280	20/12/54	1	407	41
	2	800	240		2	569	81
	เฉลี่ย	680	260		เฉลี่ย	488	61
14/10/54	1	775	435	26/12/54	1	406	61
	2	699	435		2	569	61
	เฉลี่ย	737	435		เฉลี่ย	406	61
24/10/54	1	575	204	31/12/54	1	751	39
	2	612	167		2	693	116
	เฉลี่ย	593	185		เฉลี่ย	745	72
01/11/54	1	593	111	10/01/55	1	626	57
	2	630	111		2	702	209
	เฉลี่ย	612	111		เฉลี่ย	626	108
08/11/54	1	552	56	N	25	25	
	2	552	56	ค่าเฉลี่ย	592	92	
	เฉลี่ย	552	56	S.D.	141	130	

ตาราง ข.18 ค่าซีไอดีน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีไอดีต่อไนโตรเจน10:1

ว/ด/ป	ครั้งที่	ซีไอดี (มก./ล.)		ว/ด/ป	ครั้งที่	ซีไอดี (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	1	1037	458	11/11/54	1	1038	148
	2	1037	458		2	1260	185
	เฉลี่ย	1037	458		เฉลี่ย	1149	167
10/09/54	1	1846	636	18/11/54	1	1342	366
	2	1026	636		2	1342	325
	เฉลี่ย	1436	636		เฉลี่ย	1342	345
14/09/54	1	1210	807	24/11/54	1	1106	154
	2	1815	908		2	1106	154
	เฉลี่ย	1513	857		เฉลี่ย	1106	154
15/09/54	1	1169	287	26/11/54	1	922	40
	2	1169	1067		2	1190	78
	เฉลี่ย	1169	677		เฉลี่ย	1056	58
18/09/54	1	923	390	29/11/54	1	719	127
	2	841	390		2	1015	127
	เฉลี่ย	882	390		เฉลี่ย	818	127
20/09/54	1	1272	574	06/12/54	1	944	180
	2	1374	697		2	984	180
	เฉลี่ย	1323	636		เฉลี่ย	984	180
29/09/54	1	1258	545	11/12/54	1	1167	223
	2	1258	545		2	1167	223
	เฉลี่ย	1258	545		เฉลี่ย	1167	223
02/10/54	1	1204	545	15/12/54	1	1134	146
	2	1204	545		2	1134	146
	เฉลี่ย	1204	545		เฉลี่ย	1134	146
04/10/54	1	1180	600	20/12/54	1	1023	159
	2	1180	600		2	1023	159
	เฉลี่ย	1180	600		เฉลี่ย	1023	159
09/10/54	1	1160	680	26/12/54	1	1342	122
	2	1160	680		2	1302	81
	เฉลี่ย	1160	680		เฉลี่ย	1315	101
14/10/54	1	1115	189	31/12/54	1	984	121
	2	1115	189		2	984	121
	เฉลี่ย	1115	189		เฉลี่ย	984	121
24/10/54	1	1168	649	04/01/55	1	984	181
	2	1131	649		2	984	181
	เฉลี่ย	1149	649		เฉลี่ย	984	181
01/11/54	1	1186	519	10/01/55	1	1271	152
	2	1149	519		2	1271	152
	เฉลี่ย	1168	519		เฉลี่ย	1271	152
05/11/54	1	933	100	N	27	27	
	2	933	116	ค่าเฉลี่ย	1114	331	
	เฉลี่ย	933	107	S.D.	181	246	

ตาราง ข.19 ค่าซีโอดีน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนโตรเจน15:1

ว/ด/ป	ครั้งที่	ซีโอดี (มก./ล.)		ว/ด/ป	ครั้งที่	ซีโอดี (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	1	204	270	14/10/54	1	1984	472
	2	204	77		2	1909	435
	เฉลี่ย	204	173		เฉลี่ย	1946	454
10/09/54	1	2667	410	24/10/54	1	1687	537
	2	3077	1169		2	1761	426
	เฉลี่ย	2872	790		เฉลี่ย	1724	482
14/09/54	1	2864	1291	01/11/54	1	1705	334
	2	2339	1129		2	1779	371
	เฉลี่ย	2602	1210		เฉลี่ย	1742	352
15/09/54	1	1046	923	11/11/54	1	1635	551
	2	1046	1046		2	1635	160
	เฉลี่ย	1046	985		เฉลี่ย	1635	356
18/09/54	1	1785	1046	18/11/54	1	1871	406
	2	1744	1087		2	1790	528
	เฉลี่ย	1764	1067		เฉลี่ย	1831	467
20/09/54	1	1497	1005	24/11/54	1	1728	269
	2	1744	1005		2	1574	730
	เฉลี่ย	1621	1005		เฉลี่ย	1651	499
27/09/54	1	2180	1006	26/11/54	1	1486	115
	2	2096	1425		2	1486	115
	เฉลี่ย	2138	1216		เฉลี่ย	1486	115
29/09/54	1	2054	1090	29/11/54	1	930	99
	2	2054	922		2	1311	99
	เฉลี่ย	2054	1006		เฉลี่ย	1057	99
02/10/54	1	2054	628.83	06/12/54	1	1405	240
	2	2054	628.83		2	1405	240
	เฉลี่ย	2054	628.83		เฉลี่ย	1405	240
04/10/54	1	2080	480	11/12/54	1	1687	350
	2	2080	480		2	1687	315
	เฉลี่ย	2080	480		เฉลี่ย	1687	333
09/10/54	1	1880	480	15/12/54	1	1678	236
	2	1880	480		2	1678	236
	เฉลี่ย	1880	480		เฉลี่ย	1678	236
20/12/54	1	1478	227	31/12/54	1	1493	274
	2	1478	227		2	1493	274
	เฉลี่ย	1478	227		เฉลี่ย	1493	274
26/12/54	1	1493	274	04/01/55	1	1532	120
	2	1493	274		2	1602	139
	เฉลี่ย	1493	274		เฉลี่ย	1567	130
				N	26	26	
				ค่าเฉลี่ย	1680	499	
				S.D.	497	360	

ตาราง ข.20 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงและคำนวณที่อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรต 2:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)				ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)			
		คำนวณ	เกิดจริง					คำนวณ	เกิดจริง		
			รอบ**	แฟคเตอร์**	ล./วัน				รอบ**	แฟคเตอร์**	ล./วัน
05/09/54	71	0.57	5	10	0.05	24/11/54	152	0.30	10	10	0.10
10/09/54	76	0.59	11	10	0.11	26/11/54	154	0.51	5	10	0.05
14/09/54	80	0.68	11	10	0.11	29/11/54	157	0.80	5	10	0.05
18/09/54	84	0.56	19	10	0.19	06/12/54	164	0.81	3	10	0.03
20/09/54	86	0.76	17	10	0.17	11/12/54	169	0.55	5	10	0.05
29/09/54	95	0.78	15	10	0.15	15/12/54	173	0.60	7	10	0.07
04/10/54	100	1.08	5	10	0.05	20/12/54	178	0.46	3	10	0.03
09/10/54	105	0.79	26	10	0.26	26/12/54	184	0.74	8	10	0.08
14/10/54	110	0.83	10	10	0.10	31/12/54	189	0.58	10	10	0.10
24/10/54	120	0.76	10	10	0.10	10/01/55	198	0.72	10	10	0.10
05/11/54	133	0.54	2	10	0.02	N	23	23	23	23	23
11/11/54	136	0.41	6	10	0.06	ค่าเฉลี่ย	0.65	8.82	10.00	0.09	0.09
18/11/54	146	0.54	1	10	0.01	S.D.	0.17	6.09	0.00	0.06	0.06

หมายเหตุ: ** คือ จำนวนรอบการพลิกของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซซึ่งนับเป็นปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวัน และแฟคเตอร์ คือ ค่าปรับเทียบเพื่อใช้เป็นแฟคเตอร์สำหรับคำนวณหาปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวัน โดยทำการปรับเทียบเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ (calibrate gas meter) 2 เดือน/ครั้ง

ตาราง ข.21 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นและคำนวณที่อัตราส่วนซีไอดีต่อไนเตรต 5:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)				ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)				
		คำนวณ	เกิดขึ้นจริง					คำนวณ	เกิดขึ้นจริง	รอบ**	แฟคเตอร์**	ล./วัน
			รอบ**	แฟคเตอร์**	ล./วัน							
05/09/54	71	1.50	5	10	0.05	24/11/54	152	0.30	33	10	0.33	
10/09/54	76	1.65	5	10	0.05	26/11/54	154	0.51	100	10	1.00	
14/09/54	80	1.61	5	10	0.05	29/11/54	157	0.80	40	10	0.40	
15/09/54	81	1.98	10	10	0.10	06/12/54	164	0.81	90	10	0.90	
18/09/54	84	1.86	12	10	0.12	11/12/54	169	0.55	9	10	0.09	
20/09/54	86	1.91	35	10	0.35	15/12/54	173	0.60	120	10	1.20	
27/09/54	93	1.06	37	10	0.37	20/12/54	178	0.46	70	10	0.70	
2/10/54	98	0.67	60	10	0.60	26/12/54	184	0.74	110	10	1.10	
9/10/54	105	1.46	50	10	0.50	31/12/54	189	0.58	80	10	0.80	
14/10/54	110	1.29	124	10	1.24	10/01/55	198	0.72	100	10	1.00	
24/10/54	120	1.31	36	10	0.36	N		22	22	22	22	
11/11/54	138	1.32	60	10	0.60	ค่าเฉลี่ย		1.08	54.14	10.00	0.55	
						S.D.		0.53	39.93	0.00	0.41	

หมายเหตุ: ** คือ จำนวนรอบการพลิกของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซซึ่งนับเป็นปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวัน และแฟคเตอร์ คือ ค่าปรับเทียบเพื่อใช้เป็นแฟคเตอร์สำหรับคำนวณหาปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวัน โดยทำการปรับเทียบเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ (calibrate gas meter) 2 เดือน/ครั้ง

ตาราง ข.22 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงและคำนวณที่อัตราส่วนซีไอดีต่อไนโตรเจน 10:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)				ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)			
		คำนวณ	เกิดจริง					คำนวณ	เกิดจริง		
			รอบ**	แฟคเตอร์**	ล./วัน				รอบ**	แฟคเตอร์**	ล./วัน
05/09/54	71	1.72	15	10	0.15	24/11/54	152	2.75	104	10	1.04
10/09/54	76	2.36	17	10	0.17	26/11/54	154	2.87	139	10	1.39
14/09/54	80	1.46	17	10	0.17	29/11/54	157	2.06	158	10	1.58
18/09/54	84	1.54	35	10	0.35	06/12/54	164	2.44	219	10	2.19
20/09/54	86	1.53	29	10	0.29	11/12/54	169	2.69	262	10	2.62
29/09/54	95	1.80	71	10	0.71	15/12/54	173	2.80	255	10	2.55
04/10/54	100	1.78	35	10	0.35	20/12/54	178	2.47	259	10	2.59
09/10/54	105	1.46	75	10	0.75	26/12/54	184	3.43	320	10	3.20
14/10/54	110	2.73	13	10	0.13	31/12/54	189	2.46	354	10	3.54
24/10/54	120	1.58	147	10	1.47	10/01/55	198	3.14	485	10	4.85
05/11/54	132	3.19	188	10	1.88	N		24	24	24	24
08/11/54	135	3.19	104	10	1.04	ค่าเฉลี่ย		2.36	150	10.00	1.54
11/11/54	153	2.88	149	10	1.49	S.D.		0.63	117	0.00	1.18
18/11/54	156	2.31	119	10	1.19						

หมายเหตุ: ** คือ จำนวนรอบการพลิกของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซซึ่งนับเป็นปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวัน และแฟคเตอร์ คือ ค่าปรับเทียบเพื่อใช้เป็นแฟคเตอร์สำหรับคำนวณหาปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวัน โดยทำการปรับเทียบเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ (calibrate gas meter) 2 เดือน/ครั้ง

ตาราง ข.23 ปริมาณก๊าซชีวภาพที่เกิดขึ้นจริงและคำนวณที่อัตราส่วนซีไอดีต่อไนโตรเจน 15:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)				ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ก๊าซชีวภาพ (ล./วัน)				
		คำนวณ	เกิดจริง					คำนวณ	เกิดจริง	รอบ**	แพคเตอร์**	ล./วัน
			รอบ**	แพคเตอร์**	ล./วัน							
05/09/54	71	5.63	25	10	0.25	05/11/54	133	3.84	220	10	2.20	
10/09/54	76	5.81	15	10	0.15	08/11/54	136	3.28	222	10	2.22	
14/09/54	80	2.21	20	10	0.20	11/11/54	139	4.13	233	10	2.33	
15/09/54	81	1.74	50	10	0.50	18/11/54	146	3.85	207	10	2.07	
18/09/54	84	2.09	200	10	2.00	24/11/54	152	3.82	229	10	2.29	
20/09/54	86	1.88	-	10	-	26/11/54	156	3.89	223	10	2.23	
27/09/54	93	2.70	367	10	3.67	29/11/54	163	4.11	309	10	3.09	
29/09/54	95	3.03	530	10	5.30	06/12/54	168	3.30	323	10	3.23	
02/10/54	98	4.05	378	10	3.78	11/12/54	172	3.85	296	10	2.96	
04/10/54	100	4.50	54	10	0.54	15/12/54	177	4.02	288	10	2.88	
09/10/54	105	3.95	290	10	2.90	20/12/54	183	3.51	320	10	3.20	
14/10/54	110	4.23	218	10	2.18	31/12/54	188	3.39	485	10	4.85	
24/10/54	120	3.55	210	10	2.10	01/10/55	198	4.71	354	10	3.54	
01/11/54	129	3.94	298	10	2.98	N		27	26	27	26	
						ค่าเฉลี่ย		3.67	245	10.00	2.45	
						S.D.		0.98	133	0.00	1.33	

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด, ** คือ จำนวนรอบการพลิกของเครื่องวัดปริมาตรก๊าซซึ่งนับเป็นปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวัน และแพคเตอร์ คือ ค่าปรับเทียบเพื่อใช้เป็นแพคเตอร์สำหรับคำนวณหาปริมาณก๊าซที่เกิดขึ้นต่อวัน โดยทำการปรับเทียบเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ (calibrate gas meter) 2 เดือน/ครั้ง

ตาราง ข.24 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าพีเอช		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าพีเอช	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	65	8.4	7.5	05/10/54	101	8.6	8.1
31/08/54	66	8.3	8.0	09/10/54	105	8.1	7.9
06/09/54	72	8.2	7.6	11/10/54	107	8.2	8.0
09/09/54	75	8.4	7.6	14/10/54	110	8.2	8.2
10/09/54	76	8.4	7.1	19/10/54	115	7.9	8.2
11/09/54	77	8.1	7.7	21/10/54	117	8.1	8.2
12/09/54	78	8.3	8.1	5/11/54	133	7.9	8.5
13/09/54	79	8.4	7.7	11/11/54	138	8.1	7.9
14/09/54	80	8.0	8.1	13/11/54	141	8.1	8.3
15/09/54	81	8.1	7.6	16/11/54	144	-	8.2
16/09/54	82	8.3	7.1	20/11/54	148	8.0	-
17/09/54	83	8.3	6.8	22/11/54	150	7.9	8.2
18/09/54	84	8.2	7.1	23/11/54	151	-	7.1
19/09/54	85	8.0	8.4	24/11/54	152	-	7.4
20/09/54	86	8.2	-	25/11/54	153	-	7.4
22/09/54	88	8.0	8.4	28/11/54	156	-	7.4
23/09/54	89	8.2	-	29/11/54	157	-	8.1
25/09/54	91	8.2	8.1	19/12/54	177	7.3	7.0
27/09/54	93	8.4	7.7	27/12/54	185	7.3	7.0
28/09/54	94	-	8.2	N		34	39
29/09/54	95	8.3	7.8	ค่าเฉลี่ย		8.2	7.7
30/09/54	96	-	7.6	S.D.		0.3	0.5
03/10/54	99	8.4	8.0				

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.25 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าพีเอช		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าพีเอช	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	65	8.3	7.6	03/10/54	101	8.4	8.2
31/08/54	66	8.3	7.3	05/10/54	105	8.4	-
6/09/54	72	8.2	7.3	09/10/54	107	8.2	7.1
9/09/54	75	8.4	7.5	11/10/54	110	8.4	6.9
10/09/54	76	8.4	7.6	14/10/54	115	8.2	7.2
11/09/54	77	8.1	6.8	19/10/54	117	8.0	7.5
12/09/54	78	8.2	6.9	21/10/54	133	8.2	7.6
13/09/54	79	8.3	7.6	5/54/54	138	8.0	7.5
14/09/54	80	8.0	7.1	11/11/54	141	8.2	7.7
15/09/54	81	8.2	7.7	13/11/54	144	8.2	8.5
16/09/54	82	8.3	7.5	20/11/54	148	8.3	7.7
17/09/54	83	8.2	7.8	22/11/54	150	8.0	8.4
18/09/54	84	8.2	7.9	23/11/54	151	-	7.2
19/09/54	85	8.0	7.3	24/11/54	152	-	7.8
20/09/54	86	8.3	-	25/11/54	153	-	7.2
22/09/54	88	8.0	7.3	28/11/54	156	-	7.2
23/09/54	89	8.3	-	29/11/54	157	-	8.0
25/09/54	91	8.1	7.1	19/12/54	177	7.6	6.8
27/09/54	93	8.4	7.1	27/12/54	185	7.6	6.8
28/09/54	94	-	8.1	N		34	38
29/09/54	95	8.2	7.1	ค่าเฉลี่ย		8.2	7.4
30/09/54	96	-	7.1	S.D.		0.2	0.4

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.26 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าพีเอช		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าพีเอช	
		น้ำ เข้า	น้ำ ทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	65	8.3	7.8	03/10/54	101	-	7.4
31/08/54	66	8.2	6.7	05/10/54	105	8.4	7.1
6/09/54	72	8.2	6.7	09/10/54	107	8.4	7.9
9/09/54	75	8.4	7.1	11/10/54	110	8.2	7.9
10/09/54	76	8.3	7.2	14/10/54	115	8.4	7.5
11/09/54	77	8.1	6.8	19/10/54	117	8.3	7.1
12/09/54	78	8.2	6.9	21/10/54	133	8.1	7.7
13/09/54	79	8.4	6.6	5/11/54	138	8.3	7.4
14/09/54	80	8.0	7.2	11/11/54	141	8.0	7.5
15/09/54	81	8.1	6.5	13/11/54	144	8.3	7.6
16/09/54	82	8.2	6.7	16/11/54	148	8.2	8.6
17/09/54	83	8.5	6.6	20/11/54	150	8.2	7.8
18/09/54	84	8.1	6.6	23/11/54	151	8.0	8.5
19/09/54	85	8.0	7.3	24/11/54	152	-	7.7
20/09/54	86	8.3	-	25/11/54	153	-	6.7
22/09/54	88	8.0	7.3	28/11/54	156	-	7.9
23/09/54	89	8.3	-	29/11/54	157	-	7.9
25/09/54	91	8.1	7.0	19/12/54	177	-	8.3
27/09/54	93	8.5	7.4	27/12/54	185	7.6	6.9
28/09/54	94	-	7.1	N		33	39
29/09/54	95	8.2	7.4	ค่าเฉลี่ย		8.1	7.3
30/09/54	96	-	7.4	S.D.		0.2	0.5

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.27 ค่าพีเอชน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าพีเอช		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าพีเอช	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
30/08/54	65	8.3	6.5	03/10/54	99	8.4	6.7
31/08/54	66	8.1	6.5	05/10/54	101	8.5	7.2
06/09/54	72	8.2	6.5	09/10/54	105	8.2	6.9
09/09/54	75	8.4	7.0	11/10/54	107	8.4	7.0
10/09/54	76	8.2	6.7	14/10/54	110	8.3	6.9
11/09/54	77	8.1	6.5	19/10/54	115	8.1	6.6
12/09/54	78	8.2	6.5	21/10/54	117	8.4	6.6
13/09/54	79	8.4	6.4	05/11/54	133	8.2	7.0
14/09/54	80	8.0	6.8	11/11/54	139	8.3	7.1
15/09/54	81	8.2	6.1	13/11/54	141	8.4	8.6
16/09/54	82	8.2	7.0	20/11/54	148	8.4	7.0
17/09/54	83	8.5	6.5	22/11/54	150	8.0	8.4
18/09/54	84	8.2	6.5	23/11/54	151	-	6.4
19/09/54	85	8.0	6.4	24/11/54	152	-	6.9
20/09/54	86	8.4	-	25/11/54	153	-	6.7
22/09/54	88	8.0	6.4	28/11/54	156	-	6.7
23/09/54	89	8.4	-	29/11/54	157	-	8.2
25/09/54	91	8.2	6.9	19/12/54	177	7.8	6.7
27/09/54	93	8.7	7.0	27/12/54	185	7.8	6.6
28/09/54	94	-	6.9	N		34	39
29/09/54	95	8.3	6.5	ค่าเฉลี่ย		8.2	6.8
30/09/54	96	-	6.8	S.D.		0.2	0.5

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.28 ค่าสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	929	758	29/11/54	157	325	400
16/09/54	82	890	863	19/12/54	177	390	460
28/09/54	94	713	825	24/12/54	182	390	513
11/10/54	107	438	738	31/12/54	189	390	445
27/10/54	123	500	600	N		10	10
19/11/54	147	325	538	ค่าเฉลี่ย		529	614
				S.D.		230	169

ตาราง ข.29 ค่าสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	883	825	29/11/54	157	681	789
16/09/54	82	888	829	19/12/54	177	500	713
28/09/54	94	700	844	24/12/54	182	500	713
11/10/54	107	763	789	31/12/54	189	500	510
27/10/54	123	681	1250*	N		10	9
19/11/54	147	513	875	ค่าเฉลี่ย		661	765
				S.D.		154	110

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย

ตาราง ข.30 ค่าสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	1350*	-	29/11/54	157	825	785
16/09/54	82	792	783	19/12/54	177	825	838
28/09/54	94	813	800	24/12/54	182	-	838
11/10/54	107	800	825	31/12/54	189	1780*	755
27/10/54	123	825	838	N		7	9
19/11/54	147	563	763	ค่าเฉลี่ย		778	803
				S.D.		96	33

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย, - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.31 ค่าสภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่าสภาพต่าง (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	954	763	29/11/54	157	1250*	1025*
16/09/54	82	704	-	19/12/54	177	650	-
28/09/54	94	769	-	24/12/54	182	650	975
11/10/54	107	1113	1013	31/12/54	189	680	890
27/10/54	123	1038	-	N		9	5
19/11/54	147	1050	925	ค่าเฉลี่ย		845	913
				S.D.		191	96

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย, - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.32 ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	875*	188	29/11/54	157	625	250
16/09/54	82	1875*	1625*	19/12/54	177	625	500
28/09/54	94	625	675*	24/12/54	182	125	487
11/10/54	107	237	225	31/12/54	189	125	125
27/10/54	123	125	125	N		8	8
19/11/54	147	250	63	ค่าเฉลี่ย		172	245
				S.D.		65	164

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย

ตาราง ข.33 ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	2250*	313	29/11/54	157	125	188
16/09/54	82	313	563	19/12/54	177	187	500
28/09/54	94	62.5	188	24/12/54	182	187	625
11/10/54	107	250	1150*	31/12/54	189	187	187
27/10/54	123	125	250	N		9	9
19/11/54	147	125	188	ค่าเฉลี่ย		174	334
				S.D.		75	179

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย

ตาราง ข.34 ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	-	438	29/11/54	157	187	500
16/09/54	82	688	-	19/12/54	177	150	500
28/09/54	94	125	2938*	24/12/54	182	150	2225*
11/10/54	107	375	2813*	31/12/54	189	150	725
27/10/54	123	187	125	N		9	6
19/11/54	147	188	375	ค่าเฉลี่ย		244	444
				S.D.		182	196

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย, - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.35 ค่ากรดไขมันระเหยน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ค่ากรดไขมันระเหย (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	2575*	313	29/11/54	157	375	562
16/09/54	82	250	-	19/12/54	177	250	1625*
28/09/54	94	125	-	24/12/54	182	250	812
11/10/54	107	375	2735*	31/12/54	189	250	562
27/10/54	123	313	-	N		9	5
19/11/54	147	375	363	ค่าเฉลี่ย		285	522
				S.D.		83	198

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย, - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.36 อัตราส่วนกรดไขมันระเหย/สภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	VFA/Alkalinity		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	VFA/Alkalinity	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	0.94*	0.25	19/12/54	177	0.32	0.98
28/09/54	82	0.88	0.82	24/12/54	182	0.32	0.95
11/10/54	94	-	0.31	31/12/54	189	0.32	0.28
27/10/54	107	0.29	0.21	N		7	9
19/11/54	123	0.50	0.12	ค่าเฉลี่ย		0.43	0.50
29/11/54	147	0.41	0.54	S.D.		0.21	0.34

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย, - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.37 อัตราส่วนกรดไขมันระเหย/สภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด 5:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	VFA/Alkalinity		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	VFA/Alkalinity	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	-	0.38	29/11/54	157	0.18	0.24
16/09/54	82	0.35*	-	19/12/54	177	0.37	0.7
28/09/54	94	0.09	0.22	24/12/54	182	0.37	0.88
11/10/54	107	0.33	-	31/12/54	189	0.37	0.37
27/10/54	123	0.18	0.32	N		8	8
19/11/54	147	0.24	0.21	ค่าเฉลี่ย		0.27	0.42
				S.D.		0.11	0.25

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย, - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.38 อัตราส่วนกรดไขมันระเหย/สภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด 10:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	VFA/Alkalinity		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	VFA/Alkalinity	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	-	0.56	29/11/54	157	0.23	0.64
16/09/54	82	0.87	0.25	19/12/54	177	0.18	0.60
28/09/54	94	0.15	-	24/12/54	182	-	0.61
11/10/54	107	0.47	0.15	31/12/54	189	-	0.99
27/10/54	123	0.23	0.49	N		7	9
19/11/54	147	0.33	0.49	ค่าเฉลี่ย		0.35	0.53
				S.D.		0.25	0.24

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.39 อัตราส่วนกรดไขมันระเหย/สภาพต่างน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรด 15:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	VFA/Alkalinity		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	VFA/Alkalinity	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
31/08/54	66	-	0.41	29/11/54	157	-	0.55
16/09/54	82	0.36	-	19/12/54	177	0.38	-
28/09/54	94	0.16	-	24/12/54	182	0.38	0.83
11/10/54	107	0.34	2.72*	31/12/54	189	0.37	0.63
27/10/54	123	0.30	-	N		8	5
19/11/54	147	0.36	0.39	ค่าเฉลี่ย		0.33	0.56
				S.D.		0.07	0.18

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย, - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.40 ค่าไนโตรเจนน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนโตรเจน (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนโตรเจน (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
08/09/54	74	0.01	0.01	20/10/54	116	0.02	0.08
11/09/54	77	0.01	0.03	31/10/54	127	0.01	0.05
15/09/54	81	0.02	0.02	14/11/54	141	0.02	0.02
18/09/54	84	0.07	0.03	18/11/54	145	0.01	0.04
29/09/54	95	0.01	0.02	28/11/54	155	0.09	0.03
02/10/54	98	0.02	0.04	12/12/54	160	0.01	0.02
04/10/54	100	0.01	0.03	14/12/54	171	0.03	0.02
09/10/54	105	0.03	0.02	20/12/54	177	0.01	0.03
11/10/54	107	0.01	0.04	31/12/54	188	0.02	0.02
14/10/54	110	0.01	0.07	10/01/55	198	0.01	0.03
16/10/54	112	0.01	0.04	N		21	21
				ค่าเฉลี่ย		0.02	0.03
				S.D.		0.01	0.01

ตาราง ข.41 ค่าไนโตรเจนน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนโตรเจน (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนโตรเจน (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
08/09/54	74	0.02	0.05	20/10/54	116	0.01	0.04
11/09/54	77	0.02	0.05	31/10/54	127	0.02	0.06
15/09/54	81	0.02	0.03	14/11/54	141	0.03	0.04
18/09/54	84	0.03	0.02	18/11/54	145	0.02	0.04
29/09/54	95	0.05	0.03	28/11/54	155	0.02	0.02
02/10/54	98	0.03	0.05	12/12/54	160	0.02	0.02
04/10/54	100	0.01	0.03	14/12/54	171	0.03	0.03
09/10/54	105	0.04	0.01	20/12/54	177	0.02	0.02
11/10/54	107	0.01	0.04	31/12/54	188	0.02	0.03
14/10/54	110	0.03	0.04	10/01/55	198	0.02	0.02
16/10/54	112	0.04	0.05	N		21	21
				ค่าเฉลี่ย		0.02	0.03
				S.D.		0.01	0.01

ตาราง ข.42 ค่าไนโตรเจนน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนโตรเจน (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนโตรเจน (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
08/09/54	74	0.02	0.05	20/10/54	116	0.01	0.04
11/09/54	77	0.02	0.05	31/10/54	127	0.02	0.04
15/09/54	81	0.02	0.03	14/11/54	141	0.03	0.04
18/09/54	84	0.03	0.02	18/11/54	145	0.02	0.02
29/09/54	95	0.05	0.03	28/11/54	155	0.02	0.02
02/10/54	98	0.03	0.05	12/12/54	160	0.02	0.06
04/10/54	100	0.01	0.03	14/12/54	171	0.03	0.04
09/10/54	105	0.04	0.01	20/12/54	177	0.02	0.05
11/10/54	107	0.01	0.04	31/12/54	188	0.02	0.02
14/10/54	110	0.03	0.04	10/1/55	198	0.02	0.05
16/10/54	112	0.04	0.05	N		21	21
				ค่าเฉลี่ย		0.03	0.04
				S.D.		0.01	0.01

ตาราง ข.43 ค่าไนโตรเจนน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนโตรเจน (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ไนโตรเจน (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
08/09/54	74	0.01	0.06	20/10/54	116	0.02	0.04
11/09/54	77	0.02	0.14	31/10/54	127	0.06	0.03
15/09/54	81	0.03	0.05	14/11/54	141	0.05	0.04
18/09/54	84	0.03	0.06	18/11/54	145	0.06	0.02
29/09/54	95	0.06	0.06	28/11/54	155	0.02	0.05
02/10/54	98	0.14	0.07	12/12/54	160	0.03	0.06
04/10/54	100	0.02	0.03	14/12/54	171	0.06	0.05
09/10/54	105	0.03	0.03	20/12/54	177	0.02	0.02
11/10/54	107	0.01	0.04	31/12/54	188	0.02	0.04
14/10/54	110	0.03	0.09	10/01/55	198	0.02	0.02
16/10/54	112	0.02	0.03	N		21	21
				ค่าเฉลี่ย		0.04	0.05
				S.D.		0.02	0.02

ตาราง ข.44 ค่าที่เคเอ็นน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ทีเคเอ็น (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ทีเคเอ็น (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
09/09/54	75	0.00	2.80	07/11/54	134	1.68	12.00
10/09/54	76	1.12	0.00	13/11/54	140	1.12	13.00
11/09/54	77	1.96	5.88	16/11/54	143	1.12	14.00
13/09/54	79	1.40	3.08	18/11/54	145	1.12	15.00
02/10/54	98	1.96	5.88	21/11/54	148	1.68	16.00
04/10/54	100	1.68	10.08	24/11/54	181	0.00	17.00
09/10/54	105	1.40	3.08	29/11/54	186	1.12	18.00
11/10/54	107	8.96*	9.00	N		16	17
20/10/54	116	0.00	10.00	ค่าเฉลี่ย		1.16	9.75
05/11/54	132	1.12	11.00	S.D.		0.65	5.51

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย

ตาราง ข.45 ค่าที่เคเอ็นน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ทีเคเอ็น (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ทีเคเอ็น (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
09/09/54	75	0.00	4.48	13/11/54	134	1.68	2.80
10/09/54	76	1.12	0.00	16/11/54	140	1.68	1.68
11/09/54	77	1.40	4.20	18/11/54	143	0.56	0.56
02/10/54	98	1.40	4.20	21/11/54	145	1.12	2.24
11/10/54	100	7.84	0.00	24/11/54	148	1.68	0.00
20/10/54	116	1.68	0.00	29/11/54	181	0.56	0.00
05/11/54	132	3.36	1.12	20/12/54	186	1.12	1.12
07/11/54	134	3.92	-	N		15	14
				ค่าเฉลี่ย		1.94	1.60
				S.D.		1.91	1.10

หมายเหตุ: - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.46 ค่าที่เคเอ็นน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ทีเคเอ็น (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ทีเคเอ็น (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
09/09/54	75	0.00	14.00*	07/11/54	134	-0.10*	0.00
10/09/54	76	1.12	14.56*	13/11/54	140	1.12	5.04
11/09/54	77	2.52	12.04*	16/11/54	143	1.12	2.80
13/09/54	79	3.64	7.56	18/11/54	145	2.80	1.68
02/10/54	98	2.52	12.04*	21/11/54	148	3.36	1.68
09/10/54	105	3.64	7.56	24/11/54	152	1.68	1.68
11/10/54	107	6.72	0.00	29/11/54	156	2.80	1.12
20/10/54	116	0.56	1.12	20/12/54	184	2.24	1.12
05/11/54	132	1.12	0.00	N		16	13
				ค่าเฉลี่ย		2.31	2.85
				S.D.		1.61	2.65

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย

ตาราง ข.47 ค่าที่เคเอ็นน้ำเข้าและน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ทีเคเอ็น (มก./ล.)		ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ทีเคเอ็น (มก./ล.)	
		น้ำเข้า	น้ำทิ้ง			น้ำเข้า	น้ำทิ้ง
09/09/54	75	0.00	1.12	07/11/54	134	1.68	7.28
10/09/54	76	1.12	12.32	13/11/54	140	1.68	10.64
11/09/54	77	0.84	16.52*	16/11/54	143	1.68	5.04
13/09/54	79	3.64	1.96	18/11/54	145	1.68	1.68
02/10/54	98	0.84	16.52	21/11/54	148	2.24	1.68
04/10/54	100	1.68	3.36	24/11/54	152	2.80	2.24
09/10/54	105	3.64	1.96	29/11/54	156	1.68	1.68
11/10/54	107	7.84	0.00	20/12/54	184	1.68	0.00
20/10/54	116	0.00	2.24	N		18	16
05/11/54	132	1.12	-	ค่าเฉลี่ย		2.01	4.86
				S.D.		1.82	4.65

หมายเหตุ: * เป็นค่าที่ผิดพลาดจึงไม่นำมาคิดในค่าเฉลี่ย, - ไม่ได้ทำการวัด

ตาราง ข.48 ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)	ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)
30/08/54	65	30	29/11/54	157	100
15/09/54	81	30	07/12/54	165	40
09/10/54	105	100	19/12/54	177	20
20/10/54	116	50	27/12/54	185	190
05/11/54	133	60	04/01/12	196	20
10/11/54	138	10	N		13
14/11/54	142	10	ค่าเฉลี่ย		55
21/11/54	149	50	S.D.		50

ตาราง ข.49 ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)	ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)
30/08/54	65	40	29/11/54	157	10
15/09/54	81	55	7/12/54	165	50
09/10/54	105	20	19/12/54	177	56
20/10/54	116	65	27/12/54	185	8
05/11/54	133	100	04/01/12	196	56
10/11/54	138	20	N		12
14/11/54	142	115	ค่าเฉลี่ย		50
			S.D.		33

ตาราง ข.50 ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)	ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)
30/08/54	65	140	21/11/54	157	115
15/09/54	81	65	29/11/54	165	20
09/10/54	105	60	19/12/54	177	20
20/10/54	116	35	27/12/54	185	27
05/11/54	133	10	04/01/12	196	20
10/11/54	138	115	N		12
14/11/54	142	20	ค่าเฉลี่ย		54
			S.D.		45

ตาราง ข.51 ตะกอนแขวนลอยในน้ำทิ้งที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)	ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	ตะกอนแขวนลอย (มก./ล.)
30/08/54	65	130	21/11/54	157	50
15/09/54	81	75	29/11/54	165	50
9/10/54	105	155	19/12/54	177	32
20/10/54	116	25	27/12/54	185	12
05/54/54	133	125	04/01/12	196	32
10/11/54	138	245	N		12
14/11/54	142	70	ค่าเฉลี่ย		83
			S.D.		68

ตาราง ข.52 เซลล์ที่เกิดขึ้นในระบบกับเซลล์ที่หลุดออกจากระบบที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	2:1 (ก./วัน)		5:1 (ก./วัน)		10:1 (ก./วัน)		15:1 (ก./วัน)	
		เซลล์ เกิด	เซลล์ หลุด	เซลล์ เกิด	เซลล์ หลุด	เซลล์ เกิด	เซลล์ หลุด	เซลล์ เกิด	เซลล์ หลุด
30/08/54	65	0.8	0.3	0.7	0.4	2.9	1.4	4.2	1.3
15/09/54	81	1.0	0.3	1.7	0.5	1.9	0.7	5.6	0.8
09/10/54	105	0.9	1.0	1.6	0.2	3.7	0.6	6.0	1.6
20/10/54	116	1.0	0.5	2.0	0.0	2.6	0.3	5.6	0.3
05/11/54	133	0.3	0.6	2.0	0.7	3.9	0.1	5.8	1.3
10/11/54	138	0.5	0.1	1.9	1.0	3.2	1.2	5.5	2.5
14/11/54	142	0.2	0.1	1.9	0.2	3.8	0.2	5.4	0.7
21/11/54	149	0.5	0.5	1.7	1.2	4.0	1.2	5.5	0.5
29/11/54	157	0.9	1.0	1.3	0.1	2.8	0.2	5.8	0.1
07/12/54	165	0.5	0.4	1.4	0.5	3.5	2.4	5.0	3.9
19/12/54	177	0.9	1.9	1.2	0.1	4.7	0.3	7.3	0.1
27/12/54	185	0.9	0.2	1.1	0.6	4.8	0.2	7.7	0.3
04/01/55	193	0.6	0.6	1.9	0.5	3.2	0.7	4.9	1.1
N		13	13	13	13	13	13	13	13
ค่าเฉลี่ย		0.7	0.6	1.6	0.5	3.5	0.7	5.7	1.1
S.D.		0.3	0.5	0.4	0.4	0.8	0.7	0.9	1.1

ตาราง ข.53 ค่าไออาร์พีของน้ำทิ้งในระยะเริ่มเลี้ยงจุลินทรีย์ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 5:1 10:1 และ 15:1

ว/ด/ป	ช่วงวันที่ ทดลอง	2:1	5:1	10:1	15:1
		น้ำทิ้ง	น้ำทิ้ง	น้ำทิ้ง	น้ำทิ้ง
30/08/54	65	-80	-85	-84	-69
31/08/54	66	-87	-86	-104	-89
06/09/54	72	-77	-99	-55	-76
09/09/54	75	-222	-216	-219	-216
10/09/54	76	-162	-150	-145	-146
11/09/54	77	-115	-205	-190	-182
12/09/54	78	-93	-84	-81	-77
13/09/54	79	-192	-184	-199	-182
14/09/54	80	-217	-172	-203	-158
15/09/54	81	-133	-183	-198	-157
16/09/54	82	-66	-177	-190	-148
17/09/54	83	-189	-231	-201	-152
18/09/54	84	-161	-145	-151	-120
19/09/54	85	-161	-145	-151	-120
20/09/54	86	-195	-218	-129	-116
22/09/54	88	-46	-49	-57	-55
23/09/54	89	-106	-107	-179	-192
25/09/54	91	-162	-184	-153	-145
27/09/54	93	-169	-171	-251	-236
28/09/54	94	-114	-177	-105	-95
29/09/54	95	-86	-177	-84	-182
30/09/54	96	-176	-143	-185	-172
03/10/54	99	-183	-191	-188	-197
16/11/54	144	-190	-183	-245	-233
18/11/54	146	-215	-215	-221	-269
23/11/54	151	-135	-129	-145	-136
24/11/54	152	-54	-58	-83	-87
07/12/54	165	-50	-44	-45	-35
12/12/54	170	-44	-41	-39	-43
13/12/54	171	-38	-83	-80	-76
19/12/54	177	-42	-46	-35	-34
24/12/54	182	-38	-112	-103	-98
27/12/54	185	-83	-83	-144	-73
30/12/54	188	-37	-19	-36	-27
N			34	34	34
ค่าเฉลี่ย			-121.1	-133.8	-137.6
S.D.			61.3	61.4	64.6

ข-2 ผลการวิเคราะห์เปอร์เซ็นต์ก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1
5:1 10:1 และ 15:1

โครมาโตแกรมและวิธีการวิเคราะห์ผลการทดลองด้วยเทคนิคแก๊สโครมาโตกราฟี

- 1.) รายละเอียดเครื่องมือที่ใช้วิเคราะห์ แสดงดังตารางที่ ข-54
- 2.) เครื่องแก๊สโครมาโตกราฟีและเข็มที่ใช้ฉีดตัวอย่าง แสดงดังภาพที่ ข.1 – ข.2 ตามลำดับ
ตารางที่ ข.54 รายละเอียดเครื่องมือที่ใช้วิเคราะห์

พารามิเตอร์	ค่าที่ใช้
เครื่องมือ	เครื่องแก๊สโครมาโตกราฟี
รุ่น	GC-6890 Agilent
คอลัมน์	CTR-I (Air, CH ₄ , CO ₂ , N ₂ , O ₂)
ดีเทคเตอร์	TCD



ภาพที่ ข.1 เครื่องแก๊สโครมาโตกราฟี



ภาพที่ ข.2 รูปเข็มฉีดตัวอย่างก๊าซ

3.) สภาวะที่ใช้ในการวิเคราะห์

ตารางที่ ข.55 แสดงสภาวะที่ใช้ในการวิเคราะห์หาองค์ประกอบก๊าซด้วยเครื่องแก๊สโครโมโตกราฟ

พารามิเตอร์	สภาวะที่ใช้
แก๊สพา	ฮีเลียม
ความเร็วแก๊สพา	20 มล./นาที
อุณหภูมิช่องใส่สาร	150 °ซ
อุณหภูมิคอลัมน์	80 °ซ
อุณหภูมิดีเทคเตอร์	200 °ซ
ปริมาณตัวอย่าง	1 มล.

3.) ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซที่การแปรค่าอัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรตต่างๆ

ทำการฉีดตัวอย่างก๊าซ 3 ครั้ง (17 พ.ค. 2554)

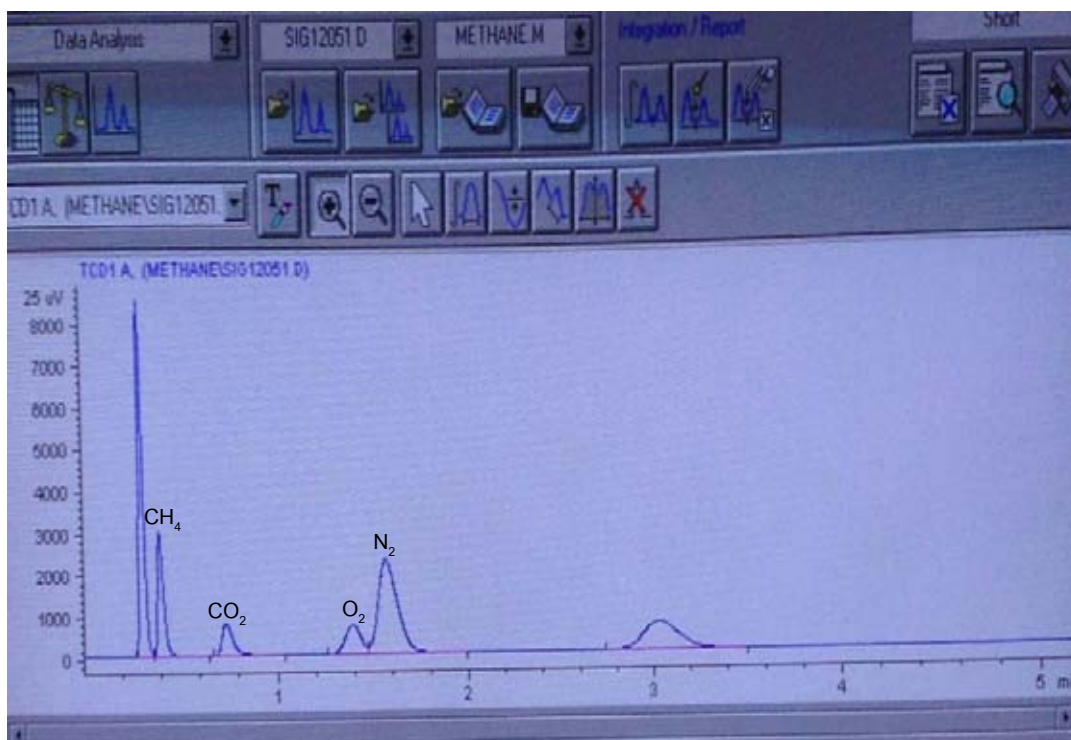
- ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1 แสดงดังตารางที่ ข.56-ข.57 และโครโมโตแกรม แสดงดังภาพที่ ข.3
- ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 5:1 แสดงดังตารางที่ ข.58 และ 59
- ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1 แสดงดังตารางที่ ข.60 และ 61
- ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1 แสดงดังตารางที่ ข.62 และ 63

ตารางที่ ข.56 ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1

ครั้งที่ฉีด ตัวอย่าง	ก๊าซ	เวลา	พื้นที่ใต้ กราฟ	แฟค เตอร์	โคแฟค เตอร์	%(ปริมาตร/ปริมาตร)
1	CH ₄	0.402	8.65	1.3	10.85	0.11
	CO ₂	0.741	2.02×10 ¹	0.9	17.51	0.18
	O ₂	1.495	4.32×10 ³	0.5	2065.87	20.75
	N ₂	1.813	1.64×10 ⁴	0.5	7861.24	78.96
	รวม		3.58×10 ⁴	-	9955.48	100.0
2	CH ₄	0.389	8.58	1.3	10.77	0.11
	CO ₂	0.734	2.01×10 ¹	0.9	17.41	0.18
	O ₂	1.495	4.31×10 ³	0.5	2059.23	20.74
	N ₂	1.841	1.64×10 ⁴	0.5	7840.40	78.97
	รวม		3.57×10 ⁴	-	9927.81	100.0
3	CH ₄	0.389	8.63	1.3	10.83	0.11
	CO ₂	0.734	1.99×10 ¹	0.9	17.18	0.17
	O ₂	1.495	4.40×10 ³	0.5	2101.59	20.74
	N ₂	1.841	1.67×10 ⁴	0.5	8001.67	78.98
	รวม		3.64×10 ⁴	-	10131.28	100.0

ตารางที่ ข.57 องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 2:1

Repeat	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	N ₂ (%)
1	0.11	0.18	20.75	78.96
2	0.11	0.18	20.74	78.97
3	0.11	0.17	20.74	78.98
ค่าเฉลี่ย	0.11	0.17	20.75	78.97
S.D.	0	0.01	0.01	0.01



ภาพที่ ข.3 โครมาโตแกรมขององค์ประกอบก๊าซในระบบฟลูอิดไดซ์เบด

ยกตัวอย่างการคำนวณที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 2:1

- การวิเคราะห์ห้องค์ประกอบของก๊าซสามารถคำนวณได้จากพื้นที่ใต้กราฟ

เช่น ก๊าซไนโตรเจน (N₂) ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 2:1 มีพื้นที่ใต้กราฟ (area) = 1.64E+04, แฟคเตอร์ = 0.5 และ โคแฟคเตอร์รวม= 9955.5

$$\begin{aligned}
 \text{ดังนั้น } \% \text{ ก๊าซไนโตรเจน} &= \frac{(\text{พื้นที่ใต้กราฟ} \times \text{แฟคเตอร์}) \times 100}{\text{โคแฟคเตอร์รวม}} \\
 &= \frac{(1.64\text{E}+04 \times 0.5) \times 100}{9955.5} \\
 &= 78.96 \%
 \end{aligned}$$

ดังนั้น ที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต = 2:1 มีก๊าซไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบเท่ากับร้อยละ 78.96 ของก๊าซทั้งหมด

ตารางที่ ข.58 ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 5:1

ครั้งที่ฉีด ตัวอย่าง	ก๊าซ	เวลา	พื้นที่ใต้ กราฟ	แฟค เตอร์	โคแฟค เตอร์	%(ปริมาตร/ปริมาตร)
1	CH ₄	0.389	2.86×10 ³	1.3	3592.51	30.40
	CO ₂	0.734	1.28×10 ³	0.9	1107.46	9.37
	O ₂	1.495	2.97×10 ³	0.5	1417.39	11.99
	N ₂	1.841	1.19×10 ⁴	0.5	5701.11	48.24
	รวม		3.37×10 ⁴	-	11818.47	100.00
2	CH ₄	0.389	2.74×10 ³	1.3	3442.39	30.28
	CO ₂	0.734	1.23×10 ³	0.9	1063.50	9.35
	O ₂	1.495	2.86×10 ³	0.5	1366.40	12.02
	N ₂	1.841	1.15×10 ⁴	0.5	5496.33	48.35
	รวม		3.24×10 ⁴	-	11368.62	100.00
3	CH ₄	0.389	2.60×10 ³	1.3	3260.00	29.87
	CO ₂	0.734	1.17×10 ³	0.9	1009.79	9.25
	O ₂	1.495	2.77×10 ³	0.5	1324.17	12.13
	N ₂	1.841	1.11×10 ⁴	0.5	5321.00	48.75
	รวม		3.64×10 ⁴	-	10914.97	100.00

ตารางที่ ข.59 องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเทรต 5:1

ครั้งที่ฉีด ตัวอย่าง	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	N ₂ (%)
1	30.40	9.37	11.99	48.24
2	30.28	9.35	12.02	48.35
3	29.87	9.25	12.13	48.75
ค่าเฉลี่ย	30.18	9.33	12.05	48.45
S.D.	0.28	0.06	0.07	0.27

ตารางที่ ข.60 ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1

ครั้งที่ฉีด ตัวอย่าง	ก๊าซ	เวลา	พื้นที่ใต้ กราฟ	แฟค เตอร์	โคแฟค เตอร์	%(ปริมาตร/ปริมาตร)
1	CH ₄	0.389	1.25×10 ³	1.3	1573.83	14.64
	CO ₂	0.734	7.17×10 ²	0.9	619.89	5.77
	O ₂	1.495	3.70×10 ³	0.5	1769.03	16.45
	N ₂	1.841	1.42×10 ⁴	0.5	6788.22	63.14
		รวม		3.43×10 ⁴	-	10751.98
2	CH ₄	0.389	1.14×10 ³	1.3	1432.26	13.12
	CO ₂	0.734	6.64×10 ²	0.9	574.52	5.26
	O ₂	1.495	3.86×10 ³	0.5	1844.11	16.89
	N ₂	1.841	1.48×10 ⁴	0.5	7066.69	64.73
		รวม		3.52×10 ⁴	-	10917.55
3	CH ₄	0.389	1.09×10 ³	1.3	1362.56	12.92
	CO ₂	0.734	6.30×10 ²	0.9	544.67	5.16
	O ₂	1.495	3.74×10 ³	0.5	1787.70	16.95
	N ₂	1.841	1.43×10 ⁴	0.5	6854.28	64.97
		รวม		3.64×10 ⁴	-	10549.20

ตารางที่ ข.61 องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 10:1

ครั้งที่ฉีด ตัวอย่าง	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	N ₂ (%)
1	14.64	5.77	16.45	63.14
2	13.12	5.26	16.89	64.73
3	12.92	5.16	16.95	64.97
ค่าเฉลี่ย	13.56	5.40	16.76	64.28
S.D.	0.94	0.33	0.27	0.99

ตารางที่ ข.62 ผลการวิเคราะห์องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1

ครั้งที่ฉีด ตัวอย่าง	ก๊าซ	เวลา	พื้นที่ใต้ กราฟ	แฟค เตอร์	โคแฟค เตอร์	%(ปริมาตร/ปริมาตร)
1	CH ₄	0.389	2.47×10 ³	1.3	3105.00	22.39
	CO ₂	0.734	2.00×10 ³	0.9	1729.59	12.47
	O ₂	1.495	3.89×10 ³	0.5	1860.88	13.42
	N ₂	1.841	1.50×10 ⁴	0.5	7169.90	51.71
		รวม		4.03×10 ⁴	-	13865.38
2	CH ₄	0.389	2.28×10 ³	1.3	2861.99	22.42
	CO ₂	0.734	1.85×10 ³	0.9	1595.99	12.50
	O ₂	1.495	3.58×10 ³	0.5	1710.96	13.40
	N ₂	1.841	1.38×10 ⁴	0.5	6595.21	51.67
		รวม		3.71×10 ⁴	-	12764.07
3	CH ₄	0.389	2.12×10 ³	1.3	2665.81	22.43
	CO ₂	0.734	1.72×10 ³	0.9	1484.09	12.49
	O ₂	1.495	3.33×10 ³	0.5	1592.52	13.40
	N ₂	1.841	1.29×10 ⁴	0.5	6142.63	51.68
		รวม		3.64×10 ⁴	-	11885.06

ตารางที่ ข.63 องค์ประกอบก๊าซที่อัตราส่วนซีโอดีต่อไนเตรต 15:1

ครั้งที่ฉีด ตัวอย่าง	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)	O ₂ (%)	N ₂ (%)
1	22.39	12.47	13.42	51.71
2	22.42	12.50	13.40	51.67
3	22.43	12.49	13.40	51.68
ค่าเฉลี่ย	22.42	12.49	13.41	51.69
S.D.	0.02	0.02	0.01	0.02

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาววนิดา ห่อคำ เกิดเมื่อวันที่ 8 มิถุนายน 2529 สถานที่เกิด จังหวัดอุบลราชธานี สำเร็จการศึกษาระดับปริญญาวิทยาศาสตรบัณฑิต สาขาเคมี-ทรัพยากรสิ่งแวดล้อม ภาควิชาเคมี คณะวิทยาศาสตร์ สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง ในปี พ.ศ. 2552 และเข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต ภาควิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย เมื่อปี พ.ศ. 2552

การเผยแพร่ผลงานวิทยานิพนธ์

วนิดา ห่อคำ, วิบูลย์ลักษณ์ ฟุ้งรัมย์ และ ชัยพร ภูประเสริฐ “การกำจัดในเทรตด้วยกระบวนการดีในทรีพีเคชันในถังปฏิกรณ์ฟลูอิดไดซ์เบดที่ใช้เม็ดยางเป็นวัสดุตัวกลาง” เอกสารประกอบการประชุมวิชาการสิ่งแวดล้อมแห่งชาติครั้งที่ 11 รหัสบทความ 21R1-01 หน้า 1-2 วันที่ 21-23 มีนาคม 2555 ณ โพลีวัลล รีสอร์ท แอนด์ สปา จังหวัดเชียงราย จัดโดยสมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย