

ประติมากรรมการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนโดยโซเดียมไนไตรท์ในระบบบอเอสปีอาร์



นายนำเงิน จันทรมณี

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต

สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา)

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ปีการศึกษา 2549

ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

**EFFICIENCY OF AMMONIA NITROGEN TREATMENT BY SODIUM NITRITE
IN ANAEROBIC SEQUENCING BATCH REACTOR SYSTEM**

Mr. Namngern Chantaramanee

สถาบันวิทยบริการ

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

**A Thesis Submitted in partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Science Program in Environmental Science**

(Interdisciplinary Program)

Graduate School

Chulalongkron University

Academic Year 2006

Copyright of Chulalongkron University

น้ำเงิน จันทรมณี: ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนโดยโซเดียมไนไตรท์
ในระบบเอเอสบีอาร์. (EFFICIENCY OF AMMONIA NITROGEN TREATMENT BY
SODIUM NITRITE IN ANAEROBIC SEQUENCING BATCH REACTOR SYSTEM)
อ.ที่ปรึกษา: ผศ. ดร.ชาญวิทย์ ไชยนิทานนท์, อ.ที่ปรึกษาร่วม: ดร.สมชาย ดารารัตน์, 129 หน้า

งานวิจัยนี้เป็นการศึกษาประสิทธิภาพของระบบไม่ใช้ออกซิเจนและลักษณะทางกายภาพของ
เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสีย ในแบบจำลองของระบบ
เอเอสบีอาร์ (anaerobic sequencing batch reactor; ASBR) ที่มีขนาดปริมาตรทำปฏิกิริยา 24 ลิตร ความ
เข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังปฏิกิริยา 20,000 มิลลิกรัมต่อลิตร กวนด้วยความเร็วรอบ 50 รอบต่อนาที

ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปของแอมโมเนียในโตรเจน 0.027 0.039 และ 0.053 กรัม
แอมโมเนียในโตรเจน/ลิตร-วัน ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนได้มากกว่า
ร้อยละ 50 และสูงสุดร้อยละ 70 ที่ภาระบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปของแอมโมเนียในโตรเจน 0.053 กรัม
แอมโมเนียในโตรเจน/ลิตร-วัน และสามารถบำบัดไนไตรท์ได้มากกว่าร้อยละ 99 ในทุกภาระบรรทุก
สารอินทรีย์ นอกจากนี้ระบบเอเอสบีอาร์สามารถบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของซีไอดีได้มากกว่าร้อยละ
80 หลังการบำบัดเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีสีดำเข้มขึ้น ลักษณะเม็ดจะแน่นมากกว่าเม็ดตะกอนก่อนการ
บำบัด และ มีค่าสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอยของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์
เท่ากับ 0.86

สถาบันวิทยบริการ จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม (สหสาขาวิชา) ลายมือชื่อนิติกร.....
ปีการศึกษา.....2549..... ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา.....
ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาร่วม.....

4889092320 : MAJOR ENVIRONMENTAL SCIENCE

KEYWORDS: AMMONIA-NITROGEN/ANAMMOX/ ASBR/ SODIUM NITRITE

NAMNGERN CHANTARAMANEE: EFFICIENCY OF AMMONIA NITROGEN TREATMENT BY SODIUM NITRITE IN ANAEROBIC SEQUENCING BATCH REACTOR SYSTEM.

THESIS ADVISOR: ASST. PROF. CHARNWIT KOSITANON, Ph.D.,

THESIS COADVISOR : SOMCHAI DARARAT, Ph.D., 129 pp.

This research is focus on anaerobic ammonia nitrogen treatment efficiency and physical characteristic of microbial sludge beads by using a model of anaerobic sequencing batch reactor (ASBR) with 24 liters working volume, 20,000 mg/l MLVSS and 50 rounds/min stirring.

At organic loading rate of 0.027, 0.039 and 0.053 $\text{gNH}_4\text{-N/m}^3\text{-d}$, more than 50% ammonia nitrogen was removed. The highest ammonia nitrogen removal of 70% was obtained at 0.053 $\text{gNH}_4\text{-N/m}^3\text{-d}$ organic loading rate. More than 99% nitrite was treated at every tested condition. The chemical oxygen demand removal were better than 80%. Microbial sludge granules, after wastewater treatment, turned darker and denser. The ratio of MLVSS to MLSS of the granules was 0.86.

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

Field of study....Environmental Science....Student's signature.....*Namngern Chantaramanee*

Academic year.....2006.....Advisor's signature.....*C. Kositanon*

Co-advisor's signature.....*S. Dararat*.....

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ ผศ.ดร.ชาญวิทย์ โหมยิตานนท์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ และ ดร.สมชาย คารรัตน์ อาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ที่กรุณาให้คำปรึกษาและแนะนำในการวางแผน และดำเนินการวิจัย ตลอดจนตรวจสอบแก้ไขปรับปรุงเนื้อหาหรือข้อบกพร่องต่างๆ ด้วยความเอาใจใส่ ปลุกฝังให้ผู้วิจัยมีความมุ่งมั่นและเป็นแบบอย่างที่ดีต่อผู้วิจัยมาโดยตลอด จนกระทั่งวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ สำเร็จลุล่วงด้วยดี และขอกราบขอบพระคุณ รศ.ดร.สมใจ เพ็งปรีชา ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์ รศ. ดร. สุธา ขาวเชียร และ อ.ดร. สาโรช บุญยกิจสมบัติ กรรมการสอบวิทยานิพนธ์ ที่ได้ให้คำแนะนำ และปรับปรุงวิทยานิพนธ์เล่มนี้ให้สมบูรณ์ยิ่งขึ้น

ขอขอบพระคุณ สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย ที่อนุเคราะห์ งบประมาณ วัสดุอุปกรณ์ และสถานที่ในการทำวิจัยนี้ ตลอดจนขอขอบคุณเจ้าหน้าที่ห้องปฏิบัติการ เทคโนโลยีสิ่งแวดล้อม ฝ่ายสิ่งแวดล้อม นิเวศวิทยา และพลังงาน สถาบันวิจัยวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งประเทศไทย ที่ช่วยเหลือและให้คำแนะนำเป็นอย่างดีในการทำวิจัย

ขอกราบขอบพระคุณคณาจารย์ สาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาแพทยศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี และสหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ที่ประสาทความรู้และประสบการณ์ต่างๆ นำมาประยุกต์ใช้ในการทำวิจัยเป็นอย่างดี ตลอดจนยินดีร่วม หลักสูตรทุกท่านที่คอยสนับสนุนและเป็นกำลังใจแก่ผู้วิจัย

สุดท้ายนี้ผู้วิจัยขอกราบดวงวิญญาณและระลึกถึงบิดา และกราบขอบพระคุณ มารดาและครอบครัว ที่ให้การอบรม เลี้ยงดู สนับสนุนและเป็นกำลังใจที่สำคัญที่สุดแก่ผู้วิจัยมาโดยตลอด จนมี โอกาสได้ศึกษาจนสำเร็จการศึกษา

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญ

	หน้าที่
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ง
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	จ
กิตติกรรมประกาศ.....	ฉ
สารบัญ.....	ช
สารบัญตาราง.....	ฅ
สารบัญรูป.....	ฉ
บทที่ 1 บทนำ.....	1
1.1 แนวเหตุผลและความสำคัญ.....	1
1.2 สมมติฐาน.....	2
1.3 วัตถุประสงค์.....	2
1.4 ตัวแปรที่ศึกษา.....	2
1.5 ขอบเขตการวิจัย.....	2
1.6 นิยามศัพท์.....	3
1.7 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	5
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	6
2.1 การบำบัดน้ำเสีย.....	6
2.1.1 ความหมายของน้ำเสีย.....	6
2.1.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสีย.....	6
2.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	7
2.2.1 กลไกพื้นฐานของกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	7
2.2.2 จุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	10
2.2.3 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (microbial granules)	11
2.2.4 กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	13
2.2.5 ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	16

2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	19
2.3.1 บ่อแอนแอโรบิกหรือบ่อหมิ่น.....	21
2.3.2 ถังย่อยสลัดจ์.....	21
2.3.3 ถังย่อยแบบสัมผัส.....	23
2.3.4 ถังย่อยแบบแยกเชื้อ.....	24
2.3.5 เครื่องกรองแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	24
2.3.6 ระบบชั้นลอยตัวแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	25
2.3.7 ระบบยูเอสบี.....	26
2.3.8 ระบบ EGSB.....	27
2.3.9 ระบบจานหมุนชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	28
2.3.10 ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจน.....	29
2.3.11 ระบบเอเอสปีอาร์.....	29
2.4 ไนโตรเจนและความสำคัญ.....	31
2.4.1 สารประกอบไนโตรเจน.....	32
2.4.2 สารประกอบไนโตรเจนกับระบบบำบัดน้ำเสีย.....	35
2.4.3 สารประกอบไนโตรเจนกับมลพิษน้ำ.....	36
2.5 กระบวนการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียทางชีวภาพ.....	36
2.5.1 การกำจัดอินทรีย์คาร์บอนเทียบกับไนโตรเจน.....	38
2.5.2 กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (ammonification).....	41
2.5.3 กระบวนการไนตริฟิเคชัน (nitrification).....	41
2.5.4 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (denitrification).....	42
2.6 กระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียม ออกซิเดชัน.....	43
2.7 ระบบบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสีย.....	45
2.7.1 ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบสามสลัดจ์.....	46
2.7.2 ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบสองสลัดจ์.....	47
2.7.3 ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบสลัดจ์เดี่ยว.....	49
2.7.4 ระบบบาร์เดนโฟ.....	50
2.7.5 ระบบเอเอสปีอาร์.....	51
2.7.6 ระบบคลองวนเวียน.....	52
2.8 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	53

บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	55
3.1 รูปแบบการวิจัย.....	55
3.2 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้.....	55
3.3 วิธีดำเนินการทดลอง.....	57
3.3.1 การศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสม ของระบบไม่ใช้ออกซิเจน ในการบำบัดแอมโมเนียในน้ำเสีย.....	57
3.3.2 การศึกษาลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัด แอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสีย.....	58
3.4 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ.....	60
บทที่ 4 ผลการวิเคราะห์ข้อมูล.....	61
4.1 ผลการศึกษาในขั้นการเตรียมก่อนการทดลอง.....	61
4.1.1 ลักษณะน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์.....	61
4.1.2 การเตรียมถังปฏิกรณ์และการบรรจุเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	62
4.1.3 ผลการปรับสภาพเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (acclimatization).....	63
4.1.4 ผลการศึกษาความเหมาะสมของการเติมไนโตรเจนในระบบ.....	63
4.2 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ.....	68
4.2.1 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจน และ ทีเคเอ็น.....	68
4.2.2 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและบีโอดี.....	72
4.2.3 ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน.....	74
4.2.4 จลนพลศาสตร์ของซีโอดี แอมโมเนีย และ ไนโตรเจน.....	75
4.2.5 สมดุลมวลของไนโตรเจนในระบบ.....	80
4.3 ผลการศึกษาสภาวะที่เหมาะสมต่อการเดินระบบ.....	81
4.3.1 อุณหภูมิ.....	81
4.3.2 pH.....	82
4.3.3 สภาพต่าง.....	83
4.3.4 กรดไขมันระเหยง่าย.....	85

4.4 ผลการศึกษาลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัด.....	85
4.4.1 ความเข้มข้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	86
4.4.2 ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน.....	86
4.4.3 ลักษณะทางกายภาพของจุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์.....	87
บทที่ 5 สรุปผลการศึกษาและข้อเสนอแนะ.....	93
5.1 สรุปผลการศึกษา.....	93
5.1.1 สรุปผลการศึกษาในขั้นการเตรียมก่อนการทดลอง.....	93
5.1.2 สรุปผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ.....	93
5.1.3 สรุปผลการศึกษาสภาวะระหว่างการเดินระบบ.....	94
5.1.4 สรุปผลการศึกษาลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ที่ใช้ในการบำบัด.....	95
5.2 ข้อเสนอแนะ.....	95
รายการอ้างอิง.....	96
ภาคผนวก.....	99
ภาคผนวก ก. ส่วนประกอบของระบบเอเอสบีอาร์.....	100
ภาคผนวก ข. วิธีวิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการ.....	104
ภาคผนวก ค. วิธีการคำนวณค่าทางจลนพลศาสตร์.....	112
ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์.....	114

สารบัญตาราง

ตารางที่	หน้าที่
2.1 การเปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนกับระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน	10
2.2 ระดับความเข้มข้นของสารพิษชนิดต่างๆ ที่มีผลต่อแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	19
2.3 การเปรียบเทียบกระบวนการบำบัดน้ำเสียไม่ใช้ออกซิเจนแบบต่างๆ.....	21
2.4 ผลของแอมโมเนียในโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน.....	34
2.5 วิธีการบำบัดน้ำเสียประเภทต่างๆ เพื่อกำจัดไนโตรเจน.....	37
2.6 ข้อดีข้อเสียทางกายภาพและทางเคมีในขบวนการกำจัดไนโตรเจน.....	38
2.7 วิธีการบำบัดไนโตรเจนโดยวิธีทางชีวภาพ.....	43
3.1 ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียเอเอสปีอาร์.....	59
3.2 พารามิเตอร์ ความถี่ในการเก็บตัวอย่างและวิธีวิเคราะห์.....	59
3.3 สารอาหารเสริมหลักและสารอาหารเสริมรอง.....	60
4.1 ความเข้มข้นของแอมโมเนียเฉลี่ยที่เกิดจากกระบวนการไฮโดรไลซิส ที่ระยะกักพัก ชลศาสตร์ต่าง ๆ.....	62
4.2 ผลของการเติมไนโตรที่ต่อประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดี.....	64
4.3 ผลของการเติมไนโตรที่ต่อประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียและไนโตรที่.....	64
4.4 ผลของการเติมไนโตรที่ต่อประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดี แอมโมเนียและไนโตรที่.....	65
4.5 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	68
4.6 อัตราส่วนของแอมโมเนียในโตรเจนต่อไนโตรที่ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	69
4.7 ประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็นที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	70
4.8 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	72
4.9 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีก่อนและหลังการเติมโซเดียมไนโตรที่.....	73
4.10 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	74
4.11 ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรที่ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	74
4.12 อัตราการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนเฉลี่ย ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	78
4.13 อัตราการบำบัดชีโอดี และ ไนโตรที่ เฉลี่ย ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	79
4.14 อัตราการบำบัดชีโอดี และ ไนโตรที่ สูงสุด ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	79

ตารางที่	หน้าที่
4.15 สมดุลมวลของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและออกจากระบบ.....	80
4.16 อุณหภูมิในช่วงที่ถึงปฏิกิริยาทำงานที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	82
4.17 pH ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	83
4.18 ค่าสภาพด่างที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	84
4.19 ค่ากรดไขมันระเหยง่ายที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ.....	85
4.20 คุณสมบัติของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง.....	86
4.21 ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ก่อนและหลังการทดลอง.....	84



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญรูป

รูปที่	หน้า
2.1	8
2.2	13
2.3	15
2.4	20
2.5	22
2.6	22
2.7	23
2.8	23
2.9	24
2.10	25
2.11	26
2.12	27
2.13	28
2.14	28
2.15	29
2.16	31
2.17	34
2.18	40
2.19	40
2.20	43
2.21	44
2.22	45
2.23	45
2.24	46
2.25	48
2.26	50
3.1	57
3.2	58

รูปที่	หน้าที่
4.1	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีในช่วงการปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์..... 63
4.2	ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียและไนโตรที่จากการเติมโซเดียมไนโตรที่ที่ ปริมาณต่างๆ..... 65
4.3	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี แอมโมเนีย และ ไนโตรที่จากการเติมโซเดียมไนโตรที่ ที่ปริมาณต่างๆ..... 66
4.4	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียจากการเติมโซเดียมไนโตรที่ที่ ปริมาณต่างๆ..... 67
4.5	ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ..... 69
4.6	ค่าความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเข้าและออกระบบที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ..... 70
4.7	ประสิทธิภาพการบำบัดทีเคเอ็นที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ..... 71
4.8	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ..... 72
4.9	ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรที่ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ..... 75
4.10	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ไนโตรที่ และความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจน ใน 1 รอบการทำงาน ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 72 ชั่วโมง..... 76
4.11	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ไนโตรที่ และความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจน ใน 1 รอบการทำงาน ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 48 ชั่วโมง..... 77
4.12	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ไนโตรที่ และความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจน ใน 1 รอบการทำงาน ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 24 ชั่วโมง..... 77
4.13	อุณหภูมิในช่วงที่ถึงปฏิกิริยาทำงานที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ..... 81
4.14	pH ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ..... 82
4.15	ค่าสภาพด่างที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ..... 84
4.16	ภาพถ่ายเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ก่อนและหลังการทดลองด้วยเครื่อง SEM..... 88
4.17	ภาพถ่ายผ้าครึ่งของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ก่อนและหลังการทดลองด้วยเครื่อง SEM..... 88
4.18	ภาพถ่ายผิวของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ก่อนและหลังการทดลองด้วยเครื่อง SEM..... 89
4.19	รูปร่างของแบคทีเรียที่แตกต่างออกไปในเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง..... 90
4.20	แสดงภาพขอบด้านในของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ก่อนและหลังการทดลองด้วยเครื่อง SEM..... 91
4.21	แสดงภาพแกนกลางของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลองด้วยเครื่อง SEM... 92

รูปที่	หน้าที่
ก. 1	ถังปฏิกริยาเอเอสบีอาร์..... 100
ก. 2	เครื่องกวนแบบสมบูรณ์..... 101
ก. 3	เครื่องสูบน้ำเสีย..... 101
ก. 4	เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ..... 102
ก. 5	เครื่องควบคุมระบบการทำงาน (PLC)..... 102
ก. 6	ถุงปรับความดัน..... 103
ก. 7	Solenoid valve..... 103



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 1

บทนำ

1.1 แนวเหตุผลและความสำคัญ

เนื่องจากการพัฒนาทางเศรษฐกิจและสังคม ส่งผลให้เกิดการขยายตัวของอุตสาหกรรม เกษตรกรรม และชุมชน เป็นเหตุให้เกิดปัญหาหลายประการตามมา โดยเฉพาะปัญหาสิ่งแวดล้อม หนึ่ง นั้นก็คือ ปัญหาน้ำเสียที่ทวีความรุนแรงขึ้นเรื่อยๆ ปัจจุบันประเทศไทยให้ความสำคัญในการพัฒนา ระบบบำบัดน้ำเสีย แต่ระบบบำบัดนั้นมุ่งเน้นบำบัดเฉพาะบีโอดีไม่สามารถบำบัดไนโตรเจนได้ ซึ่งถ้า ไนโตรเจนในรูปสารอินทรีย์ใน ไตรเจนและแอมโมเนียถูกระบายลงในแหล่งน้ำจะเกิดความต้องการ ออกซิเจนเพื่อมาเกิดปฏิกิริยาในการเปลี่ยนรูปมากกว่าบีโอดีหลายเท่า ดังนั้นการกำจัดสารอินทรีย์ ไนโตรเจนและแอมโมเนียออกจากน้ำเสียจึงมีความจำเป็นอย่างมาก ก่อให้เกิดการพัฒนากระบวนการ บำบัด ต่างๆ เพื่อให้สามารถบำบัดสารอินทรีย์ใน ไตรเจนและแอมโมเนียออกจากน้ำเสียได้อย่างมี ประสิทธิภาพ ซึ่งระบบบำบัดที่เหมาะสมในการบำบัดสารอินทรีย์ใน ไตรเจนและแอมโมเนียออกจาก น้ำเสียนั้นก็คือระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ โดยสามารถแบ่งออกเป็น 2 กระบวนการคือ กระบวนการ ที่ใช้ออกซิเจนและไม่ใช้ออกซิเจน โดยระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนได้รับความสนใจในการ บำบัดน้ำเสียมากขึ้น เนื่องจากสามารถรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์ได้ในอัตราที่สูง ผลิตตะกอนส่วนเกิน น้อย และประหยัดค่าพลังงานในการเติมอากาศ แต่ระบบบำบัดนี้จะไม่สามารถบำบัดไนโตรเจนได้เลย

เนื่องจากการบำบัดแอมโมเนียต้องอาศัยกระบวนการทั้งการใช้ออกซิเจนในการเปลี่ยนรูปจาก แอมโมเนียเป็นไนไตรท์ ไนเตรท และไม่ใช้ออกซิเจนในการเปลี่ยนรูปไนเตรทต่อไปเป็นก๊าซ ไนโตรเจน จากกระบวนการนี้ทำให้ต้องใช้เทคนิคต่างๆ อย่างมากในการบำบัด จึงทำให้กระบวนการ บำบัดแอมโมเนียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจากการเปลี่ยนรูปจากแอมโมเนียเป็นก๊าซไนโตรเจนได้จาก กิจกรรมของแบคทีเรียในระบบได้รับความสนใจ โดยหากนำแบคทีเรียและสภาวะที่เหมาะสมต่อการ เกิดปฏิกิริยามาบำบัดน้ำเสียที่มีแอมโมเนียสูงภายใต้ภาวะไม่ใช้ออกซิเจนจึงเป็นไปได้ที่จะบำบัด แอมโมเนียออกจากน้ำเสียได้ ดังนั้นผู้วิจัยจึงมีความสนใจที่จะศึกษาระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ ออกซิเจนในการบำบัดแอมโมเนียออกจากน้ำเสียโดยกระบวนการ anammox โดยระบบบำบัดแบบ เอเอสบีอาร์ ซึ่งผลการศึกษาที่ได้จากการทำวิจัยในครั้งนี้จะเป็นข้อมูลพื้นฐานในการพัฒนาระบบบำบัด แอมโมเนียและประยุกต์ใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีแอมโมเนียปนเปื้อนต่อไปได้

1.2 สมมติฐาน

การบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนโดยระบบเอเอสบีอาร์ (ASBR; anaerobic sequencing batch reactor) มีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียได้ดี

1.3 วัตถุประสงค์

1. เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของระบบไม่ใช้ออกซิเจนในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสีย
2. เพื่อศึกษาปัจจัยและสภาวะระหว่างการทำงานของระบบไม่ใช้ออกซิเจนในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสีย
3. เพื่อศึกษาลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสีย

1.4 ตัวแปรที่ศึกษา

1. ตัวแปรต้น

- ภาระบรรทุกชีโอดี (COD loading rate)
- ภาระบรรทุกแอมโมเนียในโตรเจน (Ammonia Nitrogen loading rate)
- ภาระบรรทุกไนไตรท์ (Nitrite loading rate)

2. ตัวแปรตาม

- ความเข้มข้นไนโตรเจนทั้งหมด แอมโมเนีย และไนไตรท์
- ความเข้มข้นชีโอดีทั้งหมด (total chemical oxygen demand; TCOD)
- ประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ (removal efficiency)
- ลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์
- พีเอช (pH)
- กรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acids; VFAs)
- สภาพความเป็นด่าง (alkalinity)

1.5 ขอบเขตการวิจัย

เป็นการศึกษาวิจัยเชิงทดลอง (experimental research) ในห้องปฏิบัติการ โดยใช้แบบจำลองของระบบเอเอสบีอาร์ (anaerobic sequencing batch reactor; ASBR) เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์โดยใช้กระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียม ออกซิเดชัน ที่ระยะเวลา กักพักผลศาสตร์ต่างๆ

1.6 นิยามศัพท์

กระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียม ออกซิเดชัน (anaerobic ammonium oxidation process; anammox) หมายถึง กระบวนการออกซิไดซ์แอมโมเนียเป็นก๊าซไนโตรเจนโดยใช้ไนโตรตเป็นตัวรับอิเล็กตรอน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบเอเอสบีอาร์ (anaerobic sequencing batch reactor; ASBR) หมายถึง ระบบบำบัดน้ำเสียที่ถึงปฏิริยาถูกใช้ในการทำปฏิริยาและการตกตะกอนภายในถังเดียว โดยมีเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทำหน้าที่ในการทำปฏิริยาย่อยสลายสารมลพิษในน้ำเสีย โดยการดำเนินระบบประกอบด้วย การป้อนน้ำเสีย การเกิดปฏิริยา การตกตะกอนของมวลชีวภาพ และการระบายน้ำเสียออกจากระบบ โดยคุณสมบัติที่สำคัญของระบบบำบัดนี้ คือ การสร้างสภาวะที่เอื้ออำนวยในการตกตะกอนมวลชีวภาพ เพื่อให้ระยะเวลาพักผลศาสตร์ที่สั้น

ภาระบรรทุก (loading) หมายถึง ปริมาณความสกปรกของน้ำเสียต่อหน่วยปริมาตรของระบบต่อวัน สามารถคำนวณได้จาก

$$\text{ภาระบรรทุก (กรัมซีโอดี/ลูกบาศก์เมตร-วัน)} = \frac{\text{ความเข้มข้นสารอินทรีย์น้ำเข้าระบบ X อัตราการไหล}}{\text{ปริมาตรของถัง}}$$

สภาวะคงที่ (steady state) หมายถึง การเดินระบบบำบัดน้ำเสียเพื่อให้เกิดการปรับสภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ จนกระทั่งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีความคุ้นเคยกับน้ำเสียแล้ว และประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ที่วัดในรูปค่าซีโอดีมีค่าสูงถึงร้อยละ 80

ซีโอดี (chemical oxygen demand; COD) หมายถึง ค่าความต้องการออกซิเจนทั้งหมดที่ใช้ในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์ในน้ำเสียเพื่อให้เกิดคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำมีหน่วยเป็น มิลลิกรัมต่อลิตร

ปริมาณไนโตรเจนทั้งหมด (total nitrogen) หมายถึง ผลรวมของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและสารอนินทรีย์ไนโตรเจน หรือ ผลรวมของทีเคเอ็น ไนโตรตและไนเตรท

ทีเคเอ็น (total kjedahl nitrogen; TKN) หมายถึง ผลรวมของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียไนโตรเจน

พีเอช (pH) หมายถึง ค่าลบของฟังก์ชันลอการิทึมของความเข้มข้นของไฮโดรเจน ใน น้ำ ซึ่งช่วงค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศควรอยู่ระหว่าง 6.6–7.4

กรดไขมันระเหย (volatile fatty acids; VFAs) หมายถึง สารอินทรีย์ที่ถูกย่อยสลายทางชีวภาพ แบบไม่ใช้ออกซิเจนโดยแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรดให้มีขนาดของ โมเลกุลที่เล็กลงและสามารถละลายน้ำ ได้ เพื่อนำไปใช้เป็นสารตั้งต้นในการสร้างก๊าซชีวภาพ ช่วงค่ากรดไขมันระเหยง่ายที่เหมาะสมต่อการทำงาน ของระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศควรอยู่ระหว่าง 50–500 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก

สภาพความเป็นด่าง (alkalinity) หมายถึง ความสามารถของสารละลายในการสะเทินกรด เพื่อ รักษาระดับพีเอชให้เหมาะสมกับการทำงานของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสีย

ระยะเวลากักพักรักษา (hydraulic retention time; HRT) หมายถึง ระยะเวลาที่น้ำเสียอยู่ในถังปฏิกริยามีค่าเป็นปริมาตรของถังปฏิกริยาหารด้วยอัตราการไหลของน้ำเสียที่ป้อนเข้าระบบมีหน่วยเป็นชั่วโมงหรือวัน สามารถคำนวณได้ดังนี้

$$\text{ระยะเวลาที่กักเก็บน้ำ} = \frac{\text{ปริมาตรของถังปฏิกริยา ลูกบาศก์เมตร}}{\text{อัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าระบบ ลูกบาศก์เมตรต่อวัน}}$$

ค่าอัตราส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (food/microorganisms; F/M) หมายถึง อัตราส่วนน้ำหนัก สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบบำบัดต่อน้ำหนักของจุลินทรีย์ ซึ่งค่ามวลสารอินทรีย์เป็นมวลของซีโอดีที่เข้าสู่ ระบบบำบัดมีหน่วยเป็นกรัมต่อวัน และ มวลของจุลินทรีย์เป็นมวลของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายในถัง ปฏิกริยามีหน่วยเป็นกรัม สามารถคำนวณได้ดังนี้

$$F/M = \frac{\text{ความเข้มข้นสารอินทรีย์น้ำเข้าระบบ (COD) x อัตราการไหล (Flow)}}{\text{ความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยระเหยง่าย x ปริมาตรถังปฏิกริยา}}$$

ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ (removal efficiency) หมายถึง ประสิทธิภาพของระบบ บำบัดในการลดค่าความเข้มข้นสารอินทรีย์ มีหน่วยเป็นร้อยละ สามารถคำนวณได้ดังนี้

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์} = \frac{(\text{ความเข้มข้นสารอินทรีย์น้ำเข้า} - \text{ความเข้มข้นสารอินทรีย์น้ำออก}) \times 100}{\text{ความเข้มข้นสารอินทรีย์น้ำเข้า}}$$

1.7 ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ได้องค์ความรู้ใหม่ในการบำบัดแอมเนียในโตรเจนโดยระบบเอเอสบีอาร์
2. ทราบถึงปัจจัยและสภาวะที่เหมาะสมต่อการทำงานของระบบไม่ใช้ออกซิเจนในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสีย
3. ทราบถึงลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสีย
4. นำข้อมูลพื้นฐานที่ได้มาประกอบในการพัฒนาระบบบำบัดในโตรเจนในน้ำเสียต่อไป



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 การบำบัดน้ำเสีย (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2545)

ปัญหาน้ำเสียเกิดขึ้นพร้อมๆ กับการเจริญเติบโตของชุมชน เนื่องจากน้ำเสียเกิดขึ้นจากการใช้น้ำเพื่อวัตถุประสงค์ต่างๆ ในสมัยก่อนปริมาณน้ำเสียที่เกิดขึ้นมีจำนวนไม่มากเมื่อระบายลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ ชุมชนจะสามารถทำความสะอาดน้ำเสียได้ทัน อย่างไรก็ตามเมื่อมีการขยายตัวของชุมชนและมีการพัฒนาอุตสาหกรรมมากขึ้น น้ำเสียก็มีปริมาณเพิ่มขึ้นจนถึงจุดที่การทำความสะอาดน้ำเสียเกิดขึ้นตามวิธีการทางธรรมชาติไม่ได้ผล การเน่าเหม็นของน้ำเสียก็ปรากฏขึ้นทำให้จำเป็นต้องมีการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีต่างๆ

2.1.1 ความหมายของน้ำเสีย

น้ำเสีย หมายถึง น้ำที่มีสิ่งเจือปนต่างๆ ในปริมาณสูง จนกระทั่งกลายเป็นน้ำที่ไม่เป็นที่ต้องการและเป็นที่น่ารังเกียจของคนทั่วไป น้ำเสียก่อให้เกิดปัญหาต่างๆ แก่ลำน้ำซึ่งเป็นที่รองรับ เช่น ทำให้เกิดการเน่าเหม็นหรือเป็นอันตรายต่อสิ่งมีชีวิต เป็นต้น

สิ่งเจือปนต่างๆ ที่ทำให้เกิดน้ำเสีย ได้แก่ สารอินทรีย์ต่างๆ กรด ด่าง ของแข็งหรือสารแขวนลอย และสิ่งที่ย่อยปนอยู่ในน้ำ เช่น น้ำมัน ไขมัน เกลือและแร่ธาตุที่เป็นพิษ เช่น โลหะหนัก สารที่ทำให้เกิดฟอง ความร้อน สารพิษ เช่น ยาฆ่าแมลง สี กลิ่น และสารกัมมันตรังสี เป็นต้น

2.1.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสีย

กระบวนการบำบัดน้ำเสียสามารถแบ่งออกเป็นประเภทใหญ่ๆ ได้ 3 ประเภท คือ

1. การบำบัดทางกายภาพ (physical treatment) เป็นวิธีการแยกเอาสิ่งเจือปนออกจากน้ำเสีย เช่น ของแข็งขนาดใหญ่ กระดาษ พลาสติก เศษอาหาร กรวด ทราย ไขมันและน้ำมัน โดยใช้อุปกรณ์ในการบำบัดทางกายภาพ คือ ตะแกรงดักขยะ ถังดักกรวดทราย ถังดักไขมันและน้ำมัน และถังตกตะกอน ซึ่งจะเป็นการลดปริมาณของแข็งทั้งหมดที่มีในน้ำเสียเป็นหลัก

2. การบำบัดทางเคมี (chemical treatment) เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางเคมี เพื่อทำปฏิกิริยากับสิ่งเจือปนในน้ำเสีย วิธีการนี้จะใช้สำหรับน้ำเสียที่มีส่วนประกอบอย่างใดอย่างหนึ่งดังต่อไปนี้ คือ ค่า pH สูงหรือต่ำเกินไป มีสารพิษ มีโลหะหนัก มีของแข็งแขวนลอยที่ตกตะกอนยาก มีไขมันและน้ำมันที่ละลายน้ำ มีไนโตรเจนหรือฟอสฟอรัสที่สูงเกินไป และมีเชื้อโรค ทั้งนี้ อุปกรณ์

ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียด้วยวิธีทางเคมี ได้แก่ ถังกวนเร็ว ถังกวนช้า ถังตกตะกอน ถังกรอง และถังฆ่าเชื้อโรค

3. การบำบัดทางชีวภาพ (biological treatment) เป็นวิธีการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กระบวนการทางชีวภาพหรือใช้จุลินทรีย์ ในการกำจัดสิ่งเจือปนในน้ำเสียโดยเฉพาะสารคาร์บอนอินทรีย์ ไนโตรเจน และฟอสฟอรัส โดยความสกปรกเหล่านี้จะถูกใช้เป็นอาหารและเป็นแหล่งพลังงานของจุลินทรีย์ในถังเลี้ยงเชื้อเพื่อการเจริญเติบโต ทำให้น้ำเสียมีค่าความสกปรกตกลง โดยจุลินทรีย์เหล่านี้อาจเป็นแบบใช้ออกซิเจน (aerobic organisms) หรือ ไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic organisms) ก็ได้

2.2 กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic water treatment)

ปัจจุบันประเทศไทยมีการออกแบบระบบบำบัดน้ำเสียในสองรูปแบบ โดยในรูปแบบแรกของการออกแบบจะเป็นเทคโนโลยีที่ต้องการพึ่งพาพลังงานในการเติมอากาศสูงถึงปฏิบัติการอย่างมาก แต่ขณะเดียวกันใช้พื้นที่ในการก่อสร้างค่อนข้างน้อย อย่างไรก็ตามผลของการเติมอากาศทำให้การต้องการไฟฟ้าอยู่ในปริมาณที่สูง จากปัญหาดังกล่าวจึงได้มีการพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน เพื่อการประหยัดค่าใช้จ่ายในด้านพลังงาน นอกจากนี้กระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนยังมีอัตราการผลิตมวลชีวภาพที่ต่ำกว่า และในประเด็นเป็นเทคโนโลยีที่เป็นมิตรกับสิ่งแวดล้อมอีกด้วย

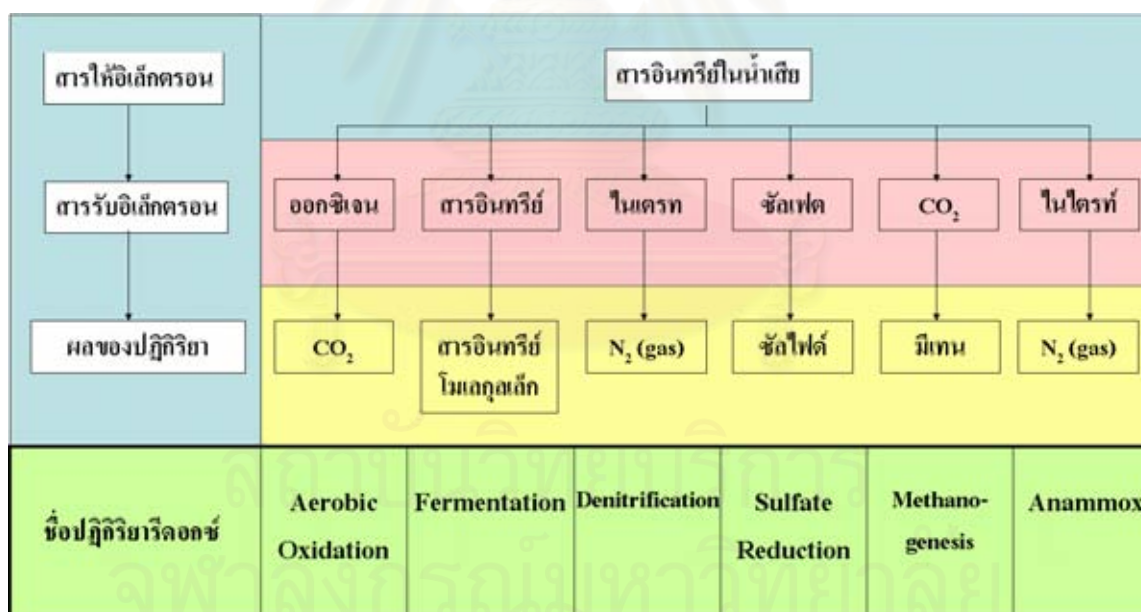
2.2.1 กลไกพื้นฐานของกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน

กลไกพื้นฐานในการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการทางชีวภาพ ไม่ว่าจะเป็นแบบใช้ออกซิเจนหรือไม่ใช้ออกซิเจนก็ตามจะมีลักษณะเหมือนกันคือเป็นปฏิกิริยาเคมีแบบออกซิเดชัน-รีดักชัน (รีดอกซ์)

ปฏิกิริยารีดอกซ์ หมายถึง ปฏิกิริยาที่มีการถ่ายเทอิเล็กตรอนเกิดขึ้นระหว่างสารให้อิเล็กตรอนและสารรับอิเล็กตรอน สารให้อิเล็กตรอนในน้ำเสียส่วนใหญ่มักเป็นสารอินทรีย์ ส่วนสารรับอิเล็กตรอนในน้ำเสียมักเป็นสารอื่นๆ ที่ไม่ใช่สารอินทรีย์ เช่น ออกซิเจน ไนเตรทหรือซัลเฟต เป็นต้น การถ่ายเทอิเล็กตรอนในปฏิกิริยารีดอกซ์จะได้พลังงานเกิดขึ้นจำนวนหนึ่ง พลังงานที่เกิดขึ้นนี้ส่วนหนึ่งสูญเสียไปในรูปของพลังงานความร้อน อีกส่วนหนึ่งถูกนำไปใช้ในการดำรงชีวิตและสร้างเซลล์ใหม่ ดังนั้นสารอินทรีย์จึงเป็นทั้งแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอนของจุลินทรีย์ แต่สารรับอิเล็กตรอนในน้ำเสียมีหลายชนิดผลของปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นก็ต่างกันไปตามชนิดของสารรับอิเล็กตรอน เช่น ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นออกซิเจน ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นเป็นปฏิกิริยาที่เรียกว่า “aerobic oxidation” ถ้าสารรับอิเล็กตรอนเป็นไนเตรท ก็จะเกิดปฏิกิริยาดินทรีย์ไนโตรฟิเคชันขึ้น เป็นต้น สามารถแบ่งชนิดของปฏิกิริยารีดอกซ์ที่เกิดขึ้นภายในเซลล์ ของแบคทีเรียออกได้เป็น 2 ประเภทใหญ่ๆ ตามสารรับอิเล็กตรอน คือ

1. การหมัก (fermentation) คือ ปฏิกิริยารีดอกซ์ของสารประกอบอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในภาวะที่ไม่มีสารรับอิเล็กตรอนภายนอก
2. การหายใจ (respiration) คือ ปฏิกิริยารีดอกซ์ที่มีสารรับอิเล็กตรอนภายนอก เป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย ซึ่งสามารถแบ่งย่อยลงไปได้อีก 2 ประเภท
 - aerobic respiration เป็นการหายใจที่มีออกซิเจนเป็นสารรับ อิเล็กตรอนตัวสุดท้าย
 - anaerobic respiration เป็นการหายใจที่ไม่ใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย สารรับอิเล็กตรอนที่ใช้ในกรณีนี้ได้แก่ ไนเตรท คาร์บอนไดออกไซด์ หรือ ซัลเฟต

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนแตกต่างจากระบบใช้ออกซิเจนตรงที่สารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายไม่ใช้ออกซิเจน แต่เป็นสารรับอิเล็กตรอนอื่นในน้ำเสีย เช่น ไนเตรท คาร์บอนไดออกไซด์ หรือ ซัลเฟต ปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นจะแตกต่างกันออกไปตามชนิดของสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย สิ่งที่จะกำหนดว่าจะมีปฏิกิริยาชนิดใดเกิดขึ้นก็คือ สภาพของน้ำเสียในขณะนั้น ว่ามีสารให้และสารรับอิเล็กตรอนชนิดใดในน้ำเสีย pH และอุณหภูมิเท่าใด พิจารณาแหล่งน้ำแห่งหนึ่งซึ่งมีอุณหภูมิ pH มีปริมาณธาตุอาหารและปริมาณสารอินทรีย์อยู่ในช่วงที่เหมาะสมกับการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์



รูปที่ 2.1 ปฏิกิริยารีดอกซ์ในการบำบัดน้ำเสีย (ปรับปรุงจาก มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2542)

นอกจากนี้ระดับน้ำที่ไม่สูงนัก ทำให้ออกซิเจนสามารถละลายลงไปในดินตะกอนได้น้ำบริเวณนี้จะมีจุลินทรีย์กลุ่มที่ใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้ายอาศัยอยู่ ดำรงชีพด้วยการใช้สารอินทรีย์ในน้ำบริเวณนั้นเป็นสารอาหาร จุลินทรีย์กลุ่มอื่น เช่น แบคทีเรียที่ใช้ไนเตรทหรือซัลเฟตจะไม่สามารถอาศัยอยู่ได้ เนื่องจากการใช้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนจะได้พลังงานสูงกว่าการใช้

ไนเตรทหรือซัลเฟตมาก ทำให้จุลินทรีย์กลุ่มอื่นเจริญเติบโตและแย่งใช้สารอินทรีย์ในน้ำสู้กับพวกที่ใช้ ออกซิเจนไม่ได้ แม้ว่าน้ำในบริเวณนั้นจะมีไนเตรทหรือซัลเฟตอยู่ก็ตาม ในดินที่ลึกลงไปออกซิเจนใน น้ำจะเริ่มลดลงเนื่องจากออกซิเจนจากอากาศแพร่ลงไปได้น้อยลง และจากการใช้ออกซิเจนของ จุลินทรีย์ จุลินทรีย์กลุ่มอื่นจะเจริญเติบโตขึ้นมาแทนที่โดยจุลินทรีย์กลุ่มที่ใช้ไนเตรทเป็นสารรับ อิเล็กตรอนตัวสุดท้ายจะเป็นกลุ่มต่อไปที่เจริญเติบโตขึ้นมา เนื่องจากการใช้ในเตรทเป็นสารรับ อิเล็กตรอนตัวสุดท้ายได้พลังงานรองลงมาจากออกซิเจน เช่นเดียวกัน ในบริเวณที่ไนเตรทเริ่มหมดไป จุลินทรีย์กลุ่มอื่น ได้แก่ พวกที่ใช้ ซัลเฟต คาร์บอนไดออกไซด์ และสารอินทรีย์เป็นสารรับอิเล็กตรอน ตัวสุดท้ายจะ เจริญเติบโตขึ้นมาแทน แต่จุลินทรีย์กลุ่มใดจะเป็นกลุ่มเด่นขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายประการ เพราะจุลินทรีย์ทั้งสามกลุ่มนี้มีความเกี่ยวข้องสัมพันธ์กันเป็นอย่างมากทั้ง การพึ่งพาอาศัยกันและ แข่งขันกัน

ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนก็เป็นเช่นเดียวกับที่เกิดขึ้นใน ธรรมชาติในบริเวณที่ไม่มีออกซิเจน แต่สิ่งที่ระบบบำบัดน้ำเสียต่างออกไปจากธรรมชาติก็คือ ปริมาณ ของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียจะมีมากกว่าในธรรมชาติมาก สารอินทรีย์ถูกทำให้ลดลงได้ในเวลาที่ รวดเร็วโดยจุลินทรีย์จำนวนมากในระบบ แต่ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนเป็นระบบที่ ซับซ้อนมีกลุ่มจุลินทรีย์อาศัยอยู่ร่วมกันมากมายหลายกลุ่ม ความสัมพันธ์ของกลุ่มจุลินทรีย์เหล่านี้มีทั้ง การพึ่งพาอาศัยกันและการแข่งขันกัน สารอินทรีย์ที่เข้าสู่ระบบจะถูกเปลี่ยนรูปไปเนื่องจากการย่อย สลายโดยกลุ่มจุลินทรีย์หลายๆกลุ่มต่อกัน ผลผลิตที่เกิดขึ้นจากการย่อยสลายของกลุ่มจุลินทรีย์หนึ่งจะ ถูกย่อยสลายต่อโดยกลุ่มจุลินทรีย์อีกกลุ่มหนึ่ง เกิดเป็นความสัมพันธ์แบบพึ่งพาอาศัยกัน แต่ถ้า ผลผลิตที่เกิดขึ้นสามารถใช้ได้โดยจุลินทรีย์หลายกลุ่มซึ่งใช้สารอาหารชนิดเดียวกันก็ทำให้เกิด ความสัมพันธ์แบบแข่งขันกันขึ้น กลุ่มจุลินทรีย์หลายกลุ่มที่อาศัยอยู่ร่วมกันและมีปฏิสัมพันธ์กันเหล่านี้เองที่ทำให้เกิดปฏิกิริยารีดอกซ์และเปลี่ยนรูปสารอินทรีย์ ในน้ำเสียให้อยู่ในรูปต่างๆ เช่น กรดอินทรีย์ คาร์บอนไดออกไซด์มีเทน ซัลไฟด์ เป็นต้น แต่สารอินทรีย์ในระบบจะถูกใช้โดยจุลินทรีย์กลุ่มใดและ ถูกใช้ไปในสัดส่วนเท่าใดนั้น ขึ้นอยู่กับปัจจัยต่างๆ มากมาย โดยเฉพาะอย่างยิ่งปัจจัยทางสิ่งแวดล้อมซึ่ง จะส่งผลให้แบคทีเรียกลุ่มใดกลุ่มหนึ่งโดดเด่นที่สุดในระบบ ถ้าหากพิจารณาในระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ไม่ใช้ออกซิเจนโดยทั่วไปที่ผลิตมีเทน จุลินทรีย์กลุ่มที่โดดเด่นที่สุดในระบบก็คือแบคทีเรียสร้างมีเทน และแบคทีเรียสร้างกรดที่ทำงานร่วมกันได้ผลผลิตหลักเป็นก๊าซมีเทน

ดังนั้นพื้นฐานของการบำบัดน้ำเสียด้วยกระบวนการไม่ใช้ออกซิเจนก็คือการเปลี่ยนรูป สารอินทรีย์ด้วยปฏิกิริยารีดอกซ์โดยจุลินทรีย์กลุ่มที่ไม่ใช้ออกซิเจน ผลผลิตที่ได้ก็จะแตกต่าง หลากหลายกันออกไปขึ้นอยู่กับสภาวะของน้ำเสียบ้างปริมาณและชนิดของแบคทีเรียในระบบ (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2548)

ตารางที่ 2.1 การเปรียบเทียบระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนกับระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน

การเปรียบเทียบ	ระบบบำบัดแบบใช้ออกซิเจน	ระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน
ความต้องการพลังงาน	0.7-1 kwh/kgCOD	0.07-0.1 kwh/kgCOD
พลังงานที่ผลิตได้	-	0.25-0.35 m ³ CH ₄ /kgCOD
อัตราการผลิตมวลชีวภาพ (sludge)	0.2-0.6 kg/kgCOD	0.03-0.1 kg/kgCOD
คุณภาพน้ำที่ผ่านการบำบัด	บีโอดี(BOD) 20 mg/l ของแข็งแขวนลอย (SS) 30 mg/l แอมโมเนีย (NH ₃) 5 mg/l	บีโอดี(BOD) 50-1000 mg/l ของแข็งแขวนลอย (SS) 100-500 mg/l แอมโมเนีย (NH ₃) ไม่สามารถกำจัดได้
อัตราการรับภาระบรรทุกสารอินทรีย์	0.5-2 kgCOD/m ³ -day	2-25 kgCOD/m ³ -day
ความเข้มข้นของน้ำเสีย	ซีโอดี (COD) 0.2-2.5 g/l ของแข็งแขวนลอย (SS) < 0.2 g/l	ซีโอดี (COD) 3 - 100 g/l ของแข็งแขวนลอย (SS) <10 g/l

ที่มา: Grobicki, 1997

2.2.2 จุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจน

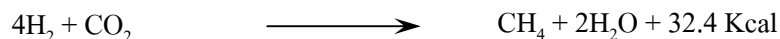
การย่อยสลายสารอินทรีย์ของจุลินทรีย์ในกระบวนการไม่ใช้ออกซิเจนมีลักษณะแตกต่างจากกระบวนการย่อยสลายแบบใช้ออกซิเจน คือ กระบวนการแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะไม่มีออกซิเจนอิสระซึ่งเป็นตัวรับอิเล็กตรอนมาเกี่ยวข้อง โดยปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นจะเปลี่ยนสารอินทรีย์ไปเป็นก๊าซมีเทน คาร์บอนไดออกไซด์ และก๊าซอื่นๆ ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นมีลักษณะเป็นขั้นตอนที่ซับซ้อน โดยแบคทีเรีย 2 กลุ่มใหญ่ๆ ได้แก่

2.2.2.1 แบคทีเรียชนิดสร้างกรด (acid – producing bacteria)

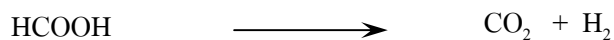
แบคทีเรียชนิดนี้มี 2 ชนิด คือ แบคทีเรียที่ไม่ต้องการออกซิเจน (obligate anaerobes) และแบคทีเรียที่อยู่ในสภาพที่มีและไม่มีออกซิเจน (facultative anaerobes) โดยแบคทีเรียในกลุ่มนี้จะผลิตไฮโดรเจนจากกรดอินทรีย์ขนาดใหญ่ และทำหน้าที่เป็นตัวเชื่อมระหว่างแบคทีเรียที่สร้างมีเทนและแบคทีเรียที่สร้างกรดแบบธรรมดา

2.2.2.2 แบคทีเรียชนิดสร้างก๊าซมีเทน (methane – producing bacteria)

แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจะเจริญเติบโตได้ช้าและยังเป็นเซลล์ที่ไวต่อการเปลี่ยนแปลงมาก โดยแบคทีเรียที่สร้างมีเทนแบ่งออกได้เป็น 2 ชนิด คือ แบคทีเรียที่สร้างมีเทนจากคาร์บอนไดออกไซด์และไฮโดรเจน (hydrogenotrophic bacteria) ซึ่งได้คาร์บอนมาจากคาร์บอนไดออกไซด์และได้พลังงานจากไฮโดรเจน



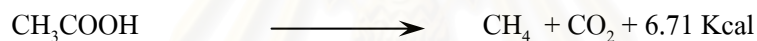
แบคทีเรียชนิดนี้สามารถสร้างใช้กรดฟอร์มิกเป็นสารอาหารได้เนื่องจากกรดฟอร์มิกสามารถเปลี่ยนเป็นไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ได้ง่าย ดังสมการ



แบคทีเรียชนิดที่สอง จะสร้างมีเทนจากกรดอะซิติกโดยใช้อะซิเตทเป็นตัวรับอิเล็กตรอนตัวสุดท้าย และใช้ไฮโดรเจนเป็นแหล่งพลังงาน (acetoclastic methanogen) โดยการสร้างมีเทนดังสมการ



นอกจากการสร้างมีเทนจากการออกซิเดชันของไฮโดรเจนแล้ว มีเทนส่วนใหญ่ยังสร้างจากการแตกตัวของกรดอะซิติก ดังสมการ



2.2.3 เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ (microbial granules)

2.2.3.1 ประเภทของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

จากการที่แบคทีเรียในถังหมักยูเอเอสบีแบ่งเป็น 2 ชั้น คือ ชั้นบนแบคทีเรียมีลักษณะเป็นตะกอนเบา ส่วนชั้นล่างมีลักษณะเป็นเม็ดซึ่งเกิดจากแบคทีเรียเกาะติดกันแน่น จึงมีความหนาแน่นของจำนวนเซลล์แบคทีเรียต่อปริมาตรในชั้นล่างนี้สูงกว่าในชั้นบนที่มีลักษณะเป็นตะกอนเบามาก ดังนั้นสารอินทรีย์ส่วนใหญ่จึงถูกย่อยสลายและเปลี่ยนเป็นมีเทนในชั้นของตะกอนเม็ดเป็นส่วนใหญ่ประสิทธิภาพของระบบบำบัดจึงขึ้นกับปริมาณและลักษณะสมบัติของแบคทีเรียชนิดเม็ด

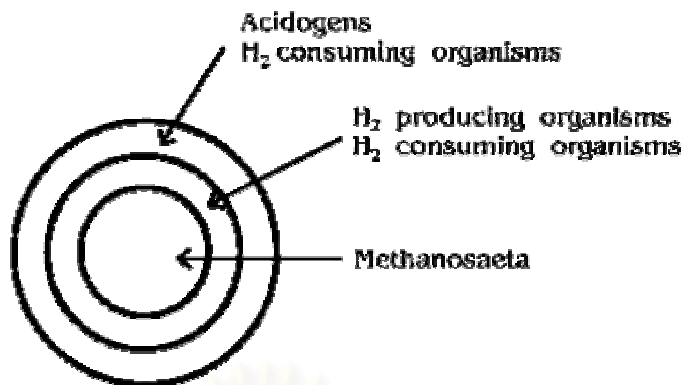
ลักษณะของเม็ดตะกอนที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจนขึ้นอยู่กับชนิดของตะกอนหัวเชื้อส่วนประกอบของน้ำเสีย สิ่งแวดล้อมในระบบและการเริ่มต้นเดินระบบ โดยเม็ดตะกอนอาจมีหลายชนิดดังนี้

1. Sarcina Granules เป็นเม็ดตะกอนที่มีรูปร่างกลมเกาะกันเป็นกลุ่ม เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ชนิดนี้ส่วนใหญ่ประกอบด้วย methanosarcina เกิดขึ้นเมื่อระบบรับปริมาณสารอินทรีย์สูงเกินไป (over loading) เป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่มีขนาดเล็ก จึงถูกล้างออกจากระบบได้ง่าย และยังมีความสามารถในการผลิตมีเทนต่ำมาก
2. Rod-type granules เป็นเม็ดตะกอนที่ประกอบด้วยแบคทีเรียที่มีลักษณะเป็นท่อนสั้นๆ เป็นส่วนใหญ่ โดยมีขนาดประมาณ 3 มิลลิเมตร และมีของแข็งระเหยสูงถึงร้อยละ 90 ซึ่งตรวจพบในถังยูเอเอสบีที่รับน้ำเสียบางประเภท เช่น โรงงานน้ำตาล โรงงานแป้งมัน เป็นต้น แบคทีเรียพวกนี้จัดเป็นพวก methanotrith sochngenii
3. Filamentous granules เป็นเม็ดตะกอนซึ่งประกอบด้วยแบคทีเรียที่มีเส้นยาว (filamentous bacteria) เป็นส่วนใหญ่ เม็ดแบคทีเรียนี้มีขนาดใหญ่ถึง 5 มิลลิเมตร ภายใต้มักเป็นพวก inert carrier material จึงมีค่าของแข็งระเหยต่ำกว่าเม็ดตะกอนสองพวกแรก
4. Spinky Granules ในกรณีที่น้ำเสียมีสารเคลือบสูง เม็ดแบคทีเรียในระบบจะมีลักษณะเป็นหนามแหลม เม็ดแบคทีเรียนี้มีขนาดเส้นผ่าศูนย์กลางประมาณ 1 มิลลิเมตร และหนา 0.5 มิลลิเมตร แบคทีเรียส่วนใหญ่เป็นพวกเส้นใยยาว เม็ดตะกอนประเภทนี้มี activity ค่อนข้างต่ำ ทั้งนี้เนื่องจากประกอบด้วย CaCO_3 ที่จะพอกบนผิวเม็ดแบคทีเรีย

2.2.3.2 โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

จากที่มีการศึกษา โครงสร้างของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ในระบบบำบัดน้ำเสียยูเอเอสบี โดย McLeod, Guiot, และ Costerton (1990) พบว่า มีโครงสร้างภายในเม็ดตะกอนแบ่งออกเป็น 3 ชั้น ดังนี้

- 1) โครงสร้างชั้นนอก ประกอบด้วยแบคทีเรีย จำพวก Acidogens , H_2 consuming organisms
- 2) โครงสร้างชั้นกลาง ประกอบด้วยแบคทีเรีย จำพวก H_2 producing organisms และ H_2 consuming organisms
- 3) โครงสร้างชั้นใน ประกอบด้วยแบคทีเรียประเภท Acetoclastic ซึ่งส่วนใหญ่เป็น Methanosaeta



รูปที่ 2.2 โครงสร้างทั่วไปของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์

(McLeod, Guiot, และ Costerton, 1990)

โครงสร้างและขนาดของชั้นในเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์แต่ละชั้น ขึ้นอยู่กับอัตราการย่อยสลายสารอาหาร และการแพร่กระจายของสารที่เป็นผลผลิตของปฏิกิริยาในเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ตัวอย่างเช่น ในน้ำเสียประเภทคาร์โบไฮเดรต จะพบจุลินทรีย์กลุ่ม Acidogenics ที่บริเวณผิวนอกสุดของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ทั้งนี้เพราะ นอกจากการที่สารอาหารมีความเข้มข้นสูงบริเวณรอบนอกเมื่อดตะกอนแล้ว ยังมีสาเหตุมาจาก อัตราการเกิดปฏิกิริยา Acidogenesis ที่บริเวณรอบนอกของเมื่อดตะกอนมีค่าสูงกว่าปฏิกิริยา Acetogenesis และปฏิกิริยา Methanogenesis ด้วยเช่นกัน อะซิเตทที่ถูกผลิตขึ้นมาจะแพร่กระจายไปยังโครงสร้างชั้นกลาง และชั้นในของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ต่อไป

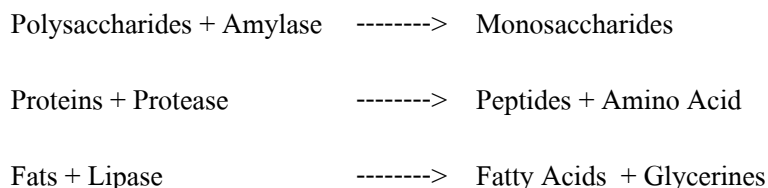
2.2.4 กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน

กระบวนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจน (Mechanism of Anaerobic Digestion) โดยมีกลไกของปฏิกิริยา (Steps of Reaction) ที่สำคัญด้วยกัน 4 ขั้นตอนและการทำงานของกลุ่มแบคทีเรียที่ทำหน้าที่ในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียมี่ดังนี้ คือ

2.2.4.1 กระบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis)

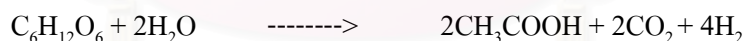
กระบวนการไฮโดรไลซิสเป็นกระบวนการย่อยสลายสารประกอบโมเลกุลใหญ่ เช่น คาร์โบไฮเดรต โปรตีน ไขมัน ให้กลายเป็นสารประกอบโมเลกุลเล็ก เช่น น้ำตาลโมเลกุลเดี่ยว กรดอะมิโน กรดไขมัน โดยในขั้นตอนนี้กลุ่มแบคทีเรียที่เรียกว่า Hydrolytic Bacteria จะปล่อยเอนไซม์ที่ผลิตจากภายในเซลล์ออกสู่ภายนอกเซลล์เพื่อทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลสูงๆ ให้เปลี่ยนไปอยู่ในรูปของสารอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ เช่น เอนไซม์อะไมเลส ในการย่อยสลายคาร์โบไฮเดรตให้กลายเป็นน้ำตาลโมเลกุลเดี่ยว เอนไซม์ไลเปสในการย่อยสลายไขมันให้กลายเป็นกรดไขมัน เป็นต้น ทั้งนี้ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นพบว่าการไฮโดรไลซ์

สารอินทรีย์ประเภทไขมันให้เปลี่ยนไปเป็น กรดไขมันและกลีเซอริน นั้นใช้ระยะเวลาาน ที่สุด โดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นสามารถเขียนสมการได้ดังนี้ คือ



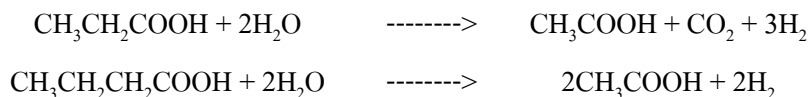
2.2.4.2 กระบวนการสร้างกรด (Acidogenesis)

ผลผลิตจากปฏิกิริยาไฮโดรไลซิส เช่น น้ำตาลโมเลกุลเดี่ยว กรดอะมิโน กรดไขมัน จะถูกกลุ่มแบคทีเรียที่เรียกว่า Fermentative Acidogenic Bacteria คูดซึมเข้าสู่ภายในเซลล์เพื่อ ไปใช้เป็นอาหารและนำไปใช้ในการผลิตกรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acids; VFAs) เช่น กรดโพรไพโอนิก กรดอะเซติก กรดบิวไทริก เป็นต้น ซึ่งเป็นกรดอินทรีย์ที่มีน้ำหนักโมเลกุลต่ำ และมีคาร์บอนอะตอมไม่เกิน 2 ตัว นอกจากนี้แล้วแบคทีเรียจะผลิตไฮโดรเจนกับ คาร์บอนไดออกไซด์ออกมาด้วย ปฏิกิริยาทางชีวเคมีที่เกิดขึ้นขึ้นอยู่กับปัจจัย 2 ประการ คือ ชนิดของสับสเตรต (substrate) ที่ถูกคูดซึมเข้าสู่ภายในเซลล์ของแบคทีเรียและความดันพาร์ เซียลของไฮโดรเจน (hydrogen partial pressure) เช่น กรดไขมันชนิดยาวถูกย่อยสลายกลายเป็น กรดอะเซติกและไฮโดรเจน ภายใต้สภาวะที่มีความดันพาร์เซียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำแต่ใน สภาวะที่มีความดันพาร์เซียลของไฮโดรเจนสูงจะถูกย่อยสลายเป็นกรดบิวไทริกและกรด โพรไพโอนิก เป็นต้น โดยปฏิกิริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในกระบวนการนี้สามารถเขียนสมการได้ ดังนี้ คือ



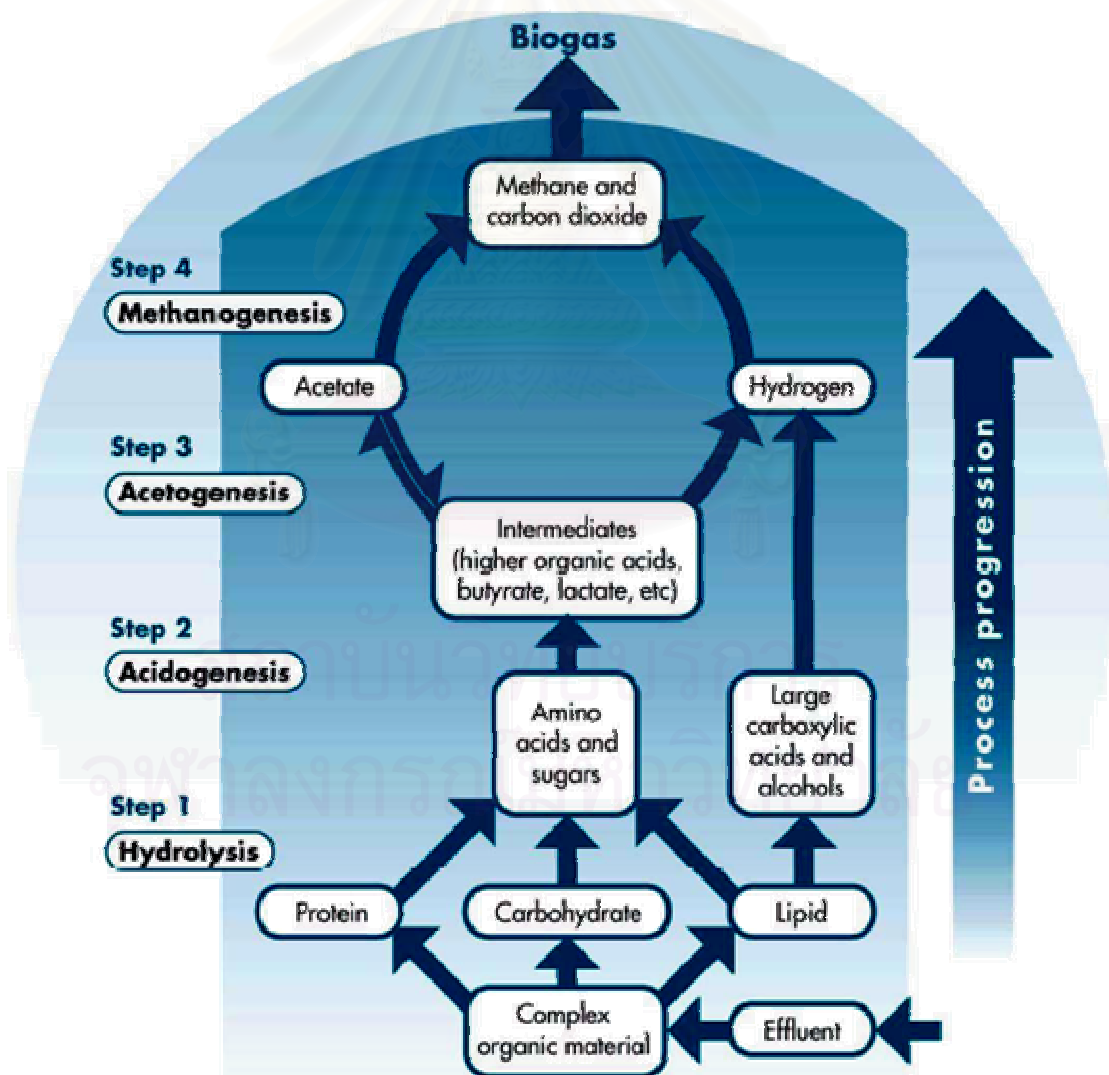
2.2.4.3 กระบวนการสร้างกรดอะเซติกจากกรดไขมันระเหย (Acetogenesis)

ในขั้นตอนนี้กลุ่มแบคทีเรียที่เรียกว่า Acetogenic Bacteria มีบทบาทที่สำคัญในการเป็น ตัวเชื่อมระหว่างขั้นตอนในกระบวนการสร้างกรดและกระบวนการสร้างมีเทน ซึ่งแบคทีเรียใน กลุ่มนี้จะทำการย่อยสลายกรดไขมันระเหยที่มีคาร์บอนอะตอมมากกว่า 2 อะตอม เช่น กรด โพรไพโอนิก และ กรดบิวไทริก ให้กลายเป็นกรดอะเซติก ไฮโดรเจนและคาร์บอนไดออกไซด์ ทั้งนี้เนื่องจากในการผลิตมีเทนโดยแบคทีเรียสร้างมีเทนนั้นมีความต้องการสับสเตรต (substrate) ที่เฉพาะเจาะจงมาก ได้แก่ กรดอะเซติก และไฮโดรเจน ในการสร้างมีเทน ซึ่งใน กระบวนการนี้จะเกิดการย่อยสลายกรดไขมันระเหยให้กลายเป็นกรดอะเซติกขึ้นได้ในสภาวะที่ ความดันพาร์เซียลของไฮโดรเจนมีค่าต่ำเท่านั้น โดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นสามารถเขียนสมการได้ ดังนี้ คือ



2.2.4.4 กระบวนการสร้างมีเทน (Methanogenesis)

ในกระบวนการนี้แบคทีเรียกลุ่มสร้างมีเทนที่เรียกว่า Methanogenic Bacteria จะใช้กรดอะซิติก และไฮโดรเจน สร้างก๊าซมีเทน ซึ่งนอกจากกรดอะซิติกและไฮโดรเจนแล้วแบคทีเรียอาจใช้ สับสเตรต (substrate) อย่างง่ายบางชนิดในการสร้างก๊าซมีเทน เช่น กรดฟอร์มิก เมทาซานอล ได้เช่นกัน โดยปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นสามารถเขียนสมการได้ดังนี้ คือ



รูปที่ 2.3 ขั้นตอนการย่อยสลายแบบไม่ใช้ออกซิเจน (Wheatley, 1997)

ทั้งนี้ก๊าซที่เกิดขึ้นในขั้นตอนการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนจะมีองค์ประกอบของก๊าซมีเทน ประมาณร้อยละ 55 - 70 ก๊าซคาร์บอนไดออกไซด์ร้อยละ 30 - 40 (Bitton, 1997) และที่เหลือเล็กน้อยได้แก่ ก๊าซคาร์บอนมอนอกไซด์ เป็นต้น

2.2.5 ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน

เนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนประกอบด้วยจุลินทรีย์หลายกลุ่มทำงานร่วมกัน จุลินทรีย์แต่ละกลุ่มจะมีความแตกต่างกันไปในการดำรงชีวิตและมีความต้องการสภาวะแวดล้อมที่ต่างกันในทางเจริญเติบโต การย่อยสลายสารอินทรีย์ รวมทั้งการผลิตก๊าซมีเทน สภาวะแวดล้อมต่างๆที่มีอิทธิพลต่อประสิทธิภาพการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียมีดังนี้

2.2.5.1 อุณหภูมิ

อุณหภูมิมิทธิพลอย่างมากต่อการดำรงชีวิตของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยแบคทีเรียแต่ละกลุ่มในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะมีความต้องการระดับอุณหภูมิที่ต่างกัน โดยสามารถจำแนกแบคทีเรียได้ดังนี้

Psychrophilic range	มีช่วงอุณหภูมิ	5-15 °C
Mesophilic range	มีช่วงอุณหภูมิ	35-37 °C
Thermophilic range	มีช่วงอุณหภูมิ	50-55 °C

โดยทั่วไปแล้วจุลินทรีย์ในกลุ่ม Mesophilic bacteria จะใช้มากในระบบบำบัดน้ำเสียในประเทศไทย เนื่องจากอุณหภูมิน้ำเสียเฉลี่ยในธรรมชาติในสภาวะปกติประมาณ 25-30 °C และอุณหภูมิในถังปฏิกริยาของระบบบำบัดน้ำเสียจะสูงกว่าอุณหภูมิปกติประมาณ 3-5 °C หรือประมาณ 35-37 °C ซึ่งเหมาะสมสำหรับกับ Mesophilic bacteria โดยไม่มีความจำเป็นต้องมีการควบคุมอุณหภูมิของถังปฏิกริยาหรือระบบบำบัดน้ำเสีย ส่วนน้ำเสียที่มีอุณหภูมิสูงหรือต้องการควบคุมอุณหภูมิของน้ำเสียให้สูงอาจจะต้องเลือก Thermophilic bacteria ที่สามารถควบคุมอุณหภูมิอยู่ในช่วง 50-55 °C ทั้งนี้เพื่อต้องการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย โดยส่วนใหญ่ประสิทธิภาพการบำบัดที่ 55 °C จะสูงขึ้น 1 เท่าตัวเมื่อเทียบกับอุณหภูมิ 37 °C แต่การจะเลือกระบบน้ำเสียที่อุณหภูมิในช่วงใดนั้นควรพิจารณาความเหมาะสมในหลายๆ ด้าน สิ่งที่ต้องคำนึงถึงอย่างหนึ่งก็คือ ปฏิกริยาชีวเคมีที่เกิดขึ้นในถังปฏิกริยาของระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะเป็นปฏิกริยาคลายความร้อน ดังนั้น อุณหภูมิในถังปฏิกริยาจะสูงขึ้นด้วย (สันตศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549)

2.2.5.2 pH

แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องกับระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีหลายกลุ่ม แต่ที่สำคัญก็คือ กลุ่มสร้างกรด และกลุ่มสร้างมีเทน แบคทีเรียใน 2 กลุ่มนี้จะมีความต้องการ pH ในการเจริญเติบโตที่แตกต่างกัน กล่าวคือ แบคทีเรียในกลุ่มสร้างกรดจะเจริญเติบโตได้ดีในสภาวะน้ำเสียที่มี pH ต่ำ และสามารถทนต่อ pH ได้ถึง 4.5 ในขณะที่แบคทีเรียในกลุ่มสร้างก๊าซมีเทนจะเจริญเติบโตได้ในสภาวะที่เป็นกลาง-ด่างเล็กน้อย หาก pH มีค่าต่ำกว่า 5 จะส่งผลต่อ methanogenic bacteria อย่างรุนแรง ดังนั้นในระบบน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนอาจจะต้องมีการควบคุม pH ให้เหมาะสมสำหรับแบคทีเรียทั้งสองกลุ่มให้เจริญเติบโตได้ดีคือ อยู่ในช่วง 6.5-7.8 ถึงแม้ว่าจะไม่สามารถควบคุมให้จุลินทรีย์แต่ละกลุ่มสามารถเจริญเติบโตได้เต็มที่และแสดงประสิทธิภาพได้ร้อยเปอร์เซ็นต์ก็ตาม แต่เป็นการทำให้จุลินทรีย์ทั้งสองกลุ่มสามารถเจริญเติบโตอยู่ได้และแสดงกิจกรรมร่วมกันในการบำบัดสารอินทรีย์เพื่อให้ได้ก๊าซมีเทน (สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549)

2.2.5.3 สภาพด่าง (alkalinity)

alkalinity เป็นความสามารถของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนในการทนต่อการเปลี่ยนแปลงของ pH ของน้ำเสียเมื่อมีปริมาณกรดในน้ำเสียเพิ่มขึ้น (สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549) ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนสภาพด่างทั้งหมดจะมีการเปลี่ยนแปลงน้อย สภาพความเป็นด่างที่มีความสำคัญคือ สภาพด่างไบคาร์บอเนต เพราะจะทำให้หน้าที่เป็นบัฟเฟอร์เมื่อมีกรดไขมันระเหย เกิดขึ้นในระบบเพียงเล็กน้อย ก็ส่งผลให้ pH ลดลงได้มากและรวดเร็วซึ่งเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในกลุ่มที่สร้างมีเทนปัจจัยที่สำคัญกว่าสภาพความเป็นด่างคือ อัตราส่วนความเข้มข้นของกรดไขมันระเหย(มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก) ต่อระดับสภาพความเป็นด่างไบคาร์บอเนต (มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต) อัตราส่วนนี้น้อยกว่า 0.4 ระบบบำบัดจะมีบัฟเฟอร์สูง ค่าที่เพิ่มขึ้นของอัตราส่วนนี้เป็นสัญญาณที่บอกถึงสภาวะที่เสียสมดุลของระบบบำบัดและแสดงว่ากำลังบัฟเฟอร์ที่มีอยู่เดิมลดน้อยลงและไม่เพียงพอ แต่ถ้าอัตราส่วนนี้มีค่าสูงกว่า 0.8 แสดงว่าระบบกำลังอยู่ในขั้นที่ pH จะลดลงอย่างรวดเร็วหรือได้ลดต่ำลง ถ้ามีกรดไขมันระเหยมีการเพิ่มเพียงเล็กน้อยด้วยเหตุนี้ระหว่างการควบคุมระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนจำเป็นต้องดูอัตราส่วนนี้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2540)

2.2.5.4 กรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acid; VFA)

กรดไขมันระเหยง่ายเป็นสารตั้งต้นที่สำคัญของแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทน ในการผลิตก๊าซมีเทนที่ถูกสร้างหรือสังเคราะห์ขึ้นจากกรดอินทรีย์ที่ได้จากกิจกรรมของแบคทีเรียกลุ่ม

สร้างกรด ดังนั้น อัตราการเจริญเติบโตของแบคทีเรียทั้งกลุ่มสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทน จะต้องมีความสัมพันธ์กัน ทั้งนี้เนื่องจากปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายสร้างขึ้นโดยแบคทีเรียในกลุ่มสร้างกรดและการสะสมในน้ำเสียมากขึ้น ซึ่งจะมีผลทำให้ pH ของน้ำเสีลดลงส่งผลกระทบต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทน แต่อย่างไรก็ตามกรดไขมันระเหยง่ายที่ถูกสร้างขึ้นโดยแบคทีเรียกลุ่มสร้างกรดก็เป็นอาหารสำหรับแบคทีเรียในกลุ่มสร้างมีเทนด้วย (สันทนต์ ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549) ดังนั้นปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายที่ถูกสร้างขึ้นและสะสมในน้ำเสียมากขึ้นจึงต้องอยู่ในค่าความเข้มข้นที่เหมาะสม โดยมีค่าประมาณ 50 – 500 มิลลิกรัมต่อลิตรในรูปกรดอะซิติก (ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2540)

2.2.5.5 ธาตุอาหารเสริม (nutrients)

ธาตุอาหารเสริมที่สำคัญของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนจะเหมือนกับจุลินทรีย์ทั่วไป ไม่ว่าจะเป็นจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบใช้ออกซิเจนอิสระหรือไม่ก็ตาม อาหารเสริมที่มีความสำคัญ คือ ไนโตรเจนและฟอสฟอรัส โดยมีอัตราส่วนอาหารเสริมของน้ำเสียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนดังนี้ ซีไอดี : ไนโตรเจน : ฟอสฟอรัส เท่ากับ 100 : 2.2 : 0.4 หากอาหารเสริมไม่เพียงพอจะมีผลให้การเจริญเติบโตของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียไม่สมบูรณ์ นอกจากอาหารเสริมหลักที่สำคัญเหล่านี้แล้วยังมีธาตุอื่นๆ อีก เช่น Ca Mg Mo Co และ Fe แต่มีความต้องการในปริมาณต่ำมาก ซึ่งโดยทั่วไปจะมีปนเปื้อนอยู่ในน้ำเสียในปริมาณเพียงพออยู่แล้วไม่จำเป็นต้องเติมเพิ่มอีก (สันทนต์ ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549)

2.2.5.6 สารพิษ (toxic substances)

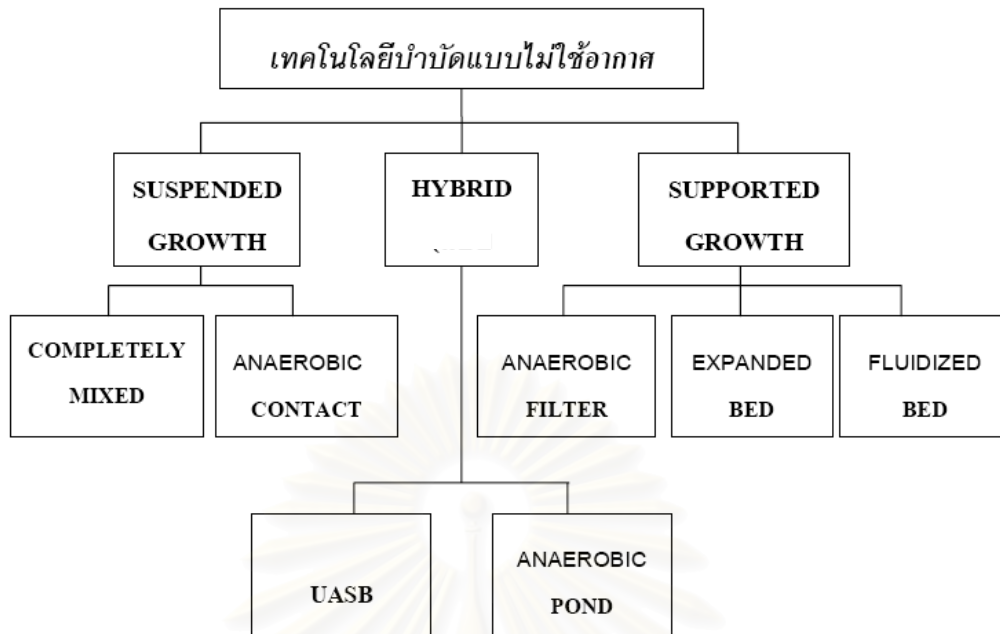
เนื่องจากน้ำเสียที่จะนำมาบำบัดด้วยระบบบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพไม่ว่าจะเป็นระบบบำบัดที่ใช้หรือไม่ใช้ออกซิเจน อาจจะมีสารประกอบบางชนิดปนเปื้อนอยู่ในน้ำเสียที่จะเป็นอันตรายต่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียที่สำคัญในระบบ โดยสารพิษต่างๆ จะส่งผลกระทบต่อแบคทีเรีย เช่น สารประกอบของโลหะ ไปได้แก่ โซเดียม โพลีแทสเซียม แมกนีเซียม แคลเซียม เป็นต้น อีกทั้งความเข้มข้นของสารพิษก็ยังเป็นอีกสาเหตุหนึ่งในการยับยั้งการเจริญเติบโตของแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสีย รวมทั้งยังมีผลต่อกิจกรรมในการย่อยสลายสารอินทรีย์ในน้ำเสียอีกด้วย โดยถ้าความเข้มข้นของสารพิษสูงเกินไปก็จะอันตรายต่อแบคทีเรียในระบบ ตัวอย่างสารพิษที่พบในน้ำเสียที่มีผลต่อแบคทีเรียและประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียดังในตาราง สารพิษบางชนิดอาจมีการสะสมในถังปฏิกรณ์จนมีปริมาณมากพอที่จะส่งผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียได้ หรือบางชนิดมีการปนเปื้อนในน้ำเสียก่อนเข้าสู่ระบบบำบัดในปริมาณสูงมากก็จะส่งผลกระทบต่อแบคทีเรียในระบบทันที

ตารางที่ 2.2 ระดับความเข้มข้นของสารพิษชนิดต่างๆ ที่มีผลต่อแบคทีเรียในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน (สันทนต์ ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549)

สารพิษ	ความเข้มข้นสูงสุดที่จะไม่เป็นอันตรายต่อระบบ (mg/l)	สารพิษ	ความเข้มข้นสูงสุดที่จะไม่ เป็นอันตรายต่อระบบ (mg/l)
Cu	1.0	Na ⁺	3,500
Zn	5.0	K ⁺	2,500
Cr ⁺⁶	5.0	Ca ⁺²	2,500
Chloride	15,000	Mg ⁺²	1,000
Cr ⁺³	2,000	Averylonitrite	5.0
Total chromium	5.0	Benzene	50
Ni	2.0	CCl ₄	10
Cd	0.02	Chloroform	0.1
S ⁻²	100	Pentachlorophenol	0.4
SO ₄ ⁻²	500	Cyanide	1.0
Ammonia	1,500		

2.3 ระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน

กระบวนการไม่ใช้ออกซิเจนอาจใช้ในการบำบัดน้ำเสียโดยสามารถเลือกประยุกต์ใช้ตามวัตถุประสงค์ ลักษณะของน้ำเสีย งบประมาณ และความชำนาญการของผู้ใช้ แต่กระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมักมีลักษณะสำคัญร่วมกันคือสามารถสร้างก๊าซชีวภาพจากสารอินทรีย์ ถึงปฏิบัติการชีวภาพไม่ใช้ออกซิเจนได้มีการพัฒนาอย่างต่อเนื่องจากถึงปฏิบัติการที่ใช้สำหรับหมักธรรมดาจนถึงกระบวนการที่มีอัตราสูงที่ใช้ระยะเวลาสั้นมาก ซึ่งการแบ่งชนิดอาจแบ่งตามลักษณะของน้ำเสีย เช่น น้ำเสียที่มีสารอินทรีย์อยู่ในรูปของแข็งปนอยู่มาก น้ำเสียที่มีสารอินทรีย์ส่วนใหญ่ละลายอยู่ในน้ำ และน้ำเสียที่มีของแข็งไม่มากนักและสารอินทรีย์ละลายน้ำ (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2548)



รูปที่ 2.4 รูปแบบของระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนแบบต่างๆ

(Manila and Pohland, 1992)

นอกจากนี้มีการแบ่งประเภทของกระบวนการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนตามลักษณะของแบคทีเรียในระบบได้ดังนี้ (กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2548)

- แบคทีเรียเติบโตแขวนลอยอยู่ในน้ำเสีย (suspended growth) อาศัยการกวนให้แบคทีเรียผสมกับน้ำเสียภายในถังปฏิกรณ์ และจำเป็นต้องมีถังตกตะกอนเพื่อแยกน้ำที่ผ่านการบำบัด และเชื้อแบคทีเรียให้ออกจากกัน โดยหมุนเวียนเชื้อกลับเข้าสู่ถังปฏิกรณ์อีกครั้ง
- แบคทีเรียเติบโตอยู่ติดกับตัวกลาง (supported growth) เนื่องจากแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนไม่สามารถตกตะกอนได้ดี และอาจหลุดออกไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว ทำให้มีผู้คิดค้นที่จะให้แบคทีเรียเกาะติดกับตัวกลางและเสมือนว่าตัวกลางนั้นถูกใช้เป็นตัวกรองให้แบคทีเรียไม่หลุดออกไปกับน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว ทำให้ค่าใช้จ่ายของการสร้างถังตกตะกอนมาอยู่ที่ราคาของตัวกลางที่ให้แบคทีเรียเกาะติด
- แบบผสม (hybrid) ซึ่งเป็นการนำข้อดีมาใช้และตัดปัญหาข้อด้อยจาก 2 รูปแบบข้างต้น

ตารางที่ 2.3 การเปรียบเทียบกระบวนการบำบัดน้ำเสียไม่ใช้ออกซิเจนแบบต่างๆ

ข้อพิจารณา	ระบบเติมโตแวนลอย ในน้ำ	ระบบผสม	ระบบมีตัวกลาง เกาะยึด
1. ความเข้มข้นของแบคทีเรีย	ต่ำ	สูง	สูง
2. อายุตะกอน	ต่ำ	สูง	สูง
3. การใช้น้ำบำบัดน้ำที่มีอนุภาคของแข็ง	เหมาะสม	กำจัดอนุภาคของแข็ง ได้บ้าง	กำจัดอนุภาคของแข็ง ได้บ้าง
4. การใช้น้ำบำบัดน้ำที่มีความเข้มข้นสูง	เหมาะสม	ไม่เหมาะสม	ไม่เหมาะสม
5. การใช้น้ำบำบัดน้ำที่มีความเข้มข้นต่ำ	ไม่เหมาะสม	เหมาะสม	เหมาะสม
6. ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสีย	จำกัด	สูง	สูง
7. ความทนต่อสารพิษและการ เปลี่ยนแปลงภาวะการทำงาน	มีข้อจำกัดเนื่องจากอายุ ตะกอนต่ำ	มีอายุตะกอนสูง จึงมี เสถียรภาพดี	มีอายุตะกอนสูง จึงมี เสถียรภาพดี
8. สภาพทางจุลชีววิทยาลงถึงปฏิกรณ์	ใช้เครื่องกวน	ใช้วิธีหมุนน้ำ หรือใช้ ก๊าซชีวภาพมาเป่า	ใช้วิธีหมุนน้ำ หรือใช้ ก๊าซชีวภาพมาเป่า
9. การใช้พลังงาน	ต่ำที่สุด	สูง ถ้ามีการหมุนเวียน น้ำ	สูงถ้าเป็นแบบ Fluidized

2.3.1 บ่อแอนแอโรบิกหรือบ่อหมิ่น

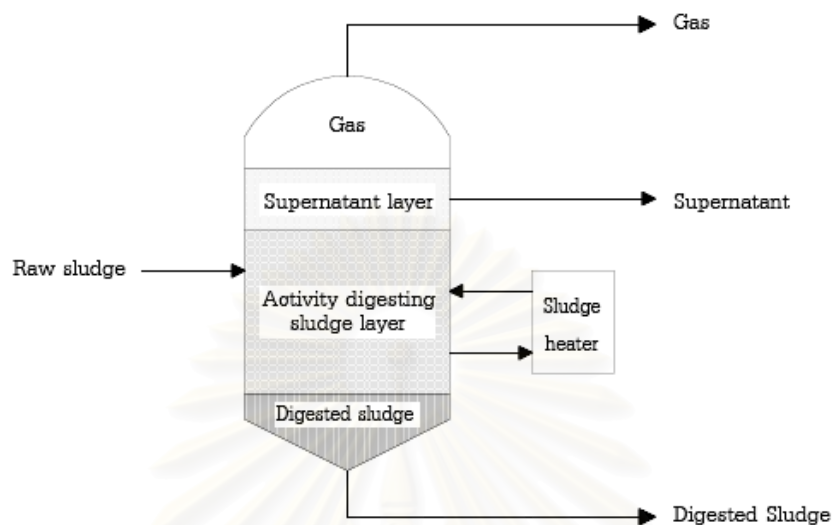
ระบบบำบัดน้ำเสียแบบนี้เป็นแบบที่ง่ายที่สุด โดยมักเป็นบ่อดินขนาดใหญ่ที่มีความลึก 3–4 เมตร และไม่มีฝาปิด มีเวลากักน้ำนานหลายวัน ภายในระยะเวลาดังกล่าวน้ำเสียจะถูกย่อยสลายด้วยปฏิกิริยาแบบไม่ใช้ออกซิเจน บ่อหมิ่นมักมีขนาดใหญ่และใช้ที่ดินจำนวนมากในการสร้าง นอกจากนี้ยังอาจมีกลิ่นเหม็น จึงเหมาะสำหรับใช้ในชนบทหรือชานเมืองซึ่งราคาที่ดินไม่สูงนัก

2.3.2 ถังย่อยสลัดจ์

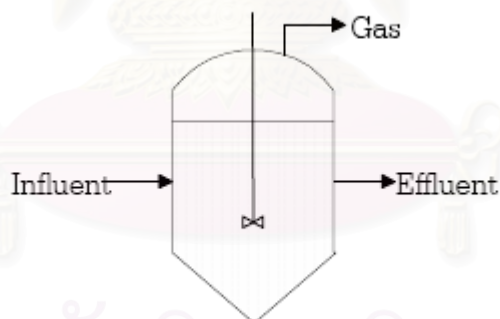
ระบบนี้เป็นระบบที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในการย่อยสลัดจ์จากระบบเอเอส ระบบประกอบด้วยถังปฏิกิริยาซึ่งส่วนใหญ่เป็นคอนกรีตมีฝาปิดเพื่อเก็บความร้อน กลิ่น และก๊าซ บนฝามีทางระบายก๊าซที่เกิดขึ้น ระบบถังย่อยมี 2 แบบคือ

- ถังย่อยชนิดอัตราจำกัดต่ำ เป็นถังย่อยที่ไม่มีการกวนสลัดจ์และไม่มีการปรับอุณหภูมิ ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในถังจึงช้าและไม่ทั่วถึง
- ถังย่อยชนิดอัตราจำกัดสูง ซึ่งเป็นถังแบบที่มีการกวนและมีการปรับอุณหภูมิ ปฏิกิริยาการย่อยสลายสารอินทรีย์จะเกิดขึ้นได้ดีกว่าแบบแรกเนื่องจากจุลินทรีย์สัมผัสกับของเสียได้อย่างทั่วถึง

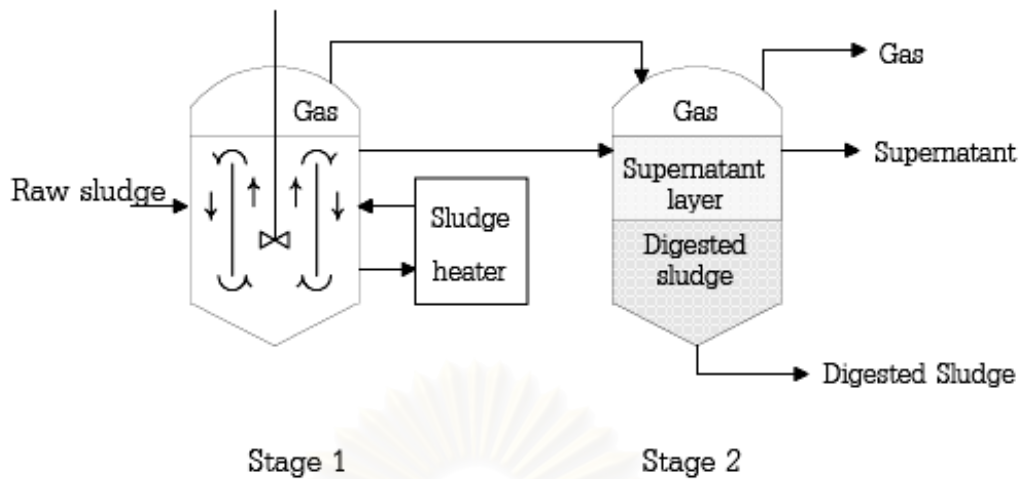
ระบบถังหมักทั้ง 2 ชนิดไม่มีการนำจุลินทรีย์กลับมาใช้อีก เนื่องจากการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ชนิดไม่ใช้ออกซิเจนนั้นช้ามาก



รูปที่ 2.5 ถังย่อยชนิดอัตราต่ำ
(มันสิน ตันกุลเวศม์, 2542)



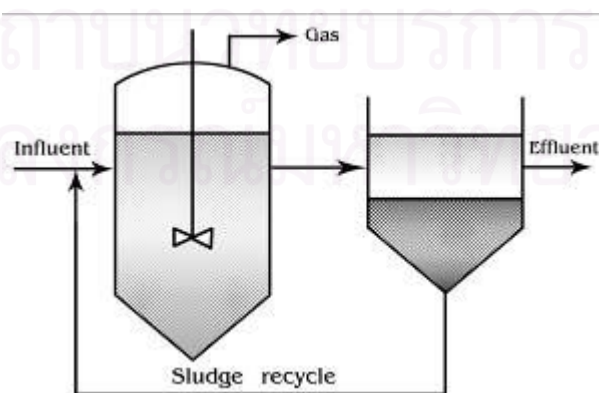
รูปที่ 2.6 ถังย่อยแบบอัตราสูง
(มันสิน ตันกุลเวศม์, 2542)



รูปที่ 2.7 ถังย่อยแบบอัตราสูงที่มีการแยกตะกอน
(มันสิน ตันกุลเวศม์, 2542)

2.3.3 ถังย่อยแบบสั้มผัส

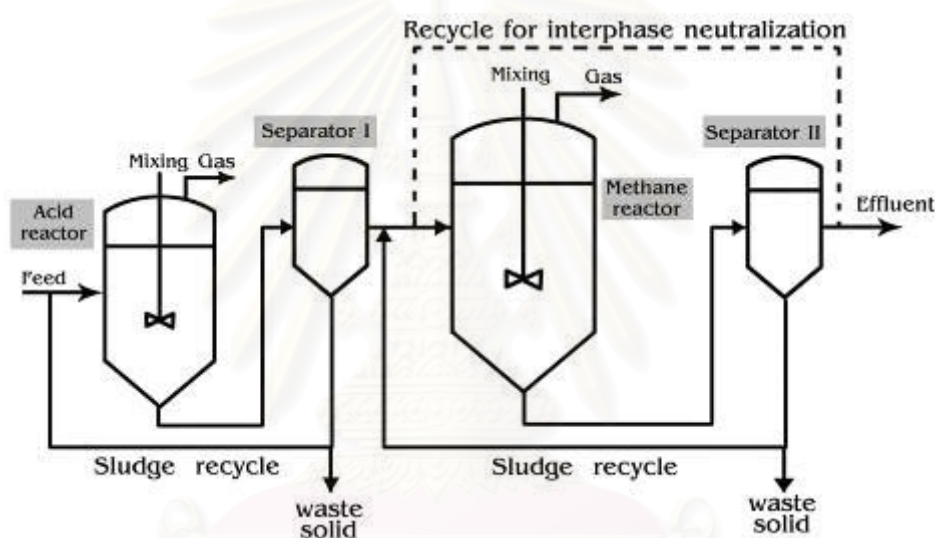
ถังย่อยแบบนี้ใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสีย สารอินทรีย์ที่ต้องการกำจัดอาจเป็นของแข็งหรือสารละลายก็ได้ ถังย่อยแบบสั้มผัสนี้อาจเป็นถังปฏิบัติการแบบมีการหมุนเวียนตะกอนหรือไม่ก็ได้ แต่นิยมใช้แบบที่มีการหมุนเวียนตะกอน ดังนั้น ถังย่อยแบบสั้มผัสจึงมีส่วนประกอบที่คล้ายคลึงกับระบบเอเอส จนกระทั่งในบางครั้งอาจเรียกถังย่อยแบบนี้ว่าเป็นระบบเอเอสแบบไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic activated sludge) อย่างไรก็ตาม ระบบนี้ไม่สามารถบำบัดน้ำเสียได้ดีเหมือนกับระบบเอเอส การสะสมแบคทีเรียให้คงอยู่ในระบบไม่สามารถกระทำได้ เนื่องจากสลัดจ์ที่เกิดขึ้นไม่สามารถตกตะกอนได้ดีเหมือนสลัดจ์ของระบบเอเอส จึงมีการหลุดหนีของสลัดจ์เกิดขึ้นตลอดเวลาอย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้ ในปัจจุบันระบบถังย่อยแบบสั้มผัสมีจำนวนน้อยเนื่องจากไม่เป็นที่นิยม ระบบที่ยังคงใช้ได้จะมีความสามารถในการรับภาระสารอินทรีย์ได้ต่ำ



รูปที่ 2.8 ระบบถังย่อยแบบสั้มผัส (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2542)

2.3.4 ถังย่อยแบบแยกเชื้อ

การออกแบบถังย่อยแบบแยกเชื้อ เพื่อให้แบคทีเรียสร้างกรดและแบคทีเรียสร้างมีเทนเติบโตอยู่ในถังย่อยคนละใบที่สามารถควบคุมให้มีสภาวะเหมาะสมแตกต่างกัน ลักษณะเช่นนี้เชื่อว่าแบคทีเรียแต่ละชนิดจะทำงานได้เต็มกำลังและเป็นการใช้ประโยชน์จากถังปฏิกรณ์ได้อย่างเต็มที่ นอกจากนี้ยังเชื่อว่าการควบคุมการทำงานของถังย่อยมีความสะดวกยิ่งขึ้น ส่วนประกอบของถังย่อยแบบแยกเชื้อที่ใช้ pH เป็นตัวกำหนดและควบคุมแบคทีเรียในถังย่อย ถังใบแรกซึ่งมี pH ประมาณ 6 จะมีแต่แบคทีเรียประเภทสร้างกรด ส่วนถังที่สองซึ่งมี pH ประมาณ 7 จะมีแบคทีเรียสร้างมีเทน การควบคุม pH แบบอัตโนมัติเป็นสิ่งจำเป็นสำหรับถังใบแรกเท่านั้น ก๊าซไฮโดรเจนที่สร้างขึ้นในถังใบแรกจะถูกปล่อยทิ้งออกไปจากถังเพื่อมิให้เกิดการสะสมตัวจนเป็นพิษต่อแบคทีเรียที่สร้างกรด

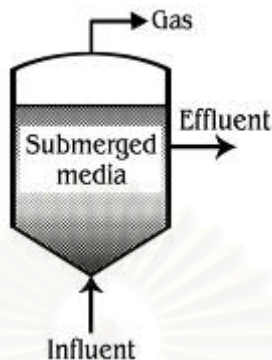


รูปที่ 2.9 ระบบถังย่อยแบบแยกเชื้อ (มันสิน ตันกุลเวศม์, 2542)

2.3.5 เครื่องกรองแบบไม่ใช้ออกซิเจน (AF หรือ anaerobic filter)

ลักษณะทั่วไปของเครื่องกรองแบบไม่ใช้ออกซิเจน ส่วนประกอบที่สำคัญคือถังสูงที่มีลักษณะคล้ายถังกรอง แต่บรรจุภายในด้วยหินขนาด 1.5-2 นิ้วหรืออาจใช้ตัวกลางพลาสติกแทนก็ได้ น้ำเสียจะไหลจากข้างล่างขึ้นข้างบน ลักษณะเช่นนี้จะทำให้น้ำท่วมตัวกลางอยู่ตลอดเวลา ถ้าทำให้แบคทีเรียส่วนใหญ่ถูกจับอยู่ภายในถังกรอง น้ำที่ไหลออกมาจะมีความใสโดยไม่ต้องใช้ถังตกตะกอนต่างหาก โดยปกติเครื่องกรองแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีขนาดเล็กกว่าถังย่อยแบบธรรมดาเพราะมีอัตราบำบัดสูงกว่า (ใช้เวลาพักน้ำต่ำกว่า) อย่างไรก็ตามเครื่องกรองแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีจุดอ่อนบางอย่างที่ต้องแก้ไข ปัญหาที่สำคัญก็คือ ต้องหาวิธีการกระจายน้ำเสียให้ไหลเข้าถังกรองให้ได้เหมาะสม เรื่องการอุดตันก็เป็นปัญหาเหมือนกัน แต่สามารถแก้ไขหรือบรรเทาได้โดยการกำจัดของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำ

เสียก่อนส่งเข้าเครื่องกรองแบบไม่ใช้ออกซิเจน เช่น ให้มีการตกตะกอนน้ำเสียก่อนส่งเข้าระบบ ถังไม่ใช้ออกซิเจนแบบนี้มีข้อดีมากกว่าแบบอื่นๆที่กล่าวไปแล้ว เนื่องจากมีความสามารถในการเก็บกักเซลล์แบคทีเรียได้ดีกว่า ทำให้มีความเป็นไปได้ในการบำบัดน้ำเสียที่มีบีโอดีต่ำ

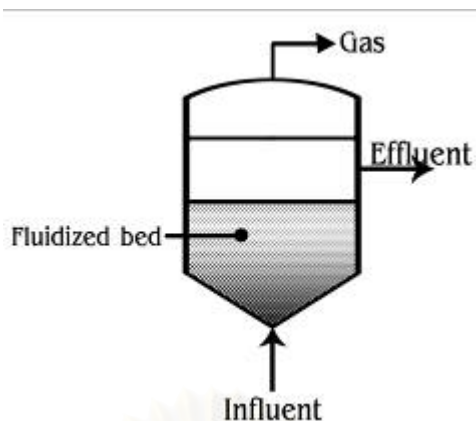


รูปที่ 2.10 ระบบเครื่องกรองไม่ใช้ออกซิเจน
(มันสิน ตันทุลเวศม์, 2542)

2.3.6 ระบบชั้นลอยตัวแบบไม่ใช้ออกซิเจน (AFB หรือ anaerobic fluidized bed)

ระบบแบบนี้คล้ายคลึงกับระบบเครื่องกรองไม่ใช้ออกซิเจนตรงที่มีน้ำไหลจากข้างล่างขึ้นข้างบน จัดเป็นระบบฟิล์มตรึง (fixed film) แบบไม่ใช้ออกซิเจนที่มีสารตัวกลางขนาดเล็กเท่าเม็ดทรายเป็นที่จับเกาะของแบคทีเรีย อัตราการไหลของน้ำเสียจะต้องสูงมากจนกระทั่งทำให้มีการลอยตัวของสารตัวกลาง ตัวอย่างสารตัวกลางที่มีการทดลองใช้ในระดับห้องปฏิบัติการได้แก่ ทราย แอนทราไซต์ ถ่านกัมมันต์ เป็นต้น การใช้สารตัวกลางขนาดเล็ก (เมื่อเปรียบเทียบกับระบบเครื่องกรองไม่ใช้ออกซิเจน) ทำให้ระบบนี้มีพื้นที่ผิวจำเพาะ (คิดต่อหน่วยปริมาตร) สูงมาก ซึ่งเท่ากับการมีแบคทีเรียจำนวนมากอาศัยอยู่ในระบบ อัตราเร็วในการบำบัดน้ำเสียของระบบนี้จึงสูงมาก ถึงปฏิกิริยาที่ใช้ในระบบจึงอาจมีขนาดเล็กกว่าระบบอื่นๆ อย่างไรก็ตาม ลักษณะการทำงานซึ่งต้องทำให้สารตัวกลางลอยตัวตลอดเวลาทำให้เกิดปัญหาในการออกแบบและควบคุมระบบหลายอย่าง และต้องสิ้นเปลืองพลังงานในการทำให้สารตัวกลางลอยตัวสูงกว่าระบบอื่น ระบบเช่นนี้จึงยังไม่ได้ได้รับความนิยม

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



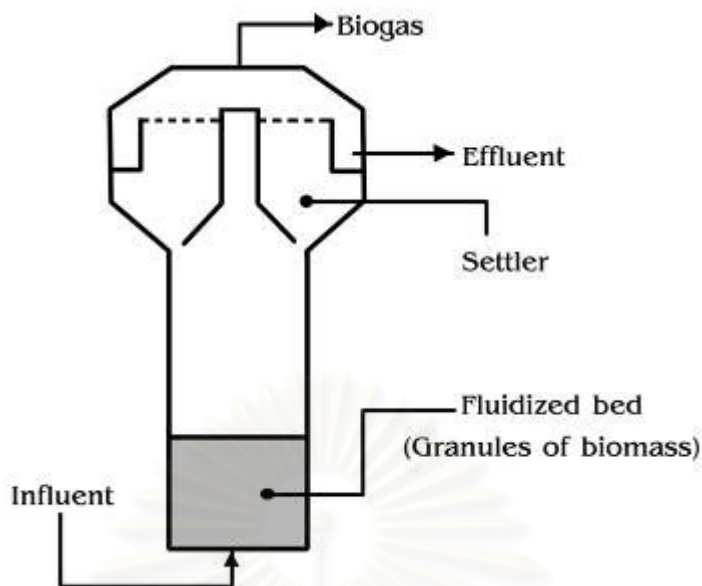
รูปที่ 2.11 ระบบชั้นลอยตัวแบบไม่ใช้ออกซิเจน (AFB)
(มันสิน ตันทุลเวศม์, 2542)

2.3.7 ระบบยูเอเอสบี (UASB หรือ upflow anaerobic sludge blanket)

การที่ต้องมีสารตัวกลางอยู่ในเครื่องกรองไม่ใช้ออกซิเจนและระบบ AFB ทำให้ถึงปฏิบัติการต้องเสียปริมาณใช้งานและเสียเงินซื้อสารตัวกลางเป็นจำนวนมาก จึงมีผู้คิดค้นระบบยูเอเอสบี ซึ่งไม่จำเป็นต้องใช้สารตัวกลาง ระบบใหม่นี้มีทิศทางไหลของน้ำเสียจากด้านล่างขึ้นด้านบนโดยไม่ใช้ตัวกลาง แต่แบคทีเรียจะถูกเลี้ยงให้จับตัวกันเป็นเม็ดขนาดใหญ่ จนกระทั่งมีน้ำหนักมากและสามารถตกตะกอนได้ดี เม็ดสลัดจ์ขนาดใหญ่จะจมตัวอยู่ข้างล่าง ส่วนเม็ดขนาดเล็กจะอยู่ข้างบน เม็ดเล็กที่สุดจะลอยตัวอยู่เป็นชั้นสลัดจ์ เม็ดบางส่วนอาจหลุดขึ้นถึงตอนบนของถัง แต่ตอนบนของระบบยูเอเอสบีมีอุปกรณ์ที่คล้ายถังตกตะกอนมีหน้าที่แยกเม็ดตะกอนขนาดเล็กและก๊าซชีวภาพออกจากน้ำเรียกว่า GSS (gas solids separator) หรือระบบแยกก๊าซและของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำ ก๊าซจะถูกเก็บรวบรวมไปใช้และเม็ดตะกอนถูกส่งกลับลงไปข้างล่าง

ข้อบกพร่องของระบบนี้คือ การสร้างสลัดจ์เป็นเรื่องยาก และอาจถือว่าเป็นเรื่องผิดธรรมชาติของแบคทีเรียไม่ใช้ออกซิเจนที่จะมีการจับกันเป็นกลุ่มก้อน ระบบนี้สามารถรับภาระอินทรีย์ได้สูงกว่าระบบอื่นๆ และสามารถผลิตน้ำทิ้งคุณภาพสูงได้ เนื่องจากสามารถป้องกันมิให้แบคทีเรียหลุดออกจากระบบได้ดีกว่าระบบอื่น

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

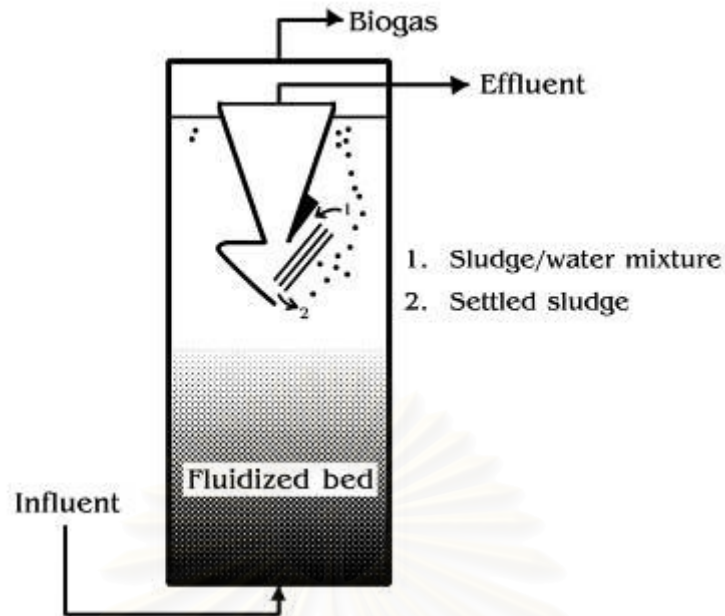


รูปที่ 2.12 ระบบยูเอเอสบี
(มันลีน ตันทุลเวศม์, 2542)

2.3.8 ระบบ EGSB (expanded granular sludge bed)

ระบบนี้ น้ำเสียจะไหลเข้าถังหมักทางด้านล่างโดยผ่านระบบท่อกระจายน้ำแบบพิเศษ โดยภายในถังจะมีชั้นนอนของตะกอนที่เป็นเม็ดแบคทีเรียขนาดเท่ากับเม็ดทราย มีขนาดใหญ่สามารถตกตะกอนได้ดี มีความเร็วในการตกตะกอนประมาณ 60 – 80 m/hr โดยการย่อยสลายสารอินทรีย์ให้กลายเป็นก๊าซมีเทน เกิดขึ้นภายในชั้นเม็ดแบคทีเรีย ความสูงของชั้นตะกอน ขึ้นอยู่กับความสูงของถัง ซึ่งมีค่าอยู่ในช่วง 7 – 14 เมตร เมื่อน้ำเสียไหลขึ้นมาถึงตอนบนซึ่งเป็น GSS ก๊าซชีวภาพและของแข็งแขวนลอยจะแยกออกจากน้ำเสียที่บำบัดแล้ว ก๊าซจะลอยตัวขึ้นสู่ผิวหน้า ส่วนของแข็งแขวนลอยจะตกตะกอนกลับลงไปยังตอนล่างของถังปฏิกิริยา น้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วจะไหลออกจากระบบ โดยพบว่าระบบ GSS ของระบบบำบัดแบบ EGSB เป็นระบบที่ออกแบบมาพิเศษสามารถทำงานได้ดีกว่าระบบ GSS ของระบบยูเอเอสบี คือ สามารถปรับอัตราการไหลได้สูงกว่า

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

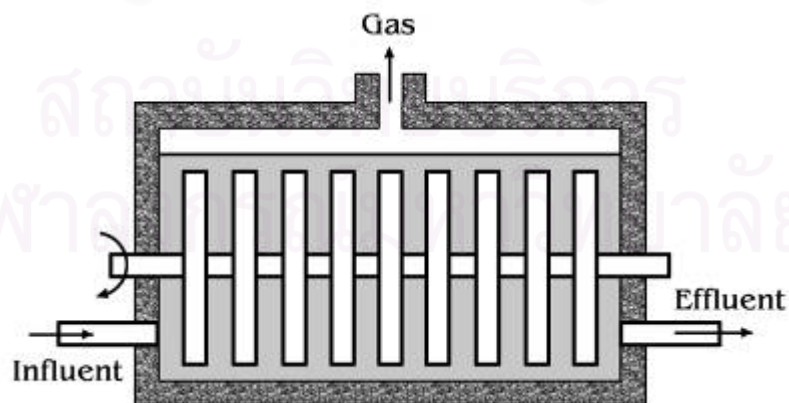


รูปที่ 2.13 ระบบถังหมักแบบอีจีเอสบี

(Zoutbert, G.R. and Frankin, R., 1996 อ้างตาม กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, 2548)

2.3.9 ระบบงานหมุนชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic rotating biological contactor)

ลักษณะของระบบนี้คล้ายคลึงกับระบบงานหมุนชีวภาพธรรมดา แต่จะมีฝาปิดเพื่อไม่ให้มีการสัมผัสอากาศจากภายนอกและมีช่องระบายก๊าซออกทางตอนบน พบว่าระบบนี้แบบที่เรียกไม่ใช้ออกซิเจนสามารถขีดเกาะและเจริญเติบโตได้ดีบนแผ่นงาน และในระบบนี้สามารถรับภาระสารอินทรีย์และทางชลศาสตร์ที่สูงขึ้นอย่างกะทันหันได้ดี

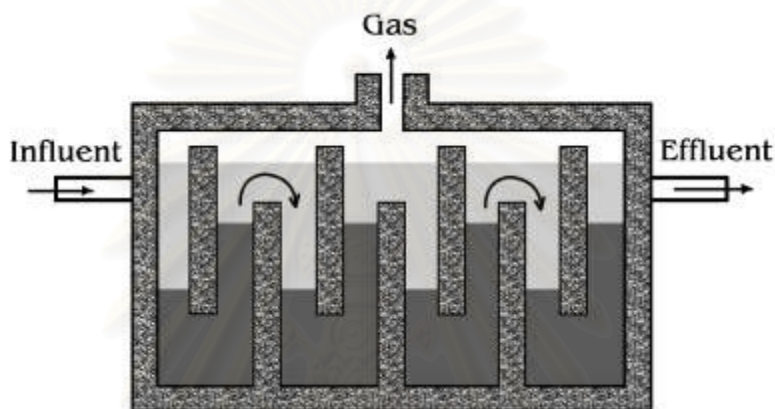


รูปที่ 2.14 ระบบงานหมุนชีวภาพไม่ใช้ออกซิเจน

(มันสิน ตันทุลเวศม์, 2542)

2.3.10 ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic baffled reactor)

ลักษณะของระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจน คือ มีแผ่นกั้นเพื่อบังคับให้น้ำเสียไหลขึ้นลงอยู่ในแนวตั้ง ตามลักษณะแผ่นกั้น ถึงปฏิกิริยาจึงไม่จำเป็นต้องมีความสูงมากเหมือนระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนแบบอื่นๆ ทำให้เสียค่าใช้จ่ายในการก่อสร้างต่ำ และข้อดีของระบบนี้ คือ เป็นระบบที่มีพื้นที่ผิวน้ำมาก ทำให้แบคทีเรียมีพื้นที่ในการตกตะกอนสูงกว่าระบบอื่นๆ การแยกตะกอนแขวนลอยสามารถทำได้ดีโดยไม่ต้องมีอุปกรณ์ใดๆ และก๊าซที่เกิดขึ้นในระบบแยกตัวออกได้ง่าย ทำให้การเก็บกักเซลล์ได้ดี มวลชีวภาพสะสมอยู่ในระบบได้มาก การบำบัดน้ำเสียจึงสามารถเกิดขึ้นได้ด้วยอัตราสูง



รูปที่ 2.15 ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจน

(มันสิน ตันทุลเวศม์, 2542)

2.3.11 ระบบเอเอสบีอาร์ (anaerobic sequencing batch reactor; ASBR)

ในปัจจุบันได้มีการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนเพิ่มมากขึ้นเนื่องจากระบบบำบัดน้ำเสียดังกล่าวนี้สามารถลดปัญหาการใช้พลังงานและการดำเนินระบบไม่ทำลายสิ่งแวดล้อม ซึ่งระบบบำบัดที่กำลังอยู่ในขั้นตอนการพัฒนาอีกระบบหนึ่ง คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR จัดเป็นระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนแขวนลอย (suspended growth) ที่มีการเดินระบบใน mode ของ batch feed system โดยระบบสามารถจำแนกการเดินระบบเป็น 4 ระยะ ดังภาพที่ 2.16 คือ การป้อนน้ำเสีย (substrate feed phase) การเกิดปฏิกิริยา (react phase) การตกตะกอน (settle phase) และทำให้ตะกอนรวมตัวแน่นและการระบายน้ำเสียออกจากระบบ (effluent decant phase)

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR ได้รับการพัฒนาจากกลุ่มนักวิจัยของ Iowa State University โดยคุณสมบัติที่สำคัญของการบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR คือ การสร้างสภาวะที่เอื้ออำนวยในการตกตะกอนของมวลชีวภาพในถังปฏิกิริยา เพื่อเพิ่มระยะเวลาพักพิงเซลล์ (HRT) ที่สั้น รวมถึงถังปฏิกิริยาสามารถสร้างขบวนการคัดเลือกและพัฒนาเมื่อดุลินทรีย์ที่เกิดขึ้นในถังปฏิกิริยาเช่นเดียวที่พบ

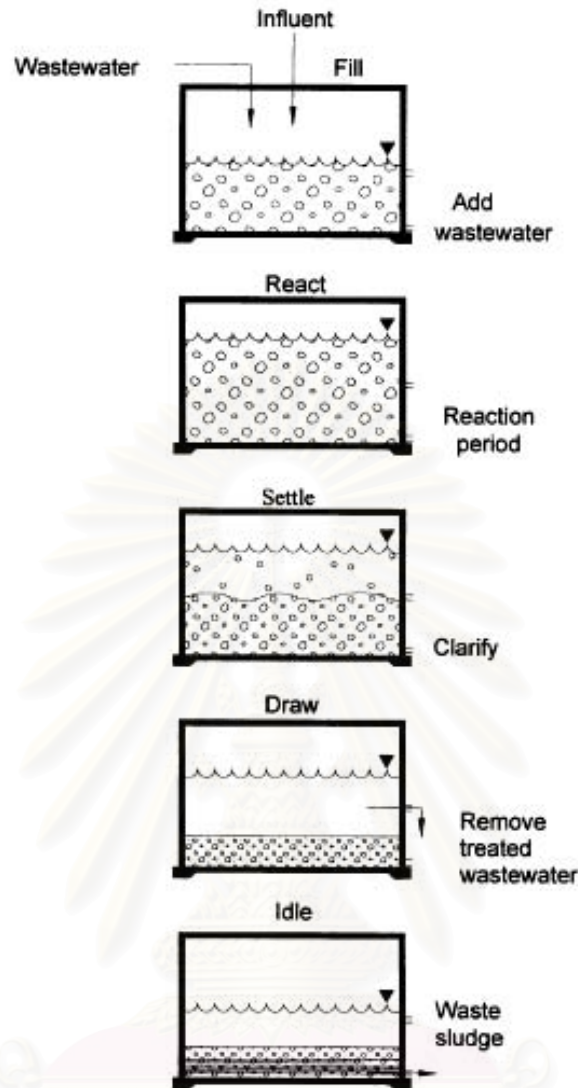
กันในถังปฏิกริยา UASB ในถังปฏิกริยา ASBR มีลักษณะการทำงานสามารถจำแนกได้เป็น 4 ระยะ สำหรับรายละเอียดของการเปลี่ยนแปลงที่เกิดขึ้นในถังปฏิกริยามีดังนี้

1. ขั้นตอนการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบและขั้นตอนการเกิดปฏิกริยาย่อยสลายสารอินทรีย์ โดยขั้นตอนนี้ถังปฏิกริยาจะได้รับน้ำเสียจากทางเข้าของน้ำเสียในถังปฏิกริยา ซึ่งจะมีการดำเนินการต่อจากขั้นตอนการระบายน้ำเสียออกจากถังปฏิกริยา โดยขั้นตอนนี้ถังปฏิกริยาจะทำงานภายใต้สภาวะที่สัดส่วนของอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M Ratio) ที่สูง และมีการกวนที่ค่อนข้างสมบูรณ์เพื่อให้เกิดการสัมผัสระหว่าง สารอินทรีย์และมวลชีวภาพเป็นไปอย่างสมบูรณ์ ซึ่งส่งผลให้อัตราการย่อยสลายสารมลพิษและผลิตก๊าซชีวภาพอย่างรวดเร็วในขั้นตอนนี้ ต่อจากนั้นในช่วงปลายของขบวนการนี้สัดส่วนอาหารต่อจุลินทรีย์ (F/M Ratio) จะต่ำลง รวมถึงอัตราการผลิตก๊าซชีวภาพจะลดลง ซึ่งสภาวะนี้จะเอื้ออำนวยให้มวลชีวภาพในถังปฏิกริยาสามารถตกตะกอนและแยกน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วได้ง่าย

2. ขั้นตอนการตกตะกอนของมวลชีวภาพ ในขั้นตอนนี้อุปกรณ์ในการกวนจะต้องหยุดการทำงานเพื่อให้ตะกอนแบคทีเรียแยกออกจากน้ำใส

3. ขั้นตอนการทำให้ตะกอนชีวภาพรวมตัวแน่นและการระบายน้ำเสียที่บำบัดแล้วออกหลังจกตะกอนจุลินทรีย์แยกตัวออกจากน้ำใสอย่างสมบูรณ์แล้วจับแน่นแปรผันตามเวลากักเก็บน้ำ (HRT) และจำนวนรอบของการหมุนเวียนน้ำเสียต่อวันในถังปฏิกริยา ซึ่งจำนวนรอบและเวลาของแต่ละรอบของการหมุนเวียนนี้จะแปรเปลี่ยนไปตามประเภทน้ำเสีย โดยทั่วไปจำนวนรอบอาจอยู่ในช่วง 4-12 ครั้ง/วัน

รูปแบบการทำงานของถังปฏิกริยาแบบเอเอสบีอาร์ ขณะที่ถังปฏิกริยาทำงานในระยะของการตกตะกอนและการรวมตัวแน่นของตะกอนจุลินทรีย์ ปริมาณความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในถังปฏิกริยาจะมีความเข้มข้นต่ำ ดังนั้นจึงส่งผลให้อัตราผลิตก๊าซชีวภาพต่ำลงไปด้วยและสภาวะดังกล่าวจะเอื้ออำนวยให้ตะกอนจุลินทรีย์สามารถตกตะกอนแยกออกจากชั้นน้ำใสได้อย่างมีประสิทธิภาพ ในทางกลับกันในระยะที่มีปริมาณความเข้มข้นของสารอินทรีย์สูง อัตราการย่อยสลายสารอินทรีย์จะเป็นไปอย่างรวดเร็ว ซึ่งส่งผลให้อัตราการผลิตก๊าซชีวภาพสูงตามไปด้วย และอัตราการเกิดก๊าซที่สูงขึ้นดังกล่าวจะช่วยให้เกิดการผสมผสานของสารอินทรีย์และตะกอนชีวภาพดีขึ้น ดังนั้น โดยสรุปความเข้มข้นของสารอินทรีย์ในถังเอเอสบีอาร์จะเริ่มต้นจากความเข้มข้นที่สูงและลดลงในแต่ละรอบของการทำงาน ทำให้ช่วงตะกอนรวมกันแน่นปริมาณความเข้มข้นของสารอินทรีย์จะมีค่าต่ำสุด ซึ่งส่งผลดีต่อการแยกตะกอนจุลินทรีย์ออกจากชั้นน้ำใส (กาญจนา คลองธรรมชาติ และ สมชาย คารารัตน์, 2546)



รูปที่ 2.16 ขั้นตอนการเดินระบบ ASBR

(Masse and Masse, 2000)

2.4 ไนโตรเจน (nitrogen) และความสำคัญ

ไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบสำคัญสำหรับโปรตีนและกรดนิวคลีอิกในเซลล์จุลินทรีย์ พืช และสัตว์ จึงมีความสำคัญต่อวงจรชีวิตของสิ่งมีชีวิตทุกรูปแบบ แม้ว่าไนโตรเจนจะมีมากถึงมีถึงร้อยละ 79 ในบรรยากาศ แต่ไนโตรเจนก็กลับเป็นธาตุที่มีอยู่จำกัดในดินและน้ำ ทำให้การเกษตรทำได้ไม่ดีนักในบางประเทศ และเนื่องจากไนโตรเจนเป็นธาตุที่คงตัวมากและเปลี่ยนรูปไม่ได้ง่าย ยกเว้นบางกรณี เช่น ฟ้าผ่า หรือมีอุณหภูมิและความดันสูง จุลินทรีย์จึงมีบทบาทมากในการเปลี่ยนรูปไนโตรเจนให้เป็นแอมโมเนียภายใต้กระบวนการที่เรียกว่า “แอมโมนิฟิเคชัน (ammonification)” แอมโมนิเอจะถูกออกซิไดซ์ไปเป็นไนไตรท์และไนเตรท ซึ่งจะถูกใช้ต่อไปง่ายๆ โดยพืชและสาหร่าย ซึ่งจะกลายเป็นอาหารของสัตว์ในชีวนี้อีกขั้นหนึ่ง พืชและสัตว์เมื่อตายลงซากของมันจะถูกย่อยสลายโดยแบคทีเรีย

กลับมาเป็นแอมโมเนีย ขณะเดียวกันสัตว์ก็สามารถขับถ่ายสารอินทรีย์ออกมาซึ่งแปรรูปไปเป็นแอมโมเนียได้อีกเช่นกัน

ก๊าซไนโตรเจนเป็นก๊าซเฉื่อยที่พบได้มากที่สุดใต้น้ำจืดและน้ำเค็ม เนื่องจากในอากาศมีไนโตรเจนมากถึงร้อยละ 78 ก๊าซไนโตรเจนจึงละลายน้ำได้มากกว่าออกซิเจน กล่าวคือ ไนโตรเจนละลายน้ำได้ 15.2 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อุณหภูมิ 20 องศาเซลเซียส เปรียบเทียบกับออกซิเจนที่สามารถละลายได้ 9.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่อุณหภูมิเดียวกัน

แม้ว่าไนโตรเจนจะสามารถละลายน้ำได้ดีกว่าออกซิเจน จุลินทรีย์หรือสิ่งมีชีวิตเกือบทุกชนิดก็ไม่มีความสามารถในการใช้ประโยชน์จากก๊าซละลายน้ำนี้ ดังนั้นบทบาทของไนโตรเจนละลายน้ำในกระบวนการบำบัดน้ำเสียจึงไม่มีเลย ไนโตรเจนละลายอาจมีผลต่อการดำรงชีวิตของสัตว์น้ำ เช่น ถ้าก๊าซไนโตรเจนละลายอยู่ในน้ำเกินจุดอิ่มตัวอาจมีผลทำให้เกิดโรคฟองก๊าซในเลือด (gas bubble disease) ขึ้นกับปลา หรือสัตว์น้ำอื่นๆ และทำให้สัตว์น้ำดังกล่าวเสียชีวิตได้ เมื่อปลาอาศัยอยู่ในน้ำที่มีไนโตรเจนละลายน้ำสูงเกินจุดอิ่มตัวปกติ กระแสเลือดในตัวปลาจะดูดซับไนโตรเจนจากน้ำ เพื่อให้เกิดสมดุลระหว่างไนโตรเจนในน้ำและเลือด ปลาจึงมีไนโตรเจนละลายอยู่ในเลือดมากเกินระดับปกติ หากมีการเปลี่ยนแปลงเกิดขึ้นจนมีผลทำให้ไนโตรเจนบางส่วนในเลือดกลายเป็นก๊าซ ฟองก๊าซจะอุดตันหลอดเลือด ทำให้การหมุนเวียนของเลือดเกิดติดขัด ปลาจะตายได้ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

2.4.1 สารประกอบไนโตรเจน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

สารประกอบไนโตรเจนเข้ามาเกี่ยวข้องกับงานทางด้านน้ำดีและน้ำเสียเพราะว่าไนโตรเจนเป็นส่วนประกอบที่สำคัญของบรรยากาศทั่วไปและเป็นส่วนประกอบที่สำคัญสำหรับการดำรงอยู่ของพืชและสัตว์ การเปลี่ยนแปลงทางเคมีของไนโตรเจนเป็นเรื่องที่ค่อนข้างซับซ้อน และการเปลี่ยนแปลงออกซิเดชันสเตรตต่างๆ นี้เกิดขึ้นโดยสิ่งมีชีวิต แบคทีเรียสามารถเปลี่ยนวาเลนซ์ของไนโตรเจนให้มากขึ้นหรือน้อยลงขึ้นอยู่กับว่าเป็นสถานะที่มีออกซิเจนหรือไม่มีออกซิเจน

สารประกอบไนโตรเจนในน้ำมี 2 พวกใหญ่ ได้แก่ สารประกอบอนินทรีย์ไนโตรเจน เช่น แอมโมเนียมไอออน (สมดุลกับแอมโมเนีย) ไนไตรท์ ไนเตรท สารพวกนี้อาจอยู่ในรูปปุ๋ยหรือเกลือในปัสสาวะส่วนอีกชนิดหนึ่งคือ สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน เช่น โปรตีน กรดนิวคลีอิก กรดอะมิโน สารพวกนี้เป็นส่วนประกอบของร่างกาย พืช และสัตว์ในสิ่งขับถ่าย และในปุ๋ยคอก หรือเรียกว่าออร์แกนิกไนโตรเจน สารประกอบที่สำคัญของไนโตรเจนมีดังนี้

2.4.1.1 สารอินทรีย์ไนโตรเจน

สารอินทรีย์ไนโตรเจน ได้แก่ ไนโตรเจนที่พบอยู่ในสารอินทรีย์ต่างๆ เช่น ยูเรีย โปรตีนและกรดอะมิโน ถั่วเหลือง มูลสัตว์ เป็นต้น เนื่องจากการวิเคราะห์หาปริมาณสารอินทรีย์ไนโตรเจนใช้วิธีที่เรียกว่า เจลดาล์ (Kjeldahl) ซึ่งเป็นวิธีย่อยสลายสารอินทรีย์

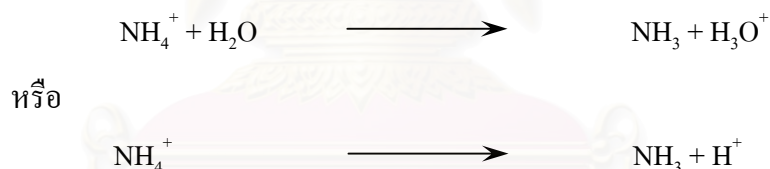
ไนโตรเจนให้กลายเป็นแอมโมเนียและวิเคราะห์ปริมาณไนโตรเจนได้จากแอมโมเนียที่เกิดขึ้น จึงนิยมเรียกผลรวมของสารอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมเนียว่า ทีเคเอ็น (total kjeldahl nitrogen; TKN)

$$\text{TKN} = \text{สารอินทรีย์ไนโตรเจน} + \text{แอมโมเนียไนโตรเจน}$$

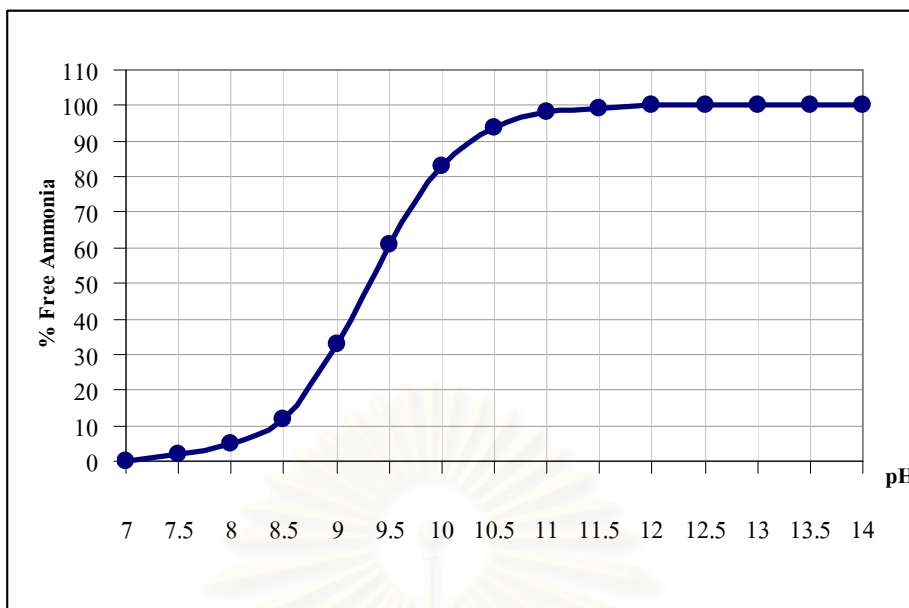
น้ำเสียชุมชนจะมีอินทรีย์ไนโตรเจนปริมาณต่ำ โดยมีแหล่งกำเนิดจากยูเรียซึ่งเป็นองค์ประกอบที่สำคัญในปัสสาวะ และส่วนใหญ่จะถูกสลายเป็นแอมโมเนียในระบบท่อน้ำเสีย น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมบางประเภทอาจพบอินทรีย์ไนโตรเจนปริมาณมาก ได้แก่ อุตสาหกรรมแปรรูปอาหารที่ทิ้งของเสียโปรตีน และอุตสาหกรรมทอผ้า เป็นต้น (อรรถยชวลภาฤทธิ์, 2545)

2.4.1.2 แอมโมเนียไนโตรเจน

แอมโมเนียไนโตรเจน หมายถึง ไนโตรเจนทั้งหมดที่อยู่ในรูปแอมโมเนียอิสระ (NH_3) หรืออออนแอมโมเนียม (NH_4^+) ที่อุณหภูมิและความดันปกติแอมโมเนียจะอยู่ในสภาวะก๊าซ และพบได้ในแหล่งน้ำธรรมชาติ โดยมีสมดุลเคมีดังนี้



NH_3 เรียกว่า แอมโมเนียอิสระ (free ammonia) ส่วน NH_4^+ เรียกว่า แอมโมเนียมหรืออออนแอมโมเนีย โดยปกติน้ำที่มี pH เป็นกลาง แอมโมเนียจะอยู่ในรูป NH_4^+ มากกว่า NH_3 แต่ ถ้า pH สูงขึ้น ก๊าซแอมโมเนียจะพบมากขึ้นและแอมโมเนียมจะมีน้อยลง ก๊าซแอมโมเนียสามารถหนีจากน้ำขึ้นสู่อากาศได้



รูปที่ 2.17 ความสัมพันธ์ระหว่างร้อยละ แอมโมเนียอิสระกับ pH

แอมโมเนียที่วิเคราะห์ได้ในห้องปฏิบัติการจะเป็นแอมโมเนียทั้งหมดเสมอ ปริมาณ NH_3 สามารถคำนวณได้จากปริมาณแอมโมเนียทั้งหมดได้ดังนี้

$$\text{NH}_3 = \frac{\text{แอมโมเนียทั้งหมดที่วิเคราะห์ได้ } (\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+)}{K (=10^{-9.3}, \text{ ที่อุณหภูมิ } 35 \text{ องศาเซลเซียส})}$$

เมื่อน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัดน้ำทางชีวภาพ สารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำจะถูกออกซิไดซ์โดยแบคทีเรียพวกเฮเทอโรโทปก่อน แล้วแบคทีเรียพวกกลุ่มไนตริไฟอิงจะเปลี่ยนแอมโมเนียเป็นไนเตรท ซึ่งต้องใช้ระบบที่มีระยะเวลาพักเก็บนาน น้ำทิ้งที่มีแอมโมเนียสูง เมื่อถ่ายทิ้งลงสู่แหล่งน้ำนั้น ในแม่น้ำที่สะอาดจะมีแบคทีเรียกลุ่มไนตริไฟอิงมาก ซึ่งจะทำปฏิกิริยากับแอมโมเนียในน้ำทิ้ง แล้วเปลี่ยนเป็นไนเตรทโดยใช้ออกซิเจนในน้ำ (อรทัย ชาวลาภฤทธิ, 2545)

ตารางที่ 2.4 ผลของแอมโมเนียในโตรเจนที่มีต่อระบบบำบัดน้ำเสียแบบไร้ออกซิเจน

แอมโมเนียในโตรเจน (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ผลต่อระบบ
50 - 200	ปริมาณพอเหมาะ
200 - 1,000	ยังไม่เกิดผลชัด
1,500 - 3,000	เริ่มยับยั้งเมื่อมีค่าพีเอชสูง
> 3,000	เป็นพิษโดยตรง

ที่มา: McCarty และ Kugelman, 1965

2.4.1.3 ไนไตรท์

เนื่องจากไนไตรท์เป็นไอออนที่ไม่คงตัวและเปลี่ยนเป็นไนเตรทได้รวดเร็ว จึงไม่พบว่าไนไตรท์มีความเข้มข้นเกิน 1 มิลลิกรัมต่อลิตรได้บ่อยนัก น้ำผิวดินและน้ำบาดาลมักมีไนไตรท์ไม่เกิน 0.1 มิลลิกรัมต่อลิตร แม้แต่น้ำทิ้งของระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพก็จะไม่พบไนไตรท์สูงมาก ยกเว้นระบบบำบัดที่ทำงานไม่ได้ผล จึงจะมีไนไตรท์สูง เช่น ระบบบำบัดแบบเอเอสที ปฏิริยาไนตริไฟเคชันไม่สามารถเกิดได้อย่างสมบูรณ์ ไนไตรท์ไม่สามารถเปลี่ยนเป็นไนเตรทได้ทั้งหมด ทำให้มีการสะสมของไนไตรท์ และมีพิษต่อสัตว์น้ำ เช่น ปลา กุ้ง และแบคทีเรีย

2.4.1.4 ไนเตรท

สารประกอบไนโตรเจนที่สำคัญในน้ำอย่างหนึ่งก็คือ ไนเตรท (NO_3^-) ซึ่งจุลินทรีย์สามารถนำไปใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนสำหรับการเจริญเติบโต พืชสามารถนำไปใช้ในการสร้างโปรตีน เพื่อใช้เป็นอาหารของคนและสัตว์ต่อไป ไนเตรทเกิดจากการที่สิ่งมีชีวิตปล่อยของเสียซึ่งมีสารประกอบไนโตรเจนออกมา และเมื่อสิ่งมีชีวิตตายลงโปรตีนภายในสิ่งมีชีวิตจะถูกย่อยสลายเปลี่ยนเป็นแอมโมเนียซึ่งพืชสามารถนำไปใช้ในการสร้างโปรตีนได้ ถ้ามีปริมาณมากเกินไป ความต้องการแอมโมเนียจะถูกออกซิไดซ์โดยแบคทีเรียไปเป็นไนเตรทและไนไตรท์ต่อไป ในน้ำผิวดินจะพบไนเตรทในปริมาณน้อยมักต่ำกว่า 1 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนโตรเจน และอย่างสูงไม่เกิน 5 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนโตรเจน แต่สำหรับน้ำใต้ดินอาจมีไนเตรทสูงตั้งแต่ 0 – 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนโตรเจน ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับสภาพภูมิประเทศ นอกจากนี้ไนเตรทเข้าสู่แหล่งน้ำจากการเน่าเปื่อยของสิ่งมีชีวิตแล้ว ยังมาจากปุ๋ยที่ใช้เพื่อการเกษตรกรรมและน้ำเสียอีกด้วย น้ำที่มีปริมาณไนเตรทสูงเกินไปอาจทำให้เด็กทารกเกิดโรค Methemoglobinemia ดังนั้นจึงกำหนดให้น้ำดื่มมีไนเตรทไม่เกิน 40 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนโตรเจน หรือ 10 มิลลิกรัมต่อลิตร ไนเตรท

2.4.2 สารประกอบไนโตรเจนกับระบบบำบัดน้ำเสีย (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

เนื่องจากจุลินทรีย์ต้องการไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารที่สำคัญเช่นเดียวกับพืชและสัตว์อื่นๆ ระบบบำบัดน้ำเสียที่อาศัยจุลินทรีย์เป็นส่วนสำคัญจึงต้องได้รับไนโตรเจนพอเพียง แหล่งไนโตรเจนอาจเป็นสารอินทรีย์ไนโตรเจนหรือแอมโมเนีย หรือทั้งสองอย่างก็ได้ ไนเตรทก็อาจใช้เป็นแหล่งไนโตรเจนได้เช่นกัน อาจมีไนโตรเจนอยู่ในน้ำเสียอย่างเพียงพอ แต่ถ้าไม่เพียงพอหรือไม่มีเลย ก็จำเป็นต้องมีการเติมสารประกอบไนโตรเจนหรือปุ๋ยไนโตรเจน เช่น ยูเรีย KNO_3 เป็นต้น ให้กับระบบบำบัดน้ำเสีย

ความต้องการไนโตรเจนของระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ ขึ้นอยู่กับประเภทของระบบบำบัดและมักเปรียบเทียบกับปริมาณซีโอติของน้ำเสีย เนื่องจากภายในเซลล์แบคทีเรียมีไนโตรเจนประมาณร้อยละ 10.5 และซีโอติ 1 กรัม สามารถสร้างแบคทีเรียได้ถึง 0.5 กรัมหรือเท่ากับสร้างไนโตรเจน

ประมาณ 0.05 กรัม จึงอาจประมาณได้ว่า แแบคทีเรียต้องการไนโตรเจนประมาณร้อยละ 5 ของปริมาณซีโอดีที่เป็นอาหารของแบคทีเรีย ระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้ออกซิเจนมีค่าประมาณร้อยละ 5 ของค่าซีโอดีที่ถูกใช้ไป ถ้าระบบบำบัดน้ำเสียได้รับไนโตรเจนไม่เพียงพอ ความผิดปกติอาจเกิดขึ้นได้ เช่น เกิดโรคสลัดจ์ไม่จมตัว ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียต่ำ น้ำทิ้งสุดท้ายไม่ใส เป็นต้น สำหรับความต้องการไนโตรเจนของระบบบำบัดไม่ใช้ออกซิเจนก็สามารถประมาณได้ด้วยวิธีข้างต้น แแบคทีเรียไม่ใช้ออกซิเจนก็มีร้อยละไนโตรเจนภายในเซลล์เท่ากับของแบคทีเรียแบบใช้ออกซิเจน แต่ค่าyield ของแบคทีเรียแบบไม่ใช้ออกซิเจนสูงเพียงร้อยละ 10-20 ของค่าซีโอดีที่ถูกบริโภค ความต้องการไนโตรเจนของระบบไม่ใช้ออกซิเจนจึงมีค่าประมาณร้อยละ 1-2 ของค่าซีโอดีที่ถูกบริโภคเท่านั้น

2.4.3 สารประกอบไนโตรเจนกับมลพิษน้ำ

สารประกอบไนโตรเจนในน้ำที่มีมากเกินไปก่อปัญหามลพิษทางน้ำได้ 2 ประการคือ ทำให้แหล่งน้ำเน่าเสียเนื่องจากสารประกอบไนโตรเจนส่วนมากมีความต้องการออกซิเจน และทำให้เกิดยูโทรฟิเคชัน (eutrophication) หรือ ปปรากฏการณ์ที่มีแพลงก์ตอนเจริญเติบโตมากเกินไปในน้ำ มีผลทำให้เกิดน้ำเขียวเข้มและเน่าเหม็นในที่สุด

แม้ว่าไนโตรเจนเป็นธาตุอาหารที่จำเป็นสำหรับจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบชีวภาพ แต่ความเข้มข้นของแอมโมเนียที่มากเกินไปเป็น เอ็นไอดี (nitrogen oxygen demand; NOD) ทำให้ต้องเปลืองพลังงานในการเติมอากาศของระบบบำบัดน้ำเสีย ในทางทฤษฎีจะต้องการออกซิเจนประมาณ 4.5 มิลลิกรัมกรัมต่อลิตร ต่อทุกๆ 1 มิลลิกรัมต่อลิตรของแอมโมเนียที่ถูกเปลี่ยนเป็นไนเตรทในปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน ซึ่งเกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำเสีย จะเห็นได้ว่า NOD ต้องการออกซิเจนถึง 4.5 เท่า ในขณะที่ BOD ต้องการออกซิเจนเพียง 1-2 เท่า เท่านั้น

ด้วยเหตุนี้ จึงกล่าวได้ว่าการปล่อยน้ำที่มีสารประกอบไนโตรเจนในรูปแบบต่างๆ ลงไปในแหล่งน้ำ สาธารณะมีผลเสียเกิดขึ้นต่อสิ่งแวดล้อมได้ไม่น้อยกว่าผลเสียที่เกิดจากสารอินทรีย์คาร์บอน ดังนั้นแม้ว่ากฎหมายสิ่งแวดล้อมยังไม่ได้ควบคุมระดับความเข้มข้นของไนโตรเจนอย่างเคร่งครัด ก็ถือว่าเป็นหน้าที่และความรับผิดชอบของผู้ที่เกี่ยวข้องที่ต้องช่วยกันกำจัดปริมาณไนโตรเจนก่อนปล่อยลงสู่สิ่งแวดล้อม (มันสิน ตันฑุลเวศม์ และ มั่นรักษ์ ตันฑุลเวศม์, 2547)

2.5 กระบวนการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียทางชีวภาพ

การสะสมของธาตุอาหาร เช่น ไนโตรเจนและฟอสฟอรัสในแหล่งน้ำธรรมชาติอาจทำให้เกิดปัญหาการเจริญเติบโตอย่างผิดปกติของสาหร่ายและพืชน้ำ นอกจากนั้นการระบายน้ำทิ้งที่มีแอมโมเนียลงไปในลำน้ำจะทำให้เกิดการใช้ออกซิเจนที่มีอยู่ในลำน้ำนั้น โดยมีวิธีการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย ประกอบด้วยวิธีทางกายภาพ เช่น การไล่ก๊าซแอมโมเนีย วิธีทางเคมี เช่น การแลกเปลี่ยนไอออน และวิธีทางชีวภาพ โดยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน – ดีไนตริฟิเคชัน

ตารางที่ 2.5 วิธีการบำบัดน้ำเสียประเภทต่างๆ เพื่อกำจัดไนโตรเจน (Metcalf & Eddy, 2003)

วิธีการบำบัด	สารประกอบไนโตรเจน			รวม
	Organic	$\text{NH}_3 - \text{NH}_4^+$	NO_3^-	
การบำบัดแบบ Conventional				
1. การบำบัดขั้นแรก	10-20	ไม่กำจัด	ไม่กำจัด	5-10
2. การบำบัดขั้นที่สอง	15-50	10	น้อยมาก	10-30
กระบวนการทางชีววิทยา				
1. การย่อยสลายของแบคทีเรีย	ไม่กำจัด	40-70	น้อยมาก	30-70
2. กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน	ไม่กำจัด	ไม่กำจัด	80-90	70-95
3. การย่อยสลายของสาหร่าย	เปลี่ยนเป็น $\text{NH}_3 - \text{NH}_4^+$	เปลี่ยนเป็นเซลล์	เปลี่ยนเป็นเซลล์	50-80
4. กระบวนการไนตริฟิเคชัน	น้อย	เปลี่ยนเป็น NO_3^-	ไม่กำจัด	5-20
5. บ่อเติมอากาศ	เปลี่ยนเป็น $\text{NH}_3 - \text{NH}_4^+$	กำจัดเป็นบางส่วน	กำจัดเป็นบางส่วน	20-90
กระบวนการทางเคมี				
1. Breakpoint Chlorination	ไม่แน่นอน	90-100	ไม่กำจัด	80-95
2. กระบวนการโคแอกกูเลชัน	50-70	น้อยมาก	น้อยมาก	20-30
3. การดูดติดผิวของคาร์บอน	30-50	น้อยมาก	น้อยมาก	10-20
4. การแลกเปลี่ยนไอออนสำหรับแอมโมเนีย	น้อยมาก, ไม่แน่นอน	80-97	ไม่กำจัด	70-95
5. การแลกเปลี่ยนไอออนสำหรับไนเตรท	น้อยมาก	น้อยมาก	75-90	70-90
กระบวนการทางฟิสิกส์				
1. Air Stripping	ไม่กำจัด	60-95	ไม่กำจัด	50-90
2. Electrodialysis	100 ของแวนดอว	30-50	30-50	40-50
3. กระบวนการกรอง	30-95 ของแวนดอว	น้อยมาก	น้อยมาก	20-40
4. Reverse Osmosis	60-90	60-90	60-90	80-90

หมายเหตุ ตัวเลขในตารางแสดงประสิทธิภาพของการกำจัดไนโตรเจน โดยคิดเป็นร้อยละของไนโตรเจนที่เข้าระบบ

จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ตารางที่ 2.6 ข้อดีข้อเสียทางกายภาพและทางเคมีในขบวนการบำบัดไนโตรเจน (Metcalf & Eddy, 2003)

กระบวนการ	ข้อดี	ข้อเสีย
Air Stripping	<ol style="list-style-type: none"> 1. สามารถควบคุมสำหรับเลือกบำบัดแอมโมเนียได้ 2. สามารถใช้ร่วมกับการบำบัดฟอสฟอรัสโดยใช้ปูนขาว 3. สามารถบำบัดไนโตรเจนจนถึงค่ามาตรฐานไนโตรเจนทั้งหมดได้ 4. ไม่ sensitive ต่อสารพิษ 	<ol style="list-style-type: none"> 1. อุณหภูมิมีผลต่อวิธีนี้ 2. เมื่ออุณหภูมิต่ำแอมโมเนียสามารถละลายน้ำได้เพิ่มขึ้น ทำให้ต้องใช้ปริมาณอากาศเพิ่มขึ้น 3. แอมโมเนียอาจเกิดปฏิกิริยากับ SO_2 ทำให้เกิดปัญหามลพิษทางอากาศ 4. ขบวนการนี้ต้องใช้ปูนขาวเพื่อปรับ pH เป็นการเพิ่มต้นทุนและปัญหาการใช้ปูนขาวและการบำรุงรักษา 5. เกิดสะเก็ด carbonate บนภาชนะบรรจุและท่อ 6. เกิดปัญหาเกี่ยวกับเสียงและทิวทัศน์
Breakpoint Chlorination	<ol style="list-style-type: none"> 1. ไม่ไวต่อสารพิษและอุณหภูมิ 2. ต้นทุนต่ำ 3. สามารถนำไปประยุกต์กับวิธีอื่นได้ 	<ol style="list-style-type: none"> 1. เกิด Trihalomethane เป็นผลกระทบต่อคุณภาพน้ำ 2. เติมคลอรีน ทำให้ TDS เพิ่ม 3. ไม่สามารถบำบัดให้ถึงค่ามาตรฐานไนโตรเจนทั้งหมดได้ 4. ต้องควบคุมดูแล pH เพื่อป้องกันไม่ให้เกิดก๊าซ NCl_3 5. ต้องการผู้ควบคุมดูแลที่มีทักษะสูง
Ion Exchange	<ol style="list-style-type: none"> 1. สามารถใช้ในสูบอากาศที่ไม่สามารถบำบัดด้วยกระบวนการทางชีววิทยาได้และที่ต้อการน้ำทิ้งที่ได้มาตรฐาน 2. มีค่า TDS ต่ำ 3. ได้แอมโมเนียที่สามารถนำมาใช้ได้ 4. สามารถบำบัดไนโตรเจนทั้งหมดจนถึงค่ามาตรฐาน 5. ง่ายต่อการควบคุมคุณภาพน้ำ 	<ol style="list-style-type: none"> 1. สารอินทรีย์จากการบำบัดทางชีววิทยาจะไปจับกับเรซิน (เกิดพันธะ) 2. จะต้องมีกรรอกก่อน เพื่อป้องกันการเกิด Headloss ที่มีมากเกินไป จากการสะสมของของแข็ง 3. ปริมาณแคทไอออนชนิดอื่นที่มีค่าสูง จะลดประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนีย 4. การ Regeneration Recovery จะต้องใช้วิธีอื่นเพิ่มเข้าไป (Gas Stripping) 5. ต้นทุนและการดำเนินการสูง 6. น้ำเสียที่ได้จากการคืนสภาพ จะต้องทำการบำบัด 7. ต้องการผู้ควบคุมที่มีทักษะสูง

2.5.1 การกำจัดอินทรีย์คาร์บอนเทียบกับไนโตรเจน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

น้ำเสียชุมชนมีไนโตรเจนในรูปอินทรีย์และแอมโมเนียเป็นส่วนใหญ่ ซึ่งเรียกรวมกันว่า TKN ไนโตรเจนเหล่านี้เป็นของเสียจากเมทาบอลิซึมของโปรตีนในร่างกายมนุษย์ และเมื่อปล่อยระบายรวมออกมาเป็นน้ำเสียจะอยู่ในรูปสารอินทรีย์และแอมโมเนีย ร้อยละ 60 และ 40 ตามลำดับ

ในสภาวะแเอโรบิก แบคทีเรียสามารถใช้ออกซิเจนมาออกซิไดซ์อินทรีย์คาร์บอนให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำ โดยอินทรีย์คาร์บอนเป็นสารให้อิเล็กตรอน ขณะที่ออกซิเจนเป็นสารรับ

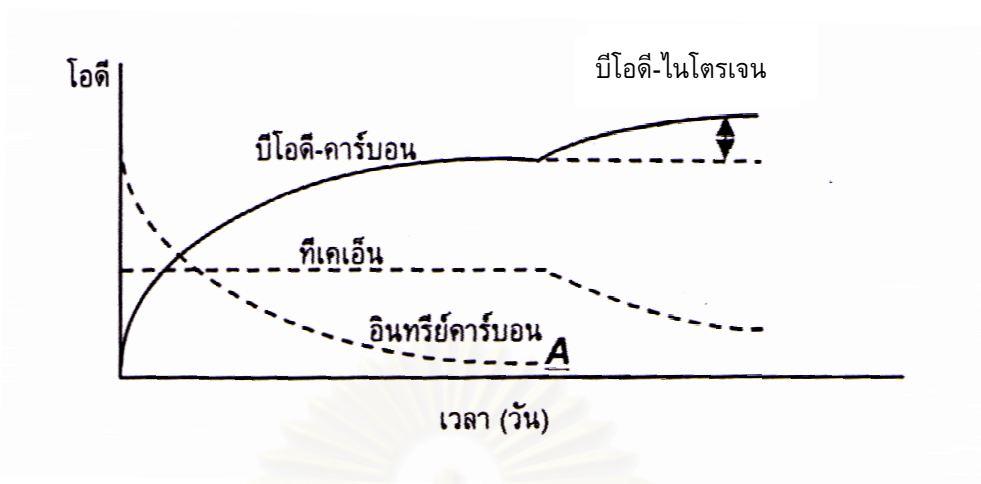
อิเล็กตรอนตัวสุดท้าย แต่สารอินทรีย์ในโตรเจนนั้นต้องผ่านกระบวนการแอมโมนิฟิเคชันเพื่อเปลี่ยนรูปให้เป็นเกลือแอมโมนิเยม ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) หรือ แอมโมนิเยอิสระ (free ammonia, NH_3) เสียก่อน จึงจะถูกออกซิไดซ์โดย nitrifying bacteria หรือ nitrifier ได้ ซึ่งในน้ำเสียปกติแล้วจะมีไนโตรเจนทั้งในรูปของอินทรีย์ไนโตรเจนและแอมโมนิเย ซึ่งทั้งสองรูปนี้จะถูกออกซิไดซ์เป็นไนไตรท์และไนเตรทได้ในสภาวะแอโรบิก โดยให้ออกซิเจนเป็นสารรับอิเล็กตรอนและแอมโมนิเยเป็นสารให้อิเล็กตรอน แต่กระบวนการนี้จะเพียงพอแก่การเปลี่ยนรูปของไนโตรเจนในสภาพรีดิคซ์ไปเป็นไนโตรเจนในสภาพออกซิไดซ์ แต่การกำจัดหรือลดไนโตรเจนยังไม่เกิดขึ้น ยกเว้นเฉพาะไนโตรเจนส่วนที่นำไปสร้างเซลล์แบคทีเรียซึ่งเป็นปริมาณน้อยมาก ในบางกรณีจึงไม่นำส่วนนี้มาคิดรวมในการคำนวณด้วย ทั้งนี้ไนโตรเจนในรูปออกซิไดซ์นี้จะถูกนำไปรีดิคซ์อีกครั้งโดยแบคทีเรียในสภาวะที่มีคาร์บอนเป็นสารให้อิเล็กตรอน ให้นิเตรทกลายเป็นก๊าซไนโตรเจนและถูกปล่อยระบายออกสู่อากาศจึงเป็นการกำจัดไนโตรเจนขึ้นได้

การออกซิไดซ์แอมโมนิเยมให้กลายเป็นไนไตรท์และไนเตรทนั้นทำได้ไม่อย่างตรงไปตรงมาแม้ระบบจะอยู่ในภาวะแอโรบิกและมีค่าดีโอสูงถึง 7-8 มิลลิกรัมต่อลิตรก็ตาม ทั้งนี้เพราะไนโตรเจนแบคทีเรียหรือ nitrifier นั้นเจริญเติบโตสู่คาร์บอนแบคทีเรีย หรือที่เรียกว่าจุลินทรีย์เฮเทอโรโทปแบบธรรมดา (ordinary heterotrophic organisms) ไม่ได้

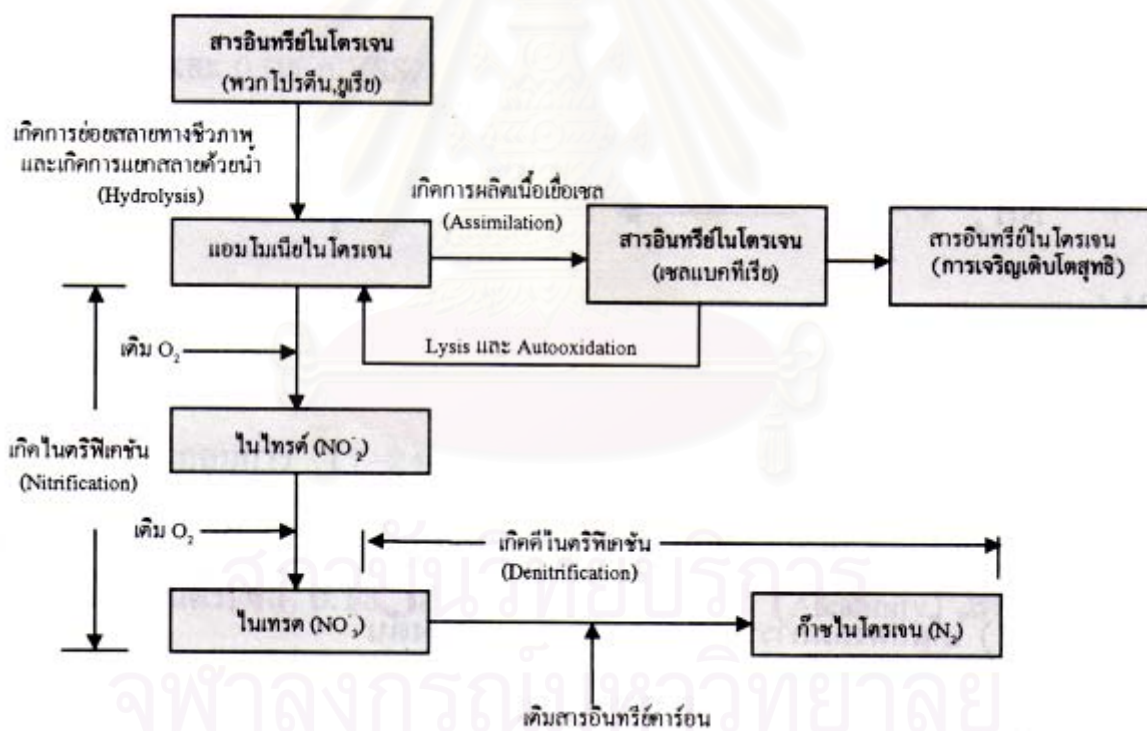
ดังนั้นหากเรานำน้ำเสียชุมชนซึ่งมีทั้งอินทรีย์คาร์บอนและอินทรีย์ไนโตรเจนมาใส่ขวดบีโอดีเจนเต็มและเติมอากาศจนมีออกซิเจนหรือดีโอสูงขึ้นจากนั้นก็ปิดจุกไม่ให้อากาศเข้า และกวนให้เข้ากันโดยใช้เครื่องกวนแบบแม่เหล็ก แล้ววัดค่าดีโอทุกๆ 1-2 ชั่วโมงเราจะได้กราฟที่แสดงค่าดีโอที่ลดลงคือค่าออกซิเจนที่จุลินทรีย์ใช้ไปในการย่อยสลายสารอินทรีย์นั่นเอง กล่าวคือ สารอินทรีย์อาจวัดได้ในรูปของปริมาณออกซิเจนที่จุลินทรีย์ต้องใช้ในการออกซิไดซ์อินทรีย์คาร์บอนให้กลายเป็นคาร์บอนไดออกไซด์และน้ำดังสมการ



อย่างไรก็ตาม ถ้ายี่ระยะเวลาการบ่มต่อไปอีก กราฟที่ได้เป็นดังรูปที่ 2.18 คือ การใช้ออกซิเจนหรือดีโอส่วนใหญ่เกิดจากจุลินทรีย์ชนิดเฮเทอโรโทปแบบธรรมดาซึ่งใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเป็นสารอาหารหลัก ค่าดีโอที่เกิดขึ้นจึงเรียกว่า บีโอดีที่เกิดจากสารคาร์บอน (carbonaceous BOD) ในช่วงดังกล่าวนี้ค่า TKN ไม่ลดลงเลย หรือลดลงเพียงเล็กน้อย ต่อเมื่อสารอินทรีย์คาร์บอนเหลือน้อยลงแล้วค่า TKN จึงจะเริ่มลดลง เนื่องจากเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันโดยแบคทีเรียไนตริไฟเออร์ และค่าดีโอในช่วงนี้จะเป็นค่าความต้องการออกซิเจนโดยไนตริไฟเออร์โดยเฉพาะ ดังนั้นค่าดีโอในช่วงนี้จึงเรียกว่า NOD (nitrogenous oxygen demand) ซึ่งหมายถึงค่าความต้องการออกซิเจนสำหรับไนตริฟิเคชัน ทั้งนี้ค่า TKN ที่ลดลงจะเป็นสัดส่วนกับค่า NOD ที่เพิ่มขึ้น



รูปที่ 2.18 ความต้องการออกซิเจนกับการบำบัดอินทรีย์คาร์บอนและ TKN



รูปที่ 2.19 การเปลี่ยนรูปของสารประกอบไนโตรเจนในระบบบำบัดทางชีวภาพ (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543)

2.5.2 กระบวนการแอมโมนิฟิเคชัน (ammonification) (ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

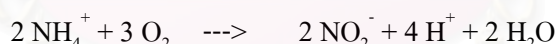
แอมโมนิฟิเคชัน คือ กระบวนการเปลี่ยนรูปสารประกอบอินทรีย์ในโตรเจนไปอยู่ในรูปอนินทรีย์ จึงมีชื่อเรียกอีกอย่างหนึ่งว่า การแปลงเป็นแร่ธาตุในโตรเจนหรือ nitrogen mineralization มีจุลินทรีย์หลายชนิดที่มีบทบาทในขั้นตอนนี้ แอมโมนิฟิเคชันได้โดย ปฏิกิริยาภายนอกเซลล์ที่มีต่อซากสัตว์ ซากพืช และของเสียต่างๆ และการหายใจแบบอนโดจีนัสของเซลล์มีชีวิตและจากซากเซลล์ที่ตายแล้ว ส่วนการย่อยสลายของยูเรียโดยเอนไซม์ก็ปล่อยแอมโมนิฟิเคชันออกมาได้เช่นกัน ทั้งนี้การที่สารประกอบโปรตีนจะแปรรูปเป็นแอมโมนิฟิเคชันได้ ต้องผ่านขั้นตอนแปรรูปเป็นกรดอะมิโนก่อน แล้วจึงถูกดอเอมีน (deamination) เป็นแอมโมนิฟิเคชันต่อไป



2.5.3 กระบวนการไนตริฟิเคชัน (nitrification)

กระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นกระบวนการออกซิเดชันที่เกิดขึ้นทางชีววิทยา เพื่อทำการเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแอมโมนิฟิเคชันให้กลายเป็นไนเตรท ซึ่งปฏิกิริยานี้เกิดจากจุลินทรีย์ชนิดไนตริฟายอิง (Nitrifying) โดยจะประกอบด้วยขั้นตอน 2 ขั้นตอนคือ ขั้นตอนแรกจะเปลี่ยนแอมโมนิฟิเคชันให้อยู่ในรูปไนไตรท์ โดยอาศัยจุลินทรีย์ไนโตรโซโมนาส (Nitrosomonas) ส่วนขั้นตอนที่สองจะเปลี่ยนไนไตรท์ให้เป็นไนเตรทโดยอาศัยจุลินทรีย์ชนิดไนโตรแบคเตอร์ (Nitrobacter) ดังสมการ

ไนโตรโซโมนาส :



ไนโตรแบคเตอร์ :



ปฏิกิริยารวม :



แต่แอมโมนิฟิเคชันบางส่วนจะถูกนำไปสังเคราะห์หรือสร้างเซลล์จุลินทรีย์ใหม่ ดังสมการ

ปฏิกิริยาการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ :



ปฏิกิริยารวมของการเกิดออกซิเดชันและการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ :



พบว่าปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการออกซิไดซ์แอมโมเนียไปเป็นไนเตรทเท่ากับ $4.3 \text{ mg O}_2/\text{mg NH}_4^+-\text{N}$ ซึ่งมีค่าใกล้เคียงกับค่า 4.57 ที่ได้จากการคำนวณ โดยค่า 4.57 นี้ได้จากการสมการไนโตรแบคเตอร์ โดยจะไม่พิจารณาถึงการสร้างเซลล์จุลินทรีย์ (เกรียงศักดิ์ อุคมสิน โรจน์, 2543)

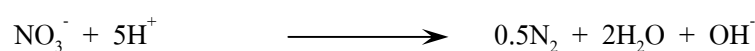
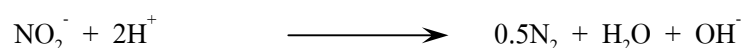
การออกซิไดซ์แอมโมเนียไนโตรเจนและไนเตรท ต้องใช้ออกซิเจน $4.6 \text{ kg}/\text{NH}_4^+ 1 \text{ kg}$ นอกจากนี้ปฏิกิริยาไนตริเฟเคชันจะมี H^+ เกิดขึ้น จึงจำเป็นต้องเติมด่างเพื่อรักษาค่า pH ภายในถังบำบัดให้มีค่าเหมาะสม ในทางกลับกันการรีดิวซ์ไนไตรท์และไนเตรท จะต้องใช้ H^+ และเกิดเมทานอล กรดอะเซติก หรือใช้สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย สารอินทรีย์จะทำหน้าที่เป็นแหล่งคาร์บอนในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และถูกใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ของแบคทีเรีย (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2545)

2.5.4 กระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (denitrification)

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเป็นขั้นตอนที่ 2 ของกระบวนการกำจัดไนโตรเจนทางชีววิทยา ซึ่งกระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเป็นการเปลี่ยนไนเตรทให้เป็นก๊าซไนโตรเจน โดยจะเกิดขึ้นที่สภาวะที่ไม่มีออกซิเจนแต่สามารถนำออกซิเจนจากแหล่งอื่นมาใช้คือ ไนเตรท ไนไตรท์ หรือแม้กระทั่งซัลเฟต โดยอาศัยจุลินทรีย์ชนิดดีไนตริฟายอิง โดยเริ่มแรกจะทำการเปลี่ยนไนเตรทให้เป็นไนไตรท์ ซึ่งในขั้นต่อมาจะผลิตไนตริกออกไซด์ ไนตรัสออกไซด์ และก๊าซไนโตรเจนออกมาแล้วปล่อยสู่บรรยากาศ โดยไนเตรทจะเป็นตัวรับอิเล็กตรอนมีสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอน สามารถจำแนกปฏิกิริยานี้ได้เป็น 2 ชนิดคือ “substrate nitrate denitrification” คือสารอินทรีย์คาร์บอนที่เป็นตัวให้อิเล็กตรอนมาจากแหล่งใดก็ได้ที่ไม่ใช่มาจากคาร์บอนในเซลล์ของจุลินทรีย์ โดยสารอินทรีย์คาร์บอนอาจเป็น ซีโอดี บีโอดี ที่มีอยู่ในน้ำเสีย หรือเป็นสารเคมีที่เติมลงไปก็ได้ ซึ่งชนิดนี้เป็นรูปแบบการเจริญเติบโตของเซลล์จุลินทรีย์แบบปกติ อีกชนิดหนึ่งก็คือ “endogenous nitrate denitrification” กรณีนี้จะเกิดขึ้นเมื่อไม่มีแหล่งคาร์บอนจากภายนอก จุลินทรีย์จะใช้แหล่งคาร์บอนภายในเซลล์ของตน ปฏิกิริยานี้จึงเสมือนว่าเป็นการย่อยตัวเอง



ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน



เมื่อความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำมีค่ามากกว่า 0.5 mg/l จะยับยั้งเอนไซม์ของระบบดีไนตริฟิเคชัน ค่าความเข้มข้นออกซิเจนละลายน้ำที่เหมาะสมควรอยู่ในช่วง $0.1 - 0.2 \text{ mg/l}$ ค่า pH ที่เหมาะสมจะอยู่ในช่วง $7.0 - 8.0$ แต่อย่างไรก็ตามค่าความเป็นด่างที่ผลิตออกมาในช่วงที่เกิด

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันก็เป็นผลทำให้ค่า pH มีค่าสูงขึ้น อุณหภูมิก็มีผลต่อปฏิกิริยาอย่างมากซึ่งไม่ควรมีค่าต่ำกว่า 5 องศาเซลเซียส และควรมีอัตราการไหลในระบบต่ำ (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

ตารางที่ 2.7 วิธีการบำบัดไนโตรเจนโดยวิธีทางชีวภาพ

ประเภทของไนโตรเจน	จุดมุ่งหมายและวิธีการบำบัดไนโตรเจน		
	เพื่อเปลี่ยนรูป	เพื่อกำจัดไนโตรเจน	เพื่อสร้างเซลล์
Organic Nitrogen	ammonification	-	-
Ammonia	nitrification	-	assimilation
Nitrite	nitrification	denitrification	-
Nitrate	-	denitrification	assimilation

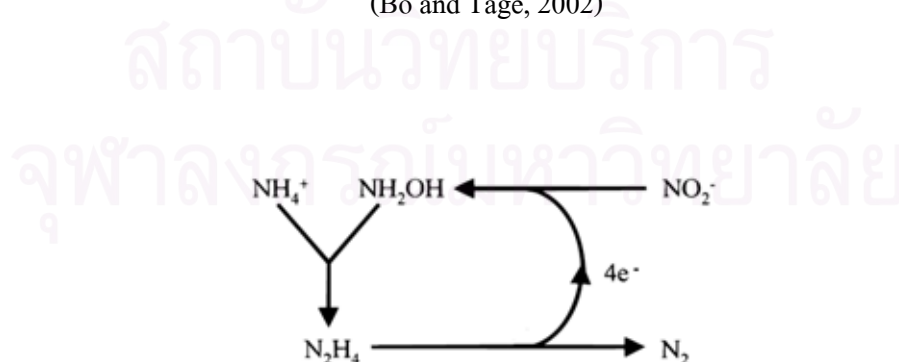
ที่มา: มั่นสิน ตันทุลเวศม์ และ มั่นรักษ์ ตันทุลเวศม์, 2547

2.6 กระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียม ออกซิเดชัน (anaerobic ammonium oxidation; anammox)

กระบวนการ anaerobic ammonium oxidation หรือ anammox เป็นกระบวนการที่เปลี่ยนแอมโมเนียมและไนไตรท์ให้เป็นก๊าซไนโตรเจนได้โดยตรงภายใต้สภาวะที่ไม่มีออกซิเจน โดยใช้ไนไตรท์เป็นตัวรับอิเล็กตรอนแทนออกซิเจน (Marc et al., 1999) โดยมีสมการการเกิดปฏิกิริยาอย่างง่ายดังนี้

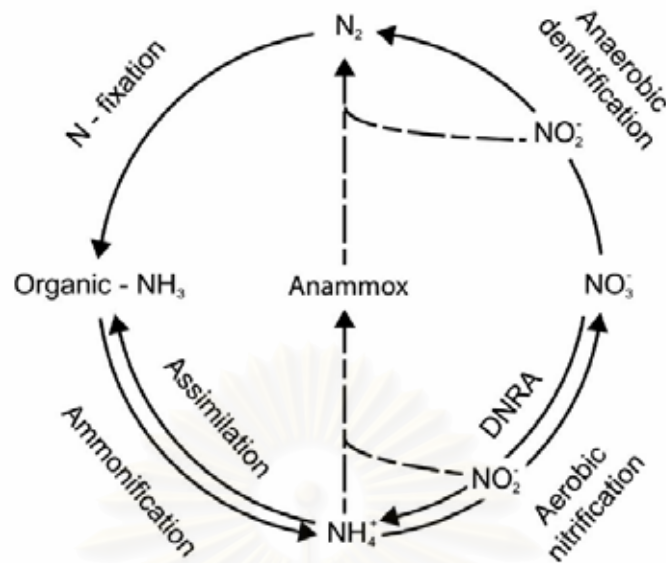


(Bo and Tage, 2002)



รูปที่ 2.20 กลไกการเกิดปฏิกิริยา anaerobic ammonium oxidation

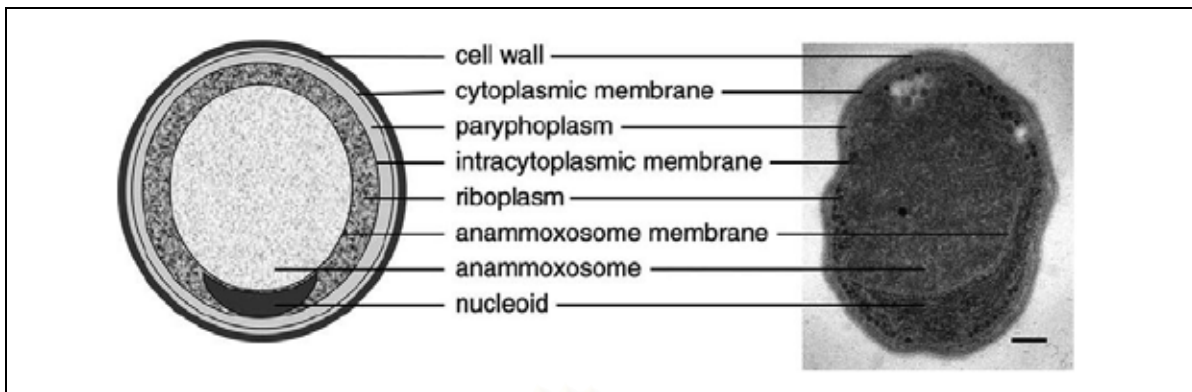
(Jos et al., 2000)



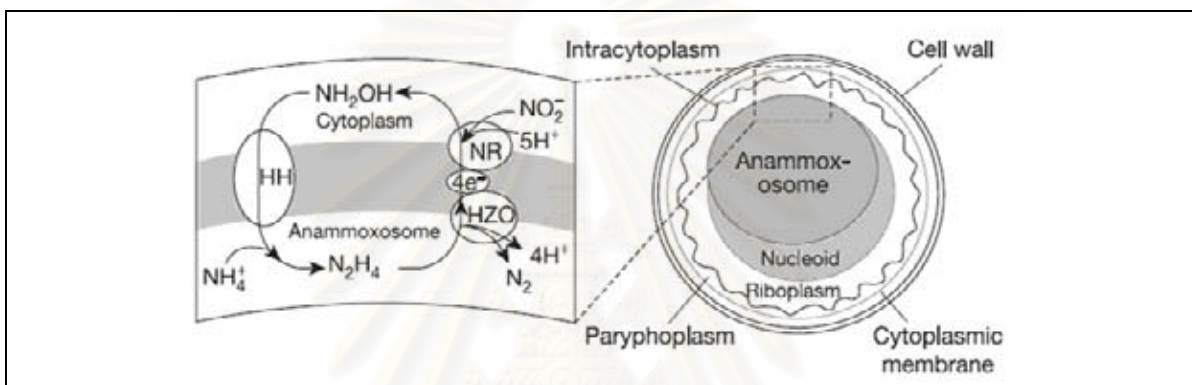
รูปที่ 2.21 วัฏจักรไนโตรเจน และ กระบวนการ Anammox (Mark et al., 2003)

โดยแบคทีเรียจะทำให้เกิดปฏิกิริยา anammox เกิดขึ้นในออร์แกเนลพิเศษที่ค้นพบในพวกแบคทีเรียชนิดนี้ที่เรียกว่า anammoxosome ซึ่งมี hydrazine ถูกสร้างขึ้นเป็นสารกลางในการขับเคลื่อนปฏิกิริยา anammox (Didem et al, 2004) โดยแอมโมเนียจะทำปฏิกิริยากับ hydroxylamine เปลี่ยนไปเป็น hydrazine ผ่าน cytoplasm membrane โดย membrane-bound enzyme และ hydrazine จะเข้าสู่การถ่ายทอดอิเล็กตรอนร่วมกับไนไตรท์ ทำให้เกิด hydroxylamine เข้าไปใช้ในเซลล์ และปลดปล่อยก๊าซไนโตรเจนออกมานอกเซลล์ (Rick and Stuart, 2001)

ซึ่งนำมาใช้ประโยชน์ในการบำบัดน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมต่างๆ ที่ปล่อยของเสียที่มีแอมโมเนียเป็นส่วนประกอบหลักเป็นจำนวนมาก ซึ่งปกติจะอาศัยแบคทีเรียตามวัฏจักรไนโตรเจนในการบำบัด โดยกระบวนการนี้ต้องใช้ออกซิเจนจำนวนมาก ต้องใช้เครื่องมือในการให้ออกซิเจนแบคทีเรียบางชนิดต้องอาศัยพลังงานจากเมธานอล กระบวนการทั้งหมดมีราคาสูง ใช้พื้นที่มาก และเป็นอันตรายต่อสิ่งแวดล้อม ด้วยเหตุผลดังกล่าว Anammox มีข้อดี คือ แบคทีเรียจะใช้แอมโมเนียเป็นพลังงาน ไม่ต้องการออกซิเจน และเมื่อเปรียบเทียบกับวิธีเดิมแล้วจะช่วยให้ประหยัดต้นทุนไปได้ถึงร้อยละ 90 ดังนั้นจึงเป็นไปได้ว่า anammox จะมีบทบาทสำคัญในการบำบัดน้ำเสียต่อไป (Didem et al, 2004)



รูปที่ 2.22 ภาพตัดขวางแสดงส่วนประกอบของ Anammox bacteria (Laura et al., 2004)



รูปที่ 2.23 กระบวนการ Anammox ในกลุ่มแบคทีเรีย Anammox (Rick and Stuart, 2001)

หมายเหตุ: HH; hydrazine hydrolase, HZO; hydrazine oxidizing enzyme, NR; nitrite reducing enzyme

โดยกลุ่มของแบคทีเรียที่สำคัญของกระบวนการนี้ก็คือ Planctomycetes โดยแบคทีเรียที่ค้นพบพวกแรก ชื่อ *Candidatus "Brocadia anammoxidans"* จากการสำรวจในโรงบำบัดน้ำเสียต่างๆ ยังปรากฏกลุ่มแบคทีเรีย anammox ที่แตกต่างกันออกไป จากการทดลองสามารถแบ่งออกได้อีก 3 สายพันธุ์ ดังนี้ *Candidatus "Kuenenia stuttgartiensis"*, *Candidatus "Scalindua wagneri"* และ *Candidatus "Scalindua brodae"* และสุดท้าย *Candidatus "Scalindua sorokinii"* ถูกค้นพบบริเวณไม่มีออกซิเจนในทะเลดำ (Black sea) และทำให้เกิดวัฏจักรไนโตรเจนในทะเลถึงร้อยละ 50 (Boran et al., 2004)

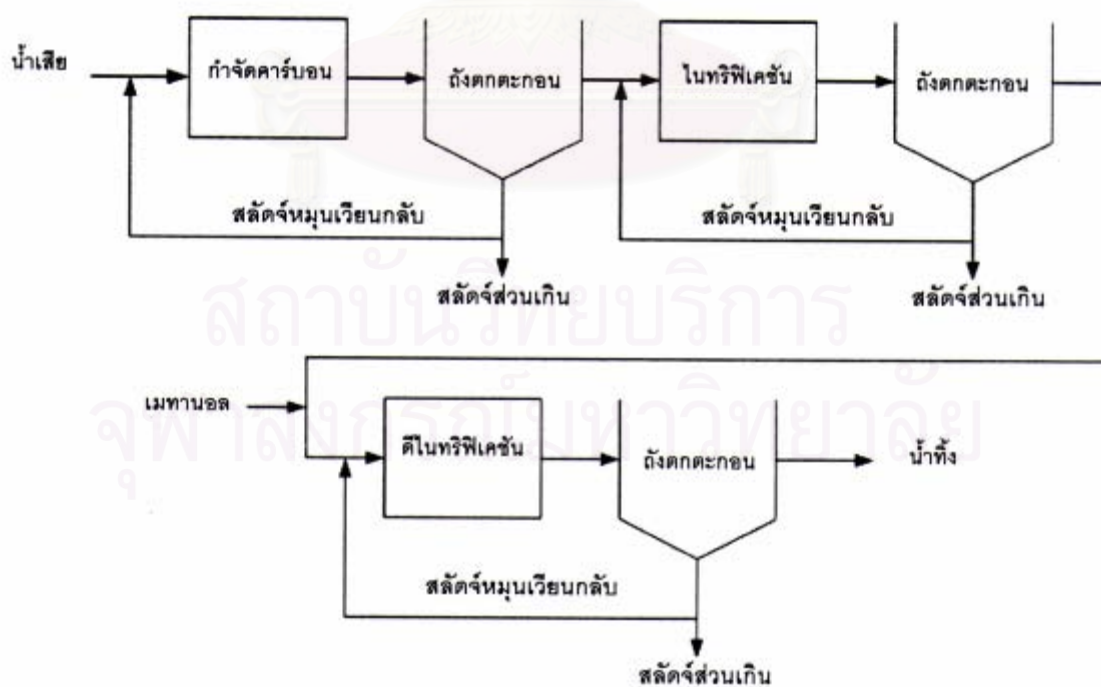
2.7 ระบบบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสีย (ชงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

ไนโตรเจนแบคทีเรียซึ่งเจริญเติบโตช้ากว่าแบคทีเรียที่ใช้อินทรีย์คาร์บอนเป็นสารอาหาร ดังนั้นจึงต้องกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนออกจากระบบเสียก่อน โดยไนโตรเจนในรูปรีดิวซ์จะถูกออกซิไดซ์ภายใต้สภาวะแอโรบิกไปเป็นไนไตรท์และไนเตรทตามลำดับได้ต่อเมื่อไนโตรเจนมาอยู่ในรูปไนเตรทหรือไนไตรท์แล้วเท่านั้น ไนโตรเจนนี้จะถูกแบคทีเรียรีดิวซ์ไปเป็นก๊าซไนโตรเจนหรือก๊าซอื่นๆ ออก

จากระบบได้ กระบวนการนี้มีชื่อเรียกว่าดีโนทริฟิเคชัน และเมื่อถึงจุดนั้นแล้วเท่านั้นจึงเกิดเป็นไนเตรท การกำจัดไนโตรเจนก็ถือว่ายังไม่เกิด

2.7.1 ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบสามสลัดจ์

กระบวนการบำบัดไนโตรเจนชนิดนี้จะแยกการเพาะเชื้อออกเป็น 3 ขั้นตอน คือ เพาะเลี้ยงเชื้อไฮโทรทروفสำหรับการกำจัดอินทรีย์คาร์บอนเป็นลำดับแรก เลี้ยงเชื้อไฮโทรทروفมาทำหน้าที่ดีโนทริฟิเคชันเป็นลำดับถัดมา และเพาะเลี้ยงเชื้อไฮโทรทروفอีกครั้งเพื่อทำหน้าที่ดีโนทริฟิเคชันเป็นลำดับสุดท้าย ระบบนี้มีชื่อเรียกว่า “ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบสามสลัดจ์” ซึ่งเห็นได้ว่าในระบบนี้ต้องมีถังปฏิกริยาสามใบ และถังตกตะกอนหรือถังทำไสสามชุด ทำหน้าที่ให้สลัดจ์แต่ละชนิดจมตัวลงและเวียนกลับไปยังถังปฏิกริยาแต่ละใบ เพื่อแยกสลัดจ์ทั้งสามชนิดออกจากกัน ทำให้งบลงทุนก่อสร้างสูงกว่าระบบปกติอย่างมาก หนึ่งในถังใบที่หนึ่งและใบที่สองเป็นการหายใจแบบแอโรบิก จึงต้องมีการเติมอากาศอย่างเพียงพอ ส่วนในถังสุดท้ายซึ่งให้ปฏิกริยาดีโนทริฟิเคชันเกิดขึ้นก็ไม่จำเป็นต้องมีการเติมอากาศ แต่ต้องมีการควบคุมที่มีประสิทธิภาพ นอกจากนี้น้ำไสที่ออกจากถังน้ำไสของขั้นตอนที่สองไม่มีอินทรีย์คาร์บอนที่ย่อยสลายได้ทางชีวภาพอยู่เลย ถึงมีก็น้อยมาก จึงต้องมีการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนจากภายนอกเข้าระบบ ทำให้สิ้นเปลืองค่าดำเนินการเพิ่มขึ้นอีก ดังนั้นแม้ว่าระบบนี้จะถูกต้องตรงตามทฤษฎีมากที่สุดและมีความคล่องตัวในการใช้งานมากอย่างไรก็ตาม ก็ไม่เป็นที่นิยมใช้งานกันอีกต่อไปในปัจจุบัน



รูปที่ 2.24 กระบวนการบำบัดไนโตรเจนแบบสามสลัดจ์ (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2545)

2.7.2 ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบสองสลัดจ์

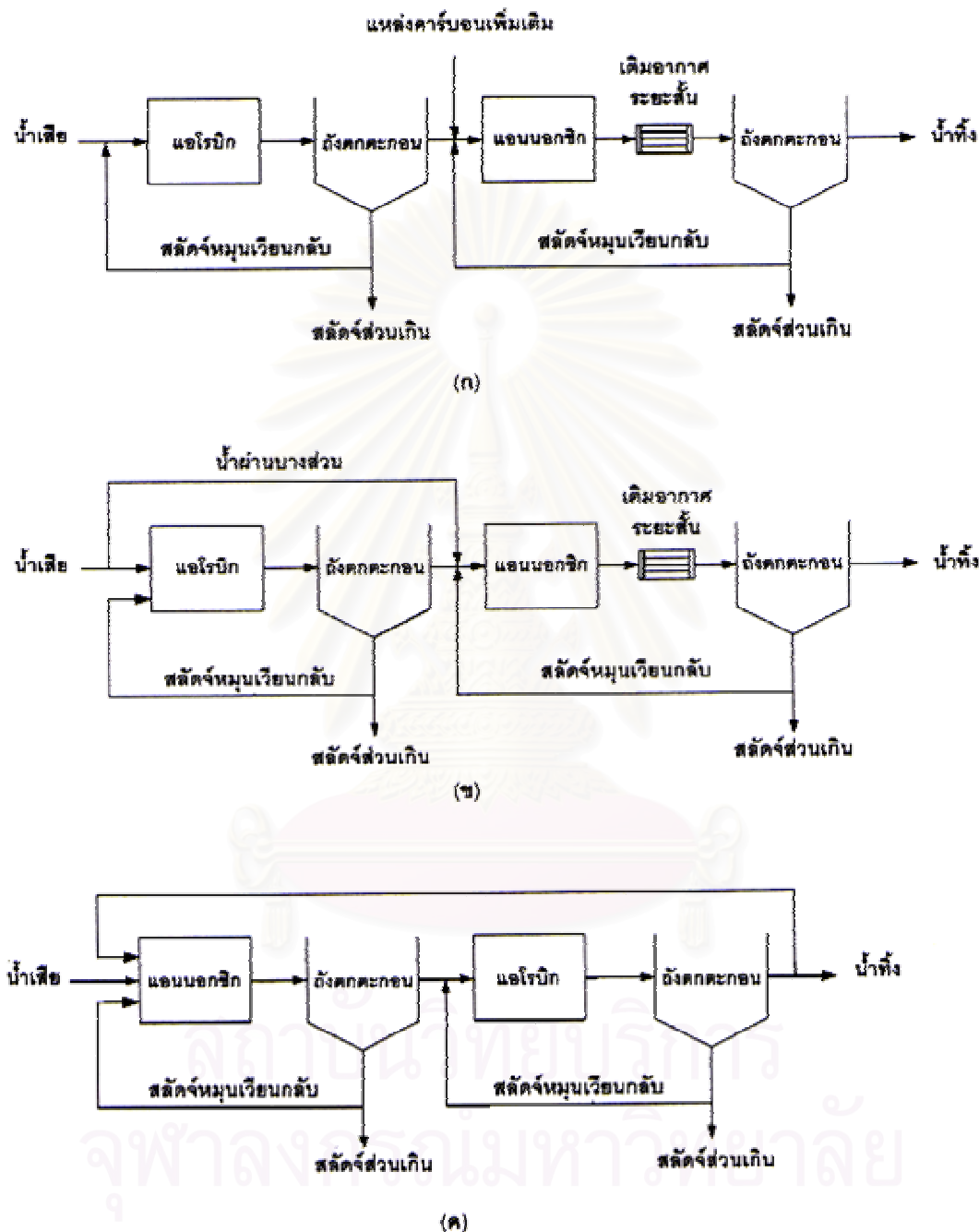
เนื่องจากขั้นตอนแบบสามสลัดจ์ในถังที่ 1 และ 2 เป็นขั้นตอนแอโรบิกทั้งหมด การรวมเอาสองถังปฏิกริยาไว้ด้วยกันจะประหยัดค่าก่อสร้างและอุปกรณ์ในการเติมอากาศลงได้ ซึ่งในแง่ชีวเคมีแล้วก็ทำได้ด้วยเช่นกันเพราะเฮเทอโรโทรฟและออโตโทรฟในสองขั้นตอนดังกล่าวนี้ใช้แหล่งคาร์บอนต่างชนิดกัน จึงไม่เกิดการแย่งอาหารกันและกัน จึงสามารถอาศัยอยู่ร่วมกันได้ ทรานส์เฮเทอโรโทรฟมีมากพอจนลดความเข้มข้นของอินทรีย์คาร์บอนลงมาในระดับที่เฮเทอโรโทรฟมีอัตราโตช้าลง และจนออโตโทรฟสามารถใช้แอมโมเนียเป็นแหล่งพลังงานมาเติบโตในอัตราที่ไม่ช้าเกินไปจนถูกล้างไล่ออกจากระบบ ทั้งนี้ออกซิเจนละลายน้ำต้องมีมากพอด้วย มิฉะนั้นจะเกิดการแย่งการใช้ออกซิเจนเกิดขึ้นในระบบได้ ดังนั้นในกระบวนการนี้จึงมีข้อแม้ว่าต้องออกแบบให้มีอายุสลัดจ์นานมากจนเพียงพอที่จะเกิดไนตริไฟเออร์ขึ้นในระบบได้ และต้องมีเครื่องเติมอากาศที่ใหญ่ในการเติมอากาศให้เพียงพอ

ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบนี้เรียกว่า “ระบบสองสลัดจ์” เพราะมีการเพาะเลี้ยงเชื้อแยกออกเป็นสองชุด โดยมีถังปฏิกริยารวมถึงทำไสเป็นสองชุด ในลักษณะแรกถังเติมอากาศทำหน้าที่ออกซิไดซ์ทั้งคาร์บอนและไนโตรเจน จากนั้นน้ำทิ้งที่ออกจากถังชุดแรกและมีไนเตรทสูงจะถูกส่งไปยังถังปฏิกริยาชุดที่สองซึ่งเป็นเพียงถังกวนผสมและไม่มีการเติมอากาศ แต่มีการเติมอินทรีย์คาร์บอนจากแหล่งภายนอก ให้ไนโตรเจนแบคทีเรียซึ่งเป็นเฮเทอโรโทรฟทำงานในถังแอนอ็อกซิกเพื่อลดรูปไนเตรทเป็นก๊าซไนโตรเจนต่อไป สลัดจ์ส่วนเกินที่ได้จากระบบนี้มีอยู่สองจุดได้แก่ สลัดจ์ผสม (เฮเทอโรโทรฟ+ ออโตโทรฟ) จากถังแรกและสลัดจ์เฮเทอโรโทรฟจากถังที่สองและเนื่องจากการกำจัดไนโตรเจนเกิดขึ้นทีหลังจากการเติมอากาศ จึงเรียกระบบนี้ว่า “Post DN” ซึ่งในระบบนี้มีถังเติมอากาศ (post aeration) ใบเล็ก ๆ อยู่ต่อท้ายถังแอนอ็อกซิก ทั้งนี้ก็เพื่อไล่ก๊าซไนโตรเจนออกจากน้ำไม่ให้ไปพองสลัดจ์ไว้ ซึ่งเป็นการรบกวนการจมตัวของสลัดจ์ ทำให้น้ำทิ้งออกไปขุ่นได้ และเพื่อเป็นการเติมอากาศให้น้ำทิ้งมีค่าดีไออยู่ในระดับที่ยอมรับได้ไปพร้อมๆ กันด้วย

อย่างไรก็ตาม หากมีไนโตรเจนในระบบเท่ากับ 40 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร และต้องการไนตริไฟด์ไปทั้งหมดก็ต้องใช้สมมูลออกซิเจนเท่ากับ $[(3 \times 16) / 14] \times 40 = 137$ มิลลิกรัมต่อลิตร โดยในการดีไนตริไฟเคชันนั้นต้องใช้บีโอดีประมาณ 1.5 เท่าของสมมูลออกซิเจน หรือ กรัม ดังนั้นต้องใช้เมธานอลถึงในกรณีนี้คือ ประมาณ 200 มิลลิกรัมบีโอดีต่อลิตร แต่หนึ่งกรัมของเมธานอลถือเป็นบีโอดีได้เพียง 0.7 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งนั่นหมายถึงค่าใช้จ่ายที่มากขึ้น จึงได้มีการประยุกต์โดยนำเอาสารอินทรีย์ในน้ำเสียซึ่งไม่มีค่าใช้จ่ายมาเป็นแหล่งคาร์บอนแทนเมธานอล วิธีนี้สามารถประหยัดค่าสารเคมีได้ แต่คุณภาพน้ำทิ้งก็อาจไม่ดีเท่ากรณีใช้เมธานอล เพราะหากป้อนน้ำเสียเข้ามามากเกินไปแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำออกจะสูง แต่หากป้อนน้อยเกินไปอินทรีย์คาร์บอนอาจไม่พอดีไนตริไฟเคชันเกิดได้ไม่สมบูรณ์ น้ำออกก็กลับมีไนเตรทสูงได้ วิธีนี้ก็เป็น “Post DN” เช่นเดียวกับชนิดแรก

ในส่วนองระบบดีไนตริไฟเคชันเกิดก่อน (Pre DN) คือการจัดวางระบบให้มีชุดแอนอ็อกซิกก่อนชุดแอโรบิก และเวียนเอาไนเตรทจากน้ำออกชุดแอโรบิกกลับมาที่ถังแอนอ็อกซิก ในกรณีเช่นนี้ระบบจะ

ไม่มีปัญหาคาร์บอนไม่พอสำหรับการดีไนตริฟิเคชัน และคาร์บอนบางส่วนที่ถูกใช้ไปในดีไนตริฟิเคชันนั้นทำให้มีสารอินทรีย์หลงเหลือไปยังถังแอโรบิกลดลง ขนาดของถังและอุปกรณ์เติมอากาศจึงลดลงได้ด้วย อย่างไรก็ตามน้ำออกสุดท้ายสำหรับกระบวนการนี้มีไนเตรทค่อนข้างสูง



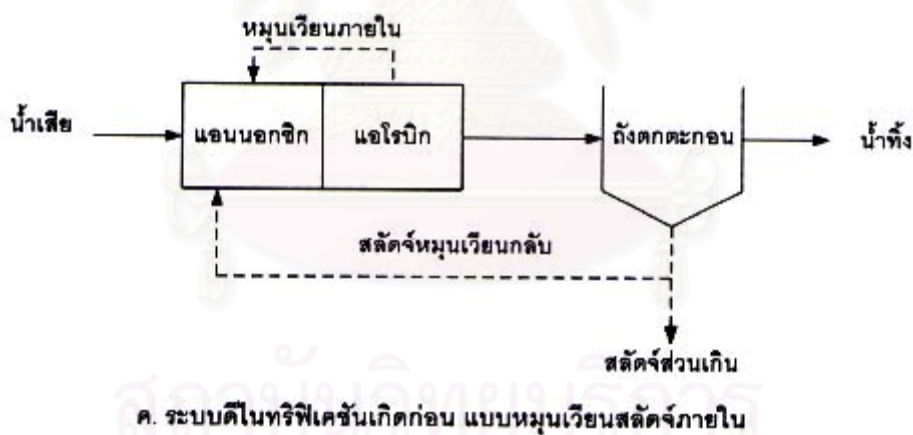
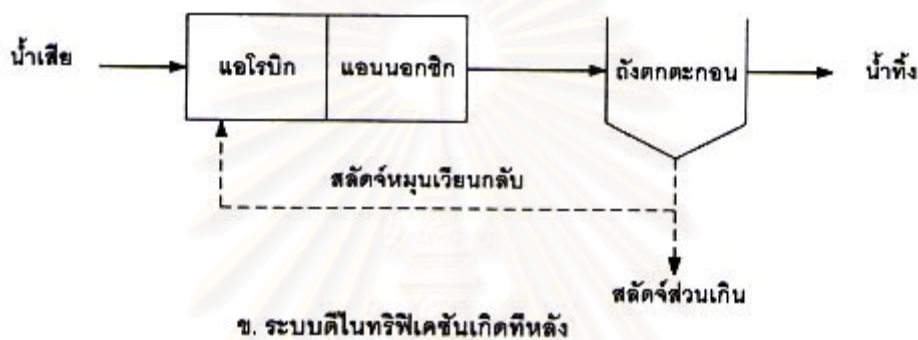
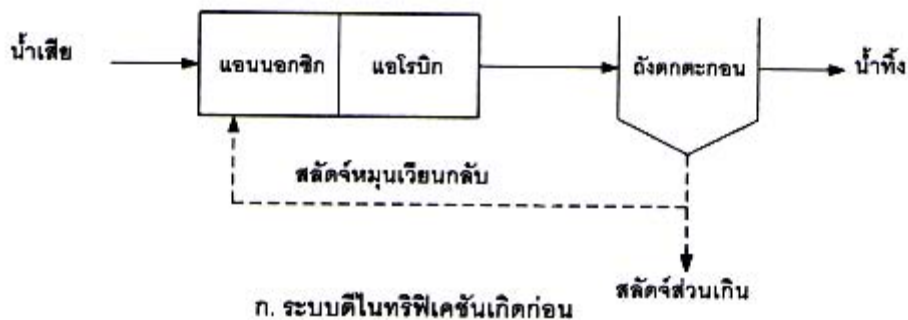
- ก) ดีไนตริฟิเคชันเกิดที่หลังแบบใช้สารอินทรีย์จากภายนอก
- ข) ดีไนตริฟิเคชันเกิดที่หลังแบบใช้สารอินทรีย์จากน้ำเสีย
- ค) ดีไนตริฟิเคชันเกิดก่อน พร้อมหมุนเวียนภายใน

รูปที่ 2.25 กระบวนการบำบัดไนโตรเจนแบบสองสลัดจ์ (กระทรวงอุตสาหกรรม, 2545)

2.7.3 ระบบบำบัดไนโตรเจนแบบสลัดจ์เดี่ยว

ระบบสลัดจ์เดี่ยวเสนอโดย Wurhmann ในปี ค.ศ. 1954 จึงเรียกระบบนี้ว่าเป็นกระบวนการเวอร์แมนน์ หรือ “กระบวนการโพสท์-ดีเอ็นแบบสลัดจ์เดี่ยว” เพราะมีถังน้ำใสเพียงชุดเดียวและมีส่วนแอนอกซิกอยู่หลังส่วนแอโรบิก จึงเป็นแบบ “Post DN” ในวิธีการนี้ไม่มีการเติมคาร์บอนจากภายนอก จุลินทรีย์กลุ่ม denitrifying bacteria ในถังแอนอกซิกต้องอาศัยคาร์บอนในน้ำเสียที่เหลือมาจากขั้นตอนแรกหรือไม่ก็ต้องอาศัยคาร์บอนจากการสลายตัวของจุลินทรีย์เอง ในกรณีแรกที่ระบบมีอายุสลัดจ์ไม่สูง การลดหรือกำจัดคาร์บอนยังไม่สมบูรณ์นัก ไนตริฟิเคชันจึงอาจไม่สมบูรณ์ไปด้วย น้ำทิ้งสุดท้ายจึงมีค่า TKN สูงได้ ในทางตรงกันข้ามหากระบบมีอายุสลัดจ์นานและอินทรีย์คาร์บอนถูกใช้ไปจนหมดเกิดไนตริฟิเคชันได้ดีกว่า แต่เมื่อ denitrifying bacteria ต้องอาศัยคาร์บอนจากการสลายตัวของจุลินทรีย์ซึ่งมีอัตราและประสิทธิภาพต่ำ น้ำออกก็มีไนเตรทออกไปสูงได้ การเดินระบบให้ได้ผลหรือให้กำจัดทั้งคาร์บอนและไนโตรเจนได้สูงพร้อมๆ กันจึงทำได้ยาก เท่าที่มีรายงานจากการทดลองพบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดอยู่ในช่วงร้อยละ 29-89

ระบบสลัดจ์เดี่ยวอีกแบบหนึ่งคือ “กระบวนการแอลอี” ซึ่งเอาถังปฏิกริยาทั้งสองของกระบวนการเวอร์แมนน์ มาวางสลับตำแหน่งกัน จึงเรียกระบบนี้ว่า ระบบพี-ดีเอ็น ข้อดีของระบบนี้คือมีการนำเอาน้ำเสียมาเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับ denitrifying bacteria แต่ถ้าถังแรกคือถังแอนอกซิกมีขนาดเล็กเกินไปดีไนตริฟิเคชันเกิดได้ไม่สมบูรณ์ น้ำออกก็มีไนเตรทสูงได้ ต่อมาได้มีการพัฒนาระบบสลัดจ์เดี่ยวแบบแอลอีไปเป็นแบบแอลอีคัดแปร หรือ “ระบบเอ็มแอลดี” โดยมีการหมุนเวียนเอ็มแอลภายในจากถังแอโรบิกกลับไปถังแอนอกซิก ทำให้มีการเวียนเอาไนเตรทกลับไปถูกดีไนตริฟายด์ในถังแอนอกซิกได้มากขึ้น การกำจัดไนโตรเจนจึงสมบูรณ์มากขึ้นน้ำทิ้งมีค่าไนโตรเจนทั้งหมดลดลง ทั้งนี้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนขึ้นอยู่กับค่าเวียนเอ็มแอลกลับภายในด้วย นอกจากนี้ถังแอนอกซิกนี้ได้รับคาร์บอนจากน้ำเสียโดยตรง ซึ่งอาจมีซีโอดีอยู่มาก ดีไนตริฟิเคชันเป็นไปได้สูงและเร็ว ถังแอนอกซิกจึงลดขนาดลงได้ ระบบนี้มีข้อดีอย่างอื่นอีก เช่น นำสภาพต่างกันมาได้ในตัว ลดปริมาณความต้องการการเติมอากาศลงและสลัดจ์จมตัวดีขึ้น แต่น้ำออกจากระบบนี้มักมีไนเตรทมาก คือ ประมาณ 5-7 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร จึงควรมีระบบดีไนตริฟิเคชันหรือแอนอกซิกขนาดเล็กตามหลังอีกที



รูปที่ 2.26 กระบวนการบำบัดไนโตรเจนแบบสลัดจ์เดี่ยว
(กระทรวงอุตสาหกรรม, 2545)

2.7.4 ระบบบาร์เดนโฟ

ระบบนี้เป็นระบบที่จดสิทธิบัตร โดยวิศวกรวิจัยของอาฟริกาใต้ มีอยู่ 4 ถัง ได้แก่ ถังแอนนออกซิก 1 แอโรบิก 1 แอนนออกซิก 2 และ แอโรบิก 2 ตามลำดับ รวมทั้งมีการเสียดภายในของเอ็มแอลจากถังแอโรบิก 1 กลับไปยังถังแอนนออกซิก 1 ด้วย อัตราการเวียนกลับนี้อาจสูงถึง 4-6 เท่าของอัตราไหลของน้ำเสีย น้ำที่ออกจากถังแอโรบิก 1 ยังมีไนเตรทอยู่ในเตรทนี้จะถูกดีไนตริไฟต์ที่ต้องอาศัยคาร์บอนจาก

การสลายตัวของจุลินทรีย์ในระบบแอนนออกซิก 2 การกำจัดไนโตรเจนจึงทำให้ได้สมบูรณ์กว่าแบบแอลอีหรือเอ็มแอลอี ส่วนถังแอโรบิก 2 เป็นถังขนาดเล็ก มีไว้เพื่อไล่ก๊าซไนโตรเจนออกจากเอ็มแอลและให้น้ำออกมีดีไอสูงๆ โดยภาพรวมแล้วระบบนี้สามารถผลิตน้ำออกให้มีไนโตรเจนทั้งหมดต่ำถึง 2-4 มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตรได้ ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับอัตราส่วนของไนโตรเจนต่อคาร์บอนในน้ำเสียที่เข้าระบบ รายงานว่าค่าอัตราส่วนของ TKN ต่อ COD ต้องไม่มากกว่า 0.08 (หรือซีไอคือไนโตรเจน ไม่น้อยกว่า 12.5) ดีไนริฟิเคชันจึงจะเกิดได้สมบูรณ์

2.7.5 ระบบเอสปีอาร์

การบำบัดไนโตรเจนทางชีวภาพสามารถทำให้เกิดขึ้นในระบบเอสปีอาร์ได้เช่นกัน โดยปรับสภาวะการเดินระบบให้มีขั้นตอนทั้งแอนนออกซิกและแอโรบิกอยู่ในถังเดียวกัน ทั้งนี้การกำจัดไนโตรเจนขึ้นอยู่กับช่วงเวลาแอนนออกซิก ช่วงเวลาแอโรบิก ปริมาณการเติมอากาศ การควบคุมระดับน้ำในถัง หรืออัตราการเจือจาง ความเข้มข้นของจุลินทรีย์ในถังปฏิกิริยา และอายุสัจจ์ของระบบ กระบวนการเอสปีอาร์นี้เดิมเชื่อว่าเหมาะสมสำหรับระบบขนาดเล็กและกรณีที่มีอัตราการไหลรวมทั้งความเข้มข้นของน้ำเสียแปรผันมาก แต่ปัจจุบันได้มีการพัฒนาระบบควบคุมด้วยไมโครคอมพิวเตอร์ขึ้นอย่างมาก ระบบเอสปีอาร์จึงมีที่ประยุกต์ใช้อย่างไม่มีขีดจำกัดอีกต่อไป

ระบบเอสปีอาร์ที่มีดีไนริฟิเคชันแบบ Pre-DN เริ่มต้นด้วยการเติมน้ำเสียเข้าระบบ ซึ่งอาจมีหรือไม่มีคาร์บอนหรือผสมให้เข้ากันก็ได้ ในช่วงนี้ค่าต่างๆ เช่น BOD และ TKN ในถังปฏิกิริยาจะสูงขึ้นขณะที่ค่าไนเตรทลดลงเนื่องจากการเจือจาง ส่วนไนโตรเจนการผสมหรือแอนนออกซิกจะเกิดดีไนริฟิเคชันโดยใช้คาร์บอนจากน้ำเสีย ซึ่งทำให้บีไอดีและไนเตรทลดลง ทั้งนี้มีข้อสังเกตว่าหากมีดีไอค้างอยู่มากดีไนริฟิเคชันยังไม่เกิดขึ้นจนกว่าดีไอหมดไป ส่วนค่า TKN ในช่วงแอนนออกซิกโดยทฤษฎีแล้วจะลดลงเพียงเล็กน้อย คือ เอาไปใช้เพียงเพื่อในการสร้างเซลล์ใหม่ของดีไนริฟายอิงแบคทีเรีย เมื่อเข้าสู่ขั้นตอนแอโรบิกดีไอสูงขึ้นขณะที่บีไอดีลดลงอย่างรวดเร็ว และเมื่อบีไอดีลดลงเหลือต่ำแล้ว TKN จึงลดลงโดยแอมโมเนียถูกเปลี่ยนรูปเป็นไนเตรท น้ำออกจากระบบนี้จึงมีไนเตรทความเข้มข้นสูง ยกเว้นว่ามีอัตราการเจือจางมาก ซึ่งทำให้ค่า TKN หลังการป้อนน้ำเสียมีความเข้มข้นน้อยลงกว่ากรณีการเจือจางน้อย TKN ความเข้มข้นต่ำนี้เมื่อถูกออกซิไดซ์เต็มทีก็กลายเป็นไนเตรทที่ความเข้มข้นน้อย จึงทำให้น้ำทิ้งมีค่าไนโตรเจนทั้งหมดต่ำลง แต่ทั้งนี้ก็จะสิ้นเปลืองงบประมาณในการก่อสร้างเพราะถังปฏิกิริยาใหญ่กว่ากรณีอัตราเจือจางไม่มาก นอกจากนี้หากน้ำเสียมีอัตราส่วนซีไอต่อไนโตรเจนต่ำกระบวนการดีไนริฟิเคชันอาจใช้คาร์บอนไปจนหมดหรือเกือบหมด การยืดเวลาเติมอากาศให้นานๆ ก็อาจไม่จำเป็นเพราะไนเตรฟิเคชันเกิดขึ้นได้ทันทีที่เข้าช่วงแอโรบิก

ระบบเอสปีอาร์แบบ Post DN มีข้อดีที่ไม่ต้องมีน้ำค้างถังขนาดใหญ่ ก็สามารถกำจัดไนโตรเจนให้ลดลงเหลือต่ำได้ โดยเมื่อยืดเวลาการเติมอากาศให้นานพอ หรือให้มีอายุสัจจ์นานพอจนเกิดไนเตรฟิเคชันแล้วก็ปิดเครื่องเติมอากาศและเปิดเครื่องผสมแทน ดีไอในช่วงนี้จะลดลงก่อน จากนั้น

ไนเตรทจึงจะลดลงโดยดีไนตริฟิเคชันที่ใช้คาร์บอนจากการสลายของจุลินทรีย์ซึ่งมีอัตราไม่สูงนัก น้ำทิ้งในกรณีนี้จึงมีไนเตรทออกไปสูงได้ ยกเว้นยึดเวลาดีไนตริฟิเคชันไปให้นานพอจนเกิดได้อย่างสมบูรณ์ หรืออาจแก้ไขได้โดยแบ่งน้ำเสียมาป้อนเข้าในช่วงเริ่มแอนน็อกซิกบ้างเล็กน้อย เพื่อเป็นแหล่งคาร์บอนให้แก่ denitrifying bacteria แต่น้ำทิ้งในกรณีนี้ก็จะยังมีโอดีและ TKN สูงขึ้นบ้าง หรือไม่ก็กำหนดระยะเวลาการเติมอากาศให้ไม่นานนัก ทำให้การออกซิไดซ์คาร์บอนเกิดขึ้นได้ไม่สมบูรณ์ ซึ่งก็จะทำให้มีไนตริฟิเคชันไม่สมบูรณ์ไปด้วย คาร์บอนที่เหลือจากขั้นตอนแอโรบิกแม้จะช่วยใหดีไนตริฟิเคชันในช่วงแอนน็อกซิกเกิดได้ดี แต่เนื่องจากมีทีเคเอ็นหลงเหลือจากขั้นตอนแอโรบิกมายังช่วยแอนน็อกซิกมากกว่าเดิม น้ำทิ้งสุดท้ายจึงมีทีเคเอ็นสูงกว่าเดิม ซึ่งอาจทำให้ค่าทีเคเอ็นไม่ลดต่ำลงตามที่ต้องการก็ได้ การที่จะกำหนดเวลาเติมอากาศหรือเวลาผสมรวมทั้งสัดส่วนการนำน้ำเสียมาป้อนเข้าช่วงแอนน็อกซิกจึงไม่มีสูตรสำเร็จและต้องทดลองทำขึ้นเองให้เหมาะสมกับสภาพท้องถิ่นแต่ละแห่งๆ ไป

2.7.6 ระบบคลองวนเวียน

ระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียนเป็นระบบกำจัดไนโตรเจนได้อย่างไม่ยากนัก ทั้งนี้ก็เพียงควบคุมปริมาณการเติมอากาศเข้าไปยังมวลของเอ็มแอลในคลองวนเวียนให้เหมาะสม กล่าวคือ มวลของน้ำหลังเครื่องเติมอากาศที่ดีโอสูง แต่เมื่อมวลของน้ำไหลไปตามความยาวของคลองโดยแรงดันของเครื่องเติมอากาศหรือเครื่องผสมก็ตาม ออกซิเจนจะลดลงเนื่องจากถูกเสทอโรโทรฟใช้ไปในการออกซิไดซ์สารอินทรีย์รวม ทั้งถูกออโตโทรฟใช้ไปในการออกซิไดซ์แอมโมเนีย จนเกิดเป็นสภาพแอนน็อกซิกขึ้นในช่วงหลังๆ วิธีการควบคุมดีโอที่ง่ายที่สุดก็คือการใช้เครื่องควบคุมดีโออัตโนมัติ ซึ่งสั่งให้เปิดหรือปิดเครื่องเติมอากาศหรือเครื่องเป่าลมเป็นไปตามความต้องการ ทั้งนี้อัตราการเวียนสลัดจ์ภายในของคลองวนเวียนสูงมาก คืออยู่ในระดับ 100:1 ถึง 200:1 จึงทำให้ค่าไนโตรเจนทั้งหมดในน้ำทิ้งลดลงเหลือเพียง 3 มิลลิกรัมต่อลิตรในระบบบำบัดน้ำเสียส่วนใหญ่ และระบบนี้สามารถมีประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนได้สูงถึงกว่าร้อยละ 90 อุปกรณ์เติมอากาศที่ใช้กันในระบบนี้มีอยู่หลายรูปแบบ ได้แก่ โรเตอร์แนวนอน เครื่องเติมอากาศแบบผิวน้ำชนิดหมุนช้า จานหมุน หรือเครื่องเติมอากาศแบบคูคลาก (draft tube) ซึ่งอาจมีที่จุดเดียวหรือหลายจุดตามความยาวของคลองก็ได้ โดยอาจต้องมีอุปกรณ์ปรับระดับน้ำในคลองวนเวียนให้ใบพัดเครื่องเติมอากาศกินน้ำแปรผันไปมาก็ได้ ทั้งนี้เพราะหากมีการเติมอากาศที่ระดับเดียวแล้วออกซิเจนในถังอาจมากเกินไปจนไม่เกิดภาวะแอนน็อกซิกหากบีโอดีที่เข้าระบบมีปริมาณน้อยลงเนื่องจากช่วงเวลากลางคืนหรือเป็นช่วงฤดูฝน เป็นต้น ในทางตรงข้ามหากบีโอดีเข้าระบบมีปริมาณสูงมากอินทรีย์คาร์บอนอาจสูงมากจนไนตริฟิเคชันไม่เกิดขึ้นก็เป็นได้ ในกรณีนี้ก็ต้องจัดให้ใบพัดกินน้ำลึกมากขึ้น นอกจากนี้พลังงานที่ใส่เข้าไปในระบบไม่ว่าจะเป็นจากเครื่องเติมอากาศหรือเครื่องผสมก็ต้องมากพอที่จะผลักดันให้เอ็มแอลแขวนลอยอยู่ในถังได้ตลอดเวลาด้วย

2.8 งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

อรทัย ทิมพงษ์ (2548) ได้ศึกษาถึงความสามารถสูงสุดของระบบเอเอสบีอาร์ในการรับภาระบรรทุกในการบำบัดสารอินทรีย์จากน้ำเสียชุมชน โดยผลการศึกษาแสดงให้เห็นถึงศักยภาพในการบำบัดสารอินทรีย์วัดในรูปของซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 90 โดยน้ำทิ้งจะมีค่าบีโอดีน้อยกว่า 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และระบบมีการพัฒนาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ให้เจริญเติบโตแม้ในสภาวะที่มีสารอาหารความเข้มข้นต่ำโดยดูจากสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยง่ายต่อของแข็งแขวนลอยที่ก่อนเริ่มต้นทดลองมีค่า 0.82 และหลังสิ้นสุดการทดลองมีค่า 0.87

Dapena-Mora et al. (2004) ได้ทำการศึกษาถึงเสถียรภาพของระบบ anammox ในถังปฏิกริยาแบบใช้ก๊าซดันขึ้น gas-lift และแบบกึ่งเท SBR โดยในถังปฏิกริยาแบบกึ่งเทนั้นใช้ขนาด 1 ลิตร ดำเนินการที่อุณหภูมิ 35 องศาเซลเซียส และควบคุม pH ในช่วง 7.8-8.0 ใช้ใบพัดกวนผสมที่ความเร็วรอบ 70 rpm โดยใน 1 รอบ ใช้เวลา 6 ชั่วโมง โดย 330 นาทีแรกทำการเติมน้ำเข้าและกวนผสมอย่างต่อเนื่อง ต่อมาหยุดการกวนผสมและปล่อยให้ตกตะกอน 20 นาที แล้วปล่อยน้ำออกจากถัง 10 นาที ทำการทดลองมากกว่า 150 วัน น้ำเข้าระบบมีความเข้มข้นสูงสุด 375 มิลลิกรัม NH_4^+-N /ลิตร และ 375 มิลลิกรัม NO_2^--N /ลิตร ไนโตรที่ถูกกำจัดจนหมด ส่วนไนโตรเจนรวมถูกกำจัดได้ 78% หรือกำจัดไนโตรเจนได้ 2.0 กรัม/ลิตร/วัน จุลินทรีย์มี doubling time 15 วัน ตะกอนแบบแกรนูลาร์มีขนาด 0.82 mm \varnothing ตะกอนไม่จมแต่ลอยตัวในช่วงปล่อยให้ตกตะกอนและปล่อยน้ำทิ้ง แต่สามารถแก้ปัญหาได้โดยระบายน้ำออกช่วงกลางถังปฏิกริยาโดยตะกอนไม่ถูกระบายออก

Christian et al. (2002) ได้ศึกษาเกี่ยวกับการบำบัดน้ำเสียที่มีแอมโมเนียสังเคราะห์เข้มข้น โดยกระบวนการไนตริฟิเคชันบางส่วนแล้วต่อด้วยกระบวนการ anaerobic ammonium oxidation ผลการทดลองพบว่า แอมโมเนียสามารถเปลี่ยนเป็นไนโตรที่ร้อยละ 58 และการเกิดปฏิกริยา anaerobic ammonium oxidation ในระบบเอเอสบีอาร์ด้วยอัตราการรับภาระบรรทุกไนโตรเจน 2.4 $\text{kgNm}^{-3}\text{d}^{-1}$ สามารถบำบัดไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 90

Didem et al. (2004) ได้ศึกษาถึงการประยุกต์ใช้กระบวนการ anaerobic ammonium oxidation ในการบำบัดไนโตรเจน โดยศึกษาถึงปฏิกริยาที่มีการกวนแบบสมบูรณ์ (completely stirred tank reactor; CSTR) เติมน้ำ 511 วันและมีการใส่แอมโมเนียและไนโตรที่เข้าไปในถัง ผลการศึกษาพบว่าร้อยละ 90 ของแอมโมเนียและร้อยละ 99 ของไนโตรที่ถูกเปลี่ยนไปเป็นก๊าซ N_2 และไนเตรท

Marc et al (1999) ศึกษาถึงสมบัติทางกายภาพที่สำคัญของกระบวนการ anaerobic ammonium oxidation ที่ถูกทดสอบในระบบเอเอสบีอาร์ โดย pH อยู่ในช่วง 6.7-8.3 และอุณหภูมิ อยู่ในช่วง 20-43 องศาเซลเซียส กระบวนการ anaerobic ammonium oxidation จะถูกยับยั้งอย่างสมบูรณ์โดยความเข้มข้นของไนโตรที่มากกว่า 0.1 g-N/L

Ana et al. (2004) ได้ศึกษาถึงการพัฒนาระบบการรวมตะกอนของ Anammox ในระบบเอเอสบีอาร์ ในกรณีที่การเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบช้า อย่างเช่นกระบวนการ Anammox จะทำให้

จุลินทรีย์ลอยขึ้นไม่ตกตะกอนและสามารถหลุดรอดออกจากระบบได้ด้วย การศึกษานี้เป็นการศึกษาถึงช่วงในการผสมน้ำเสียบกับตะกอนจุลินทรีย์ใน anammox sequencing batch reactor (Anammox SBR) โดยศึกษาถึงระยะเวลาที่กักตะกอน พบว่า anammox SBR สามารถลดปริมาณของแข็งในน้ำออกจากระบบจาก 20-45 เป็น 5-10 mg VSS/L และ ปริมาณชีวมวล (biomass) ในถังปฏิกรณ์เพิ่มขึ้นจาก 1.30 เป็น 2.53 mg VSS/L รวมทั้งยังสามารถลด SVI จาก 108 เป็น 60 cm^3/gVSS จากการศึกษาทำให้ทราบว่า Anammox SBR สามารถป้องกันจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบได้

Markus et al. (2003) ศึกษาจุลินทรีย์ *Candidatus* “*Scalindua brodae*” และ *Candidatus* “*Scalindua wagneri*” ศึกษาถึง Anammox bacteria โดยระบุว่า Anammox จะถูกสื่อกลางด้วยแบคทีเรียกลุ่มเดียวกัน นั่นก็คือ กลุ่ม *Planctomycetales* ซึ่งเกิดจากระบบบำบัดน้ำเสียจากน้ำชะขยะ ชีวมวล (biomass) จากระบบดังกล่าวมีค่า Anammox activity อยู่สูง และสามารถผลิต hydrazine จาก hydroxylamine ได้ *Planctomycetales* 8 ชนิดที่มี 16S rDNA กำเนิดจากชีวมวลนี้ ซึ่ง 4 ชนิดถูกจัดเข้ากลุ่มเดียวกัน ให้ชื่อใหม่ว่า Anammox 16S rDNA โดยจากการวิเคราะห์ทางพันธุกรรมแล้วพบว่าแบคทีเรีย 2 ชนิดใหม่นั้นก็คือ *Candidatus* “*Scalindua brodae*” และ *Candidatus* “*Scalindua wagneri*”

บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

3.1 รูปแบบการวิจัย

การวิจัยในครั้งนี้เป็นการวิจัยเชิงทดลอง (experimental research) ในห้องปฏิบัติการโดยใช้แบบจำลองของระบบเอเอสบีอาร์ (anaerobic sequencing batch reactor; ASBR) เพื่อศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียในน้ำเสียสังเคราะห์ ที่ระยะเวลาพักชดสศาสตร์ต่างๆ โดยทำการศึกษาหาปริมาณไนโตรเจนที่เหมาะสมกับปริมาณแอมโมเนียที่เกิดจากกระบวนการไฮโดรไลซิส (Hydrolysis) น้ำเสียสังเคราะห์ ของจุลินทรีย์ในระบบที่ทำให้มีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์และแอมโมเนียได้ดี แล้วจึงศึกษาเปรียบเทียบที่ระยะเวลากักพักชดสศาสตร์ต่างๆ

น้ำเสียที่นำมาใช้ในการวิจัยในครั้งนี้เป็นน้ำเสียสังเคราะห์ คือ ไอโซมิล (Isomil) ของบริษัท แอ็บบอด ลาบอแรตอริส บีวี สวอนเล่ ประเทศเนเธอร์แลนด์ เป็นแหล่งคาร์บอนของน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบบำบัด โดยในการวิจัยครั้งนี้กำหนดค่าความเข้มข้นซีไอดี เท่ากับ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการวิจัยครั้งนี้ นำมาจากตะกอนจุลินทรีย์ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบยูเอเอสบีของบริษัท เสริมสุข จำกัด จังหวัดปทุมธานี

3.2 เครื่องมือและอุปกรณ์ที่ใช้

1. ถังปฏิกริยาเอเอสบีอาร์ ทำจากอะคริลิกใส ส่วนสูงของถังปฏิกริยาเท่ากับ 1.20 เมตร ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 25 เซนติเมตร ที่มีปริมาตรรวมขนาด 26 ลิตร มีปริมาตรส่วนทำปฏิกริยา 24 ลิตร
2. เครื่องกวนแบบสมบูรณและใบพัด เครื่องกวนที่ใช้เป็นของยี่ห้อ Velp จากประเทศอิตาลี ซึ่งความเร็วรอบที่ใช้ในการทำงาน 50 รอบต่อนาที ใบพัดที่ใช้เป็นแบบTurbine มีความยาว 100 เซนติเมตร ขนาดความกว้างใบพัด 2.5 เซนติเมตร และมีความยาว 6.5 เซนติเมตร
3. ถังน้ำพลาสติก ขนาด 24 ลิตร จำนวน 2 ถัง ใช้สำหรับเป็นถังป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบบำบัด และน้ำทิ้งจากระบบบำบัด โดยมีฝาปิด และจะมีสายน้ำจุ่มสายสำหรับปั้มน้ำสูบบ่และออกจากระบบ
4. เครื่องสูบน้ำเสียเข้าสู่ระบบและน้ำทิ้งออกจากระบบ เป็นเครื่องสูบน้ำแบบ Metering Pump ยี่ห้อ Iwaki สามารถปรับอัตราการสูบได้
5. เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ มีลักษณะเป็นกล่องสี่เหลี่ยมผืนผ้า กว้าง 16 เซนติเมตร ยาว 30 เซนติเมตร สูง 16 เซนติเมตร ทำจากพลาสติกอะคริลิกใส จำนวน 1 ชุด ภายในกล่องประกอบด้วยส่วน

ดรัม (คล้ายกระดานหก) ที่ทำหน้าที่คอยดักก๊าซที่ถูกปล่อยผ่านท่อเก็บก๊าซ และส่วนของเครื่องนับที่แสดงจำนวนการพลิกของ ดรัม ซึ่งหลักการทำงานที่ใช้ คือ แรงดันของก๊าซทำให้เกิดการแทนที่น้ำ

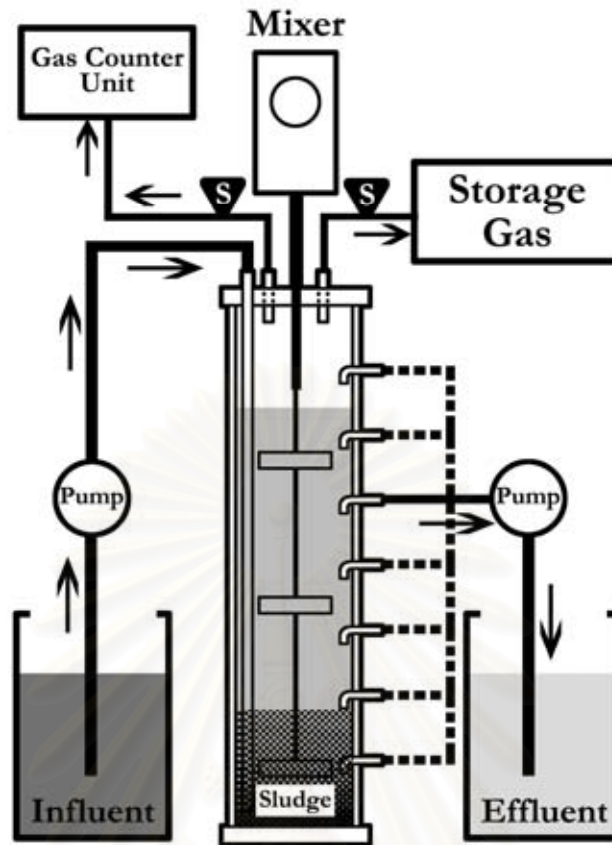
6. เครื่องควบคุมระบบการทำงาน เครื่องควบคุมระบบการทำงาน เป็นเครื่อง PLC (programmable logic controller) ที่สามารถตั้งเวลาในการทำงาน ตั้งจำนวนรอบ ซึ่งควบคุมการทำงานของอุปกรณ์ไฟฟ้าในระบบบำบัด

7. ถูปรับความดัน ทำจากพลาสติก ขนาดความจุรวม 20 ลิตร สำหรับรักษาสภาพแรงดันภายในถังปฏิกิริยา ในช่วงการสูบน้ำเสียเข้าระบบและน้ำทิ้งออกจากระบบบำบัด

8. Solenoid valve ใช้ในการควบคุมการไหลของอากาศภายในถังปฏิกิริยากับส่วนต่างๆ ในแบ่งออกเป็น 2 ชนิด คือ Normal Open (NO) ใช้ในการคั่นสายลมระหว่างถังปฏิกิริยากับเครื่องวัดปริมาตรก๊าซ และ Normal Close (NC) ใช้ในการคั่นสายลมระหว่างถังปฏิกิริยากับถูปรับความดัน โดยจะทำงานระหว่างการระบายน้ำเข้าและออกจากถังปฏิกิริยา ซึ่งขณะนั้น NO valve จะปิดการไหลของอากาศ แต่ NC valve จะเปิดเพื่อให้มีการปรับความดันระหว่างถังปฏิกิริยากับถูปรับความดัน

9. เครื่องมือวิเคราะห์ลักษณะน้ำเสีย

- เครื่องกลั่น ยี่ห้อ Velp รุ่น DK 126 D
- เครื่องวัดค่าการดูดกลืนแสง (spectrophotometer) ยี่ห้อ Velp
- เครื่องวัดพีเอช (pH meter) ยี่ห้อ CONSORT รุ่น C 830
- เตาซีโอดี (COD Reactor) ยี่ห้อ HANNA รุ่น C 9800 reactor
- หลอดย่อย (Digestion vessels) ขนาด 16x100 มิลลิเมตร
- เครื่องชั่งละเอียด 4 ตำแหน่ง ยี่ห้อ DIETHELM
- เครื่องมือวัดอุณหภูมิ (Thermometer)
- เตาไฟฟ้าและเครื่องกวนแท่งแม่เหล็ก (Hot Plate and Magnetic Stirrer) ยี่ห้อ HANNA
- เครื่องหมุนเหวี่ยง (Centrifuge)
- เครื่องควบแน่น (Condenser)
- ขวดกลั่น (Distillation flask)
- เครื่องแก้วชนิดต่างๆ



รูปที่ 3.1 แบบจำลองระบบเอเอสบีอาร์และส่วนประกอบในการเดินระบบ

3.3 วิธีดำเนินการทดลอง

3.3.1 การศึกษาประสิทธิภาพและสภาวะที่เหมาะสม ของระบบไม่ใช้ออกซิเจนในการบำบัดแอมโมเนียในน้ำเสีย

3.3.1.1 ติดตั้งแบบจำลองระบบเอเอสบีอาร์ ตามรูปที่ 3.1 ทดสอบระบบด้วยน้ำสะอาด ทดลองเริ่มเดินระบบ

3.3.1.2 ศึกษาความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน (specific methanogenic activity: SMA) และหาความเข้มข้นตะกอนของแข็งแขวนลอยระยะเหย (MLVSS) เพื่อนำไปคำนวณหาปริมาณตะกอนที่นำไปใช้

$$\text{ปริมาณตะกอนที่ใช้ (L)} = \frac{\text{ความเข้มข้นตะกอนที่ต้องการ (mg/l) X ปริมาตรถังปฏิกรณ์ (L)}}{\text{ความเข้มข้นของตะกอนที่ใช้ในการเติม (mg)}}$$

โดยในการทำวิจัยในครั้งนี้กำหนดให้ความเข้มข้นที่ต้องการ 20,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (อรทัย ทิมพงษ์, 2548)

3.3.1.3 ปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ (acclimatization) ให้คุ้นเคยกับสภาวะการทดลองโดยปรับสภาพโดย Vanderbilt Media Solution (ตารางที่ 3.3) หลังจากนั้นป้อนน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้น 500 และ 1,000 mg COD/L ที่ระยะเวลาพักพักชดสศาสตร์ 72 ชั่วโมง ทำการกวนที่ความเร็วรอบในการกวน 50 รอบต่อนาที

3.3.1.4 หาความเหมาะสมของการเติมไนโตรเจนในไตรท์ ผสมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้น 1,000 mg COD/L และเติม NaNO_2 ที่ 25 50 75 100 150 mg/l เป็นต้น โดยให้ค่าประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีของแต่ละความเข้มข้นให้มีค่าต่ำสุด แต่ไม่ต่ำกว่าร้อยละ 80 เพื่อนำข้อมูลมาพิจารณาในการเติมไนโตรเจนที่จะไม่ส่งผลกระทบต่อกระบวนการบำบัดซีโอดี

3.3.1.5 เมื่อเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์เข้าสู่สภาวะคงที่ คือ มีร้อยละการบำบัดซีโอดีคงที่ เริ่มเติมน้ำเสียสังเคราะห์และไนโตรเจน คือ NaNO_2 ตามปริมาณที่เหมาะสมตามข้อที่ 3.3.1.4 โดยมีระยะเวลาพักชดสศาสตร์เท่ากับ 72 48 และ 24 ชั่วโมง ตามลำดับ โดยมีรายละเอียดตามรูปที่ 3.2 และตารางที่ 3.1

3.3.1.6 วิเคราะห์พารามิเตอร์ในตารางที่ 3.2 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์จนมีสภาวะคงตัว โดยสถิติเชิงพรรณนา เช่น ค่าเฉลี่ย ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสูงสุด-ต่ำสุด และเปรียบเทียบก่อนและหลังบำบัดน้ำเสีย

3.3.2 การศึกษาลักษณะทางกายภาพของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสีย

3.3.2.1 ศึกษาความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน (SMA) เปรียบเทียบก่อนและหลังการทดลอง

3.3.2.2 นำเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลองและสิ้นสุดการทดลองไปทำการถ่ายภาพจากเครื่อง scanning electron microscopy; SEM เพื่อศึกษาลักษณะภายนอก และภาพผ่าครึ่ง เป็นต้น

batch feed system	ระยะเวลาของแต่ละขั้นตอนในการเดินระบบใน 1 รอบการทำงาน (นาที)	
substrate feed phase	15	
react phase		305
settle phase		30
effluent decant phase		10

รูปที่ 3.2 แผนผังการเดินระบบ ASBR ใน 1 รอบการทำงาน (360 นาที)

ตารางที่ 3.1 ค่าที่ใช้ในการทำงานของระบบบำบัดน้ำเสียเอเอสปีอาร์

ที่	รายการ	หน่วย	ชุดการทดลองที่		
			1	2	3
1	ระยะเวลาพักพิชผลศาสตร์	hr	72	48	24
2	ขนาดของถังปฏิกรณ์ที่ใช้	L	24	24	24
3	จำนวนรอบการทำงานต่อวัน	round	4	4	4
4	ระยะเวลา 1 รอบการทำงาน	hr	6	6	6
5	ปริมาตรน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบต่อรอบการทำงาน	L	2	3	6
6	ปริมาตรน้ำเสียที่ป้อนเข้าสู่ระบบต่อวัน	L	8	12	24
7	ปริมาตรน้ำทิ้งที่ระบายออกต่อรอบการทำงาน	L	2	3	6
8	ปริมาตรน้ำทิ้งที่ระบายออกจากระบบต่อวัน	L	8	12	24
10	อัตราเร็วในการป้อนน้ำเสียเข้าสู่ระบบ	ml/min	133.33	200	400
11	อัตราเร็วในการระบายน้ำเสียออกจากระบบ	ml/min	200	300	600

ตารางที่ 3.2 พารามิเตอร์ ความถี่ในการเก็บตัวอย่างและวิธีวิเคราะห์ (APHA et al., 1998)

ที่	พารามิเตอร์	หน่วย	ความถี่	วิธีวิเคราะห์
1	pH	-	ทุกวัน	pH meter
2	อุณหภูมิ	°C	ทุกวัน	Thermometer
3	COD	mg/L	ทุกวัน	Closed Reflux, Titration Method
4	กรดไขมันระเหย	mg/L	ทุกวัน	Titration Method
5	สภาพด่าง	mg/L as CaCO ₃	ทุกวัน	Titration Method
6	TKN	mg/L	3 ครั้ง/สัปดาห์	Distillation, Titration Method
7	แอมโมเนีย	mg/L	ทุกวัน	Distillation, Titration Method
8	ไนไตรท์	mg/L	ทุกวัน	NED/Colorimetric Method
9	ไนเตรท	mg/L	2 ครั้ง/สัปดาห์	Cadmium Reduction

ตารางที่ 3.3 สารอาหารเสริมหลักและสารอาหารเสริมรอง (Dararat, 1996)

ส่วนประกอบ	ความเข้มข้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)
$\text{AlCl}_3(\text{H}_2\text{O})_6$	0.50
H_3BO_3	0.50
KI	10
$\text{CuCl}_2(\text{H}_2\text{O})_6$	0.50
$\text{MnCl}_2(\text{H}_2\text{O})_4$	10
$\text{Na}_2\text{MoO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$	0.50
Na_2SeO_4	0.50
NH_4VO_3	0.50
$\text{NaWO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$	0.50
$\text{FeCl}_2(\text{H}_2\text{O})_6$	40
$\text{CoCl}_2(\text{H}_2\text{O})_6$	10
$\text{NiCl}_2(\text{H}_2\text{O})_6$	0.50
ZnCl_2	0.50
NH_4Cl	1200
$(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$	80
$(\text{NaPO}_3)_6$	10
$\text{Na}_2\text{S}(\text{H}_2\text{O})_9$	300
KCl	400
$\text{CaCl}_2(\text{H}_2\text{O})_2$	748
$\text{MgSO}_4(\text{H}_2\text{O})_2$	405
Cysteine	10
NaHCO_3	6000

3.4 การวิเคราะห์ข้อมูลทางสถิติ

เปรียบเทียบประสิทธิภาพของการบำบัดน้ำเสีย โดยสถิติเชิงพรรณนา เช่น ค่าเฉลี่ย ค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน ค่าสูงสุด-ต่ำสุด และเปรียบเทียบประสิทธิภาพระบบบำบัดน้ำเสียระหว่างน้ำเข้าระบบและน้ำออกจากระบบบำบัด

บทที่ 4

ผลการวิเคราะห์ข้อมูล

การศึกษาในครั้งนี้ เป็นการทดลองเพื่อหาประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในน้ำเสีย โดยขั้นตอนจะเริ่มจากการเตรียมการ การติดตั้งระบบ การปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ การหาความเหมาะสมของอัตราส่วนแอมโมเนียต่อไนโตรเจน และการหาประสิทธิภาพของการบำบัดที่ระยะกักพัก ชลศาสตร์ต่างๆ โดยรายงานผลการทดลองในขั้นของการเตรียมการก่อนการทดลอง การหาความเหมาะสมของการเติมไนโตรเจน ประสิทธิภาพการบำบัดและสถานะที่เหมาะสม รวมทั้งผลการศึกษา ลักษณะทางกายภาพของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์

4.1 ผลการศึกษาในขั้นการเตรียมก่อนการทดลอง

4.1.1 ลักษณะน้ำเสียชุมชนสังเคราะห์

น้ำเสียชุมชนสังเคราะห์ในการทดลองในงานวิจัยนี้มาจากการละลายผงไอโซมิลกับน้ำประปาที่ พักทิ้งไว้อย่างน้อย 1 คืนก่อนนำมาใช้ โดยไอโซมิล 1 กรัมต่อลิตรจะมีค่าซีโอดี ประมาณ 1,360 มิลลิกรัมต่อลิตร ดังนั้นในการทดลองปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ที่กำหนดความเข้มข้นของซีโอดี น้ำเข้าประมาณ 500 และ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร จึงใช้ไอโซมิล 0.3676 และ 0.7353 กรัมต่อลิตร ตามลำดับ

ในการทดลองครั้งนี้แอมโมเนียที่ใช้ในการบำบัด เกิดจากกระบวนการไฮโดรไลซิสของน้ำเสีย สังเคราะห์จากจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบ ทั้งนี้เนื่องจากการผลิตแอมโมเนียของน้ำเสียสังเคราะห์นั้นจะไม่ เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบ และจุลินทรีย์สามารถปรับตัวเข้ากับแอมโมเนียที่เกิดขึ้นนั้นได้จากการ ปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนการเดินระบบจริง โดยทดลองเดินระบบในถังเอสบีอาร์ ที่ระยะ กักพักชลศาสตร์ที่ 72 48 และ 24 ชั่วโมงได้ค่าแอมโมเนียที่จะเกิดขึ้นดังนี้

ตารางที่ 4.1 ความเข้มข้นของแอมโมเนียเฉลี่ยที่เกิดจากกระบวนการไฮโดรไลซิส ที่ระยะกักพัก ชลศาสตร์ต่าง ๆ

ระยะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ความเข้มข้น ของแอมโมเนียเฉลี่ย (mg/l)	ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ในรูป ของแอมโมเนียไนโตรเจน (g NH ₄ -N/L-d)	ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ ในรูปของซีโอดี (g COD/L-d)
72	80.64 ± 0.69	0.027	0.33
48	77.84 ± 1.74	0.039	0.50
24	52.73 ± 1.79	0.053	1.00

จากผลการศึกษากระบวนการไฮโดรไลซิสที่ระยะกักพักชลศาสตร์นั้นพบว่าที่ระยะกักพักชลศาสตร์ที่ลดลงมีความเข้มข้นของแอมโมเนียลดลงด้วย ทั้งนี้อาจเนื่องจากแบคทีเรียในระบบจะสามารถไฮโดรไลสน้ำเสียสังเคราะห์ได้ดีต้องขึ้นอยู่กับระยะเวลาที่ทำปฏิกิริยาด้วย

จากผลการศึกษาดังกล่าวนำมาคำนวณหาค่าภาวะบรรทุกแอมโมเนียในน้ำเสียที่ระยะกักพักชลศาสตร์ดังนี้ ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 48 และ 24 ชั่วโมง ระบบมีค่าภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนีย เท่ากับ 0.027 0.039 และ 0.053 กรัม แอมโมเนียไนโตรเจน/ลิตร-วัน ตามลำดับ และมีค่าภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี เท่ากับ 0.33 0.5 และ 1.0 กรัมซีโอดี/ลิตร-วัน ตามลำดับ จากปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการไฮโดรไลซิสสอดคล้องกับปริมาณความเข้มข้นของแอมโมเนียที่ไม่เป็นพิษต่อระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ (McCarty และ Kugelman, 1965) จึงเลือกใช้ความเข้มข้นของแอมโมเนียดังกล่าวในการเดินระบบต่อไป

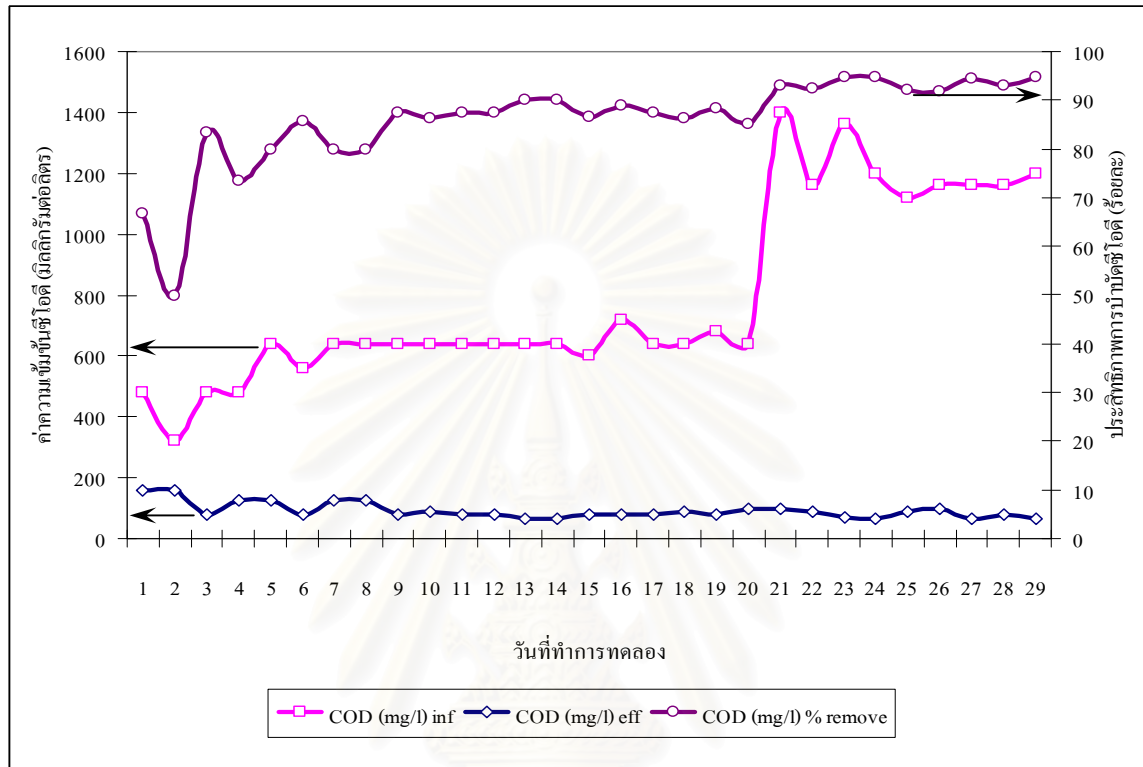
นอกจากนี้ยังมีการวิเคราะห์ไนโตรเจนและไนเตรทของน้ำเสียสังเคราะห์ก่อนเข้าระบบ ซึ่งผลการทดลองพบว่า ไม่พบไนโตรเจนและไนเตรท ในน้ำเข้าระบบเลย

4.1.2 การเตรียมถังปฏิกรณ์และการบรรจุเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

ดังที่ได้กล่าวไปแล้วว่าจุลินทรีย์ที่ใช้ในงานวิจัยนี้อยู่ในลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ผ่านระบบยูเอเอสบี จากการหาค่าของแข็งแขวนลอยระยะแห้งของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ มีค่า 60,700 มิลลิกรัมต่อลิตร และในงานวิจัยนี้ต้องการความเข้มข้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 20,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ในปริมาตรถังปฏิกรณ์ 24 ลิตร ทำให้ใช้เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ 7.91 ลิตร ซึ่งในขั้นเริ่มต้นก่อนการทดลองจะใช้ Vanderbilt Media Solution เลี้ยงและปรับสภาพเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อน และเดินระบบต่อเนื่องเป็นอย่างน้อย 5 เท่าของระยะกักพักชลศาสตร์ ในงานวิจัยนี้เดินระบบโดยใช้ Vanderbilt Media Solution ต่อเนื่อง 15 วัน

4.1.3 ผลการปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ (acclimatization)

หลังจากที่นำเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์เลี้ยงในสารอาหารหลักและเสริมโดย Vanderbilt Media Solution แล้วจึงเริ่มป้อนน้ำเสียที่มีค่าซีโอดีน้ำเข้าประมาณ 500 และ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งผลการศึกษาเป็นไปตามรูปที่ 4.1



รูปที่ 4.1 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีในช่วงการปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์

จากรูปที่ 4.1 แสดงถึงประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีในช่วงการปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีน้ำเข้าประมาณ 500 มิลลิกรัมต่อลิตร ได้ประมาณร้อยละ 80 และการบำบัดซีโอดีน้ำเข้าประมาณ 1,000 มิลลิกรัมต่อลิตร ได้ประมาณร้อยละ 90 และมีค่าคงที่ หลังจากที่มีระบบมีสถานะการบำบัดคงที่แล้วจึงทำการศึกษาในขั้นต่อไป

4.1.4 ผลการศึกษาความเหมาะสมของการเติมไนไตรท์ในระบบ

การหาความเหมาะสมของการเติมไนไตรท์ตามกระบวนการ Anammox เป็นการทดสอบความเป็นพิษ (toxicity) ซึ่งจากสมการตามกระบวนการ Anammox นั้น ในการกำจัดแอมโมเนียม 1 โมล จะใช้ในไตรท์ 1 โมลเท่านั้น แต่ในการทดลองนี้ไม่สามารถเติมไนไตรท์ต่อแอมโมเนียมเท่ากับ 1 ต่อ 1 ได้ เนื่องจากไนไตรท์เป็นพิษต่อจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งในงานวิจัยนี้เติมไนไตรท์ในรูปของ โซเดียมไนไตรท์ (NaNO_2)

ตารางที่ 4.2 ผลของการเติมไนไตรท์ต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี

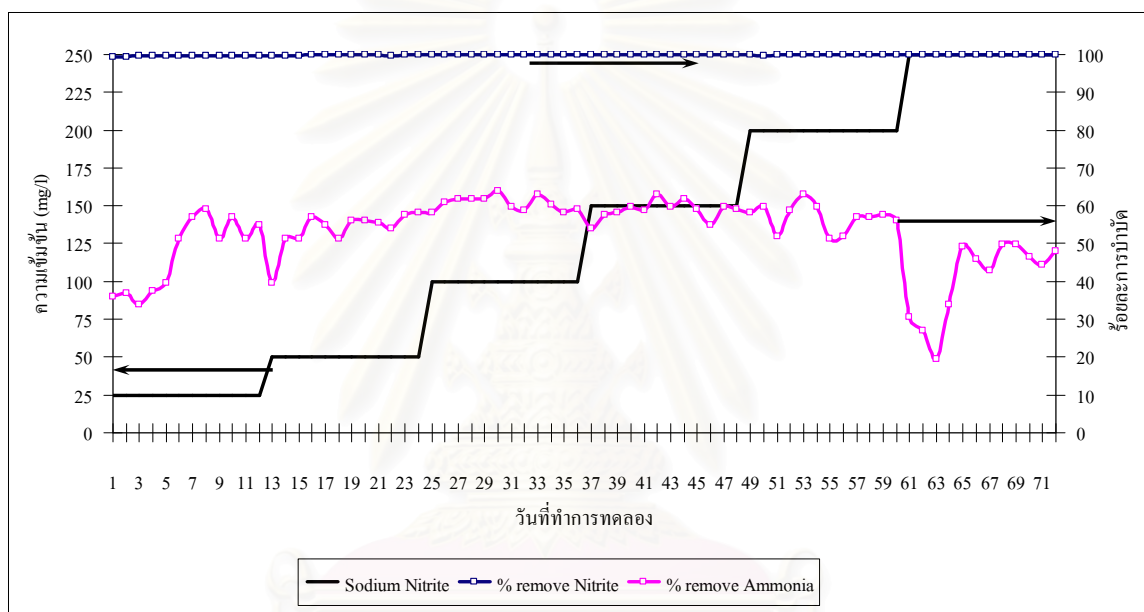
ปริมาณ NaNO_2 (mg/l)	ค่าซีโอดีน้ำเข้า (mg/l)		ค่าซีโอดีน้ำออก(mg/l)		ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)
	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	ช่วง	ค่าเฉลี่ย	
0	1120-1400	1213	64-96	79	93.45
25	1160-1360	1280	56-120	91	92.82
50	1200-1360	1303	72-112	92	92.92
100	1240-1440	1329	64-112	87	93.49
150	1280-1440	1333	72-114	93	93.02
200	1230-1520	1345	64-112	90	93.29
250	1240-1520	1377	88-168	118	91.39

จากผลการทดลองพบว่า การเติมโซเดียมไนไตรท์ 25 50 100 150 200 250 มิลลิกรัมต่อลิตร ทำให้มีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีมีค่ามากกว่าร้อยละ 90 อธิบายได้ว่าเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของไนไตรท์ขึ้นเรื่อยๆ จุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสียมีความสามารถในการบำบัดซีโอดีในน้ำออกใกล้เคียงกันและมีค่ามากที่สุดที่ความเข้มข้นโซเดียมไนไตรท์ 100 มิลลิกรัมต่อลิตร คือร้อยละ 93.49 แต่เมื่อเพิ่มโซเดียมไนไตรท์ถึง 250 มิลลิกรัมต่อลิตรแล้วพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีลดลง หรืออาจกล่าวได้ว่าเริ่มเกิดการเป็นพิษต่อการบำบัดซีโอดีของจุลินทรีย์แล้ว จึงหยุดการเติมโซเดียมไนไตรท์ ทั้งนี้เพื่อรักษาประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียร่วมกับการบำบัดซีโอดี

ตารางที่ 4.3 ผลของการเติมไนไตรท์ต่อประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียและไนไตรท์

ปริมาณ NaNO_2 (mg/l)	Ammonia			Nitrite			Ammonia:NO ₂
	น้ำเข้า (mg/l)	น้ำออก (mg/l)	ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	น้ำเข้า (mg/l)	น้ำออก (mg/l)	ประสิทธิภาพ (ร้อยละ)	
0	80.64	80.64	0	0	0	0	-
25	80.64	42.61	47.16	5.3491	0.0206	99.61	15.08
50	80.64	37.38	53.65	10.0543	0.0101	99.90	8.02
100	80.64	31.69	60.70	20.5935	0.0127	99.94	3.92
150	80.64	33.18	58.85	30.4971	0.0154	99.95	2.64
200	80.64	34.72	56.94	40.8948	0.0239	99.94	1.97
250	80.64	47.83	40.68	50.5485	0.0349	99.93	1.60

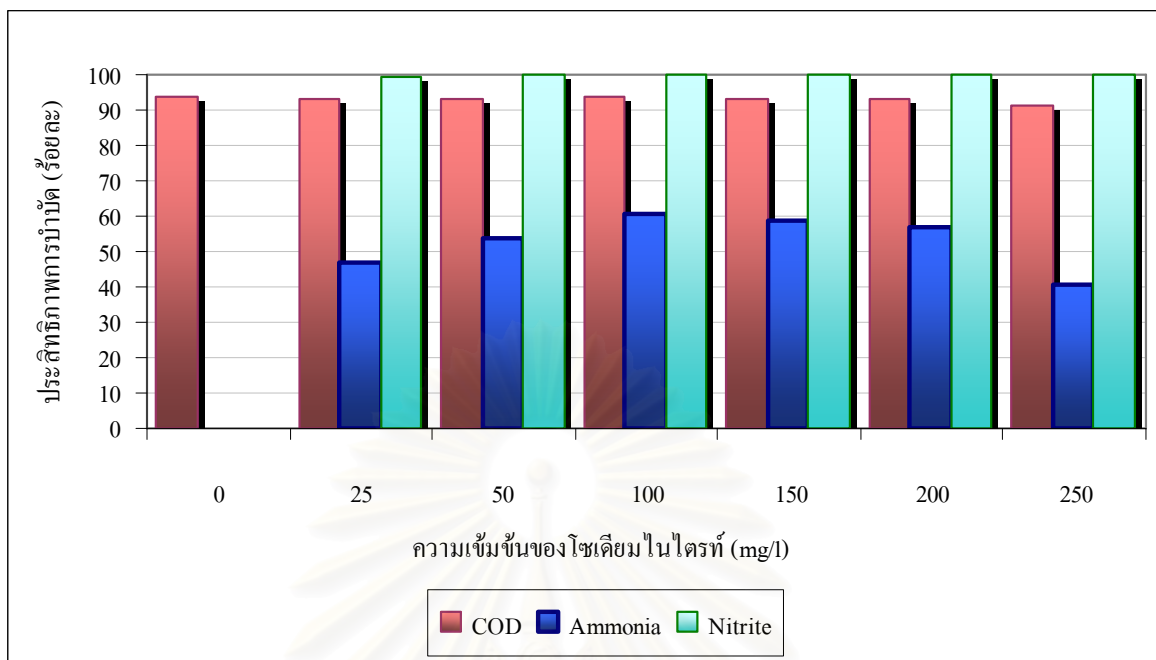
จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียนั้นขึ้นอยู่กับปริมาณไนไตรท์ที่เข้าทำปฏิกิริยาในกระบวนการแอนนาม็อก แต่ทั้งนี้หากมีปริมาณของไนไตรท์ที่มากเกินไปก็จะเป็นตัวยับยั้งกระบวนการดังกล่าวได้อีกด้วย (Marc et. al. 1999) ซึ่งโซเดียมไนไตรท์ที่เติมเข้าไปในระบบ 25 50 100 150 200 และ 250 มิลลิกรัมต่อลิตรในน้ำเข้าระบบ จะให้ค่าของไนไตรท์ประมาณ 5 10 20 30 40 และ 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ และมีค่าแอมโมเนียต่อไนไตรท์เท่ากับ 15.08 8.02 3.92 2.64 1.97 และ 1.60 ตามลำดับ แต่ทั้งนี้ที่ความเข้มข้นของแอมโมเนียในโตรเจนที่หายไปไม่สัมพันธ์กับความเข้มข้นของไนไตรท์ที่ใช้ไปในการบำบัดตามสมการแอนนาม็อก เพราะนอกจากที่แอมโมเนียในโตรเจนที่หายไปตามสมการแล้ว จุลินทรีย์ในระบบยังนำแอมโมเนียในโตรเจนไปใช้ในกระบวนการสร้างเซลล์อีกด้วย จึงทำให้ปริมาณแอมโมเนียในโตรเจนบำบัดได้มากกว่าตามสมการเคมี



รูปที่ 4.2 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียและไนไตรท์จากการเติมโซเดียมไนไตรท์ที่ปริมาณต่างๆ

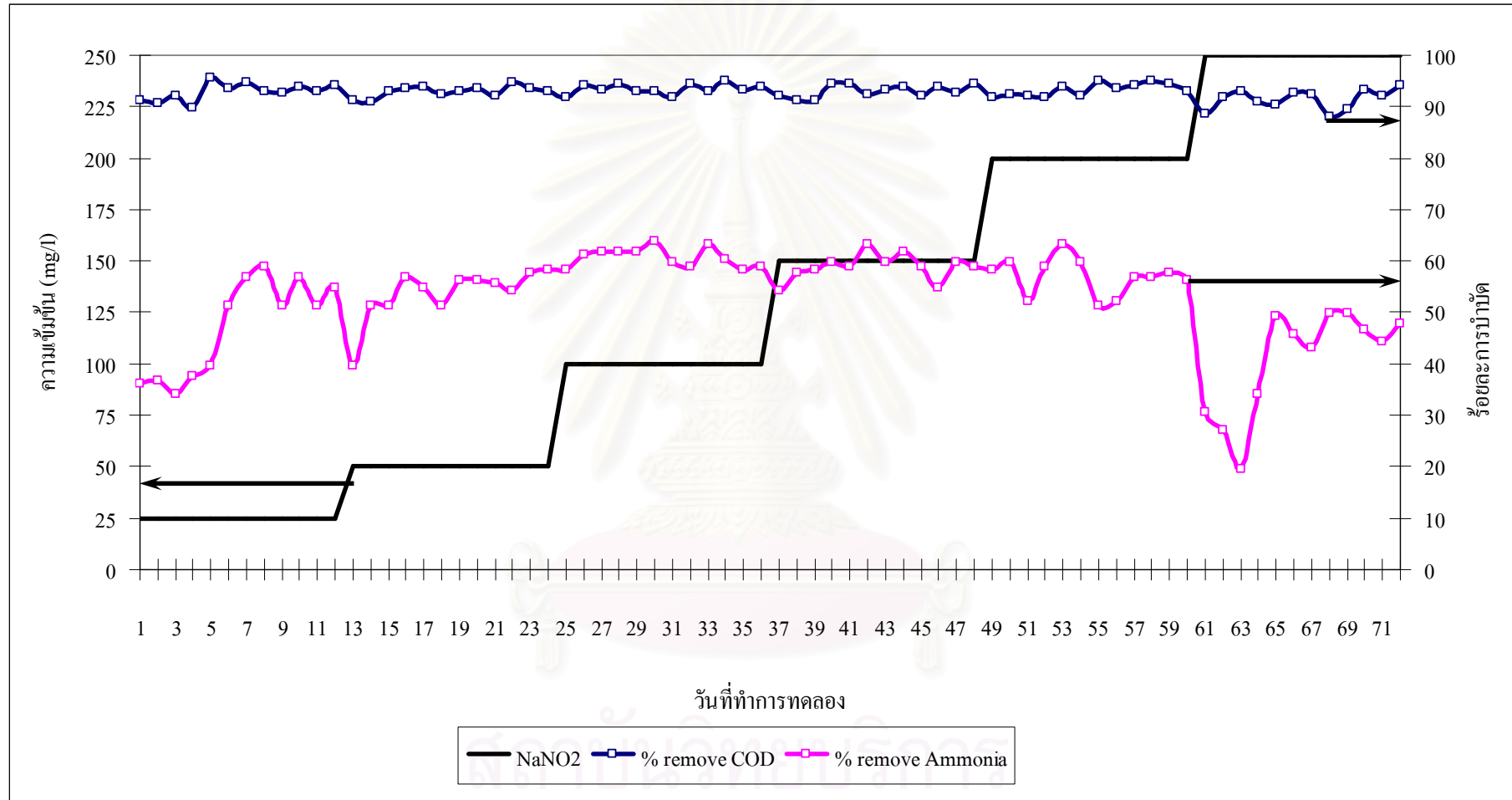
ตารางที่ 4.4 ผลของการเติมไนไตรท์ต่อประสิทธิภาพการบำบัดซีไอดี แอมโมเนียและไนไตรท์

ปริมาณ NaNO_2 (mg/l)	Ammonia: NO_2	ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ย (ร้อยละ)		
		COD	Ammonia	Nitrite
0	-	93.45	0	0
25	14.87	92.82	47.16	99.61
50	8.02	92.92	53.65	99.90
100	3.92	93.49	60.70	99.94
150	2.64	93.02	58.85	99.95
200	1.95	93.29	56.94	99.94
250	1.60	91.39	40.68	99.93



รูปที่ 4.3 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี แอมโมเนีย และ ไนไตรท์ จากการเติมโซเดียมไนไตรท์ที่ปริมาณต่างๆ

เมื่อเพิ่มไนไตรท์ในน้ำเข้ามากขึ้นก็พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียมากขึ้นด้วย โดยพบว่าที่ความเข้มข้นของไนไตรท์ที่ประมาณ 20 มิลลิกรัมต่อลิตร มีประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียสูงสุด คือร้อยละ 60.70 นอกจากนี้สามารถบำบัดซีโอดีและไนไตรท์ ได้ร้อยละ 93.49 และ 99.94 ตามลำดับและเมื่อเพิ่มไนไตรท์ในน้ำเข้าขึ้นอีก พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียลดลง จึงอาจกล่าวได้ว่าเริ่มมีการเกิดพิษกับจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้นความเข้มข้นของแอมโมเนียต่อไนไตรท์มีค่าประมาณ 20 มิลลิกรัมต่อลิตรจึงเป็นมีความเหมาะสมที่สุด นอกจากความเข้มข้นของโซเดียมไนไตรท์ดังกล่าวที่สามารถบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้สูงสุดแล้ว ยังมีประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีใกล้เคียงกับการบำบัดซีโอดีที่ยังไม่มีการเติมไนไตรท์อีกด้วย หรืออาจกล่าวได้ว่าจุลินทรีย์ในระบบสามารถปรับตัวเข้ากับไนไตรท์ในน้ำเสียได้ดีใกล้เคียงกับตอนที่ยังไม่มีเติมไนไตรท์ ความเข้มข้นดังกล่าวจึงเป็นค่าเหมาะสมที่สุดที่จะนำไปใช้ในการบำบัดแอมโมเนียในน้ำเสียที่ระยะกักพักผลศาสตร์อื่นๆ ต่อไป



รูปที่ 4.4 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียจากการเติมโซเดียมไนไตรท์ที่ปริมาณต่างๆ

นอกจากนี้จากรูปที่ 4.4 เมื่อเปรียบเทียบการบำบัดซีโอดีและแอมโมเนียในโตรเจนในระบบ แล้วพบว่าระบบเอเอสบีอาร์สามารถบำบัดสารอินทรีย์ทั้งสองได้ โดยสามารถบำบัดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 90 และสามารถบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 50 จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าระบบบำบัดเอเอสบีอาร์มีความเป็นไปได้ในการบำบัดซีโอดีควบคู่ไปกับการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสีย แต่ทั้งนี้อาจเป็นจุลินทรีย์ต่างชนิดกัน กล่าวคือ การบำบัดซีโอดีด้วยแบคทีเรียสร้างมีเทน และบำบัดแอมโมเนียด้วยแอนาerobicแบคทีเรีย ซึ่งเป็นการพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนที่สามารถให้จุลินทรีย์ทั้งสองชนิดอยู่ร่วมกันภายในถังปฏิกรณ์เดียวได้อีกด้วย

4.2 ผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ

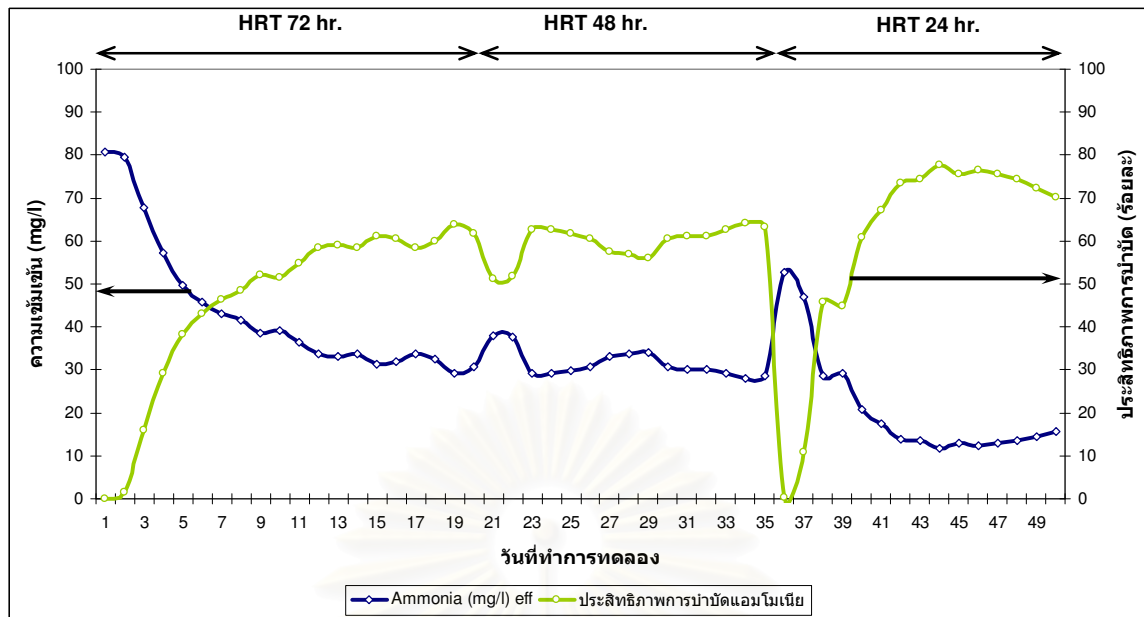
ประสิทธิภาพการบำบัดของระบบจะพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดทีเคเอ็น แอมโมเนียในโตรเจน และไนไตรท์ ตามสมการปฏิกิริยาของแอนาerobic นอกจากนี้ยังมีการพิจารณาประสิทธิภาพการซีโอดีและบีโอดีร่วมด้วย เพื่อให้ระบบเอเอสบีอาร์ศึกษาถึงความสามารถการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนควบคู่กับการบำบัดซีโอดี

4.2.1 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนและทีเคเอ็น

เนื่องจากน้ำเสียสังเคราะห์ไม่มีปริมาณแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเข้าระบบจึงทำให้การหาปริมาณแอมโมเนียที่เกิดขึ้นเป็นไปได้ 2 วิธี คือ ทำการวิเคราะห์ค่าทีเคเอ็นในน้ำเข้าระบบเพื่ออ้างอิงว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจน และรวมถึงแอมโมเนียด้วย ซึ่งในระบบบำบัดแบบแอนาerobicนั้นจะไม่สามารถบำบัดแอมโมเนียได้ และอีกวิธีคือ การเดินระบบโดยใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่ไม่มีการเติมไนไตรท์เข้าไปในระบบ เพื่อดูประสิทธิภาพของกระบวนการโครไลซิสของระบบว่าจะเกิดแอมโมเนียขึ้นเท่าไร และนำค่าเฉลี่ยที่ได้มาคำนวณเป็นปริมาณของแอมโมเนียในน้ำเข้าระบบ

ตารางที่ 4.5 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	แอมโมเนียที่ออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
72	29.12 – 39.20	33.64 ± 3	51.39 – 63.89	58.28 ± 4
48	28.00 – 30.08	31.47 ± 3	51.08 – 64.03	59.57 ± 4
24	11.76 – 20.72	14.46 ± 3	60.71 – 77.70	72.58 ± 5



รูปที่ 4.5 ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 72 ชั่วโมง หรือที่ค่าการะบรทุกสารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนีย เท่ากับ 0.027 กรัม แอมโมเนียในโตรเจน/ลิตร-วัน ระบบสามารถบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนได้สูงสุดที่ร้อยละ 64 และเฉลี่ยที่ร้อยละ 58 ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 48 ชั่วโมง หรือ การะบรทุกสารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนีย เท่ากับ 0.039 กรัม แอมโมเนียในโตรเจน/ลิตร-วัน ระบบยังสามารถบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนได้เพิ่มมากขึ้นสูงสุดถึงร้อยละ 64 และเฉลี่ยที่ร้อยละ 59 ที่ระยะกักพักผลศาสตร์เป็น 24 ชั่วโมง ทำให้เพิ่มค่าการะบรทุกสารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนีย เท่ากับ 0.053 กรัม แอมโมเนียในโตรเจน/ลิตร-วัน แล้วพบว่าระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุดถึง 78 และเฉลี่ยที่ร้อยละ 73

จากการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ แล้ว พบว่าระบบมีการปรับตัวมากขึ้นในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนในน้ำเสีย ทั้งนี้เนื่องจากอัตราส่วนระหว่างของแอมโมเนียต่อไนโตรเจนที่ที่แตกต่างกันทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดแตกต่างกันไป ด้วย ดังตารางที่ 4.6

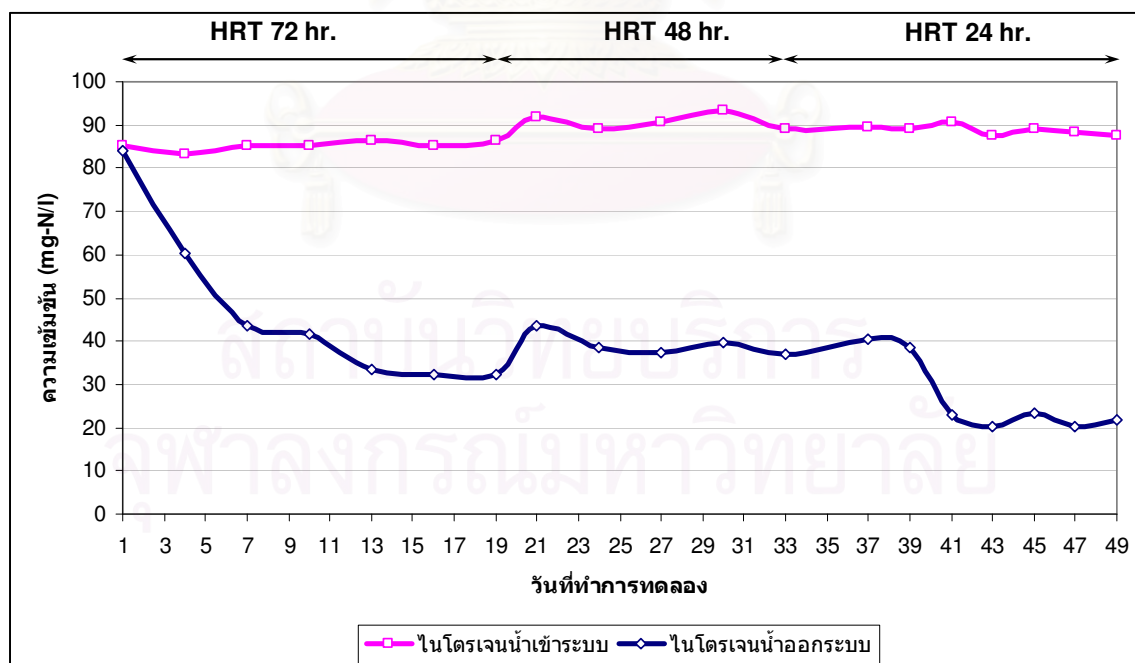
ตารางที่ 4.6 อัตราส่วนของแอมโมเนียในโตรเจนต่อไนโตรเจนที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	แอมโมเนียนำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	ไนโตรเจนนำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)	อัตราส่วน แอมโมเนีย:ไนโตรเจน
72	80.64	20.66	3.90
48	77.84	20.42	3.80
24	52.73	21.08	2.50

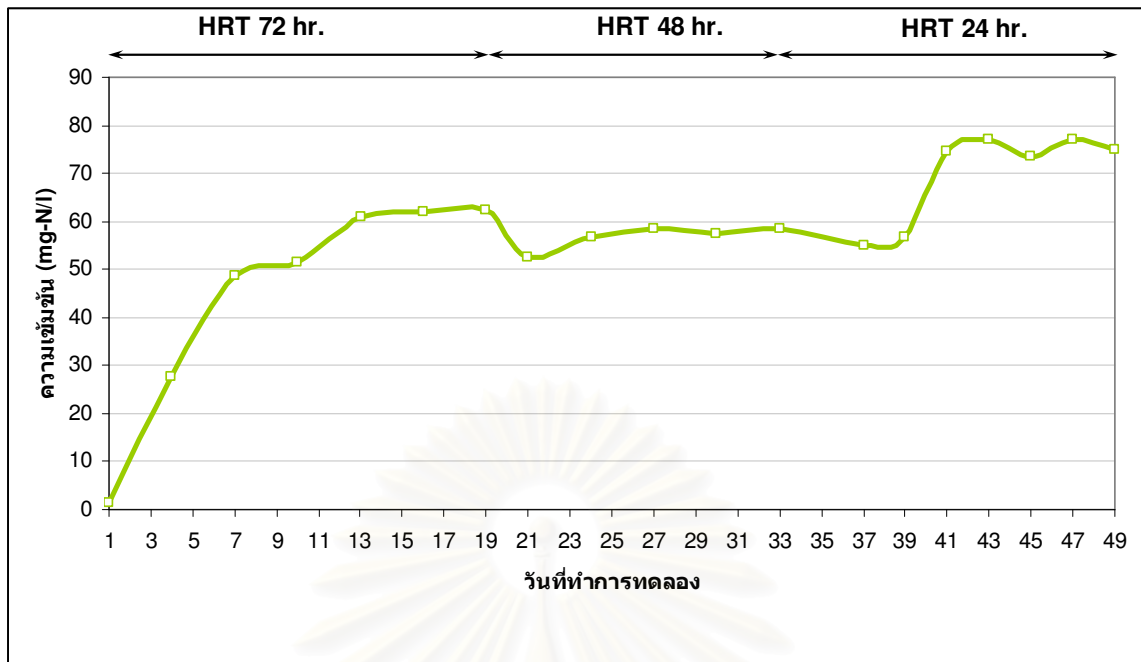
จากตารางข้างต้นแสดงให้เห็นถึงอัตราส่วนระหว่างแอมโมเนียกับไนโตรที่ที่ใช้ในการบำบัดน้ำเสียที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ จากอัตราส่วนดังกล่าวอธิบายได้ว่าที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 และ 48 ชั่วโมงมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกัน ก็เนื่องมาจากอัตราส่วนระหว่างแอมโมเนียกับไนโตรที่ใกล้เคียงกัน แต่ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมงที่มีประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียมากที่สุด เพราะอัตราส่วนแอมโมเนียกับไนโตรที่มีปริมาณน้อยที่สุด หรืออาจกล่าวได้ว่าการเพิ่มความเข้มข้นของไนโตรทำให้ใกล้เคียงกับความเข้มข้นของแอมโมเนียทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดได้ดียิ่งขึ้น แต่ที่งานวิจัยนี้ไม่สามารถเพิ่มความเข้มข้นของไนโตรได้ถึงปริมาณดังกล่าวได้ เนื่องจากหากกระทำดังกล่าวอาจส่งผลกระทบต่อการทำงานบำบัดในรูปซีโอไซด์ได้ ดังที่ได้กล่าวมาแล้วข้างต้น

ตารางที่ 4.7 ประสิทธิภาพการบำบัดที่เคเอ็นที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ที่เคเอ็นน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ที่เคเอ็นน้ำออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
72	85.12-86.24	85.68 ± 0.7	32.48-41.44	35.00 ± 4	51.32-62.34	59.13 ± 5
48	89.04-93.52	90.83 ± 2	36.96-49.23	42.78 ± 6	44.65-59.26	52.87 ± 7
24	87.36-90.72	88.80 ± 1	20.16-40.32	26.81 ± 9	55.00-77.22	69.85 ± 10



รูปที่ 4.6 ค่าความเข้มข้นของทีเคเอ็นในน้ำเข้าและออกระบบที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ



รูปที่ 4.7 ประสิทธิภาพการบำบัดที่เกิดขึ้นที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

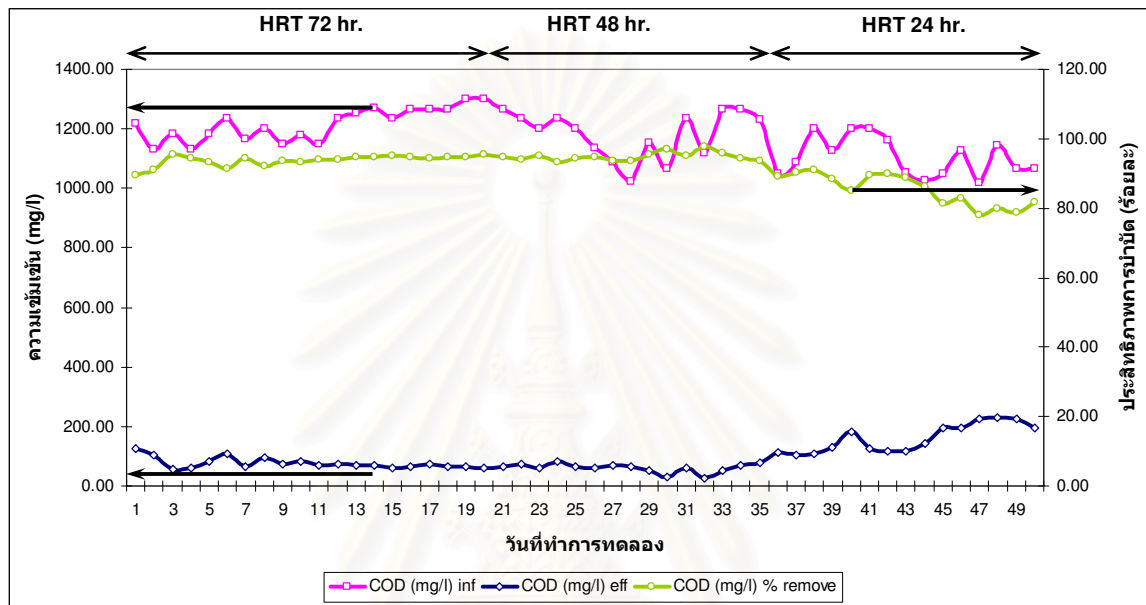
การวิเคราะห์และการรายงานผลการวิเคราะห์ที่เกิดขึ้นนั้นจะรายงานผลเมื่อระบบเข้าสู่สภาวะคงที่ คือ มีประสิทธิภาพการบำบัดใกล้เคียงกันและเริ่มคงที่ ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 72 ชั่วโมง มีประสิทธิภาพในการบำบัดสูงสุดที่ร้อยละ 62 และมีค่าเฉลี่ยที่ร้อยละ 59 เมื่อเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากขึ้น ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 48 ชั่วโมง พบว่าระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดที่เฉลี่ยลดลงเล็กน้อย อยู่ที่เฉลี่ยร้อยละ 53 และบำบัดสูงสุดได้ที่ร้อยละ 59 และเมื่อลดระยะกักพักผลศาสตร์อยู่ที่ 24 ชั่วโมง พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดลดลง อยู่ที่เฉลี่ยร้อยละ 70 และบำบัดสูงสุดได้ที่ร้อยละ 77

จากการเปรียบเทียบประสิทธิภาพของการบำบัดที่เกิดขึ้นที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ พบว่าประสิทธิภาพการบำบัดที่เกิดขึ้นมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกัน และมากที่สุดที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 24 ชั่วโมง ทั้งนี้อาจเป็นเพราะจุลินทรีย์ที่บำบัดมีการปรับตัวเข้ากับน้ำเสียและปริมาณแอมโมเนียและไนโตรที่ได้ดีขึ้นตามลำดับ และที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 48 ชั่วโมงมีประสิทธิภาพการบำบัดต่ำสุด ทั้งนี้อาจเนื่องจากจุลินทรีย์กำลังปรับตัวให้เข้ากับภาระบรรทุกแอมโมเนียและไนโตรที่ในน้ำเสีย

จากผลการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบพบว่า จุลินทรีย์ในระบบสามารถบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 50 ซึ่งปฏิเสธผลการศึกษาในอดีตที่ว่าระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนถึงเพียงจะไม่สามารถบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากรน้ำเสียได้

4.2.2 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีและบีโอดี

ประสิทธิภาพในการบำบัดชีโอดี จะทำการวิเคราะห์ตลอดช่วงที่ทำการทดลอง โดยทำการวิเคราะห์ประสิทธิภาพในช่วงของน้ำเสียที่มีการเติมไนโตรเจนเข้าไปในระบบ ซึ่งนอกจากพิจารณาประสิทธิภาพการบำบัดแล้ว ยังใช้ค่าชีโอดีที่วิเคราะห์ได้ในการควบคุมการเดินระบบด้วยโดยผลการทดลองเป็นไปตามตารางดังนี้



รูปที่ 4.8 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ตารางที่ 4.8 ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ชีโอดีน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ชีโอดีน้ำออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
	72	1149 - 1300	1239 ± 52	60 - 81	69 ± 6	93 - 95
48	1024 - 1267	1181 ± 79	26 - 82	61 ± 16	93 - 98	95 ± 1
24	1018 - 1200	1105 ± 64	105 - 229	160 ± 47	78 - 91	85 ± 5

ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ที่ 72 ชั่วโมง มีค่าการบรรเทาทุกสารอินทรีย์ในรูปชีโอดี เท่ากับ 0.33 กรัมชีโอดี/ลิตร-วัน ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีของระบบมากกว่าร้อยละ 90 และมากที่สุดถึงร้อยละ 95 ทั้งนี้เนื่องมาจากจุลินทรีย์ได้มีการปรับตัวให้เข้ากับน้ำเสียสังเคราะห์ได้แล้ว และนอกจากนี้อาจกล่าวได้ว่าการเติมไนโตรเจนในปริมาณที่เหมาะสมนั้นไม่รบกวนหรือทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดชีโอดีลดลง

เมื่อเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ เท่ากับ 0.5 กรัมซีโอดี/ลิตร-วัน หรือ ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 48 ชั่วโมง พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีได้มากขึ้น และสูงสุดถึงร้อยละ 98 แสดงให้เห็นว่าจุลินทรีย์ในระบบสามารถปรับตัวเข้ากับสารอินทรีย์ในระบบได้มากขึ้น

แต่เมื่อเพิ่มภาระบรรทุกสารอินทรีย์ เท่ากับ 1.0 กรัมซีโอดี/ลิตร-วัน หรือ ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง พบว่า ระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปซีโอดีได้ลดลง ทั้งนี้เกิดจากสาเหตุ 2 ประการคือ ประการแรก ระบบถึงความสามารถสูงสุดในการรับภาระบรรทุก (maximum loading) ของระบบก่อนที่ระบบจะล้มเหลวเนื่องจากการเพิ่มขึ้นของสารอินทรีย์ในน้ำเข้าระบบ ประการที่สอง ไนโตรที่เกิดการเป็นพิษในระบบ เนื่องจากระบบรับภาระบรรทุกไนโตรที่เข้าสู่ระบบเพิ่มขึ้นเป็น 2 เท่าจากระยะกักพักชลศาสตร์ที่ผ่านมา

ตารางที่ 4.9 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีก่อนและหลังการเติมโซเดียมไนไตรท์

ระยะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ก่อนเติมโซเดียมไนไตรท์ (ร้อยละ)		ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี หลังเติมโซเดียมไนไตรท์ (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
	72	92 - 95	93 ± 1	93 - 95
48	90 - 95	93 ± 1	93 - 98	95 ± 1
24	80 - 91	85 ± 5	78 - 91	85 ± 5

หากพิจารณาถึงความเป็นพิษของไนไตรท์ของระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมงแล้วพบว่า ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีก่อนและหลังการเติมไนไตรท์มีค่าใกล้เคียงกันก็เท่ากับว่าไนไตรท์ไม่ได้ส่งผลต่อการบำบัดซีโอดีแต่อย่างไร อาจเป็นความสามารถสูงสุดของระบบเองที่สามารถบำบัดซีโอดีได้ตามตารางที่ 4.9

สำหรับประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีจะทำการวิเคราะห์เมื่อพิจารณาแล้วพบว่าระบบเข้าสู่สภาวะคงที่กล่าวคือระบบมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีที่ค่อนข้างคงที่แล้ว จึงมีการสุ่มตัวอย่างเพื่อทำการวิเคราะห์ค่าบีโอดี เนื่องจากค่าซีโอดีที่วิเคราะห์ได้จะรวมถึงการย่อยสลายสารเคมีในน้ำเสียด้วย แต่ค่าบีโอดีนั้นจะใช้พิจารณาถึงการย่อยสลายทางชีววิทยาเท่านั้น ซึ่งผลการวิเคราะห์เป็นดังตารางที่ 4.6

ตารางที่ 4.10 ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	บีโอดีน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		บีโอดีน้ำออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
72	687 - 797	758 ± 62	27 - 37	32 ± 5	96 - 95	96 ± 0.4
48	895 - 949	925 ± 28	30 - 43	38 ± 10	95 - 96	96 ± 0.7
24	949 - 968	958 ± 8	71 - 195	132 ± 52	80 - 93	86 ± 5

จากการวิเคราะห์ประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีของระบบพบว่า ที่แต่ละระยะกักพักผลศาสตร์ 72 และ 48 ชั่วโมง มีค่าประสิทธิภาพในการบำบัดใกล้เคียงกัน คือมากกว่าร้อยละ 90 แสดงว่าระบบมีความสามารถในการรับภาระบรรทุสารอินทรีย์ให้มากขึ้นได้ แต่เมื่อเพิ่มภาระบรรทุสารอินทรีย์ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 24 ชั่วโมงพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดบีโอดีมีค่าลดลง คือที่ร้อยละ 86 ซึ่งเหตุผลได้กล่าวมาแล้วข้างต้น

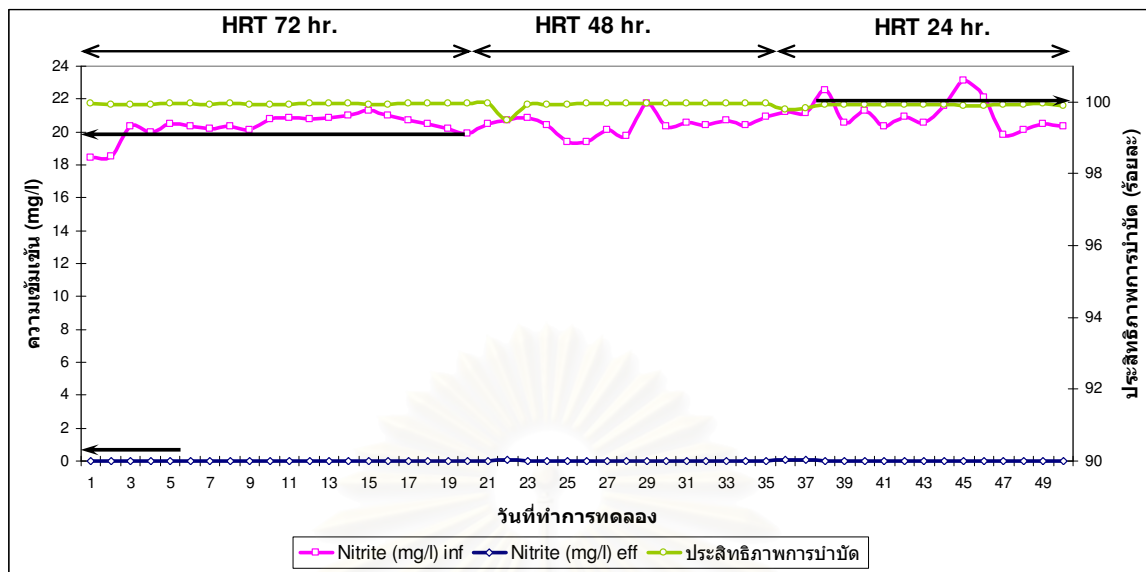
จากผลการทดลองทั้งหมดแสดงให้เห็นถึงการพัฒนาศักยภาพของระบบเอเอสบีอาร์เพื่อการบำบัดสารอินทรีย์ทั้งที่อยู่ในรูปของ บีโอดี ซีโอดี และไนโตรเจนได้ ซึ่งจะเป็นข้อมูลพื้นฐานในการพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนต่อไปได้

4.2.3 ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจน

ไนโตรเจนเป็นสารพิษที่สามารถทำลายการทำงานของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนได้ จากการศึกษาถึงระบบความเป็นพิษของไนโตรเจนต่อการทำงานของระบบ ทำให้ทราบถึงปริมาณของการเติมไนโตรเจนที่เหมาะสมกับจุลินทรีย์ และใช้ปริมาณไนโตรเจนที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ ต่อไป โดยผลการทดลองเป็นไปตามตารางที่ 4.11

ตารางที่ 4.11 ประสิทธิภาพการบำบัดไนโตรเจนที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ไนโตรเจนน้ำเข้าระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ไนโตรเจนน้ำออกจากระบบ (มิลลิกรัมต่อลิตร)		ประสิทธิภาพการบำบัด (ร้อยละ)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
72	19.90-21.28	20.66 ± 0.4	0.01-0.02	0.01	99.91-99.97	99.94 ± 0.02
48	19.39-21.74	20.42 ± 0.6	0.01	0.01	99.94-99.97	99.95 ± 0.01
24	19.83-23.12	21.08 ± 0.9	0.01-0.04	0.02	99.80-99.95	99.91 ± 0.04

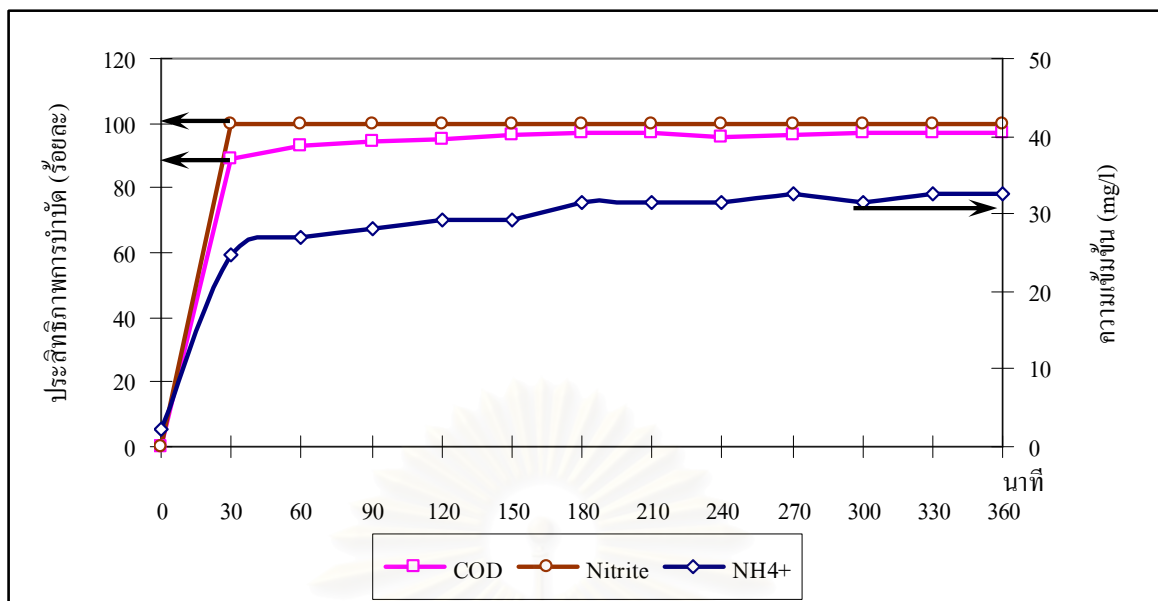


รูปที่ 4.9 ประสิทธิภาพการบำบัดไนไตรท์ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ

จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าระบบสามารถใช้ไนไตรท์ได้ทั้งหมด โดยทุกระยะกักพักชลศาสตร์สามารถบำบัดหรือใช้ในไนไตรท์ได้มากกว่าร้อยละ 99 และจากผลการทดลองที่แสดงให้เห็นว่าระบบยังสามารถบำบัดสารอินทรีย์ (ซีโอดี บีโอดี และ ไนโตรเจน) ได้นั้นแสดงว่าปริมาณของไนไตรท์ดังกล่าวไม่รบกวนการบำบัดหรือทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดด้อยลงแต่อย่างไร

4.2.4 จลนพลศาสตร์ของซีโอดี แอมโมเนีย และ ไนไตรท์

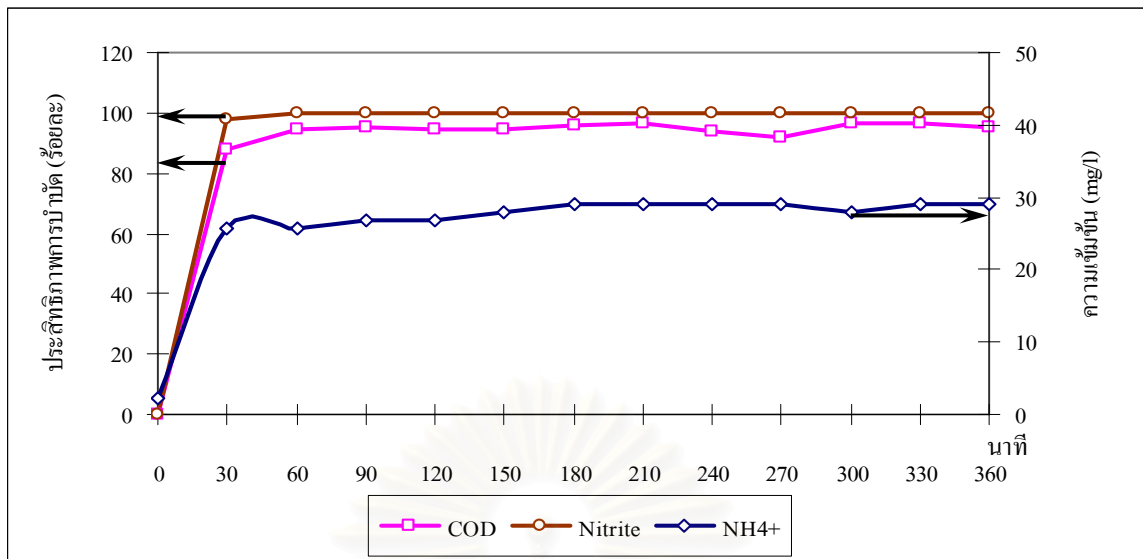
การศึกษาความเป็นไปของซีโอดี แอมโมเนีย และไนไตรท์ใน 1 รอบการทำงานของระบบ ทำให้ทราบถึงระดับความสามารถของระบบที่รองรับว่าใช้เวลามากน้อยเพียงใดในการบำบัดสารมลพิษในน้ำเสีย โดยการทดลองจะพิจารณาและเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อวิเคราะห์ ทุก ๆ 30 นาที โดยการวิเคราะห์ซีโอดีนั้นจะวิเคราะห์โดยใช้ซีโอดีละลายน้ำ (soluble COD) แทนซีโอดีทั้งหมด (total COD) เนื่องจากบางช่วงเวลาของการเก็บตัวอย่างตรงกับเวลาในการกวนของระบบทำให้มีตะกอนอยู่ในตัวอย่างด้วยจึงอาจทำให้ผลการวิเคราะห์ผิดพลาดไป โดยวิธีการคำนวณค่าทางจลนพลศาสตร์เป็นไปตามภาคผนวก ค. ซึ่งผลการทดลองเป็นดังนี้



รูปที่ 4.10 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ในไนโตรท์ และความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจน ใน 1 รอบการทำงาน ที่ระยะกักพักชดสศาสตร์ 72 ชั่วโมง

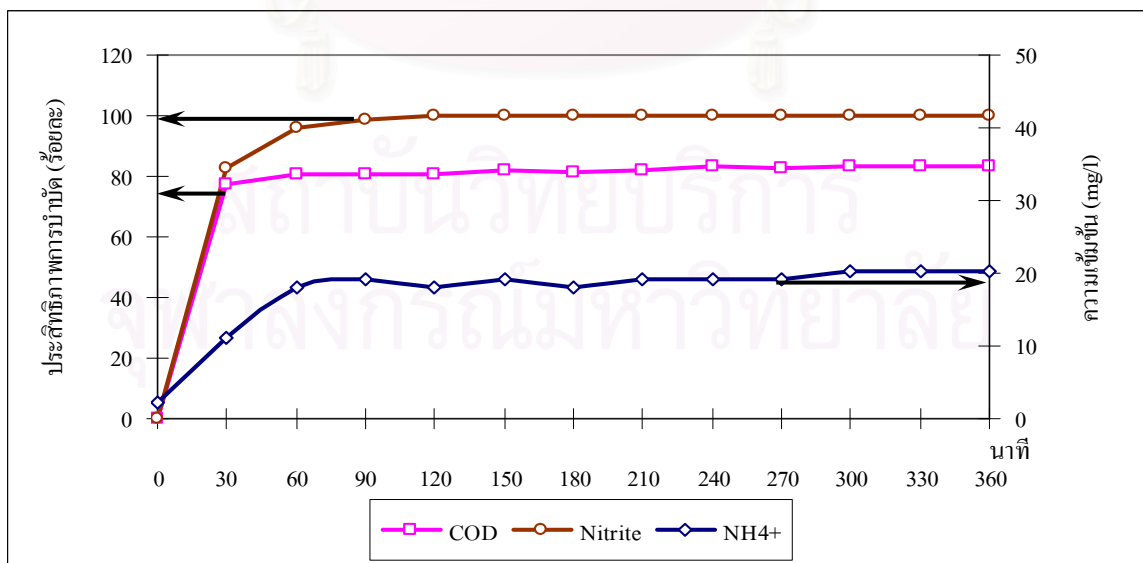
ผลการศึกษาจนผลศาสตร์ที่ระยะเวลาพักชดสศาสตร์ 72 ชั่วโมง เป็นไปตามรูปที่ 4.10 จากรูป อัตราการกำจัดซีโอดีมีประสิทธิภาพสูงตั้งแต่ 30 นาทีแรก โดยมีค่าเท่ากับ 31.75 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร-นาที่ และลดลงเหลือ 1.27 และ 0.51 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร-นาที่ ใน 30 นาทีถัดๆไป เช่นเดียวกับ อัตราการใช้ไนโตรท์ในระบบที่มีค่าสูงสุดตั้งแต่ 30 นาทีแรก ซึ่งมีอัตราการใช้ไนโตรท์ 0.70 มิลลิกรัมไนโตรท์ต่อลิตร-นาที่ และลดลงเหลือ 0.00007 มิลลิกรัมไนโตรท์ต่อลิตร-นาที่ ทั้งนี้เนื่องมาจากระบบมีการกวนที่สมบูรณ์ทำให้ระบบเกิดปฏิกิริยาได้อย่างรวดเร็ว แต่ทั้งนี้ตั้งแต่นาทีที่ 30 ขึ้นไปแอมโมเนียเกิดขึ้นเพิ่มขึ้นแล้วคงที่เนื่องมาจากไนโตรท์ในระบบทำปฏิกิริยาจนหมดแล้วดังนั้นจึงมีแอมโมเนียสูงขึ้นเรื่อยๆ จนคงที่เป็นปริมาณแอมโมเนียที่ออกมาคือน้ำเสีย

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



รูปที่ 4.11 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ในไนโตรท์ และความเข้มข้นของแอมโมเนียในไนโตรเจน ใน 1 รอบการทำงาน ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 48 ชั่วโมง

ผลการศึกษาดนพลศาสตร์ที่ระยะเวลาพักชลศาสตร์ 48 ชั่วโมง เป็นไปตามรูปที่ 4.11 จากรูป อัตราการกำจัดซีโอดีมีประสิทธิภาพสูงตั้งแต่ 30 นาทีแรก โดยมีค่าเท่ากับ 33.69 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร-นาที และลดลงเหลือ 2.77 และ 0.30 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร-นาที ใน 30 นาทีถัดๆไป และเริ่มคงที่เช่นเดียวกับอัตราการใช้น้ำไนโตรท์ในระบบที่มีค่าสูงสุดตั้งแต่ 30 นาทีแรก ซึ่งมีอัตราการใช้น้ำไนโตรท์ 0.69 มิลลิกรัมไนโตรท์ต่อลิตร-นาที และลดลงเหลือ 0.01 และ 0.002 มิลลิกรัมไนโตรท์ต่อลิตร-นาที ใน 30 นาทีต่อไปตามลำดับ และแอมโมเนียเกิดขึ้นเพิ่มขึ้นแล้วคงที่ใน 30 นาทีแรกเช่นกัน



รูปที่ 4.12 ประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดี ในไนโตรท์ และความเข้มข้นของแอมโมเนียในไนโตรเจน ใน 1 รอบการทำงาน ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง

ผลการศึกษาจลนพลศาสตร์ที่ระยะเวลาพักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง เป็นไปตามรูปที่ 4.13 จากรูป อัตราการกำจัดซีโอดีมีประสิทธิภาพสูงตั้งแต่ 30 นาทีแรก โดยมีค่าเท่ากับ 30.00 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร-นาที่ และลดลงเหลือ 1.33 มิลลิกรัมซีโอดีต่อลิตร-นาที่ ใน 30 นาทีถัดไป และเริ่มคงที่ เช่นเดียวกับอัตราการใช้ในไตรท์ในระบบที่มีค่าสูงสุดตั้งแต่ 30 นาทีแรก ซึ่งมีอัตราการใช้ในไตรท์ 0.62 มิลลิกรัมไนไตรท์ต่อลิตร-นาที่ และลดลงเหลือ 0.10 และ 0.02 มิลลิกรัมไนไตรท์ต่อลิตร-นาที่ ใน 30 นาทีต่อไปตามลำดับแต่ในระบะกักพักชลศาสตร์นี้ไนไตรท์สามารถใช้ได้หมดที่ 60 นาทีแรกของการทดลอง และแอมโมเนียเกิดขึ้นเพิ่มขึ้นแล้วคงที่ใน 30 นาทีแรกเช่นกัน เนื่องมาจากไนไตรท์ในระบบทำปฏิกิริยาจนหมดแล้วดังนั้นจึงมีแอมโมเนียสูงขึ้นเรื่อยๆ เช่นเดียวกับระบะกักพักชลศาสตร์อื่นๆ เป็นข้อสังเกตว่าอัตราการใช้ในไตรท์ลดลงเล็กน้อยทั้งนี้เนื่องจาก อัตราการระบบการบรรทุกสารอินทรีย์ทั้งในรูปของซีโอดี และแอมโมเนียไนโตรเจนที่มากขึ้น ซึ่งโดยปกติแล้วจุลินทรีย์ในระบบจะทำการบำบัดสารอินทรีย์ในรูปของซีโอดีก่อนจึงจะบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจน (ธงชัย พรรณสวัสดิ์, 2545)

ตารางที่ 4.12 อัตราการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ย ที่ระบะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ

ระบะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	อัตราการผลิตแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ย		อัตราการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ย	
	มิลลิกรัมแอมโมเนีย ต่อลิตร-ชั่วโมง	มิลลิกรัมแอมโมเนีย ต่อกรัม VSS	มิลลิกรัมแอมโมเนีย ต่อลิตร-ชั่วโมง	มิลลิกรัมแอมโมเนีย ต่อกรัม VSS
	72	13.07	1.33	7.83
48	12.60	1.28	7.72	0.83
24	8.42	0.95	6.38	0.69

อัตราการผลิตแอมโมเนียเฉลี่ยขณะที่ยังไม่มีเพิ่มเติมไนไตรท์พบว่าระบบสามารถผลิตแอมโมเนียได้เฉลี่ยที่ 13.07 มิลลิกรัมแอมโมเนียไนโตรเจนต่อลิตร-ชั่วโมง ที่ระบะกักพักชลศาสตร์ 72 ชั่วโมง โดยที่ระบะกักพักชลศาสตร์ 48 ชั่วโมง ลดลงที่ 12.60 มิลลิกรัมแอมโมเนียต่อลิตร-ชั่วโมง และลดลงน้อยสุดที่ระบะกักชลศาสตร์ 72 ชั่วโมง ที่อัตรา 8.42 มิลลิกรัมแอมโมเนียต่อลิตร-ชั่วโมง ทั้งนี้ อัตราการผลิตแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบเอเอสบีอาร์นั้น จะอาศัยกระบวนการไฮโดรไลซิสของจุลินทรีย์ในระบบ ดังนั้นอัตราการผลิตแอมโมเนียที่เกิดขึ้นในระบบนั้นจึงต้องอาศัยระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยา ความเข้มข้นสารอินทรีย์ และปริมาณจุลินทรีย์ที่ใช้ในระบบด้วย ซึ่งในการทดลองนี้ให้ค่าความเข้มข้นของสารอินทรีย์และปริมาณจุลินทรีย์ที่เท่ากัน ดังนั้นความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนที่เกิดขึ้นจึงสัมพันธ์กับระยะเวลาพักชลศาสตร์ และจะมีการเติมโซเดียมไนไตรท์เข้าไปในระบบแล้วพบว่าระบบมีอัตราในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ยมากที่สุดที่ 6.38 7.72 และ 7.83 มิลลิกรัมแอมโมเนียต่อลิตร-ชั่วโมง ที่ระบะกักพักชลศาสตร์ 24 48 และ 72 ชั่วโมงตามลำดับ และ

นอกจากนี้ระบบมีความสามารถบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้ 0.69 0.83 และ 0.84 มิลลิกรัมแอมโมเนียต่อกรัม VSS ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 48 และ 72 ชั่วโมงตามลำดับ

ตารางที่ 4.13 อัตราการบำบัดชีโอดี และ ไนโตรที่เฉลี่ย ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	อัตราการบำบัดชีโอดีเฉลี่ย (มิลลิกรัมชีโอดีต่อลิตร-นาท)	อัตราการใช้ไนโตรที่เฉลี่ย (มิลลิกรัมไนโตรที่ต่อลิตร-นาท)
72	19.50	0.34
48	18.67	0.34
24	15.75	0.35

ตารางที่ 4.14 อัตราการบำบัดชีโอดี และ ไนโตรที่ สูงสุด ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	อัตราการบำบัดชีโอดีสูงสุด (มิลลิกรัมชีโอดีต่อลิตร-นาท)	อัตราการใช้ไนโตรที่สูงสุด (มิลลิกรัมไนโตรที่ต่อลิตร-นาท)
72	31.75	0.70
48	33.69	0.69
24	30.00	0.62

จากตารางที่ 4.13 และ 4.14 แสดงให้เห็นถึงศักยภาพของระบบที่ใช้ในการบำบัดชีโอดี และ ไนโตรที่ พบว่าอัตราการบำบัดชีโอดีและไนโตรที่ของแต่ละระยะกักพักชลศาสตร์มีค่าใกล้เคียงกัน ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 และ 48 ชั่วโมง ทั้งนี้เนื่องมาจากจุลินทรีย์ในระบบมีการปรับตัวเข้ากับน้ำเสียได้ดี แต่ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง เนื่องจากมีภาระบรรทุกสารอินทรีย์มากขึ้นกว่าที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 2 เท่า ทำให้ระบบมีประสิทธิภาพการบำบัดลดลงและทำให้อัตราการบำบัดชีโอดีและไนโตรที่ลดลงด้วย

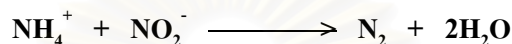
จากผลการศึกษาดนพลศาสตร์ของระบบพบว่าอัตราการบำบัดชีโอดีของระบบค่อนข้างเกิดขึ้นอย่างรวดเร็วภายใน 60 นาทีแรกของการทดลอง แต่ทั้งนี้ที่ไม่สามารถออกแบบระบบให้มีเวลาในแต่ละรอบเท่ากับ 60 นาทีได้แล้วจึงเปลี่ยนน้ำเสีรอบใหม่ เนื่องจากถึงแม้ว่าชีโอดีจะถูกกำจัดในน้ำเสียแต่จุลินทรีย์ก็ยังคงต้องมีกระบวนการย่อยสลายภายในเซลล์ของจุลินทรีย์หากมีการเติมน้ำเสียเข้าไปในระบบอีกจุลินทรีย์ก็ยังไม่สามารถบำบัดชีโอดีในน้ำเสียได้อีก

และเนื่องจากข้อจำกัดของระบบเอสบิวาร์ที่มีการเติมน้ำเสียแบบเทเพียงครั้งเดียวจึงมีการบำบัดสารอินทรีย์ตั้งแต่ในช่วงเวลาแรกๆของการบำบัด แต่ทั้งนี้การเติมสารพิษต่างๆ เพื่อการบำบัด เช่น ในงานวิจัยนี้คือ ไนโตรที่ ทำให้จุลินทรีย์ในระบบอาจได้รับความเข้มข้นของสารพิษสูงสุดในช่วงเวลา

ของการเติมน้ำเข้าระบบมากจึงอาจทำให้เกิดการล้นเหลวได้ แต่ถ้ามีการออกแบบระบบให้มีการเติมไนโตรเจนทำให้เข้าสู่ระบบที่ละน้อยเพื่อให้พอดีกับการเพิ่มขึ้นของแอมโมเนียที่เกิดขึ้นจากกระบวนการไฮโดรไลซิสอาจทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนมีมากกว่านี้ก็เป็นได้

4.2.5 สมดุลมวลของไนโตรเจนในระบบ (mass balance of nitrogen)

เนื่องจากระบบเป็นระบบปิดดังนั้นมวลของไนโตรเจนในน้ำเข้าระบบและออกจากระบบจึงควรมีค่าที่เท่ากัน โดยในกระบวนการบำบัดที่แบคทีเรียจะออกซิไดซ์แอมโมเนียให้เป็นก๊าซไนโตรเจนซึ่งเป็นไปตามสมการดังนี้



(Bo and Tague, 2002)

จึงสามารถหาสมดุลมวลของไนโตรเจนได้ดังนี้

$$\begin{aligned} \text{ไนโตรเจนน้ำเข้าระบบ} &= \text{ไนโตรเจนน้ำออกจากระบบ} \\ \text{TKN} + \text{NO}_2^- &= \text{TKN} + \text{NO}_2^- + \text{N}_2(\text{g}) + \text{N}_{(\text{bact})} \end{aligned}$$

โดยไนโตรเจนของน้ำเข้าระบบจึงเป็นไนโตรเจนรวมระหว่างแอมโมเนียไนโตรเจนและไนไตรท์ที่เข้าทำปฏิกิริยา ทั้งนี้การวิเคราะห์โดยค่าที่เคเอ็นมีความหมายรวมถึงแอมโมเนียไนโตรเจนในระบบด้วย จึงใช้ค่าที่เคเอ็นเพื่อเป็นการสื่อถึงค่าของไนโตรเจนทั้งหมดในระบบ ดังนั้นในการหาค่าสมดุลมวลไนโตรเจน และไนโตรเจนน้ำที่ออกจากระบบจึงเป็นการหาค่าที่เคเอ็นและไนไตรท์ที่ลดลง นอกจากนี้ยังมีในส่วนของไนโตรเจนที่แบคทีเรียนำไปสร้างเซลล์และส่วนที่เป็นก๊าซไนโตรเจนตามสมการ โดยการหาค่าของไนโตรเจนของระบบบำบัดที่หาได้ไม่ถายนักก็คือการหาค่าก๊าซไนโตรเจนและไนโตรเจนที่แบคทีเรียนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ ซึ่งค่าไนโตรเจนทั้งสองส่วนนั้นอาจกล่าวได้ว่าเป็นค่าของไนโตรเจนที่เกิดจากการบำบัดของระบบ โดยผลของสมดุลมวลไนโตรเจนเป็นดังตารางที่ 4.15

ตารางที่ 4.15 สมดุลมวลของไนโตรเจนในน้ำเสียเข้าและออกจากระบบ

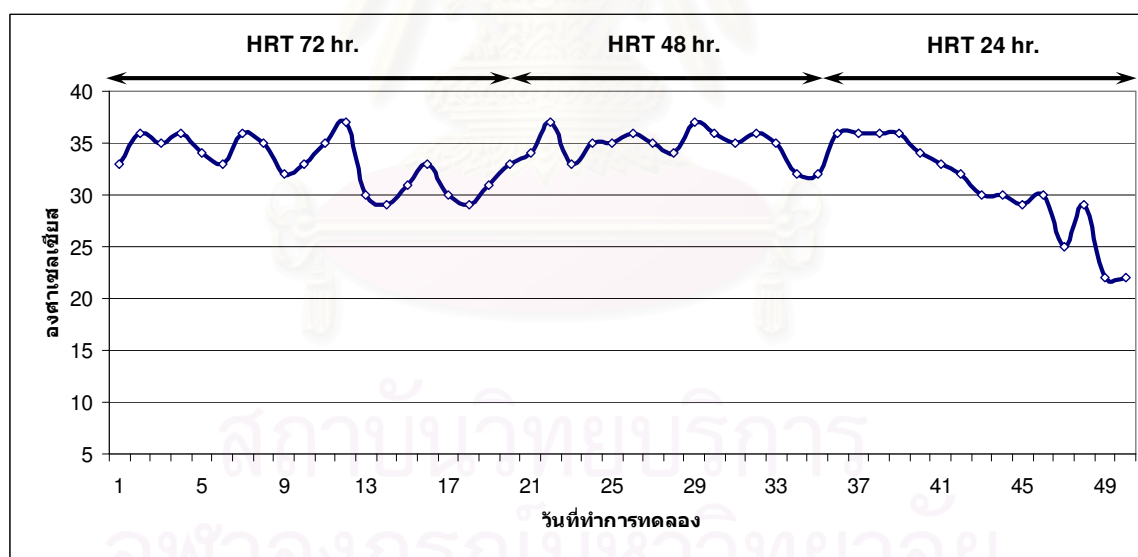
ระยะกักพัก ชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ไนโตรเจนน้ำเข้าระบบ (mg/day)			ไนโตรเจนน้ำออกจากระบบ (mg/day)			ไนโตรเจนที่หายไป เนื่องจากการบำบัด (mg/day)
	TKN	NO ₂ ⁻	TN	TKN	NO ₂ ⁻	TN	
72	685.44	165.28	850.72	280.00	0.08	280.08	570.64
48	1,089.96	245.04	1,335.00	513.36	0.12	513.48	821.52
24	1,939.20	505.92	2,445.12	643.44	0.48	643.92	1,801.20

จากตารางข้างต้นแสดงให้เห็นความสามารถของระบบบำบัดที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ จากไนโตรเจนทั้งหมด (TN) ของน้ำเข้าระบบที่รวมสารประกอบไนโตรเจนในรูปแบบต่างๆ ซึ่งส่วนใหญ่อยู่ในรูปของ สารอินทรีย์ในไนโตรเจน และปริมาณไนโตรที่ที่เติมลงไปใต้น้ำเสียสังเคราะห์ เปลี่ยนรูปไปเป็นแอมโมเนียในไนโตรเจนที่เกิดจากกระบวนการไฮโดรไลซิส ละลายอยู่ในน้ำออกจากระบบ ดังนั้นไนโตรเจนที่ระบบสามารถบำบัดได้จริง ได้แก่ ก๊าซไนโตรเจนที่เกิดจากกระบวนการแอนนาโมก และไนโตรเจนที่จุลินทรีย์ในระบบนำไปใช้ในการสร้างเซลล์ ซึ่งผลการทดลองพบว่าที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมงสามารถบำบัดไนโตรเจนได้มากที่สุดที่ 1,801.20 มิลลิกรัมต่อวัน

4.3 ผลการศึกษาภาวะระหว่างการเดินระบบ

4.3.1 อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยที่สำคัญต่อการทำงานและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย ในการทดลองครั้งนี้ทำการวัดอุณหภูมิที่ถังปฏิกริยา โดยอุณหภูมิในช่วงที่ถังปฏิกริยาทำงานที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ ดังตารางที่ 4.13



รูปที่ 4.13 อุณหภูมิในช่วงที่ถังปฏิกริยาทำงานที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ

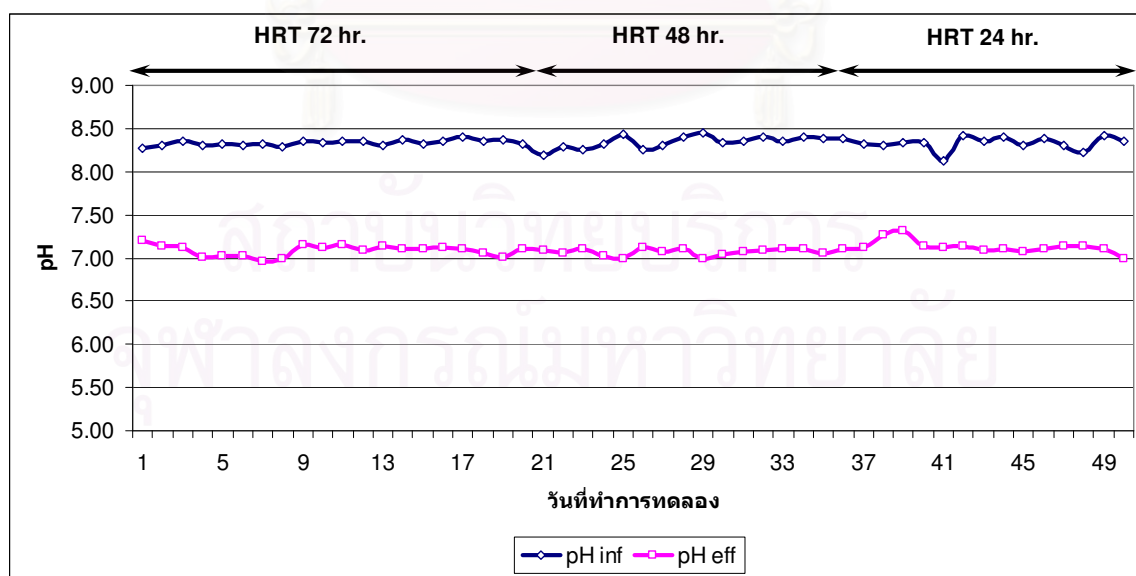
ตารางที่ 4.16 อุณหภูมิในช่วงที่ถึงปฏิกิริยาทำงานที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	ช่วงอุณหภูมิที่ถึงปฏิกิริยาทำงาน (องศาเซลเซียส)	อุณหภูมิเฉลี่ย (องศาเซลเซียส)
72	29-37	32
48	32-37	35
24	22-36	31

จากผลการทดลองพบว่าที่ระยะกักพักผลศาสตร์ 72 48 และ 24 ชั่วโมง มีช่วงอุณหภูมิที่ถึงปฏิกิริยาทำงานมีค่าใกล้เคียงกัน คืออยู่ในช่วง 31-37 องศาเซลเซียส ซึ่งอุณหภูมิดังกล่าวอยู่ในช่วงการทำงานของ Mesophilic bacteria ซึ่งอุณหภูมิดังกล่าวเอื้อให้แบคทีเรียในกลุ่มสร้างกรดและสร้างมีเทนสามารถทำงานได้ดี ซึ่งเป็นช่วงอุณหภูมิที่แบคทีเรียแอนาerobicสามารถทำงานได้ดี กล่าวคือแบคทีเรียแอนาerobicจะทำงานได้ดีที่อุณหภูมิ 20-43 องศาเซลเซียส (Marc et al., 1999)

4.3.2 pH

การควบคุม pH ในระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจนมีความจำเป็นเป็นอย่างมากเนื่องจากการทดลองนี้มีแบคทีเรียหลายกลุ่มที่อยู่ร่วมกัน ดังนั้นต้องมีการควบคุม pH ให้เหมาะสมต่อการอยู่ร่วมกันได้ของแบคทีเรียในระบบ ซึ่งการควบคุมค่า pH ในการทดลองครั้งนี้จะให้อยู่ในช่วง 6.5-7.8 โดยผลการศึกษาดังตารางที่ 4.17



รูปที่ 4.14 pH ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ตารางที่ 4.17 pH ที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

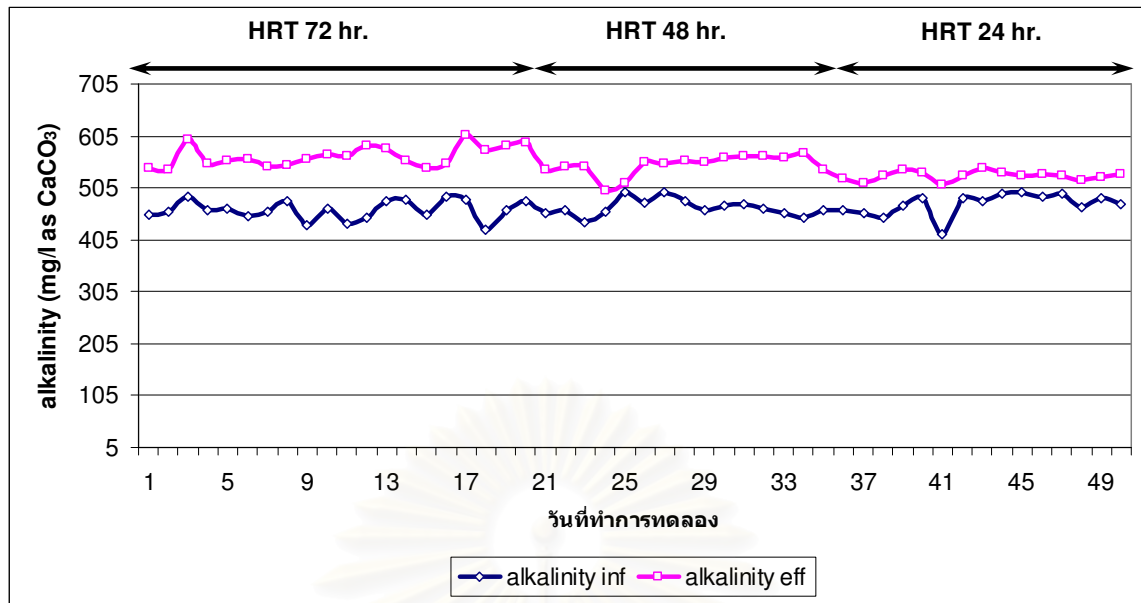
ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	pH น้ำเข้าระบบ		pH น้ำออกจากระบบ	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
72	8.31- 8.40	8.35 ± 0.03	7.01 - 7.16	7.11 ± 0.04
48	8.19 - 8.45	8.34 ± 0.07	7.00 – 7.12	7.07 ± 0.04
24	8.12 - 8.42	8.33 ± 0.08	6.99 – 7.32	7.13 ± 0.08

นอกจากนี้ pH ของระบบบำบัดยังสอดคล้องกับลักษณะทางกายภาพของน้ำเสียที่ใช้กระบวนการบำบัดแบบ Anaerobic Ammonium Oxidation ของ Marc, et al. (1999) ด้วยที่แบคทีเรียแอนาโมบิกจะทำงานได้ดีที่ pH ที่อยู่ในช่วง 6.7-8.3 และนอกจากนี้ค่า pH มีผลต่อแอมโมเนียในระบบด้วย โดยถ้าค่า pH ของระบบสูงขึ้นมากกว่า 8.5 แอมโมเนียในระบบจะสามารถเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนียอิสระได้ถึงร้อยละ 10 และเป็นก๊าซแอมโมเนียสามารถหนีจากน้ำขึ้นสู่อากาศได้ (อรทัยชวาลภาฤทธิ์, 2545) ซึ่งทำให้ไม่ใช่เป็นการบำบัดจากจุลินทรีย์ในระบบอย่างแท้จริง ดังนั้นจึงมีการควบคุม pH ให้เหมาะสมทั้งต่อการดำรงชีวิตของจุลินทรีย์ในระบบและปริมาณแอมโมเนียในน้ำเสียด้วย แต่ทั้งนี้ที่น้ำเข้าระบบมีค่า pH ก่อนข้างสูงแต่ก็จะไม่เป็นผลสำหรับแอมโมเนียเนื่องจากในน้ำเข้าระบบยังไม่มีการผลิตแอมโมเนียในโตรเจนเกิดขึ้น

จากผลการทดลองข้างต้นแสดงให้เห็นว่าขณะที่มีการเดินระบบบำบัดค่า pH ของน้ำเข้าและน้ำออกของระบบมีค่าที่คงที่และใกล้เคียงกันในทุกๆระยะกักพักผลศาสตร์

4.3.3 สภาพด่าง (alkalinity)

สภาพด่างเป็นสิ่งบ่งชี้ถึงกำลังบัฟเฟอร์ในระบบบำบัด เนื่องจากการย่อยสลายสารอินทรีย์แบบไม่ใช้ออกซิเจนนั้นจะทำให้เกิดคาร์บอนไดออกไซด์หรือกรดคาร์บอนิกขึ้นในระบบ ซึ่งส่งผลให้ pH ของระบบมีค่าลดลงได้ สภาพความเป็นด่างที่มีความสำคัญคือ สภาพด่างไบคาร์บอเนต เพราะจะทำให้หน้าที่เป็นบัฟเฟอร์เมื่อมีกรดไขมันระเหย เกิดขึ้นในระบบเพียงเล็กน้อย ก็ส่งผลให้ pH ลดลงได้มาก และรวดเร็วซึ่งเป็นอันตรายต่อแบคทีเรียในกลุ่มที่สร้างมีเทน ดังนั้นในการทดลองนี้มีการใส่โซเดียมไบคาร์บอเนต 0.75 กรัม ต่อ กรัมซีโอดี ต่อลิตร เพื่อรักษาสภาพด่างในระบบ ซึ่งสภาพด่างในการทดลองมีค่าดังรูปที่ 4.15



รูปที่ 4.15 ค่าสภาพด่างที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ

ตารางที่ 4.18 ค่าสภาพด่างที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักชลศาสตร์ (ชั่วโมง)	สภาพด่างน้ำเข้าระบบ (mg/l as CaCO ₃)		สภาพด่างน้ำออกจากระบบ (mg/l as CaCO ₃)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
72	423 - 489	461 ± 22	542 - 606	573 ± 18
48	438 - 498	467 ± 16	500 - 571	549 ± 20
24	415 - 495	473 ± 22	511 - 544	528 ± 9

จากปัญหาการเดินระบบในช่วงการปรับสภาพเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ที่ pH ของระบบลดลงอย่างรวดเร็ว จนต่ำสุดถึง 6.2 ทำให้ต้องมีการเติมโซเดียมไบคาร์บอเนตเข้าไปในระบบดังที่กล่าวมาข้างต้น ซึ่งสอดคล้องกับของ อรทัย ทิมพงษ์ (2548) ที่ประสบปัญหานี้เช่นกัน จึงได้มีการแก้ไขปัญหาเหมือนกันดังกล่าว โดยในตอนแรกเพิ่มโซเดียมไบคาร์บอเนต 1 กรัม ต่อ กรัมซีโอดี ต่อลิตร เมื่อพิจารณาแล้วพบว่าระบบมีกำลังบัฟเฟอร์เพียงพอจึงลดลงมาที่ 0.75 กรัม ต่อ กรัมซีโอดี ต่อลิตร แล้วระบบก็รักษา pH ให้อยู่ในระดับที่ควบคุมได้ กล่าวคือระดับความเข้มข้นของโซเดียมไบคาร์บอเนตดังกล่าวเหมาะสมต่อการทำงานของระบบ

จากผลการทดลองพบว่าระบบสามารถรักษาสภาพด่างให้คงที่ได้ตลอดการทดลอง โดยสภาพด่างของน้ำที่ออกจากระบบมีค่ามากกว่าน้ำที่เข้าระบบเล็กน้อย ทั้งนี้อาจเนื่องจากระบบบำบัดแบบไม่ใช้ออกซิเจนนั้นสามารถผลิตแอมโมเนียได้จากสารอินทรีย์ที่อยู่ในน้ำเสีย ซึ่งแอมโมเนียที่อยู่ในน้ำที่ออกจากระบบนั้นเป็นผลทำให้สภาพด่างและพีเอชของน้ำเสียเป็นต่างมากขึ้น

4.3.4 กรดไขมันระเหยง่าย (volatile fatty acid; VFA)

กรดไขมันระเหยง่าย (VFA) เป็นปัจจัยหนึ่งที่ใช้ในการควบคุมการเดินระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้ออกซิเจน ซึ่งกรดไขมันระเหยง่ายที่ผลิตจากแบคทีเรียจากกรดเป็นอาหารให้กับแบคทีเรียสร้างมีเทน ดังนั้นหากมีการผลิตกรดไขมันระเหยง่ายมากเกินไปเกิดการสะสมส่งผลต่อค่าความเป็นกรด-ด่างมีค่าลดลง ซึ่งจะส่งผลต่อจุลินทรีย์ที่อยู่ในระบบได้ ซึ่งโดยทั่วไปแล้วจะควบคุมค่า VFA มีค่าไม่เกิน 2,000 มิลลิกรัมต่อลิตร (สันทัด ศิริอนันต์ไพบูลย์, 2549)

ตารางที่ 4.19 ค่ากรดไขมันระเหยง่ายที่ระยะกักพักผลศาสตร์ต่างๆ

ระยะกักพักผลศาสตร์ (ชั่วโมง)	กรดไขมันระเหยง่ายน้ำเข้าระบบ (mg/l as CH ₃ COOH)		กรดไขมันระเหยง่ายน้ำออกจากระบบ (mg/l as CH ₃ COOH)	
	ช่วง	เฉลี่ย	ช่วง	เฉลี่ย
	72	14 - 81	40 ± 19	7 - 58
48	49 - 102	70 ± 15	12 - 60	33 ± 16
24	33 - 100	55 ± 18	11 - 85	55 ± 11

จากการวิเคราะห์ VFA ในน้ำเสียในน้ำที่เข้าและออกจากระบบ จากน้ำที่ออกจากระบบที่พบกรดไขมันระเหยง่ายในปริมาณที่น้อยทั้งนี้เนื่องจากจุลินทรีย์ในระบบสามารถนำกรดไขมันระเหยจากระบวนการไฮโดรไลซิสและกระบวนการสร้างกรดไปใช้ในการสร้างมีเทนได้อย่างมีประสิทธิภาพตลอดการทดลอง ซึ่งปริมาณกรดไขมันระเหยในน้ำเสียที่ออกจากระบบสามารถอธิบายได้ว่า หากในน้ำที่ออกจากระบบมีปริมาณกรดไขมันระเหยง่ายมากแสดงว่าแบคทีเรียไม่สามารถนำกรดไขมันระเหยไปสร้างมีเทนได้ จะเกิดการสะสมกรดไขมันระเหยในระบบส่งผลต่อค่า pH ในระบบให้ลดต่ำลงและเกิดการเป็นพิษในระบบได้ แต่จากผลการทดลองระบบสามารถรักษาปริมาณกรดไขมันระเหยให้คงที่ได้ตลอดการทดลอง

4.4 ผลการศึกษาลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัด

การศึกษาลักษณะทางกายภาพ เป็นการประเมินสัณฐานภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัดว่ามีสภาพที่เปลี่ยนแปลงไปอย่างไรหลังจากการทดลอง ที่อยู่ในรูปของสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอย ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน และภาพถ่ายจากเครื่อง Scanning electron microscopy; SEM เป็นต้น

4.4.1 ความเข้มข้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

การศึกษานี้จะเป็นการหาของแข็งแขวนลอยและของแข็งแขวนระเหยของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลองเพื่อประเมินความเข้มข้นของจุลินทรีย์และของแข็งอนินทรีย์ในตะกอนที่ใช้ในการบำบัด ซึ่งผลการทดลองเป็นไปตามตารางที่ 4.20

ตารางที่ 4.20 คุณสมบัติของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง

ค่าที่วิเคราะห์	ก่อนการทดลอง	หลังการทดลอง
ของแข็งแขวนลอย; MLSS (mg/l)	71,100	64,600
ของแข็งแขวนลอยระเหย; MLVSS (mg/l)	60,700	55,650
อัตราส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอย	0.85	0.86

จากผลการทดลองในช่วงก่อนการทดลองพบว่ามีส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอย มีค่า 0.85 ซึ่งหมายความว่า ปริมาณตะกอนทั้งหมด 100 ส่วน มีจุลินทรีย์ 85 ส่วน และของแข็งอนินทรีย์ 15 ส่วน ซึ่งในช่วงก่อนการทดลองพบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอยค่อนข้างสูง เนื่องจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่นำมาใช้ในการทดลองนี้มีความสมบูรณ์จากการเดินระบบยูเอเอสบีอยู่แล้ว และการเดินระบบบำบัดโดยทั่วไปจะควบคุมสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอยมีค่าเท่ากับ 0.8 (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2545) เมื่อสิ้นสุดการทดลองได้นำตะกอนในถังปฏิกริยามาหาค่าสัดส่วนของแข็งแขวนลอยระเหยต่อของแข็งแขวนลอย พบว่ามีค่าเพิ่มขึ้นเป็น 0.86 แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียที่อยู่ในระบบมีค่าเพิ่มขึ้นเล็กน้อยและปริมาณของแข็งอนินทรีย์มีค่าลดลง แสดงว่าระบบมีการกักเก็บตะกอนไม่ให้หลุดออกจากระบบได้ดี และปริมาณจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบมีจำนวนใกล้เคียงกับก่อนเดินระบบ ทั้งนี้ที่จุลินทรีย์มีจำนวนเพิ่มขึ้นไม่มากทั้งนี้อาจเกิดจาก น้ำเสียสังเคราะห์จากการทดลองมีปริมาณสารพิษอยู่ที่แอมโมเนียและไนไตรท์ จึงอาจทำให้จุลินทรีย์ต้องมีการปรับตัวค่อนข้างมากและต้องใช้เวลานาน เป็นผลให้การเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์ในระบบมีน้อย

4.4.2 ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน (specific methanogenic activity: SMA)

ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทนเริ่มต้น เป็นการบ่งบอกถึงความสามารถของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการปรับตัวเข้ากับสารอาหารและสิ่งแวดล้อม ซึ่งถ้า SMA มีค่าต่ำก็แสดงว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ไม่สามารถปรับตัวเข้ากับน้ำเสียและสิ่งแวดล้อมได้และจะส่งผลให้เกิดปัญหาเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลุดออกจากระบบบำบัดน้ำเสียได้ โดยในการศึกษาค่าความสามารถจำเพาะ

ของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทนในงานวิจัยนี้ พิจารณาจากการเกิดของก๊าซมีเทนซึ่งมีหน่วยเป็น $\text{gCH}_4 - \text{COD} / \text{gVSS} - \text{d}$

ตารางที่ 4.21 ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการทดลอง

ค่าที่วิเคราะห์	ก่อนการทดลอง	หลังการทดลอง
อัตราส่วนของแฉ่งแฉวนลอยระเหยต่อของแฉ่งแฉวนลอย	0.85	0.86
ความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน ($\text{gCH}_4 - \text{COD} / \text{gVSS} - \text{d}$)	0.02	0.02

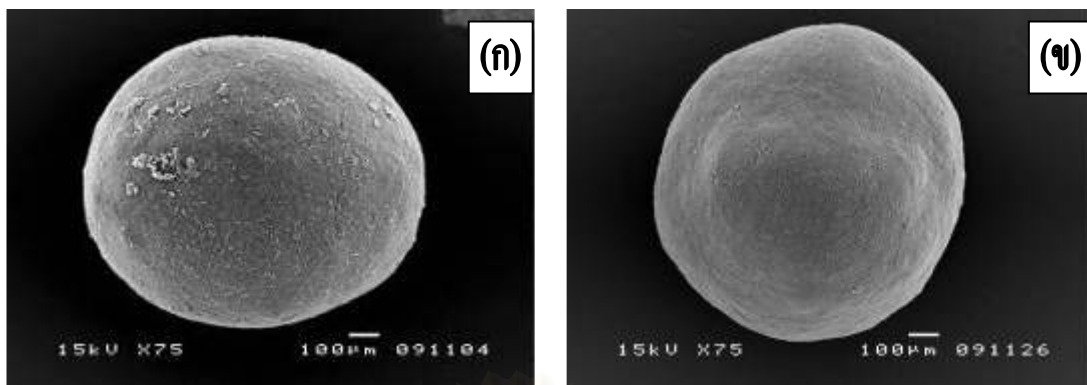
จากผลการวิเคราะห์หาความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทนพบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของ บริษัทเสริมสุข จำกัด มีความสามารถในการผลิตมีเทนได้ $0.02 \text{ gCH}_4 - \text{COD} / \text{gVSS} - \text{d}$ เมื่อเปรียบเทียบกับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังจากการทดลองแล้วพบว่า มีค่าเท่ากัน ทั้งนี้เนื่องจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของบริษัทเสริมสุข จำกัด มีกิจกรรมอย่างเดียวกคือ การผลิตก๊าซมีเทน แต่เม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในระบบนี้จะมีกิจกรรมการผลิตมีเทนและไนโตรเจน ร่วมกัน ทำให้กิจกรรมการผลิตมีเทนไม่สูงมาก และนอกจากนี้ น้ำเสียที่เข้าสู่ระบบมีการรวบรวมกระบวนการผลิตก๊าซมีเทนของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ด้วย ได้แก่ ความเข้มข้นของไนโตรเจน เป็นต้น

4.4.3 ลักษณะทางกายภาพของจุลินทรีย์ในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

การศึกษาลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์นั้นได้นำเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเดินระบบและหลังเดินระบบไปทำการถ่ายภาพด้วยเครื่อง Scanning electron microscopy; SEM ยี่ห้อ JEOL รุ่น JSM-5410LV จากประเทศญี่ปุ่น

ลักษณะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในเดินระบบจะมีลักษณะเป็นเม็ดกลม มีสีน้ำตาลเข้ม และจากรูปที่ 4.16 (ก) แสดงภาพถ่ายของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเดินระบบ เมื่อใช้กำลังขยาย 75 เท่าพบว่าผิวด้านนอกมีลักษณะค่อนข้างเรียบเป็นปุยเล็กน้อย

สำหรับเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังเดินระบบแล้วมีลักษณะเป็นเม็ดกลม มีสีน้ำตาลดำ ผิวด้านนอกค่อนข้างมันเงา และจากรูปที่ 4.16 (ข) แสดงภาพถ่ายของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังเดินระบบ เมื่อใช้กำลังขยาย 75 เท่าพบว่าผิวด้านนอกมีลักษณะค่อนข้างเรียบและแน่น



รูปที่ 4.16 ภาพถ่ายเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ก่อนและหลังการทดลองด้วยเครื่อง SEM

- (ก) แสดงภาพถ่ายเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลอง
- (ข) แสดงภาพถ่ายเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง



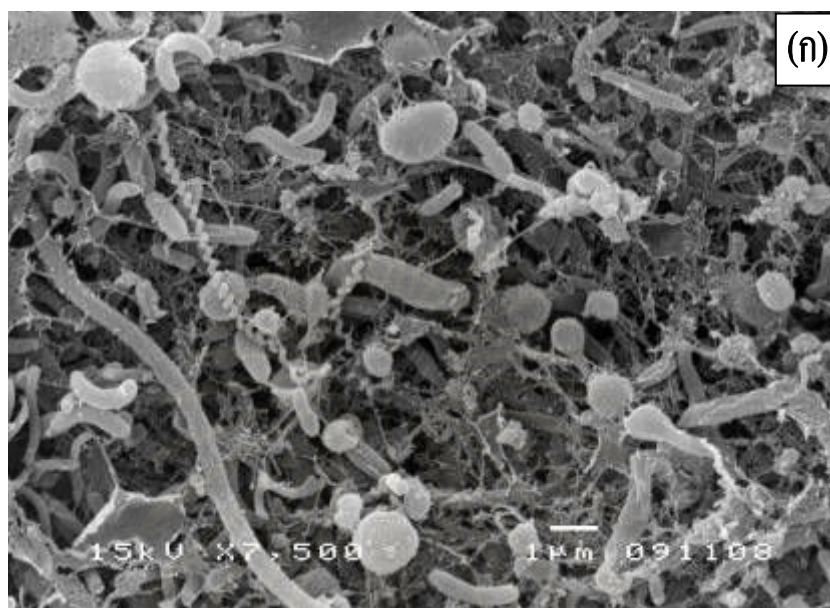
รูปที่ 4.17 ภาพถ่ายผ่าครึ่งของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ก่อนและหลังการทดลองด้วยเครื่อง SEM

- (ก) แสดงภาพถ่ายผ่าครึ่งของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลอง
- (ข) แสดงภาพถ่ายผ่าครึ่งของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง

รูปที่ 4.17 (ก) เป็นภาพถ่ายผ่าครึ่งของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มต้นการทดลองที่กำลังขยาย 75 เท่า พบว่าภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีช่องกลวงอยู่เนื่องจากเป็นช่องที่ก๊าซผ่านออกมาจากเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ และภาพถ่ายผ่าครึ่งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ หลังสิ้นสุดการทดลองที่กำลังขยาย 75 เท่า ในรูปที่ 4.17 (ข) พบว่าทั้งเม็ดตะกอนจุลินทรีย์มีความหนาแน่นมากกว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มเดินระบบ แต่อย่างไรก็ตามภายในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ยังมีช่องกลวงที่ให้ก๊าซผ่านออกมาจากเม็ดตะกอน

จากการรายงานของอรทัย ทิมพงษ์ (2548) ได้เสนอการศึกษาของ Maleod และ คณะ กล่าวถึงลักษณะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่พบในระบบยูเอเอสพีที่ใช้ซูโครสเป็นสารอาหารหลัก เมื่อทำการถ่ายภาพ SEM พบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์แบ่งออกเป็น 3 ชั้น ได้แก่ ผิวด้านนอกประกอบด้วยแบคทีเรีย

ที่มีลักษณะรูปร่างกลมต่อกันเป็นสายยาว แบบที่เรียกรูปร่างท่อนขนาดเล็ก และแบบที่เรียกระเภทเส้นสาย
ในชั้นถัดไปพบแบบที่เรียกรูปร่างเป็นส่วนใหญ่ และแกนกลางจะพบกลุ่มจุลินทรีย์สร้างมีเทน

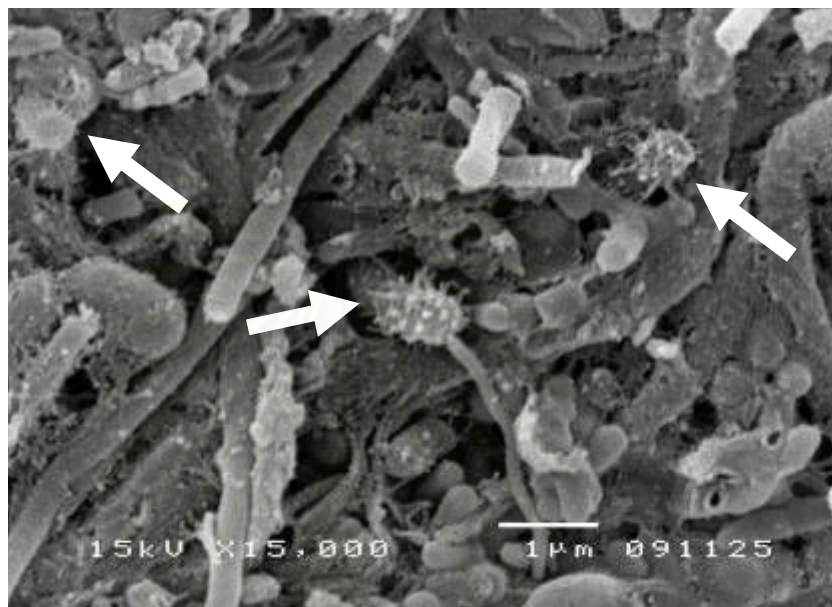


รูปที่ 4.18 ภาพถ่ายผิวของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ ก่อนและหลังการทดลองด้วยเครื่อง SEM

- (ก) แสดงภาพถ่ายผิวของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลอง
- (ข) แสดงภาพถ่ายผิวของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง

รูปที่ 4.18 (ก) เป็นภาพผิวด้านนอกของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลอง เมื่อใช้กำลังขยาย 7,500 เท่า พบว่ามีแบคทีเรียที่หลากหลายชนิด อาทิ แบบท่อน เกลียว กลม สายยาว เส้นใย และรูปร่างที่ไม่แน่นอน โดยพบว่ามีแบคทีเรียชนิดเส้นใยเป็นส่วนใหญ่ และแบบท่อน กลม เกลียว

รองลงมาตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับภาพผิวด้านนอกของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง ในรูปที่ 4.18 (ข) พบว่ามีลักษณะของจุลินทรีย์ที่แตกต่างออกไป คือ พบแบคทีเรียชนิดสายยาว และแบบกลมขนาดเล็กมากขึ้นมากกว่า นอกจากนี้ยังพบแบคทีเรียที่แปลกออกไปคือ มีแบคทีเรียมีลักษณะเป็นแท่งยาวมีหนามเกิดขึ้นด้วย ดังรูปที่ 4.19 (ตามลูกศร)

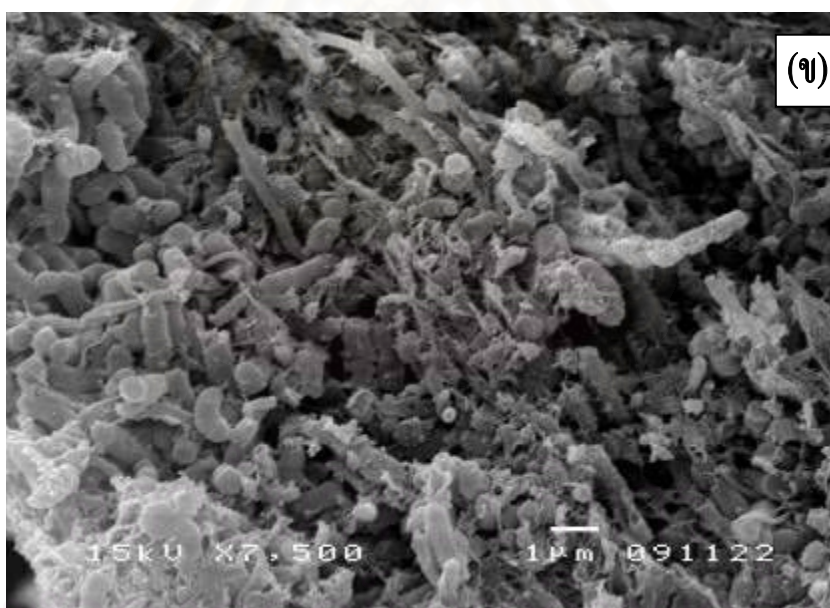
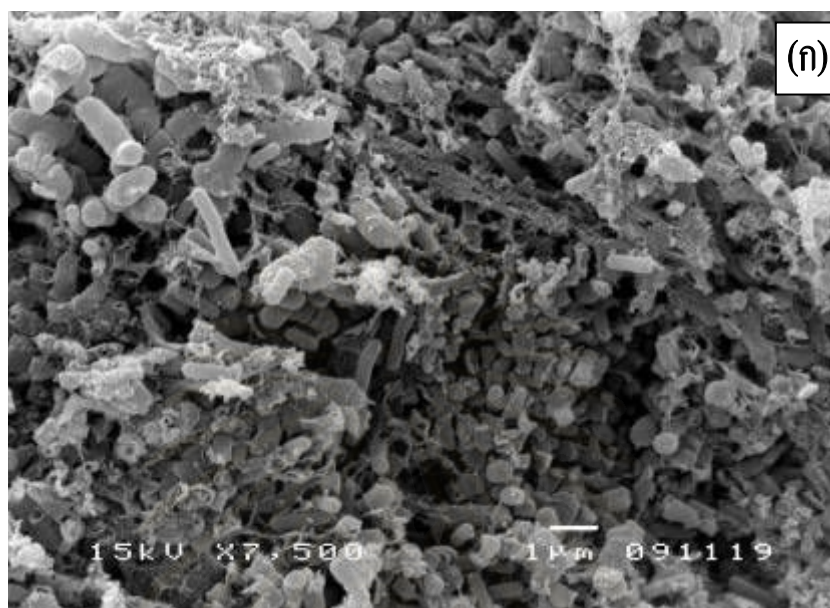


รูปที่ 4.19 รูปร่างของแบคทีเรียที่แตกต่างออกไปในเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง

จากภาพถ่ายที่แตกต่างดังกล่าวอาจเกิดจากสารอาหารที่ใช้เลี้ยงจุลินทรีย์แตกต่างกัน โดยเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลองเป็นเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากบริษัท เสริมสุข จำกัด ในระบบยูเอเอสบีอาร์ที่ส่วนประกอบของน้ำเสียเป็นจำพวกคาร์โบไฮเดรตเป็นส่วนใหญ่ แต่น้ำเสียที่ใช้ในการทดลองนี้เป็นน้ำเสียที่เกิดจากไอโซมิล ที่มีส่วนประกอบหลักเป็นโปรตีน และในการทดลองมีการเติมไนโตรเจนเพื่อให้เกิดปฏิกิริยาแอนาerobicด้วย ทำให้ชนิดของแบคทีเรียแตกต่างกันออกไป โดยแบคทีเรียแอนาerobicจะมีหลายรูปร่างและหลายชนิด แต่โดยส่วนมากจะอยู่ในรูปทรงกลม แต่ทั้งนี้ยังไม่สามารถระบุได้ว่าแบคทีเรียที่พบในภาพเป็นแบคทีเรียแอนาerobicสายพันธุ์ใดได้ เนื่องจากต้องอาศัยการวิเคราะห์ในขั้นสูงต่อไป

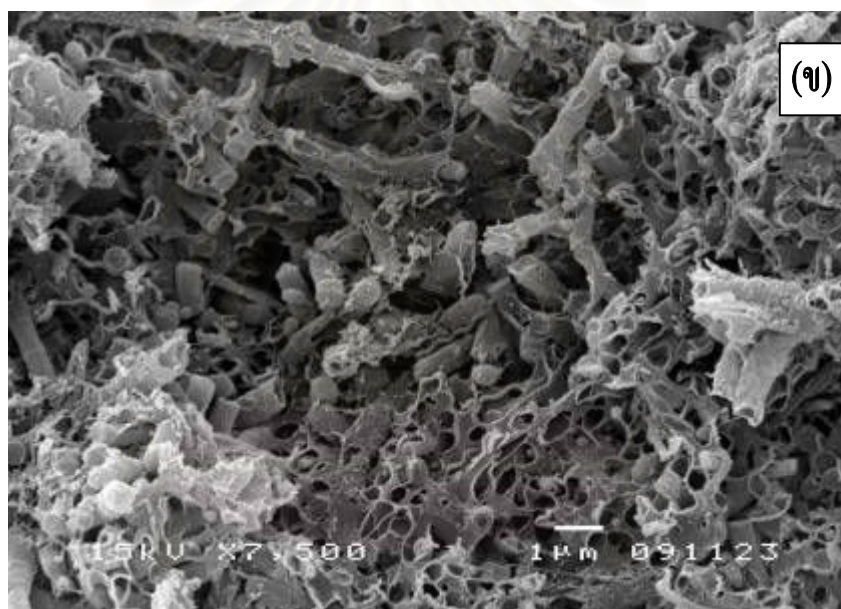
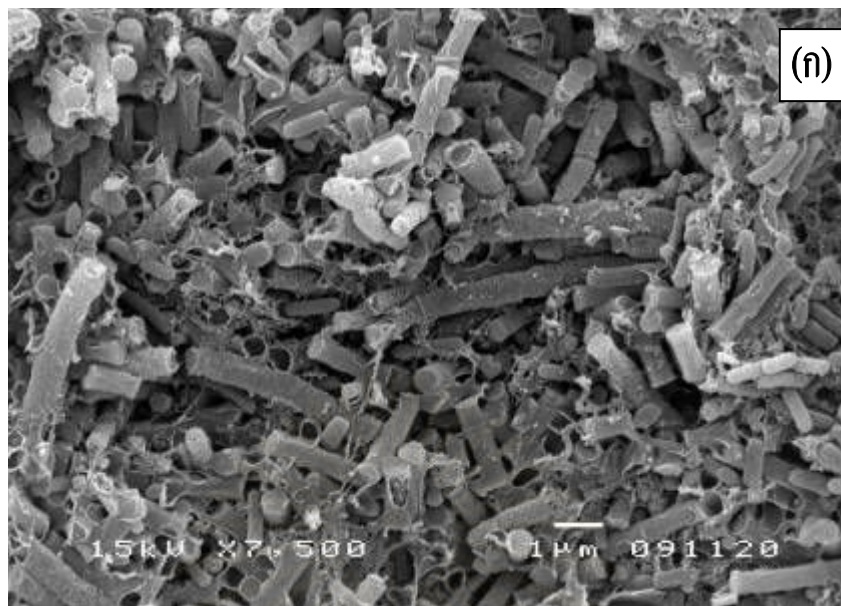
ดังที่กล่าวไปแล้วนั้นว่าในชั้นที่สองจะพบแบคทีเรียชนิดท่อนเป็นจำนวนมาก จากรูปที่ 4.20 เป็นภาพถ่ายบริเวณขอบด้านในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ทั้งก่อนและหลังการเดินระบบ ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า พบว่าบริเวณขอบด้านนอกสุดมีแบคทีเรียรูปร่างท่อนมีขนาดใกล้เคียงกันเรียงตัวกันอย่างหนาแน่นเป็นส่วนใหญ่ และเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ของก่อนการทดลองมีความหนาแน่นใกล้เคียงกับหลังการทดลอง แต่ในเม็ดตะกอนหลังการทดลองมีของแบคทีเรียชนิดกลมเกิดขึ้นแทรกไปด้วย และแบคทีเรียชนิดท่อนมีขนาดใหญ่กว่าเล็กน้อย นอกจากนี้ยังพบมีสิ่งปกคลุมเป็นเส้นใยจำนวนมาก

โดยเฉพาะเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนการทดลอง บริเวณขอบด้านนอกสุดพบแบคทีเรียรูปร่างท่อนมีขนาดใกล้เคียงกันเรียงตัวกันอย่างหนาแน่น



รูปที่ 4.20 แสดงภาพขอบด้านในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ ก่อนและหลังการทดลองด้วยเครื่อง SEM

- (ก) แสดงภาพขอบด้านในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเริ่มการทดลอง
- (ข) แสดงภาพขอบด้านในของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังสิ้นสุดการทดลอง



รูปที่ 4.21 แสดงภาพแกนกลางของเมมเบรนคอลลอยด์ไคตินทรีซก่อนและหลังการทดลองด้วยเครื่อง SEM

- (ก) แสดงภาพแกนกลางของเมมเบรนคอลลอยด์ไคตินทรีซก่อนเริ่มการทดลอง
- (ข) แสดงภาพแกนกลางของเมมเบรนคอลลอยด์ไคตินทรีซหลังสิ้นสุดการทดลอง

ในส่วนบริเวณแกนกลางของเมมเบรนคอลลอยด์ไคตินทรีซจะเป็นแบคทีเรียสร้างมีเทนเป็นส่วนใหญ่ แบคทีเรียดังกล่าวจึงจะมีลักษณะเป็นท่อนกลางจำนวนมาก รูปที่ 4.21 เป็นภาพถ่ายบริเวณแกนกลางของเมมเบรนคอลลอยด์ไคตินทรีซทั้งก่อนและหลังการเดินระบบ ที่กำลังขยาย 7,500 เท่า พบว่า เมมเบรนคอลลอยด์ไคตินทรีซก่อนการทดลองมีลักษณะเป็นท่อนเรียงต่อกันและมีลักษณะกลวงทั้งนี้เกิดจากการผลิตก๊าซมีเทน ซึ่งจะมีการปลดปล่อยออกนอกเมมเบรนคอลลอยด์ไคตินทรีซหลังสิ้นสุดการทดลองพบแบคทีเรียที่มีลักษณะกลวงเป็นจำนวนมากกว่าก่อนการทดลอง

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

การวิจัยครั้งนี้เป็นการศึกษา ประสิทธิภาพของระบบเอเอสปีอาร์ สภาวะที่เหมาะสมของการเดินระบบ และลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ โดยผลการทดลองสามารถสรุปได้ดังนี้ รวมทั้งข้อเสนอแนะสำหรับการทำวิจัยในครั้งต่อไป

5.1 สรุปผลการศึกษา

5.1.1 สรุปผลการศึกษาในขั้นการเตรียมก่อนการทดลอง

1. ระบบเอเอสปีอาร์มีความสามารถในการบำบัดซีโอดีสูงกว่าร้อยละ 80 ในช่วงการปรับสภาพเม็ดตะกอนจุลินทรีย์

2. ภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 48 และ 24 ชั่วโมง เป็นดังนี้ ระบบมีค่าภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปแอมโมเนีย เท่ากับ 0.027 0.039 และ 0.053 กรัมแอมโมเนียในโตรเจน/ลิตร-วัน ตามลำดับ และมีค่าภาวะบรรทุกสารอินทรีย์ในรูปซีโอดี เท่ากับ 0.33 0.5 และ 1.0 กรัมซีโอดี/ลิตร-วัน ตามลำดับ

3. จากการศึกษาถึงความเหมาะสมของความเข้มข้นของไนโตรเจนที่ใช้ในการเติมในน้ำเสียมีค่า 20 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่ทำให้ระบบเอเอสปีอาร์สามารถบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนและซีโอดีในน้ำเสียสังเคราะห์ได้มีประสิทธิภาพมากที่สุด จึงนำความเข้มข้นดังกล่าวไปใช้ในการเดินระบบที่ระยะกักพักชลศาสตร์ต่างๆ

4. จากผลการศึกษาแสดงให้เห็นถึงศักยภาพของระบบเอเอสปีอาร์มีความเป็นไปได้ในการบำบัดซีโอดีควบคู่ไปกับการบำบัดไนโตรเจนในน้ำเสียภายในถังปฏิกริยาเดียวได้ โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีได้มากกว่าร้อยละ 90 และ ประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียในโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 50

5.1.2 สรุปผลการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดของระบบ

1. จากการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดแอมโมเนียของระบบพบว่าที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 และ 48 ชั่วโมงพบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัด มากกว่าร้อยละ 50 และที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดมากกว่าร้อยละ 70

2. จากการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดที่เคเอ็นของระบบพบว่าที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 72 และ 48 ชั่วโมงพบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัด มากกว่าร้อยละ 50 และที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง พบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดมากกว่าร้อยละ 60

3. จากการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดซีโอดีและบีโอดีของระบบ พบว่าทุกระยะกักพักชลศาสตร์มีประสิทธิภาพในการบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 80 ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 24 ชั่วโมง และประสิทธิภาพในการบำบัดได้มากกว่าร้อยละ 90 ที่ระยะกักพักชลศาสตร์ 48 และ 72 ชั่วโมง

4. จากการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดไนโตรเจนของระบบพบว่าระบบสามารถใช้ไนโตรเจนได้ทั้งหมด โดยทุกระยะกักพักชลศาสตร์สามารถบำบัดหรือใช้ในไนโตรเจนได้มากกว่าร้อยละ 99

5. จากการศึกษาจลนพลศาสตร์ของซีโอดี แอมโมเนีย และไนโตรเจนในระบบพบว่าประสิทธิภาพการบำบัดซีโอดีและไนโตรเจนสามารถบำบัดได้สูงสุดที่ 30 นาทีแรกที่ทำกรเดินระบบ และการบำบัดแอมโมเนียก็สามารถบำบัดได้เลยหลังจากที่เกิดกระบวนการไฮโดรไลซิส ทั้งนี้เนื่องจากกระบวนการกวนที่สมบูรณ์ของระบบ

6. จากผลการศึกษาข้างต้นแสดงให้เห็นว่าระบบเอเอสบีอาร์มีความสามารถในการบำบัดสารอินทรีย์ที่อยู่ในรูปของซีโอดี บีโอดี และไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพ แต่ทั้งนี้หากจุลินทรีย์สามารถบำบัดซีโอดีได้มากความสามารถในการบำบัดไนโตรเจนก็จะได้น้อยกว่า แต่หากสามารถบำบัดไนโตรเจนได้มากก็จะมีความสามารถบำบัดซีโอดีได้ในปริมาณที่น้อยกว่า

5.1.3 สรุปผลการศึกษาสภาวะระหว่างการเดินระบบ

1. อุณหภูมิตลอดการทดลองอยู่ในช่วง 22-37 องศาเซลเซียส และเฉลี่ยอยู่ที่ 31-35 องศาเซลเซียส ซึ่งอยู่ในช่วงการทำงานของ Mesophilic bacteria ที่ทำงานได้ดี

2. pH ของการเดินระบบในน้ำเข้าระบบเฉลี่ยอยู่ในช่วง 8.33-8.35 และน้ำออกระบบเฉลี่ยอยู่ในช่วง 7.07-7.13

3. สภาพต่างของระบบพบว่าในน้ำที่ออกจากระบบมีสภาพต่างมากกว่าน้ำเข้าระบบ โดยน้ำเข้าระบบมีค่าสภาพต่างเฉลี่ยในช่วง 461-473 มิลลิกรัมต่อลิตร (ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต) และในน้ำออกจากระบบมีค่าเฉลี่ยในช่วง 528-573 มิลลิกรัมต่อลิตร (ในรูปแคลเซียมคาร์บอเนต)

4. กรดไขมันระเหยง่ายในน้ำเข้าระบบเฉลี่ยอยู่ในช่วง 40-70 มิลลิกรัมต่อลิตร (ในรูปกรดอะซิติก) และในน้ำออกจากระบบเฉลี่ยอยู่ในช่วง 30-55 มิลลิกรัมต่อลิตร (ในรูปกรดอะซิติก)

5.1.4 สรุปผลการศึกษาลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัด

1. จากการศึกษาความเข้มข้นของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ พบว่า สัดส่วนของของแข็งแขวนลอยระยะหยาบของแข็งแขวนลอยของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ก่อนและหลังการบำบัดมีค่า 0.85 และ 0.86 ตามลำดับ
2. จากการศึกษาความสามารถจำเพาะของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์ในการผลิตมีเทน พบว่า ในเม็ดตะกอนก่อนและหลังการบำบัด มีค่า $0.02 \text{ gCH}_4 - \text{COD} / \text{gVSS} \cdot \text{d}$ เท่ากัน
3. ลักษณะทางกายภาพของเม็ดตะกอนจุลินทรีย์จากภาพถ่ายด้วยเครื่อง Scanning electron microscopy; SEM พบว่าเม็ดตะกอนจุลินทรีย์หลังการบำบัดมีสีดำเข้มขึ้น และจุลินทรีย์ภายหลังจากการเดินระบบมีลักษณะเป็นแท่งเป็นส่วนใหญ่ โดยตรงกลางของเม็ดตะกอนมีจุลินทรีย์ที่มีลักษณะของท่อกลวงมากขึ้น

5.2 ข้อเสนอแนะ

1. ด้วยปัญหาของระบบที่จุลินทรีย์ในระบบมีการเบียดเบียนกันในการบำบัดสารอินทรีย์ระหว่างซีโอดีและแอมโมเนียไนโตรเจน จึงมีควรรีการออกแบบถึงปฏิกิริยาที่สามารถแยกประเภทของจุลินทรีย์ออกจากกันได้เช่น ระบบแผ่นกั้นไม่ใช้ออกซิเจน (anaerobic baffled reactor) เป็นต้น
2. ควรมีการศึกษาในน้ำเสียจริงอื่นๆ เช่น น้ำเสียจากฟาร์มปศุสัตว์ น้ำเสียจากโรงงานอุตสาหกรรมอาหาร เป็นต้น
3. ควรมีการศึกษาจุลินทรีย์ที่ใช้ในการบำบัดถึงระดับชนิดของจุลินทรีย์ในระบบ เพื่อศึกษาถึงสายพันธุ์และการอยู่ร่วมกันของจุลินทรีย์
4. ควรมีการนำเทคโนโลยีการบำบัดซีโอดีควบคู่กับการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนไปใช้จริง

รายการอ้างอิง

ภาษาไทย

กาญจนา คลองธรรมชาติ และ สมชาย ดารารัตน์. 2546. การพัฒนาเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียแบบ ASBR ในประเทศไทย. Lab Today 2: 29-33.

เกรียงศักดิ์ อุดมสินโรจน์. 2543. วิศวกรรมการกำจัดน้ำเสีย เล่ม 4. กรุงเทพฯ: มิตรนราการพิมพ์.

ทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, กระทรวง. กรมควบคุมมลพิษ. 2548. คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ เล่มที่ 1. พิมพ์ครั้งที่ 1. (ม.ป.ท.).

ทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม, กระทรวง. กรมควบคุมมลพิษ. 2548. คู่มือวิชาการระบบบำบัดน้ำเสียแบบไม่ใช้อากาศ เล่มที่ 2. พิมพ์ครั้งที่ 1. (ม.ป.ท.).

ธงชัย พรรณสวัสดิ์. 2545. การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. พิมพ์ครั้งที่ 2. (ม.ป.ท.).

มันสิน ตันฑุลเวศม์ และ มันรัชต์ ตันฑุลเวศม์. 2547. เคมีวิทยาของน้ำและน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 2. กรุงเทพฯ: โรงพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มันสิน ตันฑุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เล่ม 1. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มันสิน ตันฑุลเวศม์. 2542. เทคโนโลยีบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรม เล่ม 2. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

สันตต์ ศิริอนันต์ไพบูลย์. 2549. ระบบบำบัดน้ำเสีย: การเลือกใช้ การออกแบบ การควบคุม และการแก้ไขปัญหา. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์ท็อป.

อรทัย ขวาลภาฤทธิ์. 2545. คู่มือวิเคราะห์น้ำและน้ำเสีย. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: วิศวกรรมสถานแห่งประเทศไทย ในพระบรมราชูปถัมภ์.

อรทัย ทิมพงษ์. 2548. ความสามารถสูงสุดของระบบเอเอสบีอาร์ในการรับภาระบรรทุกในการบำบัดสารอินทรีย์จากน้ำเสียชุมชน. วิทยานิพนธ์ปริญญาโทบริหารบัณฑิต, สาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยขอนแก่น.

อุตสาหกรรม, กระทรวง. กรมโรงงานอุตสาหกรรม. 2545. ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. พิมพ์ครั้งที่ 1. กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.

ภาษาอังกฤษ

- Ana D., Belen, A., Jose, L.C., Anuska M. and Ramon, M. 2004. Improvement of the settling properties of Anammox sludge in an SBR. Chemical Technology and Biotechnology 79:1417–1420.
- APHA, AWWA, WPCF. 1998. Standard Method for the Examination of Water and Wastewater. 20th ed. Washington D.C.: American Public Health Association.
- Bitton Gabriel. 1997. Wastewater Microbiology. New York: Wiley – Liss
- Bo, T. and Tage, D. 2002. Production of N₂ through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments. Applied and Environmental Microbiology 68: 1312–1318.
- Boran, K. and other. 2004. Application, eco-physiology and biodiversity of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria. Environmental Science & Bio/Technology 3: 255–264.
- Christian, F., Marc, B., Philipp, H., Irene, B. and Hansruedi, S. 2002. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. Journal of Biotechnology 99: 295-306.
- Dapena-Mora, A., Campos, J.L., Mosquera-Corral, A., Jetten, M. and Mendez, R. 2004. Stability of the Anammox process in a gas-lift reactor and a SBR. Biotechnology 110: 159-170.
- Dararat, S. 1996. Effect of sub-optimal temperature and pH on performance of UASB granules, Methanotrix and Methanosarcina. Master's Thesis. Vanderbilt University.
- Didem, G., Katinka van de Pas, S., Markus, C.S., Marc, S., Mike, S.M.J., Seval, S., Derin O. and Ingo, S. 2004. Implementation of the anammox process for improved nitrogen removal. Journal of Environmental Science and Health 39: 1729-1738.
- Grobick A. 1997. Design Manual for Anaerobic Treatment of Industrial Effluent. Sweden: Wrcplc.
- Jos, S., Simon de Vries, J., Gijs, K., and Mike, S. M. J. 2000. Involvement of a novel hydroxylamine oxidoreductase in anaerobic ammonium oxidation. Biochemistry 3: 5405-5412
- Laura, A. van Niftrik, John, A.F., Jaap, S.S.D., Gijs, J.K., Mike, S.M.J. and Marc, S. 2004. The anammoxosome: an intracytoplasmic compartment in anammox bacteria. FEMS Microbiology Letters 233: 7–13.
- MacLoed, F.A., Guiot, S.R., Costerton, J.W. 1990. Layered structure of bacterial aggregates produced in an upflow anaerobic sludge bed and filter reactor. Applied and Environmental Microbiology 56: 1598- 1607.
- Manila, J.F. and Pohland, F.G. 1992. Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. Water Quality Management Library 7.

- Marc, S., Gijs, K.J. and Mike, S.M.J. 1999. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. Applied and Environmental Microbiology 65: 3248–3250.
- Mark, T., Joanna, C. N. and Bruno, D. 2003. Anaerobic ammonium oxidation measured in sediments along the Thames Estuary, United Kingdom. Applied and Environmental Microbiology 69: 6447–6454.
- Markus, S. Kerry, W., Rick, W., Rijpstra, W. I. C. , Katinka, van de Pas-Schoonen, Mark, J.V., Thomas, H., Bruce, M., John, F., Stefan, S., Jaap, S.S.D., James, H., Phil, S., Mike, J., and Marc, S. 2003. *Candidatus* “Scalindua brodae”, sp. nov., *Candidatus* “Scalindua wagneri”, sp. nov., Two new species of anaerobic ammonium oxidizing bacteria. Systematic and Applied Microbiology 26, 529–538.
- Masse, D.I. and Masse, L. 2000. Treatment of slaughterhouse wastewater in anaerobic sequencing batch reactors. Canadian Agricultural Engineering 42: 131-137
- McCarty, P.L. and Kugelman, I.J. 1965. Cation toxicity and stimulation in anaerobic waste treatment. Journal Water Pollution Control Federation 37(1): 97-116.
- Metcalf and Eddy. 2003. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. 4th ed. New York: McGraw – Hill.
- Rick, W. Y. and Stuart, M. T. 2001. Microbial nitrogen cycles: physiology, genomics and applications. Current Opinion in Microbiology 4: 307–312.
- Wheatley, A.D. 1997. Applications of anaerobic digestion for the treatment of industrial wastewaters in Europe. Water and Environmental Management 11: 39-46.

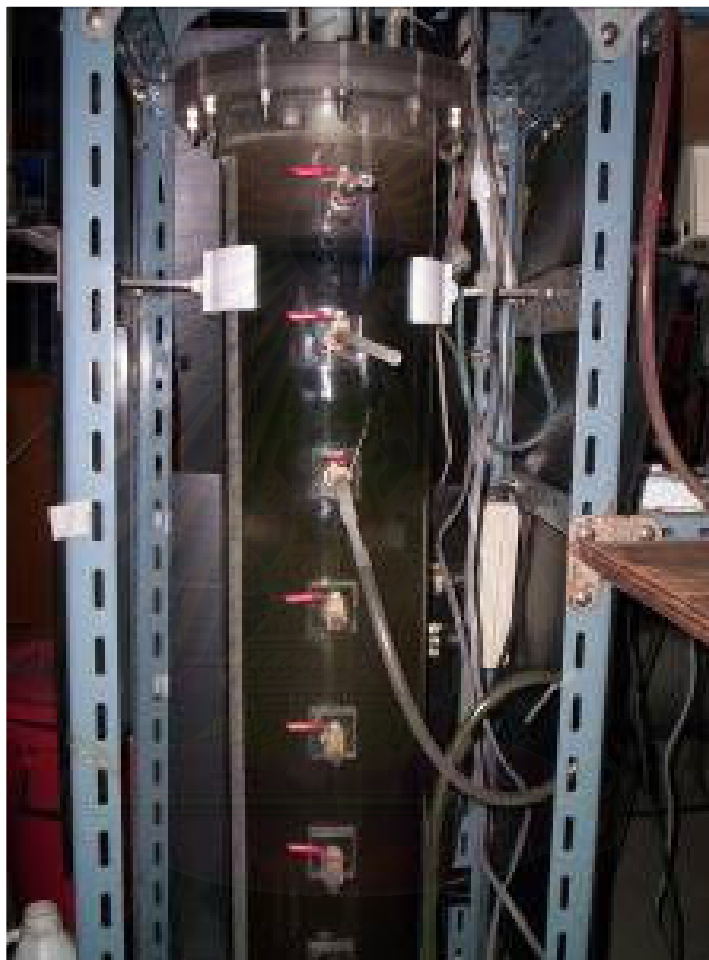


ภาคผนวก

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ก.
ส่วนประกอบของระบบเอเอสบีอาร์

1. ถังปฏิกิริยาเอเอสบีอาร์



รูปที่ ก. 1 ถังปฏิกิริยาเอเอสบีอาร์

สถาบันวิจัยและพัฒนา
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

2. เครื่องกวนแบบสมบูรณ์และใบพัด



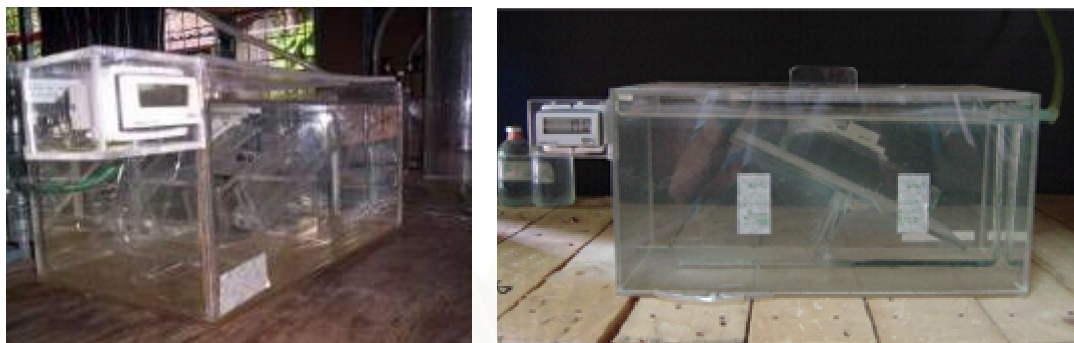
รูปที่ ก.2 เครื่องกวนแบบสมบูรณ์

3. เครื่องสูบน้ำเสียเข้าระบบและน้ำทิ้งออกจากระบบ



รูปที่ ก.3 เครื่องสูบน้ำเสีย

4. เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ



รูปที่ ก.4 เครื่องวัดปริมาตรก๊าซ

5. เครื่องควบคุมระบบการทำงาน (Programmable logic controller)



รูปที่ ก.5 เครื่องควบคุมระบบการทำงาน (PLC)

6. ถูงปรับความดัน



รูปที่ ก.6 ถูงปรับความดัน

7. Solenoid valve



รูปที่ ก.7 Solenoid valve

ภาคผนวก ข.

วิธีวิเคราะห์ทางห้องปฏิบัติการ

1. วิธีวิเคราะห์สภาพต่างและกรดระเหยง่าย (VFA)

หลักการ

สภาพความเป็นด่าง หมายถึง การวัดความสามารถของน้ำในการสะเทินกรดอินทรีย์ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัด เพื่อป้องกันไม่ให้พีเอชของระบบมีค่าต่ำเกินไป

กรดไขมันระเหย หมายถึง กรดอินทรีย์ที่เกิดจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ทางชีวภาพแบบไม่ใช้ออกซิเจน และสามารถละลายในน้ำได้ ซึ่งในการทดลองครั้งนี้การวิเคราะห์หาสภาพต่างและกรดไขมันระเหยง่ายในน้ำเสีย ได้ใช้วิธี Anderson G.K., and Yang, G. (1992)

เครื่องมือและอุปกรณ์

เครื่องวัดพีเอช

สารเคมี

กรดซัลฟูริก H_2SO_4 0.1 N

วิธีวิเคราะห์

1. นำน้ำตัวอย่างปริมาตร 50 ml ไปวัดพีเอชเริ่มต้นและบันทึกค่าพีเอชที่ได้
2. ปรับพีเอชด้วยกรดซัลฟูริก 0.1 N ให้น้ำตัวอย่างมีพีเอช 5.1 บันทึกปริมาณกรดที่ใช้ไป
3. ปรับพีเอชด้วยกรดซัลฟูริก 0.1 N ให้น้ำตัวอย่างมีพีเอช 3.5 บันทึกปริมาณกรดที่ใช้ไปโดยรวมกับปริมาณกรดที่ใช้ปรับพีเอชในข้อ 2

การคำนวณ

$$A_1 = \frac{[HCO^3-]([H]_2 - [H]_1)}{[H]_2 + K_1} + \frac{[VFA]([H]_2 - [H]_1)}{[H]_2 + K_2}$$

$$A_2 = \frac{[HCO^3-]([H]_3 - [H]_1)}{[H]_3 + K_1} + \frac{[VFA]([H]_3 - [H]_1)}{[H]_3 + K_2}$$

โดย	A_1	=	ปริมาณกรดซัลฟูริกที่ใช้ไตเตรตจากพีเอชเริ่มต้นถึงจุดยุติแรก (pH 5.1) (ml)
	A_2	=	ปริมาณกรดซัลฟูริกที่ใช้ไตเตรตจากพีเอชเริ่มต้นถึงจุดยุติที่สอง (pH 3.5) (ml)
	$[HCO^3-]$	=	ความเข้มข้นของไบคาร์บอเนต
	$[VFA]$	=	ความเข้มข้นของกรดไขมันระเหย
	$[H]_{1,2,3}$	=	ความเข้มข้นของไฮโดรเจนของตัวอย่างเริ่มต้น, จุดยุติแรกและจุดยุติที่สอง
	K_1	=	a conditional disassociation constant of carbonic acid (ประมาณ 6.6×10^{-7})
	K_2	=	a conditional disassociation constant of VFA (ประมาณ 2.4×10^{-5})

2. วิเคราะห์ที่เคเอ็น

หลักการ

ไนโตรเจนที่พบอยู่ในน้ำเสียโสโครกจากโรงงานอุตสาหกรรม มีอยู่หลายรูปแบบ คือ ไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของแอมโมเนีย-ไนโตรเจน หรือไนโตรเจนที่อยู่ในรูปของสารอินทรีย์ที่เรียกว่า ออร์แกนิกไนโตรเจน และที่เคเอ็น หมายถึง ผลบวกระหว่างออร์แกนิกไนโตรเจน และแอมโมเนียที่อยู่ในรูปโปรตีนของพืชหรือสัตว์ หรือที่เกิดจากกระบวนการของสิ่งมีชีวิต โดยการวิเคราะห์นั้นจะต้องย่อยสารอินทรีย์ไนโตรเจนให้เป็นแอมโมเนียไนโตรเจนเสียก่อน แล้วจึงกลั่นสารที่ย่อยได้ในรูปของแอมโมเนียไนโตรเจน

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. ชุดเครื่องย่อยไนโตรเจน
2. เครื่องกลั่นพร้อมด้วยหลอดกลั่นเจลดาคาล์ (Kjeldahl)

สารเคมี

1. สาร Catalyst ใช้ $\text{CuSO}_4 : \text{K}_2\text{SO}_4$ ในอัตราส่วน 1:9
2. โซเดียมไฮดรอกไซด์ 20% และ 40%
3. Boric acid 4%
4. กรดซัลฟูริก 0.02 N และกรดซัลฟูริกเข้มข้น
5. สาร Antifoam ในที่นี้ใช้ Silicone oil
6. Mix Indicator (Methyl red ละลายใน ethyl alcohol 95%)

วิธีวิเคราะห์

1. เติมน้ำ catalyst 7 g ต่อ 1 หลอดกลั่น และเติมน้ำตัวอย่าง 5 – 50 ml (สามารถปรับปริมาตรของน้ำตัวอย่างที่ใช้วิเคราะห์ ได้ตามความเหมาะสมกับความเข้มข้นของน้ำตัวอย่าง)
2. เติมกรดซัลฟูริกเข้มข้น 10 ml ต่อหลอดกลั่น
3. เติมน้ำ Antifoam 3-5 หยด
4. ใส่ลูกแก้วหลอดละ 3-5 ลูกต่อหลอดกลั่น
5. นำหลอดกลั่นเข้าเครื่องย่อย โดยจะตั้งโปรแกรมดังนี้
 - อุณหภูมิ 200 °C ใช้เวลาย่อย 60 นาที ต่อด้วย
 - อุณหภูมิ 370 °C ใช้เวลาย่อย 120 นาที
6. เมื่อครบตามเวลาที่กำหนดไว้ ปล่อยให้อุณหภูมิที่หลอดลดลงประมาณ 50-60 °C จากนั้นปรับปริมาณโดยเติมน้ำกลั่นปริมาตร 75 ml ต่อหลอดกลั่น
7. ก่อนทำการกลั่นจะต้องเตรียมกรดบอริก 4% 25 ml ลงในขวดรูปชมพู่แล้วเติม Mix Indicator 10 หยด โดยต้องให้สายยางของเครื่องกลั่นจุ่มลงใต้สารละลายในขวดรูปชมพู่

8. นำหลอดกลั่นเข้าเครื่องกลั่น แล้วเติมโซเดียมไฮดรอกไซด์ 40% 50 ml แล้วทำการกลั่นให้สารละลายในขวดรูปชมพู่มีปริมาตร 125 ml
9. นำสารละลายที่กลั่นออกมาได้ไตเตรตด้วยกรดซัลฟูริก 0.02 N เมื่อถึงจุดยุติ จะได้สารละลายที่ม่วงใส
10. ทำแบลนด์เหมือนวิเคราะห์ตัวอย่างแต่ให้ใส่กรดซัลฟูริกเท่านั้น ไม่ต้องใส่น้ำกลั่น

การคำนวณ

$$\text{ปริมาณไนโตรเจน (มก./ลิตร)} = \frac{(A-B) \times 14.007 \times N \times 1000}{\text{ปริมาตรน้ำตัวอย่าง}}$$

$$A = \text{ปริมาณกรดซัลฟูริกที่ใช้ไตเตรตน้ำตัวอย่าง}$$

$$B = \text{ปริมาณกรดซัลฟูริกที่ใช้ไตเตรตแบลนด์}$$

$$14.007 = \text{atomic weight of nitrogen}$$

$$N = \text{normality ของกรดซัลฟูริก}$$

3. วิเคราะห์แอมโมเนียในโตรเจนด้วยวิธีการกลั่น

หลักการ

วิธีการกลั่นใช้เพื่อแยกแอมโมเนียออกจากสารรบกวนต่างๆ ก่อนที่จะนำไปวิเคราะห์ หลักการสำคัญคือแอมโมเนียในโตรเจนจะถูกกลั่นออกมากับไอน้ำภายใต้สภาวะที่มีพีเอชสูงกว่า 9.3 ดังนั้นในการกลั่นจำเป็นต้องใส่สารละลายบัฟเฟอร์เพื่อควบคุมพีเอชให้อยู่ใกล้เคียง 9.5 ตลอดการกลั่น ถ้าพีเอชสูงเกินไปสารอินทรีย์ในโตรเจนที่มีอยู่จะถูกเปลี่ยนไปเป็นแอมโมเนีย แต่ถ้าพีเอชต่ำไปแอมโมเนียจะถูกกลั่นออกมาไม่หมด เนื่องจากแอมโมเนียเป็นสารที่ระเหยได้ง่ายจึงจำเป็นต้องจับไว้ให้ละลายอยู่ในสารละลาย โดยให้แอมโมเนียที่ถูกกลั่นออกมาทำปฏิกิริยากับกรดบอริกโดยผ่านส่วนที่กลั่นได้ลงไป ในสารละลายดังกล่าว แล้วจึงนำสารละลายที่ได้นี้ไปหาปริมาณแอมโมเนียในโตรเจนโดยวิธีการไทเทรตต่อไป

เครื่องมือและอุปกรณ์

เครื่องกลั่นพร้อมด้วยหลอดกลั่นเจลดาคัล (Kjeldahl)

สารเคมี

1. Boric acid 4%
2. กรดซัลฟูริก 0.02 N และกรดซัลฟูริกเข้มข้น
3. Mix Indicator (Methyl red ละลายใน ethyl alcohol 95%)
4. แมกนีเซียมออกไซด์ (MgO)

วิธีวิเคราะห์

1. นำตัวอย่างน้ำเสียใส่ในหลอดกลั่นปริมาตร 50 ml (อาจปรับปริมาตรให้อยู่ในช่วง 20-70 มิลลิลิตรได้) แล้วติดตั้งในเครื่องกลั่น
2. เตรียมกรดบอริก 4% 25 ml ลงในขวดรูปชมพู่แล้วเติม Mix Indicator 10 หยด ติดตั้งในเครื่องกลั่น โดยต้องให้สายยางของเครื่องกลั่นจุ่มลงใต้สารละลายในขวดรูปชมพู่
3. กลั่นตัวอย่างให้สารละลายในขวดรูปชมพู่มีปริมาตร 125 ml
4. นำสารละลายที่กลั่นออกมาได้ไตเตรตด้วยกรดซัลฟูริก 0.02 N เมื่อถึงจุดยุติ จะได้สารละลายที่ม่วงใส
5. ทำแบลนด์โดยใช้น้ำกลั่นแทนตัวอย่างน้ำ

การคำนวณ

$$\text{ปริมาณแอมโมเนียในโตรเจน} = \frac{(A-B) \times 14.007 \times N \times 1000}{\text{ปริมาตรน้ำตัวอย่าง}}$$

(มก.ในโตรเจน/ลิตร)

ปริมาตรน้ำตัวอย่าง

$$A = \text{ปริมาณกรดซัลฟูริกที่ใช้ไตเตรตน้ำตัวอย่าง}$$

$$B = \text{ปริมาณกรดซัลฟูริกที่ใช้ไตเตรตแบลนด์}$$

$$14.007 = \text{atomic weight of nitrogen}$$

$$N = \text{normality ของกรดซัลฟูริก}$$

4. วิเคราะห์ไนโตรที่ โดยวิธีทำให้เกิดสี

หลักการ

ภายใต้สภาวะที่เป็นกรดไนโตรที่ จะทำปฏิกิริยากับกลุ่มอะมิโนของกรดซัลฟานิลิก (sulfanilic acid) เกิดเป็นเกลือไดอะโซเนียม ซึ่งจะรวมตัวกับ N-(1-naphthyl)-ethylenediamine เกิดเป็นสีเอโซสีม่วงแดง สีที่เกิดขึ้นจะเป็นสัดส่วนโดยตรงกับปริมาณไนโตรที่ที่มีในน้ำตัวอย่าง หาปริมาณได้โดยเทียบสีที่เกิดขึ้นกับสารละลายมาตรฐานที่ทราบความเข้มข้น โดยใช้เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ 543 นาโนเมตร วิธีนี้สามารถวัดไนโตรที่ได้ในช่วง 10 ถึง 100 ไมโครกรัมต่อลิตร

เครื่องมือและอุปกรณ์

เครื่องสเปกโตรโฟโตมิเตอร์ที่ 543 นาโนเมตร

สารเคมี

1. น้ำปราศจากไนโตรที่
2. น้ำยาเคมีทำให้เกิดสี
 - เติม 85% กรดฟอสฟอริก 100 ml และ ซัลฟานิลไมด์ 10 g ลงในน้ำกลั่น 800 ml
 - เติม N-(1-naphthyl)-ethylenediamine dihydrochloride 1 g ปรับปริมาตรเป็น 1 L
3. สารละลายสต็อกไนโตรที่
 - ละลาย NaNO_2 1.232 g ในน้ำกลั่น 1 L

- 1 ml = 250 $\mu\text{g-N}$
- 4. สารละลายอินเตอร์มีเดียในไตรท์
 - สารละลายสต็อกในไตรท์ 50 ml ในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 250 ml
 - 1 ml = 50 $\mu\text{g-N}$
- 5. สารละลายมาตรฐานในไตรท์
 - สารละลายอินเตอร์มีเดียในไตรท์ 10 ml ในน้ำกลั่นให้ได้ปริมาตร 1 L
 - 1 ml = 0.50 $\mu\text{g-NO}_2\text{-N}$

วิธีวิเคราะห์

1. การกำจัดความขุ่น
 - กรองตัวอย่างด้วยกระดาษกรองขนาด 0.45 ไมครอน
2. การทำให้เกิดสี
 - นำตัวอย่างที่ผ่านการกรองแล้วมาทำให้เป็นกลางที่ pH ด้วย 1N HCl หรือ NH_4OH
 - นำตัวอย่าง 50 ml เติมน้ำยาทำให้เกิดสี 2 ml เขย่าให้เข้ากัน
3. การวัดแสง
 - ตั้งทิ้งไว้อย่างน้อย 10 นาทีแต่ไม่เกิน 2 ชั่วโมง จะได้สีม่วงแดง นำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ 543 นาโนเมตร
4. การทำกราฟมาตรฐาน
 - ใช้สารละลายมาตรฐานในไตรท์ 0, 2, 4, 6, 8, 10 ml ในน้ำกลั่นให้มีปริมาตร 50 ml จะได้สารละลายมาตรฐานในไตรท์ที่มีความเข้มข้น 0, 1, 2, 3, 4, 5 ไมโครกรัมตามลำดับ

การคำนวณ

$$\text{NO}_2^- \text{-N (mg/L)} = \frac{\text{NO}_2^- \text{-N จากกราฟ } (\mu\text{g})}{\text{ปริมาตรตัวอย่าง (ml)}}$$

5. วิธีวิเคราะห์ไนเตรท โดยวิธีแคดเมียมรีดักชัน

หลักการ

วิธีนี้ไนเตรทในน้ำจะถูกเปลี่ยนเป็นไนไตรท์ โดยผ่านตัวอย่างน้ำที่ผสม NH_4Cl ลงไปในคอลัมน์ซึ่งบรรจุเม็ดแคดเมียมที่ฉาบด้วยคอปเปอร์ซัลเฟต ไนไตรท์ที่เกิดขึ้นหาได้โดยวิธีทำให้เกิดสี วิธีการนี้เป็นการหาผลรวมของไนเตรทและไนไตรท์ที่มีอยู่ในตัวอย่างน้ำ วิธีนี้สามารถหาค่าไนเตรทได้ในช่วง 0.01 – 1.0 มิลลิกรัมต่อลิตร

เครื่องมือและอุปกรณ์

1. เครื่องสเปคโตรโฟโตมิเตอร์ที่ 543 นาโนเมตร
2. รีดักชันคอลัมน์

สารเคมี

1. น้ำปราศจากไนเตรท
2. เม็ดแคดเมียมเคลือบคอปเปอร์
 - นำเม็ดแคดเมียม 25 g มาล้างด้วย 6 N HCl แล้วล้างด้วยน้ำกลั่น
 - แช่เม็ดแคดเมียมในสารละลาย 2% CuSO_4 100 ml หมุนไปมา 5 นาที หรือจนกว่าสีฟ้าจะหายไป
 - รินสารละลาย 2% CuSO_4 ออกแล้วเติมสารละลาย 2% CuSO_4 ใหม่ทำเหมือนเดิมจนกระทั่งเกิดตะกอนสีน้ำตาลขึ้น
 - ล้างเม็ดแคดเมียมที่ฉาบด้วยคอปเปอร์ด้วยน้ำกลั่นอย่างน้อย 10 ครั้ง
3. น้ำยาเคมีทำให้เกิดสี
 - เติม 85% กรดฟอสฟอริก 100 ml และ ซัลฟานิลาไมด์ 10 g ลงในน้ำกลั่น 800 ml
 - เติม N-(1-naphthyl)-ethylenediamine dihydrochloride 1 g ปรับปริมาตรเป็น 1 L
4. สารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์-อีดีทีเอ
 - ละลาย NH_4Cl 13 g และ EDTA 1.7 g ในน้ำกลั่น 900 ml ปรับ pH เป็น 8.5 ด้วย conc. NH_4OH แล้วเจือจางเป็น 1 L
5. สารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์-อีดีทีเอ เจือจาง
 - นำสารละลาย NH_4Cl – EDTA 300 ml เติมน้ำกลั่นจนครบ 500 ml
6. กรดไฮโดรคลอริก 6 N
7. สารละลายคอปเปอร์ซัลเฟต 2%
 - ละลาย $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 20 g ในน้ำกลั่น 500 ml แล้วเจือจางเป็น 1 L
8. สารละลายสต็อกไนเตรท
 - นำ KNO_3 ไปอบแห้งที่ 105°C เป็นเวลา 24 ชั่วโมง แล้วมาชั่ง 721.8 mg ละลายในน้ำกลั่นแล้วเติมน้ำจนครบ 1 L
 - 1 ml = 100 $\mu\text{g-N}$
9. สารละลายมาตรฐานไนเตรท
 - นำสารละลายสต็อกไนเตรท 50 ml มาเจือจางเป็น 500 ml
 - 1 ml = 10 $\mu\text{g-NO}_2\text{-N}$

วิธีวิเคราะห์

1. การเตรียมรีดักชันคอลัมน์
 - ใส่ใยแก้วตรงกันของคอลัมน์ เติมน้ำกลั่นจนเต็ม
 - เทเม็ด Cu-Cd ให้ได้ความสูง 18.5 cm รักษาระดับน้ำให้สูงกว่าเม็ด Cd
 - ล้างคอลัมน์ด้วยสาร NH_4Cl – EDTA เจือจาง 200 ml

- นำสารละลาย 100 ml ของ สารละลายมาตรฐานไนเตรท 25 ml และ $\text{NH}_4\text{Cl} - \text{EDTA}$ 75 ml มากรองผ่านคอลัมน์ด้วยอัตราเร็ว 7-10 ml/นาที
- 2. การเตรียมตัวอย่างน้ำ
 - กรองน้ำตัวอย่างด้วยกระดาษกรอง
 - ปรับ pH ถ้า pH สูงกว่า 9 ปรับให้อยู่ระหว่าง 7-9 ด้วย HCl หรือ NaOH
- 3. การวิเคราะห์
 - นำตัวอย่างน้ำ 25 ml เติมสาร $\text{NH}_4\text{Cl} - \text{EDTA}$ 75 ml
 - เทสารละลายผ่านคอลัมน์ เหน้ที่ได้อีก 25 ml แรกทิ้ง แล้วเก็บตัวอย่างน้ำที่กรองผ่านคอลัมน์ 50 ml
 - เมื่อกรองเสร็จแล้วให้เทสาร $\text{NH}_4\text{Cl} - \text{EDTA}$ เจือจาง 50 ml ไว้ในคอลัมน์
- 4. การทำให้เกิดสี
 - นำตัวอย่างน้ำที่ผ่านการกรองแล้ว 50 ml มาเติมน้ำยาเคมีทำให้เกิดสี 2 ml ผสมให้เข้ากันตั้งทิ้งไว้ จะเกิดสีชมพูจนถึงบานเย็น หลังจากนั้น 10 นาที ถึง 2 ชั่วโมง
 - นำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ 543 นาโนเมตร
- 5. การเตรียมกราฟมาตรฐาน
 - ใช้สารละลายมาตรฐานไนเตรท 0, 5, 10, 20, 40, 60, 80, 100 ml ในน้ำกลั่นให้มีปริมาตร 100 ml จะได้สารละลายมาตรฐานไนไตรท์ที่มีความเข้มข้น 0, 50, 100, 200, 400, 600, 800, 1000 ไมโครกรัมตามลำดับ
 - นำสารละลายมาตรฐานแต่ละความเข้มข้น 25 ml เติมสาร $\text{NH}_4\text{Cl} - \text{EDTA}$ 75 ml เทผ่านคอลัมน์ แล้ววิเคราะห์เหมือนน้ำตัวอย่าง

การคำนวณ

$$\text{NO}_2^- - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N} \text{ (mg/L)} = \frac{\text{NO}_2^- - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N} \text{ จากกราฟ } (\mu\text{g})}{\text{ปริมาตรตัวอย่าง (ml)}}$$

ดังนั้น

$$\text{NO}_3^- - \text{N} \text{ (mg/L)} = (\text{NO}_2^- - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N}) - \text{NO}_2^- - \text{N}$$

6. วิธีหาความสามารถจำเพาะในการผลิตมีเทนของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ (Specific Methanogenic Activity, SMA)

สารเคมี

1. Vanderbilt Media Solution
2. กรดอะซิติก 5 เปอร์เซ็นต์
3. สารแคลเซียมอะซิเตท ที่ทำให้ความเข้มข้นรวมในขวดซีรัมมีค่า 7,500 mg/l

วิธีวิเคราะห์

1. เตรียมเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์ที่ต้องการทดสอบปริมาณ 20,000 mg MLVSS/L
2. เตรียม Vanderbilt Media Solution และกรดอะซิติก 5 เปอร์เซ็นต์ เพื่อใช้เป็นสารอาหารเสริมและเพื่อให้เมื่อดตะกอนจุลินทรีย์สามารถปรับตัวเข้ากับสภาพแวดล้อมที่เหมาะสม
3. ใส่สารอาหารเสริมที่เตรียมในข้อ 2 ลงในขวด Serum Bottle แล้วตามด้วยเมื่อดตะกอน จุลินทรีย์
4. ไล่อากาศออกจากขวด โดยใช้ก๊าซ $N_2:CO_2$ ซึ่งมีสัดส่วน 70:30 ประมาณ 1 นาที
5. เติมสารแคลเซียมอะซิเตท (สัดส่วนของก๊าซมีเทนที่เกิดประมาณ 70 เปอร์เซ็นต์) ให้เป็นสารอาหารสำหรับเชื้อตะกอนจุลินทรีย์
6. ทำการวัดก๊าซที่เกิดขึ้นทุกวัน โดยมีการเก็บข้อมูลในช่วงเวลาเดียวกันและบันทึกอุณหภูมิทุกวันในช่วงเวลาที่วัดก๊าซ
7. เมื่อสิ้นสุดการทดลองนำตะกอนเมื่อดจุลินทรีย์มาหาค่ากรัมวีเอสเอส
8. นำค่าก๊าซมีเทนที่เกิดขึ้น ไป plot กราฟ โดยใช้ความสัมพันธ์ระหว่างค่ามิลลิลิตรมีเทนสะสมกับเวลา
9. นำค่ากราฟความชันสูงสุดไปคำนวณหาค่าความสามารถจำเพาะของเมื่อดตะกอนจุลินทรีย์

การคำนวณ

$$\text{Specific Methanogenic Activity: (SMA)} = \frac{(g \text{ CH}_4 - \text{COD})}{t \cdot B}$$

เมื่อ

$$\frac{(g \text{ CH}_4 - \text{COD})}{t} = \text{slope max} = \text{ค่าความชันกราฟสูงสุด}$$

$$B = \text{Biomass in the reactor (กรัมวีเอสเอส)}$$

ภาคผนวก ก.

วิธีการคำนวณค่าทางจลนพลศาสตร์

1. การหาอัตราการผลิตแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบ

เนื่องจากระบบและลักษณะน้ำเสียที่ศึกษามีการผลิตแอมโมเนียไนโตรเจนจากกระบวนการไฮโดรไลซิส จึงสามารถหาอัตราการผลิตแอมโมเนียไนโตรเจนของระบบได้โดย

1.1 อัตราการผลิตแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ย เป็นการหาค่าเฉลี่ยของแอมโมเนียที่เกิดขึ้นในช่วงเวลาทั้งหมดของรอบการทำงานโดยสามารถคำนวณได้ดังนี้

$$\begin{aligned} \text{เมื่อ} \quad \text{อัตราการผลิตแอมโมเนียไนโตรเจนเฉลี่ย} &= \frac{[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{eff}} - [\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{inf}}}{(t_2 - t_1)/60} \\ & \text{(มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร-ชั่วโมง)} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} [\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{eff}} &= \text{ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนของน้ำออกระบบ} \\ & \text{(มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร)} \\ [\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{inf}} &= \text{ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนของน้ำเข้าระบบ} \\ & \text{(มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร)} \\ t &= \text{เวลา 1 รอบทำงาน} = 6 \text{ ชั่วโมง} \end{aligned}$$

1.2 อัตราการผลิตแอมโมเนียไนโตรเจนสูงสุด เป็นการหาค่าเฉลี่ยของแอมโมเนียไนโตรเจนในช่วงเวลาใดเวลาหนึ่งที่ระบบทำให้เกิดแอมโมเนียไนโตรเจนสูงสุด โดยสามารถคำนวณได้ดังนี้

$$\begin{aligned} \text{เมื่อ} \quad \text{อัตราการผลิตแอมโมเนียไนโตรเจนสูงสุด} &= \frac{[\text{NH}_4\text{-N}]_2 - [\text{NH}_4\text{-N}]_1}{(t_2 - t_1)/60} \\ & \text{(มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร-ชั่วโมง)} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} [\text{NH}_4\text{-N}]_2 &= \text{ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนที่ } t = t_2 \\ & \text{(มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร)} \\ [\text{NH}_4\text{-N}]_1 &= \text{ความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจนที่ } t = t_1 \\ & \text{(มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร)} \\ t &= \text{เวลาทำปฏิกิริยา (นาที)} \end{aligned}$$

2. การหาอัตราการใช้ไนโตรเจนของระบบ

เนื่องจากระบบมีการใช้ไนโตรเจนเพื่อทำปฏิกิริยาการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากน้ำเสียโดยกระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียม ออกซิเดชัน การหาอัตราการใช้ไนโตรเจนของระบบทำให้ทราบถึงความสามารถของระบบในการใช้ไนโตรเจนในการทำปฏิกิริยาเพื่อประเมินศักยภาพของระบบในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนออกจากน้ำเสีย ดังนั้นจึงทำการหาค่าอัตราการใช้ไนโตรเจนสูงสุดของระบบเท่านั้น

$$\begin{aligned} \text{อัตราการใช้ไนโตรเจนสูงสุด} &= \frac{[\text{NO}_2\text{-N}]_1 - [\text{NO}_2\text{-N}]_2}{(t_2 - t_1)} \\ \text{(มิลลิกรัมไนโตรเจนต่อลิตร - นาที)} & \end{aligned}$$

เมื่อ

$$\begin{aligned} [\text{NO}_2\text{-N}]_1 &= \text{ความเข้มข้นไนโตรเจนที่ } t = t_1 \text{ (มิลลิกรัมต่อลิตร)} \\ [\text{NO}_2\text{-N}]_2 &= \text{ความเข้มข้นไนโตรเจนที่ } t = t_2 \text{ (มิลลิกรัมต่อลิตร)} \\ t &= \text{เวลาทำปฏิกิริยา (นาที)} \end{aligned}$$

3. การหาอัตราการบำบัดชีโอดีของระบบ

ค่าชีโอดีเป็นอีกค่าหนึ่งที่แสดงถึงความสามารถของระบบในการบำบัดสารอินทรีย์ ซึ่งการหาค่าชีโอดีของระบบนั้นเป็นการยืนยันว่ากระบวนการสร้างมีเทนและกระบวนการแอนแอโรบิก แอมโมเนียม ออกซิเดชันสามารถเกิดควบกันได้ภายในถังปฏิกิริยาเดียว การหาค่าอัตราการบำบัดชีโอดีเป็นค่าที่ประเมินศักยภาพของระบบ โดยพิจารณาความสามารถสูงสุดของระบบที่ทำการบำบัดชีโอดีออกจากระบบจึงทำการหาค่าอัตราการบำบัดชีโอดีสูงสุดของระบบได้ดังนี้

$$\begin{aligned} \text{อัตราการบำบัดชีโอดีสูงสุด} &= \frac{[\text{COD}]_1 - [\text{COD}]_2}{(t_2 - t_1)} \\ \text{(มิลลิกรัมชีโอดีต่อลิตร - นาที)} & \end{aligned}$$

เมื่อ

$$\begin{aligned} [\text{COD}]_1 &= \text{ความเข้มข้นชีโอดีที่ } t = t_1 \text{ (มิลลิกรัมชีโอดีต่อลิตร)} \\ [\text{COD}]_2 &= \text{ความเข้มข้นชีโอดีที่ } t = t_2 \text{ (มิลลิกรัมชีโอดีต่อลิตร)} \\ t &= \text{เวลาทำปฏิกิริยา (นาที)} \end{aligned}$$

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

ชื่อ – สกุล	นายน้ำเงิน จันทร์มณี
วัน เดือน ปี เกิด	19 พฤศจิกายน 2525
ประวัติการศึกษา	วิทยาศาสตรบัณฑิต (อนามัยสิ่งแวดล้อม) สาขาวิชาอนามัยสิ่งแวดล้อม สำนักวิชาแพทยศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีสุรนารี พ.ศ. 2544 – 2548
เข้าศึกษาต่อ	วิทยาศาสตรมหาบัณฑิต (วิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม) สหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สิ่งแวดล้อม บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย พ.ศ. 2548 – 2550

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย