ระบบบำบัดไนเตรทเพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำด้วยระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดขนาดเล็ก

นางสาวอำไพเทพิน สิงหะพันธุ

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วิทยานิพนธ์นี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม สหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม
บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย
ปีการศึกษา 2543
ISBN 974-13-0050-6
ลิขสิทธิ์ของจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

NITRATE TREATMENT SYSTEM FOR SMALL SCALE CLOSED RECIRCULATING AQUACULTURE SYSTEM

Miss Ampaitepin Singhabhandhu

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

A Thesis Submitted in Partial Fulfillment of the Requirements
for the Degree of Master of Science in Environmental Science
Inter-Departmental Program in Environmental Science
Graduate School
Chulalongkorn University
Academic Year 2543

ISBN 974-13-0050-6

หัวข้อวิทยานิพนธ์	ระบบบำบัดไนเตรทเพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำด้วยระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดขนาดเล็ก
โดย	นางสาวอำไพเทพิน สิงหะพันธุ
สหสาขาวิชา	วิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม
อาจารย์ที่ปรึกษา	ศาสตราจารย์ ดร.เปี่ยมศักดิ์ เมนะเศวต
อาจารย์ที่ปรึกษา (ร่วม)	ดร.สรวิศ เผ่าทองศุข

บัณฑิตวิทยาลัย จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย อนุมัติให้นับวิทยานิพนธ์ฉบับนี้เป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตรปริญญามหาบัณฑิต

.....คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย
(ศาสตราจารย์ ดร.สุชาดา กีระนันทน์)

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

.....ประธานกรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พิพัฒน์ พัฒนผลไพบูลย์)

.....อาจารย์ที่ปรึกษา
(ศาสตราจารย์ ดร.เปี่ยมศักดิ์ เมนะเศวต)

.....อาจารย์ที่ปรึกษา (ร่วม)
(ดร.สรวิศ เผ่าทองศุข)

.....กรรมการ
(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.กำธร ธีรคุปต์)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

อำไพเทพิน สิงหะพันธุ : ระบบบำบัดไนเตรทเพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำด้วยระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดขนาดเล็ก (NITRATE TREATMENT SYSTEM FOR SMALL SCALE CLOSED RECIRCULATING AQUACULTURE SYSTEM)
อาจารย์ที่ปรึกษา : ศ.ดร.เปี่ยมศักดิ์ เมนะเศวต, อาจารย์ที่ปรึกษาร่วม : ดร.สรวิศ เผ่าทองศุข,
100 หน้า, ISBN 974-13-0050-6

ได้ทำการพัฒนาระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้กระบวนการดีไนตริฟิเคชั่น โดยมีแนวคิดที่จะให้แบคทีเรียที่อยู่ในส่วนต้นของท่อลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำโดยกระบวนการหายใจของแบคทีเรีย ให้มีค่าต่ำลงจนถึงระดับที่แบคทีเรียในส่วนปลายท่อจะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นได้ เพื่อเป็นการลดต้นทุนการบำบัดน้ำโดยระบบบำบัดน้ำที่มีระบบดีไนตริฟิเคชั่นชนิดที่ใช้แก๊สไนโตรเจนเพื่อลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ ซึ่งมีราคาแพง

การทดลองระยะแรกได้ใช้เปลือกหอยนางรมทุบเป็นวัสดุกรอง แต่เกิดการอุดตันเนื่องจากมวลชีวภาพของแบคทีเรียที่เพิ่มขึ้นและไปเกาะบริเวณช่องว่างระหว่างเปลือกหอยจึงทำให้การไหลเวียนของน้ำไม่ดีและอุดตันลงหลังจากทำการทดลองระบบเป็นเวลา 2 สัปดาห์ ดังนั้นจึงเปลี่ยนวัสดุกรองมาใช้วัสดุกรองทรงกลมขนาดเล็ก (Super Bioball) ที่ใช้ในระบบกรองของตู้ปลา ซึ่งระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นประกอบด้วยสายยางพีวีซีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1 นิ้ว ยาว 50 เมตร ภายในบรรจุวัสดุกรองทรงกลมจำนวนทั้งหมด 2,870 ลูก โดยตัดสายยางเป็นท่อนๆ ละ 10 เมตรเพื่อติดตั้งจุดเก็บน้ำตัวอย่าง โดยทำการทดลองระบบดังกล่าวกับน้ำเสียเทียมที่มีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรท 100 PPM ซึ่งมีการเติมแหล่งคาร์บอน (เมธานอล) ให้กับระบบตลอดเวลาในอัตราไหล 4.5 ml/hr และน้ำเสียจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูง

จากผลการทดลองพบว่า ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นสามารถลดความเข้มข้นของไนเตรทจากน้ำเสียเทียมที่มีความเข้มข้นของไนเตรทลงจาก 145.4 mg-NO_3^--N/L เหลือ 2.9 mg-NO_3^--N/L ภายในเวลา 8 วัน และเป็นการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นแบบไม่สมบูรณ์ จึงทำให้พบปริมาณแอมโมเนียเพิ่มขึ้นจากเดิมเล็กน้อย นอกจากนี้ยังสามารถบำบัดไนเตรทในน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูงได้ โดยจำเป็นต้องมีการเติมแหล่งคาร์บอนให้กับระบบตลอดเวลา ซึ่งพบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดขณะทดลองโดยไม่เติมเมธานอลเท่ากับ 2.96% และเมื่อทดลองโดยเติมเมธานอลในอัตรา 4.5 ml/hr พบว่ามีประสิทธิภาพในการบำบัดเพิ่มขึ้นเป็น 31.08% และเมื่อหยุดเติมเมธานอลประสิทธิภาพการบำบัดของระบบลดลงเหลือ 6.61% โดยทั้งสามช่วงการทดลองเป็นการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นแบบไม่สมบูรณ์

สหสาขาวิชา วิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม ลายมือชื่อนิสิต.....
สาขาวิชา วิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษา.....
ปีการศึกษา 2543 ลายมือชื่ออาจารย์ที่ปรึกษาร่วม.....

4072469723; MAJOR ENVIRONMENTAL SCIENCE
KEY WORD; DENITRIFICATION/ BIOLOGICAL FILTRATION/ NITRATE REMOVAL/ NITRATE TREATMENT/ CLOSED RECIRCULATING AQUACULTURE SYSTEM
AMPAITEPIN SINGHABHANDHU : NITRATE TREATMENT SYSTEM FOR SMALE SCALE CLOSED RECIRCULATING AQUACULTURE SYSTEM
THESIS ADVISOR ; PROF. PIAMSAK MENASAVETA, Ph.D.
THESIS CO-ADVISOR ; SORAWIT POWTONGSOOK, Ph.D.
100 pp. ISBN 974-13-0050-6

The denitrification system consisted of a long tube with packing material was designed and tested in this study. The system operated by a combination of bacteria activities in fore part of the tube that consumed oxygen and bacteria in the rear part of the tube that provided denitrification. This could eliminate the use of nitrogen gas for purging dissolved oxygen in the previous design.

In this study, the original design of the long tube system using oyster shell as packing material was not success because irregular shape of the cracked shell clotted the system after only 2 week operation. Therefore plastic balls named “Super Bioball” were then use instead of oyster shell. A new long tube system was built using PVC tube (1” diameter and 50 meter length) packing with 2,870 bioball. A sampling valve was attached to every 10 meter of the long tube and methanol (carbon source) was feed into the tube at 4.5 ml/hr by peristaltic pump. The experiment were performed with artificial wastewater with 100 ppm nitrate and high nitrate concentration seawater from shrimp pond.

The results show that the long tube denitrification system could reduce nitrate in an artificial wastewater from 145.4 mg-NO_3^--N/L to 2.9 mg-NO_3^--N/L in 8 days. The system also performed well with high nitrate seawater but only when methanol were added as a sole carbon source. The nitrate treatment efficiency rose from 2.96% without methanol addition to 31.08% when adding methanol at 4.5ml/hr and decrease to 6.61% when stop methanol feeding. However, it was found that incomplete denitrification indicated by slightly increase of nitrite and ammonia in the system was found during operation.

Inter-Department Environmental Science — Student’s signature……
Field of study Environmental Science — Advisor’s signature……..……...
Academic year 2000 — Co-advisor’s signature……..……..

กิตติกรรมประกาศ

วิทยานิพนธ์ฉบับนี้จะไม่สามารถเสร็จสมบูรณ์ลงได้ หากไม่ได้รับความกรุณาอย่างสูงจาก ศาตราจารย์ ดร. เปี่ยมศักดิ์ เมนะเศวต ซึ่งได้ให้ความกรุณาในการรับเป็นอาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ และเป็นผู้ที่ให้คำแนะนำวิธีการทำวิทยานิพนธ์ ให้คำปรึกษาและตรวจแก้ไขวิทยานิพนธ์จนสมบูรณ์ อีกทั้งได้รับความช่วยเหลือจากอาจารย์ ดร. สรวิศ เผ่าทองศุข ซึ่งเป็นอาจารย์ที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ร่วม ที่ได้ให้คำแนะนำเทคนิคในการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ พร้อมทั้งให้คำแนะนำในตลอดขั้นตอนการสร้าง, การติดตั้ง, และการเริ่มเดินระบบ และยังได้ให้คำปรึกษาในการทำวิทยานิพนธ์ ตลอดจนการตรวจแก้ไขวิทยานิพนธ์จนเสร็จสมบูรณ์

ขอกราบขอบพระคุณผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.พิพัฒน์ พัฒนผลไพบูลย์ และผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.กำธร ธีรคุปต์ ที่กรุณาเป็นกรรมการในการสอบวิทยานิพนธ์ รวมทั้งคณาจารย์ในภาควิชาสหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อมทุกท่าน ที่ได้กรุณาให้ความรู้ทั้งภาคทฤษฎี และภาคปฏิบัติ รวมทั้งคำแนะนำต่างๆ ตลอดมา

ขอขอบคุณนักวิจัยรวมทั้งเจ้าหน้าที่ หน่วยปฏิบัติการเทคโนโลยีชีวภาพทางทะเล ศูนย์พันธุวิศวกรรมและเทคโนโลยีแห่งชาติ ทุกท่านโดยเฉพาะอย่างยิ่ง ดร.พิกุล จิรวาณิชไพศาล ดร. อรพร หมื่นพล และคุณเสรี ตอนเหนือ ที่ได้อำนวยความสะดวกในด้านสถานที่และอุปกรณ์รวมถึงสารเคมีในการวิจัย อีกทั้งยังได้ให้คำแนะนำและความช่วยเหลือเป็นอย่างมากตลอดการทำวิทยานิพนธ์ รวมทั้งขอขอบคุณ คุณกิตติโชติ งามประสิทธิ์ ที่ได้ให้ความช่วยเหลือในการสร้างและติดตั้งอุปกรณ์ต่างๆ ที่ใช้ในวิทยานิพนธ์นี้

ขอขอบคุณกรมวิทยาศาสตร์บริการ ที่ได้อนุญาตการลาเพื่อศึกษาต่อครั้งนี้ รวมทั้งสำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ (สวทช.) ที่ได้ให้ทุนโครงการบัณฑิตศึกษาต่อในประเทศเพื่อใช้ในการสนับสนุนงานวิจัยมาโดยตลอด

สุดท้ายนี้ ขอกราบขอบพระคุณ คุณพ่อและคุณแม่ เป็นอย่างมากที่ได้ให้การสนับสนุนและเป็นกำลังใจให้เสมอมา

สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อภาษาไทย..... ง

บทคัดย่อภาษาอังกฤษ..... จ

กิตติกรรมประกาศ..... ฉ

สารบัญ..... ช

สารบัญภาพ..... ซ

บทที่

1. บทนำ..... 1
2. เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง..... 3
3. อุปกรณ์และวิธีการทดลอง..... 21
4. ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง..... 35
5. สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ..... 64

เอกสารอ้างอิง..... 67

ภาคผนวก..... 72

ประวัติผู้เขียน..... 100

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

สารบัญภาพ

ภาพที่		หน้า
3-1	เปลือกหอยนางรมที่นำมาทุบให้มีขนาดเล็กเพื่อนำมาทำการเตรียมสภาพ	22
3-2	การทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอย	23
3-3	ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่บรรจุด้วยเปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรอง	24
3-4	วัสดุกรองทรงกลม (Super Bioball)	26
3-5	เครื่องมือที่ใช้ในการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนวัสดุกรอง	27
3-6	จุดเก็บน้ำตัวอย่าง	29
3-7	ถังทดสอบ	30
3-8	ไดอะแกรมแสดงการติดตั้งระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวกับถังทดสอบ	31
3-9	การทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวกับน้ำบ่อกุ้งที่มีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทสะสมอยู่สูง	33
4-1	การบรรจุเปลือกหอยลงในท่อพีวีซี	36
4-2(ก)	กราฟแสดงการลดลงของ Dissolved Oxygen ในการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอยหนัก 20 กรัม	37
4-2(ข)	กราฟแสดงการลดลงของ Dissolved Oxygen โดยเลือกข้อมูลชั่วโมงที่ 1-12 ของการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอยหนัก 20 กรัม	37
4-3	ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรองที่ได้สร้างขึ้น	39
4-4	ท่อ Acrylic ใส ซึ่งใช้ติดตั้งแทนท่อพีวีซีท่อนที่ 85, 105, 125 เพื่อใช้สังเกตภายในระบบบำบัดแบบท่อยาวที่ใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรอง	40
4-5	กราฟแสดงการลดลงของปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำในการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรองโดยใช้เครื่องวัดออกซิเจนที่ละลายน้ำแบบอัตโนมัติติดตั้งไว้บริเวณทางน้ำออก	41
4-6	แผนภูมิแท่งแสดงอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบน Super Bioball	43
4-7	กราฟแสดงปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำในส่วนต่างๆ ของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้ Super Bioball เป็นวัสดุกรอง	45

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
4-8	การติดตั้งระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้ Bioball เป็นวัสดุกรอง กับน้ำเสียเทียมที่มีความเข้มข้นของไนเตรท 100 PPM	47
4-9	แผนภูมิแท่งแสดงความเข้มข้นของแอมโมเนียในระบบท่อยาว เมื่อทดลองโดยใช้น้ำเสียเทียม	48
4-10	แผนภูมิแท่งแสดงความเข้มข้นของไนไตรท์ในระบบท่อยาว เมื่อทดลองโดยใช้น้ำเสียเทียม	50
4-11	แผนภูมิแท่งแสดงความเข้มข้นของไนเตรทในระบบท่อยาว เมื่อทดลองโดยใช้น้ำเสียเทียม	51
4-12	กราฟแสดง Dissolved Oxygen ตามความยาวของระบบตั้งแต่ จุดน้ำเข้า (IN) ระยะ 10, 20, 30, 40 เมตร และจุดน้ำออก (OUT) ที่ระยะ 50 เมตร	54
4-13	ความเข้มข้นของแอมโมเนียของระบบท่อยาวเมื่อทดลองกับน้ำจากบ่อกุ้ง	56
4-14(ก)	ความเข้มข้นของแอมโมเนียเมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบ ท่อยาวกับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูง โดยไม่เติมเมธานอล	57
4-14(ข)	ความเข้มข้นของแอมโมเนียเมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบ ท่อยาวกับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูง โดยเติมเมธานอลในอัตรา 4.5 ml/hr	57
4-14(ค)	ความเข้มข้นของแอมโมเนียเมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบ ท่อยาวกับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูง โดยหยุดเติมเมธานอล	57
4-15	ความเข้มข้นของไนไตรท์ของระบบท่อยาวเมื่อทดลองกับน้ำจากบ่อกุ้ง	59
4-16(ก)	ความเข้มข้นของไนไตรท์เมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบ ท่อยาวกับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูง โดยไม่เติมเมธานอล	60

สารบัญภาพ (ต่อ)

ภาพที่		หน้า
4-16(ข)	ความเข้มข้นของไนไตรท์เมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวกับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูง โดยเติมเมธานอลในอัตรา 4.5 ml/hr	60
4-16(ค)	ความเข้มข้นของไนไตรท์เมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวกับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูง โดยหยุดเมธานอล	60
4-15	ความเข้มข้นของไนเตรทของระบบท่อยาวเมื่อทดลองกับน้ำจากบ่อกุ้ง	61

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 1

บทนำ

ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

สืบเนื่องจากที่มีการนำระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดเข้ามาใช้ในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ เพื่อเป็นการลดปริมาณการใช้น้ำ และลดการก่อมลพิษต่อสิ่งแวดล้อมซึ่งเกิดจากการถ่ายเทน้ำเสียที่มาจากการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติใกล้เคียง ระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดดังกล่าวนี้จำเป็นต้องมีระบบบำบัดคุณภาพน้ำเป็นส่วนประกอบที่สำคัญ เพื่อหมุนเวียนน้ำกลับมาใช้ในระบบการเพาะเลี้ยงได้หลายครั้ง

ในอดีตที่ผ่านมา ส่วนของระบบบำบัดน้ำในระบบหมุนเวียนน้ำสำหรับบ่อเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำที่ใช้กันอยู่นั้นจะอาศัยกระบวนการไนตริฟิเคชั่น ซึ่งเป็นกระบวนการทางชีววิทยาแบบใช้ออกซิเจน โดยไนตริฟลายอิ้งแบคทีเรียจะเปลี่ยนของเสียไนโตรเจนที่เกิดจากการขับถ่ายของสัตว์น้ำและเศษอาหารที่เหลือ ให้กลายเป็นสารประกอบไนโตรเจนซึ่งอยู่ในรูปแอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรท ตามลำดับ จากกระบวนการไนตริฟิเคชั่นที่เกิดขึ้นจะทำให้เกิดไนเตรทเป็นผลผลิตสุดท้าย จึงทำให้พบการสะสมของไนเตรทขึ้นในระบบการเพาะเลี้ยงในระยะเวลาต่อมา เมื่อปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทสูงขึ้นจนถึงระดับหนึ่ง (>50 mg-NO_3^--N/L) ก็จำเป็นต้องทำการเปลี่ยนถ่ายน้ำในระบบการเพาะเลี้ยง ซึ่งการถ่ายเทน้ำที่มีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทสูงลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติ จะทำให้เกิดภาวะการเจริญอย่างรวดเร็วของสาหร่ายและพืชน้ำ (Algal bloom) ทำให้เกิดการขาดออกซิเจนในช่วงเวลากลางคืน และทำให้เกิดความไม่สมดุลของระบบนิเวศของแหล่งน้ำนั้น

นอกจากนี้หากไม่ทำการเปลี่ยนถ่ายน้ำในระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ เมื่อเกิดปัญหาการสะสมของไนเตรทขึ้นในระบบการเพาะเลี้ยงก็จะทำให้สัตว์น้ำอ่อนแอ อัตราการบริโภคอาหารต่ำ อัตราการเจริญพันธุ์ลดลง เติบโตช้า และทำให้สัตว์น้ำเกิดความเครียด

ในปัจจุบันได้มีการนำกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นซึ่งเป็นกระบวนการทางชีวภาพแบบไร้ออกซิเจนเข้ามาประยุกต์ใช้ในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ เพื่อเป็นการลดความเข้มข้นของไนเตรท ร่วมกับระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิด เพื่อทำให้ยืดอายุการใช้งานของน้ำในระบบการเพาะเลี้ยง

งานวิจัยครั้งนี้ เป็นการพัฒนาระบบบำบัดไนเตรทเพื่อใช้ในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำด้วยระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิด ซึ่งเดิมระบบบำบัดไนเตรทที่ถูกใช้ในรายงานของธัญญา พันธุ์ฤทธิ์ดำ (2541) นั้นได้ใช้วิธีการนำน้ำเสียในระบบเพาะเลี้ยงที่มีความเข้มข้นของไนเตรทสูงผ่านเข้าไปในคอลัมน์ที่มีการเป่าแก๊สไนโตรเจนซึ่งทำหน้าที่เป็นตัวลดออกซิเจนที่ละลายน้ำ เพื่อให้เกิดสภาวะไร้ออกซิเจนที่เหมาะกับการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่น จากนั้นจึงอาศัยดีไนตริฟลายอิ้งแบคทีเรียที่เกาะอยู่บนเปลือกหอยนางรมเป็นตัวบำบัดไนเตรท แต่จากระบบบำบัดไนเตรทดังกล่าวนั้น มีความจำเป็นต้องใช้แก๊สไนโตรเจนในการลดออกซิเจน ซึ่งมีราคาแพงและทำให้ต้นทุนในการบำบัดสูง งานวิจัยนี้จะเป็นการพัฒนาระบบให้ดีขึ้นโดยใช้ท่อยาวที่บรรจุวัสดุกรอง เพื่อให้เกิดการใช้ออกซิเจนโดยแบคทีเรียบนวัสดุกรองและทำให้เกิดสภาพไร้ออกซิเจนที่เหมาะสมในการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นขึ้นในท่อดังกล่าว

วัตถุประสงค์ของการวิจัย

1. เพื่อศึกษาความเป็นไปได้ของการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่น ในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดขนาดเล็กเพื่อการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ
2. เพื่อหาสภาวะที่เหมาะสมในการเพิ่มประสิทธิภาพของระบบบำบัดไนเตรทที่ใช้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่นในระบบสร้างขึ้นซึ่งให้มีสภาพไร้ออกซิเจน และไม่มีการเติมแหล่งคาร์บอน

ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. สามารถหาสภาวะที่เหมาะสมในการบำบัดไนเตรทในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำด้วยระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิด เพื่อเป็นการพัฒนาระบบบำบัดไนเตรทอย่างต่อเนื่องและเป็นการลดต้นทุนในการบำบัดน้ำเพื่อให้เกิดความเป็นไปได้ในทางปฏิบัติได้อย่างกว้างขวาง

2. สามารถลดปริมาณการใช้น้ำและลดปริมาณการถ่ายเทของเสียจากการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำออกสู่สิ่งแวดล้อม

บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

2.1 การเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำด้วยระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดกับสภาวะแวดล้อม

การเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำในอดีตที่ผ่านมามักจะมีการถ่ายเทน้ำที่ผ่านการเพาะเลี้ยงซึ่งมีปริมาณสารอินทรีย์และอนินทรีย์ในปริมาณมากออกจากระบบการเพาะเลี้ยงลงสู่สิ่งแวดล้อมและแหล่งน้ำสาธารณะ หรือที่เรียกว่า “การเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำแบบเปิด” ซึ่งของเสียที่เกิดจากการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำส่วนใหญ่ ประกอบด้วย ของเสียจากการขับถ่ายของสัตว์น้ำ, เศษอาหารที่เหลือ ซึ่งเป็นสารประกอบอินทรีย์ตามธรรมชาติ และมีสารอาหารสูง (Kugelman และ Van Gorder 1991; Ning 1996) และก่อให้เกิดปัญหาสิ่งแวดล้อมทางน้ำต่างๆ อาทิ

2.1.1 การเกิด hypernitrification และ eutrophication ซึ่งเป็นกระบวนการที่ทำให้เกิดการเพิ่มการเจริญของแพลงก์ตอนพืชและพืชน้ำ

2.1.2 เพิ่มปริมาณ suspended organic solid ซึ่งเป็นอาหารของแบคทีเรียและโปรโตซัวในน้ำ (Markman, 1982)

2.1.3 ลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ เนื่องจากการมีสารอินทรีย์ในความเข้มข้นสูง ทำให้อัตราการใช้ออกซิเจนเพิ่มขึ้น และกระตุ้นให้เกิดการสร้าง H_2S และลดความหลากหลายของสัตว์น้ำ (Mattson และ Linden, 1983)

2.1.4 เพิ่มค่า BOD (Biological Oxygen Demand) ในแหล่งน้ำ

2.1.5 ตะกอนใต้น้ำเกิดสภาพไร้ออกซิเจน (anoxic) และทำให้เกิดกระบวนการทางชีววิทยาและทางเคมี ทำให้เกิดการสร้าง NH_3 , H_2S , CH_4 ซึ่งก่อให้เกิดการเปลี่ยนแปลงของสภาพทางเคมีภายในระบบนิเวศน์ของแหล่งน้ำ

2.1.6 อาจทำให้เกิดการบลูม (bloom) ของสาหร่ายสายพันธุ์ที่เป็นพิษ และก่อให้เกิดอันตรายต่อสัตว์น้ำ

2.1.7 เพิ่มความขุ่นในแหล่งน้ำ (Iwama, 1991)

2.1.8 ทำเกิดภาวะขาดออกซิเจนที่ละลายน้ำในเวลากลางคืน และเป็นอันตรายต่อสัตว์น้ำ

นอกจากนี้ได้มีการสำรวจผลกระทบที่เกิดจากการปล่อยน้ำจากฟาร์มเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำจำนวน 200 ฟาร์ม โดย Sumari (1982) พบปัญหามลพิษ ดังนี้

ชนิดของผลกระทบที่เกิดขึ้น	จำนวน
เกิด eutrophication	22
เพิ่มปริมาณความเข้มข้นของฟอสเฟตในน้ำ	15
เพิ่มปริมาณแบคทีเรียที่เป็นดรรชนีบ่งชี้ความสกปรกของแหล่งน้ำ	11
ลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ	9
เกิดการบลูม (bloom) ของสาหร่าย	8
เพิ่มปริมาณตะกอนใต้น้ำ	5
เพิ่มปริมาณ chlorophyll *a*	4
เกิดการเจริญของพืชน้ำ	3
เกิดความขุ่น	2
มีกลิ่นเหม็น	2
มีผลต่อรสชาติของปลาในแหล่งน้ำ	2
ไม่สามารถใช้เป็นแหล่งคมนาคมทางน้ำ	2
ไม่สามารถนำมาใช้ประโยชน์ในการอุปโภคบริโภค	1
ก่อให้เกิดอันตรายต่อสัตว์น้ำ	1
เกิดการเปลี่ยนชนิดของสัตว์หน้าดิน	1
เกิดความเสียหายต่ออุปกรณ์จับสัตว์น้ำ	1
เกิดความเสียหายต่อการประมง	1
รวม	**90**

ด้วยเหตุนี้จึงได้มีการนำระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดเข้ามาใช้ร่วมกับการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำเพื่อแก้ปัญหาสิ่งแวดล้อมที่เกิดจากอุตสาหกรรมการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำที่นิยมกันอย่างแพร่หลาย

2.2 ระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิด (Closed Recirculating Water System)

ระบบการปรับปรุงคุณภาพน้ำเพื่อหมุนเวียนกลับมาใช้ในการเพาะเลี้ยง ประกอบด้วยหลายขั้นตอน อาทิเช่น การกรองโดยใช้เครื่องกล (Mechanical filtration) การกรองทางชีวภาพ (Biological filtration) การกรองทางกายภาพ (Physical filtration) การกำจัดจุลินทรีย์ก่อโรค (Disinfection) ซึ่งการกรองทางชีวภาพเป็นกระบวนการที่มีความสำคัญในการปรับปรุงคุณภาพน้ำในระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำซึ่งมีปริมาณสารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจนและตะกอนแขวนลอยอยู่สูง ดังที่ได้มีผู้ทำการศึกษาคุณภาพน้ำในบ่อเพาะเลี้ยงกุ้งกุลาดำในประเทศไทย คือ Songsangjinda และ Tunvilai (1993) ซึ่งได้ศึกษาน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งแบบหนาแน่นที่จังหวัดสงขลา พบว่า มีปริมาณไนโตรเจนรวม (total nitrogen) 2.02 Kg/ha/day, total suspended solid 532.2 kg/ha/day และ chlorophyll a 0.11 kg/ha/day และต่อมา Tookvinas *et.al.* (1994) และ Satapornvanit (1993) ได้ศึกษาคุณภาพน้ำในนากุ้ง จังหวัดจันทบุรี พบว่ามีอัตราการเปลี่ยนถ่ายน้ำ 67,400 ton/ha/crop ซึ่งมีปริมาณของ total nitrogen 5.1 ton/ha/crop, total organic carbon 89.6 ton/ha/crop, BOD 1,821 ton/ha/crop และ sludge (wet weight) 134 ton/ha/crop

2.3 สารประกอบไนโตรเจนที่มีอยู่ในน้ำมักพบอยู่ 4 ชนิด ดังนี้

2.3.1 สารประกอบอินทรีย์ไนโตรเจน (organic-nitrogen compounds) ซึ่งเป็นสารอินทรีย์ที่มีธาตุไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ

2.3.2 สารประกอบแอมโมเนียไนโตรเจน (ammonia-nitrogen compounds) ซึ่งเป็นสารไนโตรเจนที่อยู่ในรูปแอมโมเนีย

2.3.3 สารประกอบไนไตรท์ (nitrite-nitrogen compounds) เป็นสารประกอบที่เกิดจากปฏิกิริยาออกซิเดชั่นที่ไม่สมบูรณ์ของสารประกอบไนโตรเจนอื่น

2.3.4 สารประกอบไนเตรท (nitrate-nitrogen compounds) เป็นสารประกอบที่เกิดจากปฏิกิริยาออกซิเดชั่นที่สมบูรณ์ของสารประกอบไนโตรเจนอื่น และหากมีออกซิเจนในปริมาณมากพอแล้ว สารประกอบไนเตรทจะเป็นสารประกอบไนโตรเจนที่มีความเสถียรที่สุด

2.4 **กระบวนการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำ** มีกระบวนการที่สำคัญ 3 กระบวนการ ดังนี้

2.4.1 กระบวนการ Ammonification

เป็นกระบวนการที่เปลี่ยนเศษอาหารที่เหลือ และเซลล์สัตว์ที่ตายแล้ว ซึ่งอยู่ในรูปของโปรตีน กรดนิวคลีอิก (nucleic acid) ไปอยู่ในรูปแอมโมเนีย

2.4.2 กระบวนการ Nitrification

เป็นกระบวนการที่เปลี่ยนแอมโมเนียที่เกิดจากการผ่านกระบวนการ Ammonification และการขับถ่ายของเสียออกจากร่างกายของสัตว์น้ำไปเป็นไนไตรท์ (Nitrite; NO_2^-) ซึ่งเกิดโดยแบคทีเรียกลุ่ม Ammonium oxidizing bacteria เช่น *Nitrosomonas europaea, Nitrosomonas oligocarbogenes, Nitrosovibrio tenuis, Nitrosococcus nitrsus, Nitrosococcus oceanus, Nitrosospira briensis, Nitrosolobus multiformis* ดังสมการ

$$2NH_4^+ + O_2 \longrightarrow 2NH_2OH + 2H^+$$

$$NH_4^+ + 1.5O_2 \longrightarrow NO_2^- + 2H^+ + H_2O + 275KJ.$$

จากนั้นแบคทีเรียในกลุ่ม Nitrite oxidizing bacteria เช่น *Nitrobactor winogradski, Nitrobactor agillis, Nitrospira gracillis, Nitrococcus mobilus* จะเปลี่ยนไนไตรท์ไปอยู่ในรูปไนเตรท (Nitrate; NO_3^-) ดังสมการ

$$NO_2^- + 0.5O_2 \longrightarrow NO_3^- + 75KJ.$$

(Bitton, 1994; Yanangita, 1990 อ้างโดย ธัญญา พันธุ์ฤทธิ์ดำ, 2541)

2.4.3 กระบวนการ Denitrification

เป็นกระบวนการเปลี่ยนไนเตรท (NO_3^-) ไนไตรท์ (NO_2^-) ให้เป็น แก๊สไนโตรเจน (N_2) หรือ ไนตรัสออกไซด์ (N_2O) ออกสู่บรรยากาศ โดยอาศัย Denitrifying bacteria ซึ่งสามารถใช้ไนเตรท (NO_3^-), ไนไตรท์ (NO_2^-), ไนตริกออกไซด์ (NO), และซัลเฟต (SO_4^{2-}) เป็นตัวรับอิเลคตรอนแทนออกซิเจนในสภาวะไร้ออกซิเจน ดังสมการ

$$NO_3^- \xrightarrow{\text{Nitrate reductase}} NO_2^- \xrightarrow{\text{Nitrite reductase}} NO$$

$$NO \xrightarrow{\text{Nitric oxide reductase}} N_2O \xrightarrow{\text{Nitrous oxide reductase}} N_2 \quad \text{(Bitton,1994)}$$

กระบวนการดีไนตริฟิเคชั่น เป็นกระบวนการที่ลดสารประกอบไนเตรทในน้ำ โดยไนเตรทจะเป็นตัวรับอิเลคตรอนตัวสุดท้ายแทนออกซิเจน แบคทีเรียที่ทำหน้าที่ในการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่น อาจจะเป็นประเภทที่ใช้ออกซิเจน หรือไม่ใช้ออกซิเจนก็ได้ อาทิ *Acinotobacter, Alcaligenes, Aerobacter, Bacillus, Psuedomonas, Chromobacterium, Micrococcus, Proteus, Flavobacterium,* (US.EPA., 1975; Knowler,1982), *Dinitrobacillus, Spirillum* (Anderson และ Ibahim, 1978) และ *Thiobacillus* ซึ่งสามารถจัดกลุ่มของดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรียดังกล่าวได้เป็น 2 กลุ่ม คือ

Autotrophic Denitrifying Bacteria

เป็นแบคทีเรียที่สามารถสร้างอาหารเองได้โดยใช้สารอนินทรีย์เป็นวัตถุดิบซึ่งถือว่าเป็นการสร้างอาหารเองโดยไม่ต้องอาศัยสิ่งมีชีวิตอื่น ซึ่งอาศัยคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) หรือ แคลเซียมคาร์บอเนต ($CaCO_3$) เป็นแหล่งคาร์บอน จัดว่าเป็นแบคทีเรียที่มีความสามารถสูงในการสังเคราะห์อาหาร โดยใช้พลังงานแสงอาทิตย์ หรือจากปฏิกิริยาออกซิเดชั่นของสารอนินทรีย์ และ CO_2 ก็สามารถดำรงชีพและสร้างส่วนประกอบต่างๆ ของเซลล์ได้ครบ

Heterotrophic Denitrifying Bacteria

เป็นแบคทีเรียที่ไม่สามารถสร้างอาหารเองได้ ต้องใช้สารอินทรีย์หรือซากของสิ่งมีชีวิตอื่นเป็นวัตถุดิบ ดังนั้นในการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่นของแบคทีเรียประเภทนี้จึงจำเป็นต้องเติมสารอินทรีย์คาร์บอนให้แก่ระบบ ซึ่งสารอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้มีหลายชนิด ได้แก่ น้ำตาล เมธานอล เอธานอล ฯลฯ แบคทีเรียประเภทนี้ ได้แก่ *Psuedomonas, Micrococcus, Achromobacter* และ *Bacillus* ปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นจะเป็นดังนี้

$$6NO_3^- + 5CH_3OH \longrightarrow 5CO_2 + 3N_2 + 7H_2O + 6OH^-$$

การเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นแบบไม่สมบูรณ์ (incomplete denitrification)

ในสภาพที่ไร้ออกซิเจนและมีความเข้มข้นของไนเตรทสูงจะทำให้เกิดการเจริญของดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย (denitrifying bacteria) ประเภทเฮทโรโทรฟิคแบคทีเรีย (heterotrophic bacteria) (Hopkins *et.al*., 1994) ซึ่งจะใช้สารอินทรีย์เป็นแหล่งคาร์บอนและแหล่งพลังงานและใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเลคตรอนตัวสุดท้าย โดยจะเปลี่ยนไนเตรท (NO_3^-) → ไนไตรท์ (NO_2^-) → ไนตริคออกไซด์ (NO) → ไนตรัสออกไซด์ (N_2O) → แก๊สไนโตรเจน (N_2) ออกสู่บรรยากาศ

แต่ในกรณีที่สภาวะแวดล้อมไม่เหมาะสมจะทำให้เกิดปฏิกิริยาย้อนกลับของกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นขึ้น ซึ่งทำให้เกิดการรีดิวซ์ไนเตรทไปเป็นไนไตรท์แต่จะไม่เกิดการรีดิวซ์ไนไตรท์ให้เป็นแก๊สไนโตรเจนในขั้นตอนต่อไป ซึ่งเรียกว่า “การเกิดดีไนตริฟิเคชั่นแบบไม่สมบูรณ์” โดยสภาวะที่ทำให้เกิดดีไนตริฟิเคชั่นแบบไม่สมบูรณ์มีดังนี้ (Turk, 1996)

- ขาดแหล่งคาร์บอนหรือแหล่งคาร์บอนไม่เพียงพอ
- เวลาในการเกิดปฏิกิริยาน้อยเกินไป
- ปริมาณแบคทีเรียน้อย
- มีปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำก่อนการบำบัดสูง

2.5 ปัจจัยที่มีผลต่อการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่น

2.5.1 ออกซิเจนที่ละลายน้ำ

เป็นปัจจัยสำคัญต่อการเกิดดีไนตริฟิเคชั่น เนื่องจากในสภาพที่มีออกซิเจนดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรียจะเลือกใช้ออกซิเจนเป็นตัวรับอิเลคตรอนแทนไนเตรท เพราะพลังงานที่ได้จากการออกซิไดซ์แหล่งคาร์บอน (กลูโคส) โดยไนเตรท จะมีค่าเท่ากับ 649 kcal/mole ซึ่งน้อยกว่าการออกซิไดซ์แหล่งคาร์บอน (กลูโคส) โดยออกซิเจนเล็กน้อย (686 kcal/mole) (U.S.EPA, 1975) ดังนั้น ในสภาพที่มีออกซิเจนประมาณ 0.1-0.2 mg/L Heterotrophic bacteria จึงจะเลือกใช้ไนเตรท เป็นตัวรับอิเลคตรอนตัวสุดท้ายในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่นแทนออกซิเจน

นอกจากนี้เมื่อมีปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำเพิ่มขึ้นจะทำให้เอนไซม์ไนโตรเจนออกไซด์รีดักเตส (Nitrogen Oxide Reductase) ทำงานได้น้อยลง (Knowler, 1982) ซึ่งจะมีผลทำให้ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่นชะงัก หรือเกิดในอัตราที่ช้าลง

2.5.2 อุณหภูมิ

อุณหภูมิเป็นปัจจัยหนึ่งที่มีผลต่ออัตราการเกิดดีไนฟิเคชั่น ช่วงของอุณหภูมิที่เหมาะสมอยู่ระหว่าง 35-50°C โดยจะเกิดปฏิกิริยาได้ดีที่ 30°C และ ดีไนฟิเคชั่นยังสามารถเกิดได้ที่อุณหภูมิต่ำ (5-10°C) แต่อัตราการเกิดปฏิกิริยาจะช้าลง (Bitton, 1994) และไม่พบการเกิดปฏิกิริยาเมื่ออุณหภูมิ 0°C (McCarty *et.al.*, 1996)

2.5.3 ค่ากรดเบส (pH)

ในกรณีที่ค่าความเป็นกรดเบสอยู่ในระดับสูงกว่า 8.0 และต่ำกว่า 6.0 อัตราเร็วของปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่นจะเกิดได้ช้า ช่วงของค่าความเป็นกรด-ด่างที่เหมาะสม คือ 7.0-7.5 (U.S.EPA,1975)

2.5.4 สารประกอบอินทรีย์ (Organic matter)

กระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นที่เกิดจากแบคทีเรียพวกเฮทเทอโรโทรฟิคนั้นจำเป็นต้องมีการเติมแหล่งอินทรีย์คาร์บอน เพื่อใช้ในการสร้างส่วนประกอบของเซลล์และเป็นแหล่งพลังงานให้กับดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย สารประกอบอินทรีย์คาร์บอนจะเป็นตัวให้อิเลคตรอนในการหายใจแก่แบคทีเรีย ซึ่งมาจาก 3 แหล่ง คือ สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียนั้น การให้ตะกอนจุลินทรีย์จากภายนอก และสารอินทรีย์จากแหล่งภายนอก เช่น กรดอะซิติก (acetic acid), กรดซิตริก (citric acid), เมธานอล (methanol), เอธานอล (ethanol), น้ำตาล (glucose)

2.5.5 ความเข้มข้นของไนเตรท

ไนเตรทถูกใช้เป็นตัวรับอิเลคตรอนตัวสุดท้ายในปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่นดังนั้น ไนเตรทจึงมีผลกระทบต่อการอัตราเกิดและอัตราเร็วของปฏิกิริยา โดยจะเกิดขึ้นในอัตราเร็วสูงสุดเมื่อมีความเข้มข้นของไนเตรทอยู่ในระดับสูงอย่างเกินพอ (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2538 อ้างโดย กนกวรรณ ศุกรนันทน์, 2542)

2.6 ผลกระทบของไนเตรทที่มีต่อสัตว์น้ำ

ในปัจจุบันการนำระบบบำบัดน้ำเข้ามาใช้ในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำนั้น ยังคงกระทำกันเฉพาะในส่วนของกระบวนการ Nitrification หรือการกรองทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจนควบคู่ไปกับการเปลี่ยนถ่ายน้ำบางส่วนเท่านั้น ซึ่งกระบวนการ Nitrification จะทำให้เกิดผลผลิตสุดท้ายคือ ไนเตรท (NO_3^-) ซึ่งเป็นพิษต่อสัตว์น้ำน้อยกว่าแอมโมเนีย (NH_3) และ ไนไตรท์ (NO_2^-) และเนื่องจากไนเตรทเป็นสารประกอบไนโตรเจนที่มีความเสถียรที่สุด ซึ่งหมายความว่าในระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำโดยทั่วไปที่อยู่ในภาวะมีออกซิเจนจะเกิดปัญหาการสะสมของไนเตรทในปริมาณสูงขึ้นในบ่อเลี้ยง

แต่อย่างไรก็ตามได้มีผู้ศึกษา พบว่าในสภาพที่ alkalinity และ pH ต่ำ และมีปริมาณของไนเตรทสะสมอยู่สูง จะมีผลต่อการหายใจของปลาหมึก และมีผลต่อการวางไข่ของปลาน้ำจืดสวยงามบางชนิด (Hirayama, 1966) และจากรายงาน De Graaf (1964) อ้างโดย Meade (1974) ได้รายงานปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทในระบบหมุนเวียนน้ำทะเลเทียมที่ The Living sea, EPCOT center ว่าเพิ่มขึ้นถึงระดับ 500 mg/L NO_3^--N ซึ่งมีรายงานก่อนหน้านั้นที่บ่งชี้ว่าระดับความเข้มข้นของไนเตรทที่สูงกว่า 100 mg/L NO_3^--N จะทำให้เกิดผลกระทบในระยะยาวต่อสุขภาพสัตว์น้ำ ทำให้เกิดความเครียดขึ้นในสัตว์น้ำ อัตราการบริโภคอาหารของสัตว์น้ำต่ำ และอัตราการเจริญพันธุ์ลดลงซึ่งทำให้ผลผลิตลดลง

จากนั้น Pierce และ Week (1993) จึงได้ทำการศึกษาพิษของไนเตรทต่อปลาทะเล 5 ชนิด ได้แก่ Clearnose Skate, Florida Pompano, Gulf Black Sea Bass, Planehead Filefish และ Beaugregory โดยเลี้ยงปลาแต่ละชนิดในบ่อขนาด 40 ลิตร ที่ประกอบด้วยถังเป่าออกซิเจน 30 ลิตร มีช่วงเวลาที่ให้แสง 14 ชั่วโมง และไม่ให้แสง 10 ชั่วโมง อุณหภูมิอยู่ในช่วง 20-24 °C ทำการทดลองทั้งหมด 96 ชั่วโมง โดยเติมไนเตรทในรูปของ $NaNO_3$ ผลการทดลองดังกล่าวพบว่า Filefish จะไวต่อความเข้มข้นของไนเตรทมากที่สุด (LC_{50} = 573 ± 150 mg/L) ตามด้วย Florida Pompano (LC_{50} = 1000 ± 300 mg/L) และ Black sea bass (LC_{50} = 2400 ± 400 mg/L) ส่วน Beaugreory จะมีความทนต่อความเข้มข้นของไนเตรทมากที่สุด (LC_{50} > 3000 mg/L) ซึ่งปลาทั้ง 4 ชนิดได้รับความเข้มข้นของไนเตรทขณะทดลองอยู่ในช่วง 250-3000 mg/L แต่ปลา Clearnose ในขณะทดลองได้รับความเข้มข้นของไนเตรทอยู่ในช่วงน้อยที่สุด คือ 30-960 mg/L จึงไม่แสดงผลของพิษเฉียบพลัน จึงแสดงว่า LC_{50} ของปลาชนิดนี้สูงกว่า 960 mg/L ซึ่งงานวิจัยชิ้นนี้เป็นการแสดงให้เห็นว่าปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทที่สูงกว่า 500 mg/L อาจก่อให้เกิดพิษเฉียบพลันต่อปลาบางชนิดได้

นอกจากนี้ยังพบว่าน้ำที่มีการปนเปื้อนของไนเตรทสูงก่อให้เกิดอันตรายต่อมนุษย์โดยเฉพาะในเด็กทารกที่มีอายุต่ำกว่า 6 เดือนได้อีกด้วย เมื่อได้รับน้ำที่มีปริมาณไนเตรทสูงมากเกินไปจะทำให้เกิด

โรค methamoglobinemia ซึ่งจะทำให้ตัวเป็นสีเขียวคล้ำและตายได้ (Richard *et. al.*,1980 ; อ้างโดย กิตติ เกษตรธรรม,2535) สำหรับในบุคคลทั่วไปนั้น ไนเตรทอาจรวมตัวกับเอมีน (amines) เป็นไนโตรซามีน (Nitrosamines) ซึ่งเป็นสารก่อมะเร็ง โดยได้มีรายงานที่โคลัมเบีย พบว่าน้ำที่มีการปนเปื้อนไนเตรทในปริมาณสูง จะทำให้เกิดมะเร็งในระบบทางเดินอาหาร (Gastric cancer) และยังมีรายงานพบว่าไนเตรทอาจมีผลต่อหัวใจ และพฤติกรรมในสัตว์ทดลอง (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2538 และ กิตติ เกษตรธรรม, 2535)

2.7 ระบบบำบัดไนเตรทที่อาศัยกระบวนการ Denitrification

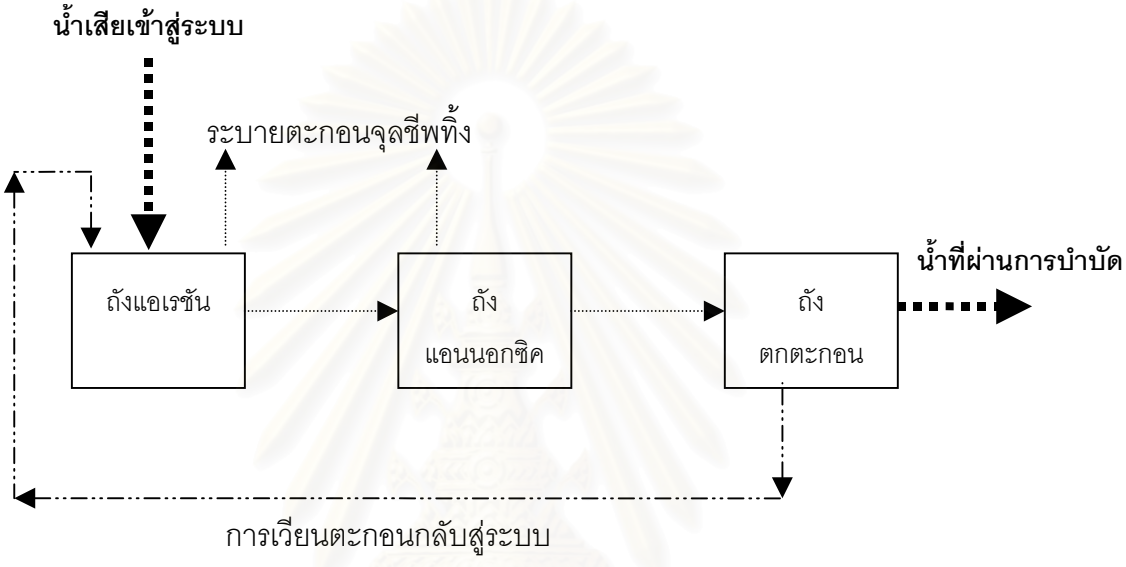
2.7.1 ตัวอย่างระบบกำจัดไนเตรทในน้ำที่ใช้กันในปัจจุบัน มีดังต่อไปนี้

- ระบบแอคติเวตเตดสลัดจ์แบบดีไนตริฟิเคชั่นเกิดทีหลัง (Post-Denitrification Activated Sludge System)
- ระบบแอคติเวตเตดสลัดจ์แบบดีไนตริฟิเคชั่นเกิดก่อน (Pre-Denitrification Activated Sludge System)

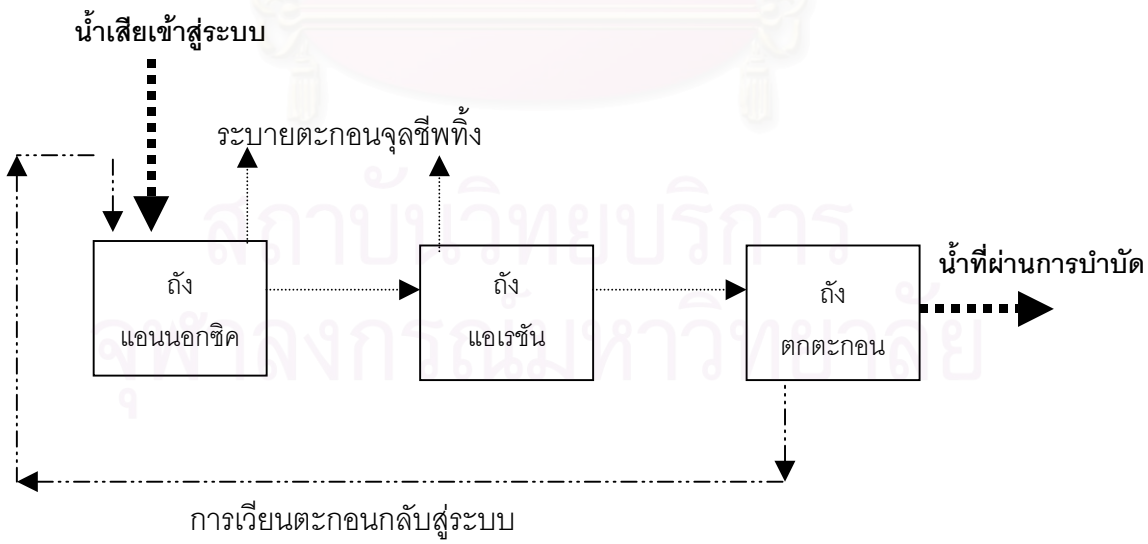
ซึ่งในระบบทั้งสอง มีส่วนประกอบของระบบที่เหมือนกัน กล่าวคือ ประกอบด้วย ถังปฏิกิริยาแอเรชัน (Aeration tank) ถังปฏิกิริยาแอนนอกซิค (Anaerobic tank) ถังตกตะกอน (Sedimentation tank) และระบบเวียนตะกอนและระบายตะกอน หากแต่มีความแตกต่างกันที่ตำแหน่งของถังแอเรชัน (แสดงดังภาพ 2-1, 2-2)(ทัศนีย์ แซ่เตีย, 2530) โดยแต่ละส่วนประกอบของระบบมีหน้าที่ดังนี้

- ถังปฏิกิริยาแอเรชัน : เป็นส่วนที่เกิดปฏิกิริยาแอโรบิคออกซิเดชัน (aerobic oxidation) ซึ่งจะกำจัดสารอินทรีย์คาร์บอนและเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนรวมให้เป็นสารประกอบไนเตรท หรือที่เรียกว่า กระบวนการไนตริฟิเคชั่น
- ถังปฏิกิริยาแอนนอกซิค : เป็นส่วนที่เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่น ซึ่งเป็นกระบวนการที่ลดสารประกอบไนเตรทที่ได้จากถังแอเรชัน โดยการใช้ไนเตรทเป็นตัวรับอิเลคตรอนตัวสุดท้ายแทนออกซิเจนในการออกซิไดซ์สารประกอบอินทรีย์คาร์บอน จึงถือเป็นปฏิริยาการหายใจแบบไร้ออกซิเจนของแบคทีเรีย
- ถังตกตะกอน : เมื่อแบคทีเรียเจริญเติบโตในถังปฏิกิริยา จะเกิดการจับตัวกันเป็นกลุ่มเรียกว่า ฟลอค (floc) ซึ่งมีสีน้ำตาลและแขวนลอยอยู่ในถังปฏิกิริยา และจะตกตะกอนในถังตกตะกอน ส่วนน้ำใสจะล้นออกทางขอบบนของถังตกตะกอน

- ระบบการเวียนตะกอน และระบายตะกอน : ในส่วนของแบคทีเรียที่จมอยู่ที่ก้นของถังตกตะกอน จะถูกเวียนกลับไปสู่ถังแอเรชัน เพื่อเป็นการรักษาปริมาณแบคทีเรียให้มีพอเพียงในการกำจัดน้ำเสียต่อไป แต่เนื่องจากแบคทีเรียมีการเพิ่มจำนวนตลอดเวลา ดังนั้น จึงจำเป็นต้องมีการระบายตะกอนทิ้งบางส่วน เพื่อมิให้มีการสะสมของตะกอนมากจนเกินไป และก่อให้เกิดปัญหาต่อการบำบัดน้ำของระบบ ซึ่งอาจทำการระบายทิ้งออกจากก้นถังตกตะกอน หรือถังปฏิกิริยาก็ได้



ภาพที่ 2.1 **ระบบแอกติเวตเตดสลัดจ์ แบบดีไนตริฟิเคชั่นเกิดทีหลัง** (ทัศนีย์ แซ่เตีย, 2530)



ภาพที่ 2.2 **ระบบแอกติเวตเตดสลัดจ์ แบบดีไนตริฟิเคชั่นเกิดก่อน** (ทัศนีย์ แซ่เตีย, 2530)

2.7.2 ระบบบำบัดไนเตรทในอุตสาหกรรม

ได้มีการประยุกต์ใช้กระบวนการ Denitrification ในการบำบัดน้ำเสียที่มีปริมาณไนเตรทสูง โดยในปี 2530 ทัศนีย์ แซ่เตีย ได้ทดลองระบบกำจัดไนโตรเจนด้วยระบบ Activated Sludge แบบ Denitrification เกิดทีหลัง โดยทำการทดลองกับน้ำเสียเทียมที่เตรียมจากน้ำตาลและสารอาหารที่จำเป็นต่อการเจริญของแบคทีเรีย และใช้น้ำตาลเป็นแหล่งคาร์บอน ใช้ยูเรียเป็นแหล่งไนโตรเจน โดยกำหนดให้ความเข้มข้นของ COD มีค่าคงที่ในทุกการทดลองเท่ากับ 500 mg/L และสารประกอบไนโตรเจนเท่ากับ 25, 50, 100 mg/L เพื่อให้มีอัตราส่วนระหว่าง COD:N เท่ากับ 100:5, 100:10, 100:20 พบว่าระบบ Activated Sludge แบบ Denitrification เกิดทีหลัง มีประสิทธิภาพการกำจัด COD เท่ากับ 94-100% และกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในการทดลองที่มีอัตราส่วนระหว่าง COD:N เท่ากับ 100:5, 100:10 ได้ 65-85% แต่เมื่ออัตราส่วนระหว่าง COD:N เท่ากับ 100:20 ระบบจะกำจัดไนโตรเจนได้น้อยมากและเหลือค้างในระบบสูง แต่ในทุกการทดลองระดับของการเกิด Nitrification มีค่าสูง

กิตติ (2535) ได้ทำการทดลองโดยใช้ถังกรอง AD (Autotrophic Denitrification) ที่มีเม็ดกำมะถันและเม็ดหินปูนผสมในอัตราส่วนเท่ากัน โดยตัวกลางทั้งสองชนิดมีขนาด 1-2 เซนติเมตร ความสามารถในการกำจัดไนเตรทเกิดจากปฏิกิริยา Autotrophic Denitrification โดยแบคทีเรีย จะใช้หินปูนและซัลเฟอร์เป็นแหล่งพลังงานและแหล่งคาร์บอนตามลำดับ โดยไนเตรทจะเป็นตัวรับอิเลคตรอนตัวสุดท้าย ระบบดังกล่าวสามารถกำจัดไนเตรทที่ความเข้มข้น 75 mg/L ได้ 100% แต่น้ำที่ผ่านการบำบัดมีปริมาณซัลเฟตและความกระด้างเพิ่มขึ้น นอกจากนั้นยังได้มีผู้ศึกษาระบบ Denitrification ซึ่งใช้ในการบำบัดน้ำใต้ดิน (Eppler,1986) และในน้ำดื่ม (Gregory และ Sheiham,1981; Hollow และ Czako, 1987)

และในปี 1992 Nurizzo และ Mezzanette ได้ทำการศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นในการบำบัดน้ำดื่มโดยทำการศึกษาในถังปฏิกรณ์ทรายที่มีแบคทีเรียเคลือบอยู่ และใช้น้ำเสียสังเคราะห์ที่มีไนเตรท 0.4 - 1.5 kg-NO_3^--N/m^3/d โดยให้มีอัตราไหลทางด้านล่างของถังปฏิกรณ์ เท่ากับ 20 m^3/hr จากการศึกษาดังกล่าว พบว่าอัตราการกำจัดไนเตรทโดยน้ำตาลหรือกลูโคสไซรัปเป็นแหล่งคาร์บอน มีประสิทธิภาพถึง 95%

AbuGhararah (1996) ได้ทำการศึกษากระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นของน้ำดื่มที่มีการปนเปื้อนของไนเตรทสูง โดยเปรียบเทียบการใช้แหล่งคาร์บอนที่แตกต่างกัน และปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทที่ระดับต่างๆ ซึ่งแหล่งคาร์บอนที่ใช้ ได้แก่ เอธานอล เมธานอล และกรดอะซีติก และความเข้มข้นของไนเตรทที่ใช้อยู่ในช่วง 0.240-1.30 kg-NO_3^--N/m^3 พบว่า

เมธานอลมีการกำจัดไนเตรทได้ดีที่สุด อย่างไรก็ตามพบว่าเกิดการสะสมของไนไตรท์ขึ้นในระบบ

2.7.3 ระบบบำบัดไนเตรทในการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ

การใช้แบคทีเรียมาบำบัดไนเตรทสำหรับระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำโดยเฉพาะการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำที่ใช้น้ำทะเล ค่อนข้างยุ่งยากในการควบคุมและต้องอาศัยการติดตามอย่างใกล้ชิด ซึ่งจะแตกต่างจะการบำบัดน้ำในโรงงานอุตสาหกรรมทั่วไป เนื่องจากการบำบัดไนเตรทสำหรับระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำนั้นต้องคำนึงถึงการปล่อย intermediate oxide ของไนโตรเจน และ การรีดิวซ์ซัลเฟอร์ที่ในรูปของซัลเฟตในน้ำทะเลไปเป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ซึ่งก่อให้เกิดอันตรายต่อสัตว์น้ำ (Balderston และ Sieburth, 1976 ; Van Rijn และ Rivera, 1990) โดยปัจจัยที่ทำให้เกิด by-product ที่เป็นพิษต่อสัตว์น้ำขึ้นในระบบบำบัดน้ำ ได้แก่ การขาดแหล่งคาร์บอน เวลาในการเกิดปฏิกิริยา (retention time) น้อยเกินไป มีปริมาณแบคทีเรียไม่เพียงพอ หรือมีออกซิเจนที่ละลายน้ำในน้ำขาเข้าระบบบำบัดสูง ซึ่งจะนำไปสู่การเปลี่ยน ไนเตรทกลับไปเป็นไนไตรท์ขึ้นในระบบได้ (Culp *et.al.*, 1987)

นอกจากนี้ยังพบว่าภายใต้สภาวะไร้ออกซิเจน ในกรณีที่เวลาในการเกิดปฏิกิริยา (retention time) มากเกินไป หรือ มีแหล่งคาร์บอนมากเกินไป ดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรียสามารถรีดิวซ์ซัลเฟต (SO_4^{2-}) ไปอยู่ในรูปซัลไฟด์ (S^{2-}) ดังสมการ

$$SO_4^{2-} + 8H^+ \longrightarrow S^{2-} + 4H_2O$$

และซัลไฟด์ (S^{2-}) ที่เกิดขึ้นมีบทบาทเกี่ยวข้องกับสมดุลเคมีของไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ในน้ำ ดังสมการ

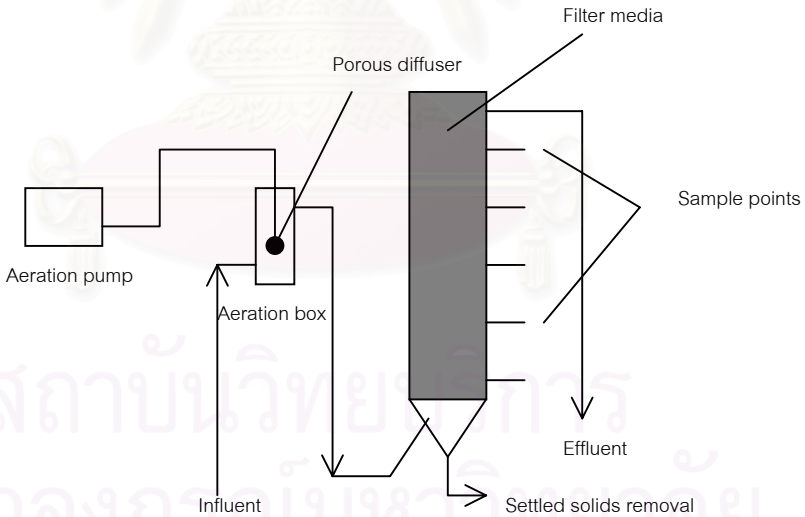
$$H_2S \longrightarrow HS^- + H^+$$
$$HS^- \longrightarrow S^{2-} + H^+$$

ซึ่งแสดงว่าภายใต้สภาวะที่เหมาะสมอาจพบซัลไฟด์ในรูปต่างๆ โดย pH จะเป็นตัวกำหนดในน้ำที่มี pH ต่ำ จะพบ H_2S (มีกลิ่นเหม็น) มากที่สุด ในกรณีที่ pH ของน้ำเป็นกลางจะพบอิออนของซัลไฟด์ (ไม่มีกลิ่นเหม็น) และไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) เท่านั้นที่เป็นพิษต่อสัตว์น้ำ (มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์, 2538)

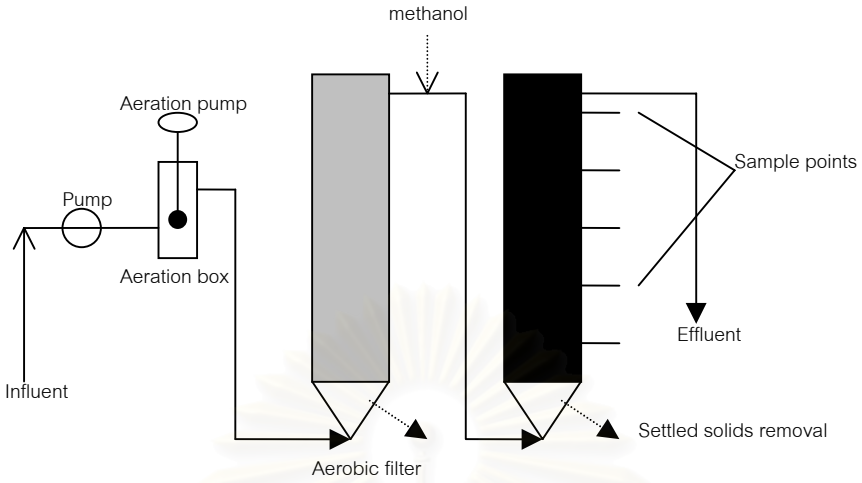
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ในที่นี้จะขอกล่าวถึงในส่วนของการลดปริมาณไนเตรทในระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำที่อาศัยกระบวนการ Denitrification ซึ่งได้มีผู้ทำการศึกษาเพื่อใช้ควบคู่กับการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำด้วยระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิด โดย Meske (1976) ได้ใช้ระบบ Activated Sludge ในการกำจัดไนเตรทออกจากระบบหมุนเวียนน้ำ และในปี 1979 Otte และ Rosenthal ได้ใช้ระบบ Activated Sludge Tank เช่นเดียวกันโดยให้น้ำไหลเข้าจากทางใต้ถัง มีใบพัดสำหรับกวนน้ำและเพื่อให้เกิด Denitrification จึงใช้กลูโคสและเมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนเสริม ต่อมาจึงได้มีผู้ใช้ระบบเดียวกันนี้อีก โดยในปี 1989 Kaiser และคณะ ได้ทำการศึกษาโดยใช้แป้งข้าวโพดที่ผ่านการไฮโดรไลซ์แล้วเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย

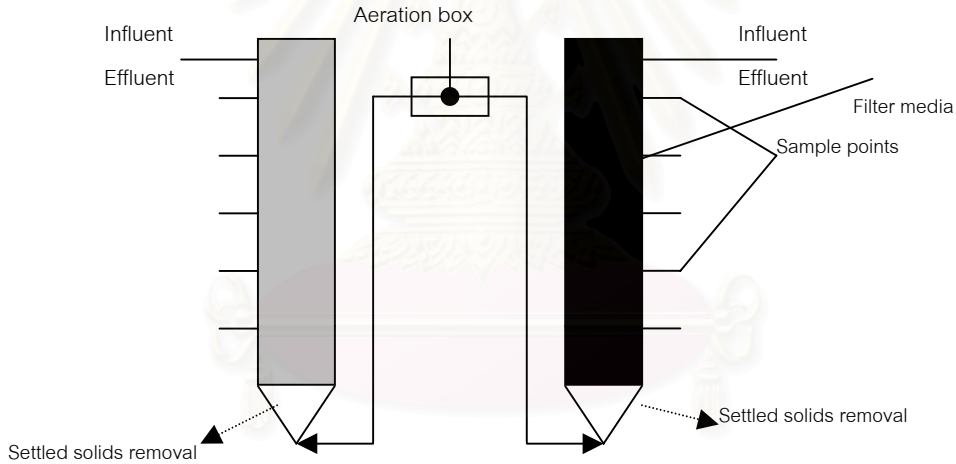
Abeysinghe และคณะ (1996) ได้ทำการทดลองระบบกรองทางชีวภาพโดยใช้ตัวกรองที่มีพื้นที่ผิวสัมผัสประมาณ 141 m^2/m^3 ในการกำจัดไนโตรเจนในน้ำจากฟาร์มเลี้ยงปลาเทียม โดยใช้ระบบกรองทางชีวภาพ 3 ระบบ คือ ระบบ Nitrification , ระบบ Nitrification ตามด้วย Denitrification , และระบบ Combine nutrient removal (แผนผังระบบบำบัดแสดงดังภาพที่ 2-3 (ก,ข,ค) ตามลำดับ) ซึ่งพบว่า ในระบบ Nitrification ตามด้วย Denitrification นั้นสามารถทำให้เกิด Denitrification แบบสมบูรณ์ 40 % และกำจัดสารประกอบไนโตรเจนได้



(ก) ระบบ Nitrification



(ข) ระบบ Nitrification ตามด้วย Denitrification

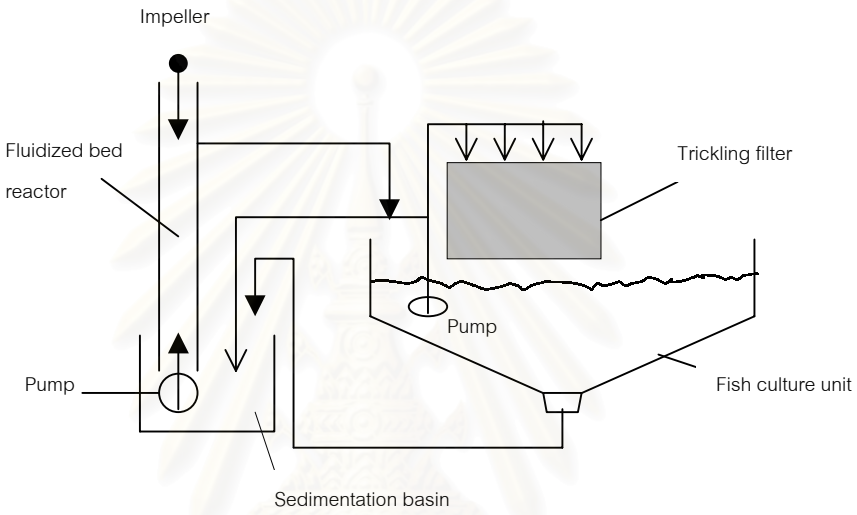


(ค) ระบบ Combined Nutrient Removal

ภาพที่ 2-3 (ก,ข,ค) ระบบบำบัดของ Abeysinghe และคณะ (1996)

ในการศึกษาของ Van Rijn และ Rivera ที่ได้ทำขึ้นในปี 1990 (อ้างโดย Arbiv และ vanRjjft,1995) ใช้ระบบบำบัดที่ประกอบด้วยส่วนที่มีออกซิเจน (Aerobic) และส่วนที่ไร้ออกซิเจน (Anaerobic) เพื่อกำจัดสารประกอบไนโตรเจนออกจากระบบการเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำอย่างหนาแน่น ซึ่งในส่วนที่มีออกซิเจนใช้ Trickling filter โดยจะทำให้เกิดการเปลี่ยนแอมโมเนีย (NH_3) ไปเป็นไนเตรท (NO_3^-) โดยไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย และในส่วนที่ไร้ออกซิเจน

ใช้ Fluidized bed reactor ซึ่งจะทำหน้าที่เปลี่ยนไนเตรท (NO_3^-) ให้เป็นไดไนโตรเจน (N_2) โดยดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย ส่วนสารประกอบอินทรีย์คาร์บอนจะถูกใช้เป็นแหล่งคาร์บอนให้กับดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย (แผนผังระบบบำบัดแสดงดังภาพที่ 2-4)แต่ระบบบำบัดดังกล่าวยังมีประสิทธิภาพไม่ดี พบว่ากิจกรรมของดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรียใน Fluidized bed reactor มีการผันแปรสูง นอกจากนี้ยังทำให้เกิดการสะสมของไนเตรทใน Fluidized bed reactor ซึ่งอาจเนื่องมาจากการที่มีแหล่งคาร์บอนไม่เพียงพอทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดต่ำ



ภาพที่ 2-4 ระบบบำบัดไนเตรทของ Van Rijn และ Rivera (1990) อ้างโดย โดย Arbiv และ vanRjjft (1995)

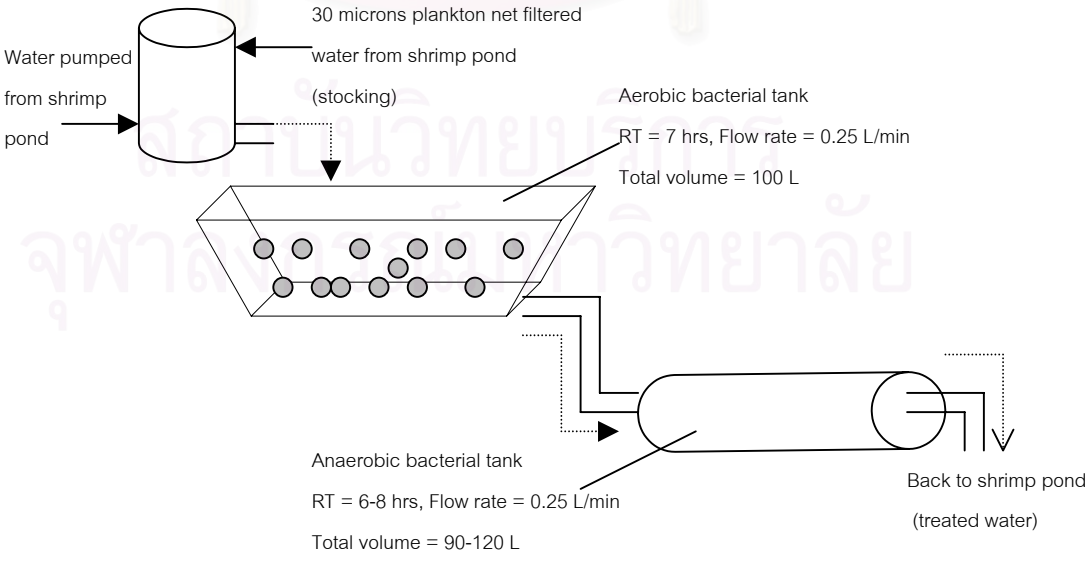
Wang (1990) ได้ทดลองระบบหมุนเวียนน้ำโดยติดบ่อกรองตะกอนแขวนลอยเพื่อกำจัดมูลและเศษอาหารโดยมีหลักการที่จะถ่ายเทน้ำออกจากระบบให้น้อยที่สุด ซึ่งพบว่าคุณภาพน้ำไม่ได้เสียจนกระทั่งทำให้กุ้งตายแต่อาจทำให้เกิดความเครียดและลดการเจริญเติบโตของลูกกุ้ง (Millamena, 1990; Hopkins *et. al.,* 1994) ซึ่งอาจเนื่องมาจากระบบดังกล่าวก่อให้เกิดปัญหาการสะสมของไนเตรทขึ้น ซึ่งระบบบำบัดดังกล่าวไม่มีระบบดีไนตริฟิเคชั่นเพื่อกำจัดไนเตรท

หลังจากนั้น Menasveta *et al.* (1989,1991) ได้ใช้ระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดในการอนุบาลลูกกุ้งและทำการเลี้ยงพ่อแม่พันธุ์กุ้งกุลาดำในบ่อซีเมนต์ ซึ่งใช้ระบบ Nitrification เพื่อเปลี่ยนไนโตรเจนในรูปแอมโมเนีย (NH_3) ไนไตรท์ (NO_2^-) ไปเป็นไนเตรท (NO_3^-) พบว่าระบบดังกล่าวสามารถควบคุมคุณภาพน้ำให้อยู่ในระดับที่ปลอดภัยต่อการเจริญของกุ้ง

แต่พบว่ามีการสะสมของไนเตรทเนื่องจากระบบบำบัดที่ใช้ไม่มีระบบดีไนตริฟิเคชั่น (สรวิศ เผ่าทองศุข, 2541)

Gordan และ Christopher (1998) ได้ทำการศึกษาวิจัยที่ The Living Sea Aquarium ซึ่งมีปัญหาการสะสมของไนเตรทอย่างต่อเนื่องถึงระดับ 60.14 mg-N/L (หลังจากเปิดดำเนินการมา 5 ปี จึงได้ทำการพัฒนาระบบบำบัดโดยอาศัยกระบวนการ Denitrification แยกออกจากบ่อเลี้ยงของตู้แสดงพันธุ์สัตว์น้ำ หลังจากเดินระบบ 350 วัน พบว่าความเข้มข้นของไนเตรทลดลงเหลือ 19.84 mg-N/L

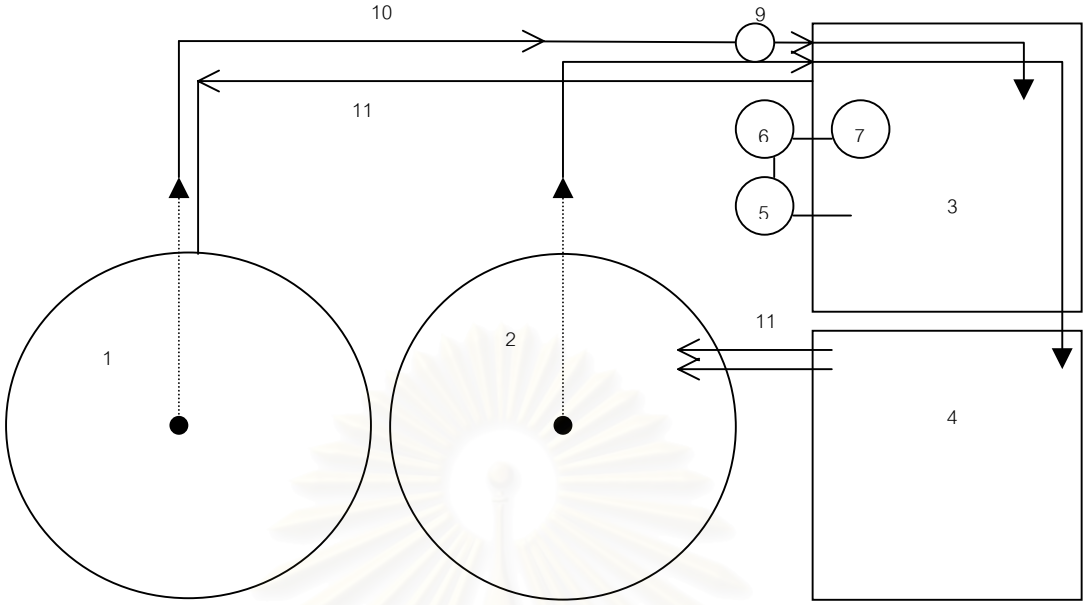
สำหรับงานวิจัยในประเทศไทย สิริ ทุกข์วินาศ และ ชนินทร์ แสงรุ่งเรือง (2541) ได้ทำการศึกษาระบบบำบัดน้ำทิ้ง โดยวิธีใช้แบคทีเรียระบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศเพื่อบำบัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนา (แผนผังระบบบำบัดแสดงดังภาพที่ 2-5) โดยดำเนินการทดลองต้นแบบในบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนาของเกษตรกรที่จังหวัดจันทบุรี ในปี 2539 ในระยะการเลี้ยงกุ้ง 1 รุ่น ปรากฏว่าสามารถลดสารอินทรีย์ในรูปของแอมโมเนียและค่าความสกปรก (BOD) ลงอยู่ในระดับที่ไม่เป็นอันตรายต่อสัตว์น้ำ ภายในระยะเวลา (Residence time) 7 ชั่วโมง แต่คุณภาพน้ำเมื่อผ่านระบบบำบัดแบบใช้อากาศมาสู่แบบไม่ใช้อากาศไม่แตกต่างกันและมีการสะสมของไนเตรทเพิ่มขึ้นในระบบบำบัดแบบไม่ใช้อากาศ งานวิจัยนี้แสดงว่าระบบที่ใช้ออกซิเจนสามารถกำจัดสารอินทรีย์ได้อย่างมีประสิทธิภาพโดยเปลี่ยนสารประกอบไนโตรเจนไปเป็นไนเตรทได้ถึง 72.88% ในขณะที่ประสิทธิภาพของระบบที่ไม่ใช้ออกซิเจนยังไม่ดีเพียงพอที่จะเปลี่ยนไนเตรทไปเป็นแก๊สไนโตรเจนได้ (ไม่เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่น) จึงยังจำเป็นต้องมีการศึกษาเพิ่มเติมต่อไป



ภาพที่ 2-5 แสดงระบบบำบัด Bio-filtering ของสิริ ทุกข์วินาศ และคณะ (2541)

ธัญญา พันธุ์ฤทธิ์ดำ (2541) ได้ทำการทดลองระบบ Denitrification ในการเลี้ยงกุ้งกุลาดำด้วยระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิด ซึ่งการทดลองดังกล่าวประกอบด้วยบ่อเลี้ยงกุ้งรูปวงกลมความจุ 9 ลูกบาศก์เมตร และบ่อกรองทางชีวภาพแบบใช้ออกซิเจน ขนาด 2 x 2 x 1.7 ลูกบาศก์เมตร ที่มีวัสดุเส้นใยสังเคราะห์ Bio-polyma™ โดยมีอัตราหมุนเวียนน้ำเข้าระบบบำบัด 7 รอบต่อวัน และมีระบบกรองทางชีวภาพสภาวะไร้ออกซิเจน ซึ่งประกอบด้วยคอลัมน์ลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำโดยใช้แก๊สไนโตรเจน คอลัมน์บรรจุวัสดุกรองสำหรับดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย คอลัมน์เพิ่มออกซิเจน และควบคุมอัตราการถ่ายน้ำในส่วนระบบกรองทางชีวภาพสภาวะไร้ออกซิเจนให้อยู่ในช่วง 40-100 มิลลิลิตร/นาที ระบบกรองแบบไร้ออกซิเจนถูกต่อโดยตรงกับระบบกรองแบบใช้ออกซิเจน จากนั้นทำการทดสอบระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิดกับระบบดังกล่าวกับระบบมีการหมุนเวียนน้ำหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิดชุดควบคุมซึ่งไม่มีระบบกรองแบบไร้ออกซิเจน โดยทำการทดลองเป็นเวลา 305 วัน แบ่งการทดลองออกเป็น 3 ช่วง ช่วงแรกใช้พลาสติกทรงกลมที่มีรูพรุนเป็นวัสดุกรอง และใช้ดินจากป่าชายเลนซึ่งเป็นแหล่งดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย ช่วงที่ 2 ใช้เปลือกหอยนางรมและดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรียที่ผ่านการคัดพันธุ์ ในช่วงที่ 1 และ 2 ใช้เอธานอลเป็นแหล่งคาร์บอน ส่วนช่วงที่ 3 ใช้เมธานอล (แผนผังระบบบำบัดแสดงดังภาพที่ 2-6) ผลการทดลองของช่วงแรกพบว่าทั้งสองระบบสามารถควบคุมคุณภาพน้ำในพารามิเตอร์ของแอมโมเนียไนโตรเจน (NH_3-N) และ ไนไตรท์ไนโตรเจน (NO_2^--N) และไนเตรทไนโตรเจน (NO_3^--N) อยู่ในช่วงปกติ แต่ในระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดที่มี Denitrification ไม่ได้แสดงความสามารถในการควบคุมไนเตรทไนโตรเจน (NO_3^--N) ในระดับต่ำกว่าระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดที่ไม่มี Denitrification แต่ในช่วงที่ 2 ของการทดลองได้แสดงให้เห็นความสามารถในการลดไนเตรทไนโตรเจน (NO_3^--N) อย่างมีนัยสำคัญและต่ำกว่าการทดลองชุดควบคุม ($P<0.05$) อย่างไรก็ตามอัตราการลดลงของไนเตรทไนโตรเจน (NO_3^--N) ในการบำบัดค่อนข้างต่ำและมีการผันแปร

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



1,2 = บ่อเลี้ยง 3,4 = บ่อกรองทางชีวภาพสภาวะใช้ออกซิเจน

5,6,7 = ระบบกรองทางชีวภาพสภาวะไม่ใช้ออกซิเจน

9 = ปั๊มน้ำจากบ่อเลี้ยงไปยังบ่อกรองทางชีวภาพสภาวะใช้ออกซิเจน

10 = ท่อส่งน้ำจากบ่อเลี้ยงไปยังบ่อกรองทางชีวภาพสภาวะใช้ออกซิเจน

11 = ท่อส่งน้ำจากบ่อกรองชีวภาพมายังบ่อเลี้ยง

บ่อที่ 1 = ชุดทดลอง บ่อที่ 2 = ชุดควบคุม (ไม่มีระบบดีไนตริฟิเคชั่น)

ภาพที่ 2-6 แสดงแผนผังระบบหมุนเวียนน้ำและระบบบำบัดน้ำของธัญญา พันธุ์ฤทธิ์ดำ (2541)

ต่อมา Menasveta และคณะ (2001) ได้ดำเนินการทดลองต่อจากงานวิจัยของธัญญา พันธุ์ฤทธิ์ดำ (2541) โดยใช้ระบบเดียวกันแต่ได้เปลี่ยนแหล่งคาร์บอนจากเอธานอลเป็นเมธานอลในอัตราที่เพิ่มขึ้น พบว่า สามารถลดปริมาณไนเตรทได้อย่างเป็นที่น่าพอใจโดยลดจาก 165 mg/L เหลือ 50 mg/L ภายใน 9 สัปดาห์ แต่ระบบดังกล่าวมีต้นทุนการบำบัดค่อนข้างสูง เนื่องจากจำเป็นต้องใช้แก๊สไนโตรเจนซึ่งมีราคาแพง เพื่อลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ และทำให้เกิดสภาวะไร้ออกซิเจนซึ่งสามารถเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นขึ้นในระบบบำบัดที่ได้สร้างขึ้น

บทที่ 3

อุปกรณ์และวิธีการทดลอง

3.1 การศึกษาความเป็นไปได้ของระบบที่ใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรอง

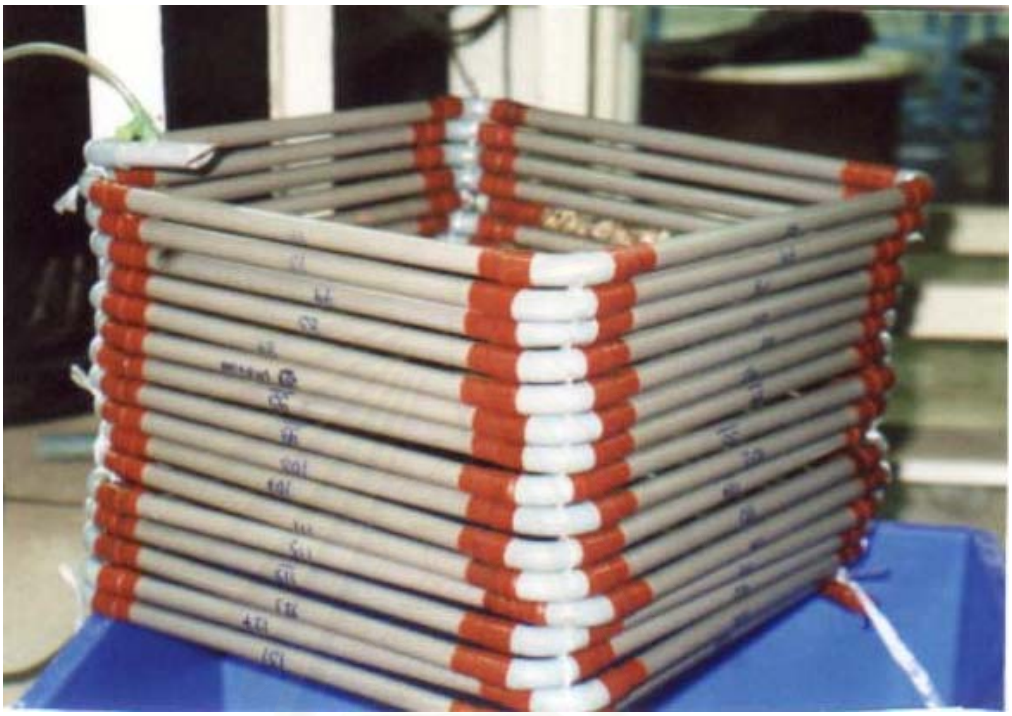
เริ่มแรกของการวิจัยครั้งนี้ ได้วางแนวทางไว้ว่าจะศึกษาระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรอง เนื่องจากเปลือกหอยนางรมมีคุณสมบัติในการช่วยปรับคุณภาพน้ำและรักษาสมดุลของค่า pH ภายในระบบหมุนเวียนน้ำทะเลแบบปิด โดยได้นำเปลือกหอยนางรมที่ทุบให้มีขนาดเล็กลง (ภาพที่ 3-1) นำมาเตรียมสภาพโดยใส่เปลือกหอยนางรมลงในตะแกรงพลาสติกและนำไปแช่ในบ่อเลี้ยงกุ้งที่เป็นระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดของหน่วยปฏิบัติการเทคโนโลยีชีวภาพทางทะเล ศูนย์พันธุวิศวกรรมและเทคโนโลยีแห่งชาติ ณ ภาควิชาวิทยาศาสตร์ทางทะเล จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ซึ่งมีน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt และในน้ำทะเลดังกล่าวมีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย (Nitrifying Bacteria) และดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย (Denitrifying Bacteria) อยู่แล้ว เนื่องจากเดิมบ่อเลี้ยงดังกล่าวเป็นบ่อเลี้ยงของระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดที่เคยมีการติดตั้งและเตรียมสภาพระบบดีไนตริฟิเคชั่นแบบใช้แก๊สไนโตรเจนช่วยลดออกซิเจน (ธัญญา พันธุ์ฤทธิ์ดำ, 2541) โดยได้ทำการแช่เปลือกหอยไว้เป็นเวลา 2 สัปดาห์ แล้วจึงทำการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอย ทำโดยนำเปลือกหอยที่เตรียมสภาพแล้วจำนวน 20 กรัม มาใส่ในขวด BOD ขนาด 60 มิลลิลิตร ที่ใส่น้ำทะเลที่ผ่านการฆ่าเชื้อแล้ว (ภาพที่ 3-2) ทำการวัดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ (Dissolved Oxygen) ตามวิธีวิเคราะห์ของ Strickland และ Parson (1972) (แสดงในภาคผนวก) ที่เวลา 1, 2, 4, 6, 8, 12, 22, 24 ชั่วโมง และนำข้อมูลมาหาอัตราการลดลงของออกซิเจนที่เกิดจากการใช้ของแบคทีเรียธรรมชาติที่อยู่บนเปลือกหอย หลังจากนั้นจึงได้สร้างระบบบำบัดไนเตรทโดยนำเปลือกหอยมาบรรจุลงในท่อพีวีซี ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1.27 เซนติเมตร (ท่อ ½ นิ้ว) ยาวท่อนละ 30 เซนติเมตร โดยแต่ละท่อจะบรรจุเปลือกหอยหนัก 20 กรัม จำนวนทั้งหมด 133 ท่อ และต่อท่อดังกล่าวเป็นรูปสี่เหลี่ยมวางซ้อนกัน โดยใช้ข้องอพีวีซี (ภาพที่ 3-3) และปิดรอยต่อระหว่างแต่ละท่อด้วยพลาสติกท่อหดยาว 2 นิ้ว เพื่อป้องกันน้ำรั่วซึมในบริเวณรอยต่อ จากนั้นได้ทำการหมุนเวียนน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt จำนวน 46.64 ลิตร ในถังพลาสติกสี่เหลี่ยมขนาดกว้าง 39 เซนติเมตร ยาว 52 เซนติเมตร สูง 23 เซนติเมตร ด้วยปั๊มน้ำ Powerhead HX4500 70 Watt

ภาพที่ 3-1 เปลือกหอยนางรมที่นำมาทุบให้มีขนาดเล็กเพื่อนำมาทำการเตรียมสภาพโดยแช่ในน้ำทะเลจากบ่อเลี้ยงกุ้งซึ่งมีแบคทีเรียธรรมชาติ

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาพที่ 3-2 แสดงการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอย โดยบรรจุเปลือกหอยนางรมที่ผ่านการเตรียมสภาพแล้ว 20 กรัม ลงในขวด BOD ขนาด 60 มิลลิลิตร ซึ่งบรรจุน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt ที่ผ่านการฆ่าเชื้อ และทำการวัดปริมาณออกซิเจนที่ลดลงภายในขวด เนื่องจากการใช้ออกซิเจนในกระบวนการหายใจของแบคทีเรีย

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 3-3 ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่บรรจุด้วยเปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรอง ตัวท่อทำจากท่อพีวีซีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1.27 เซนติเมตร (ท่อ ½ นิ้ว) ยาวท่อนละ 30 เซนติเมตร แต่ละท่อนบรรจุเปลือกหอยนางรมที่ทุบให้มีขนาดเล็ก 20 กรัม มีจำนวนทั้งหมด 133 ท่อน นำมาขดเป็นวงโดยมีความยาวรวม 39.9 เมตร

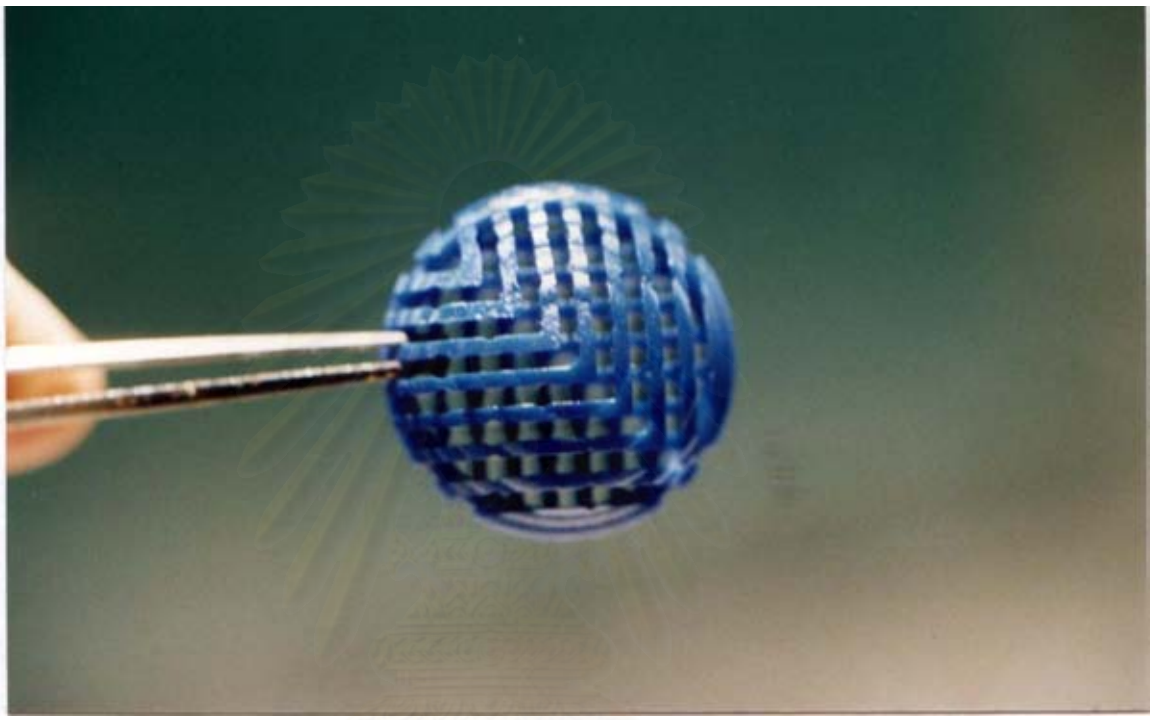
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

3.2 การศึกษาความเป็นไปได้ของระบบบำบัดไนเตรทหลังจากเปลี่ยนวัสดุกรองมาใช้วัสดุกรองทรงกลมขนาดเล็ก (Super Bioball)

3.2.1 การเตรียมสภาพวัสดุกรองทรงกลมขนาดเล็ก (Super Bioball) และการทดลองหาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนวัสดุกรองทรงกลม

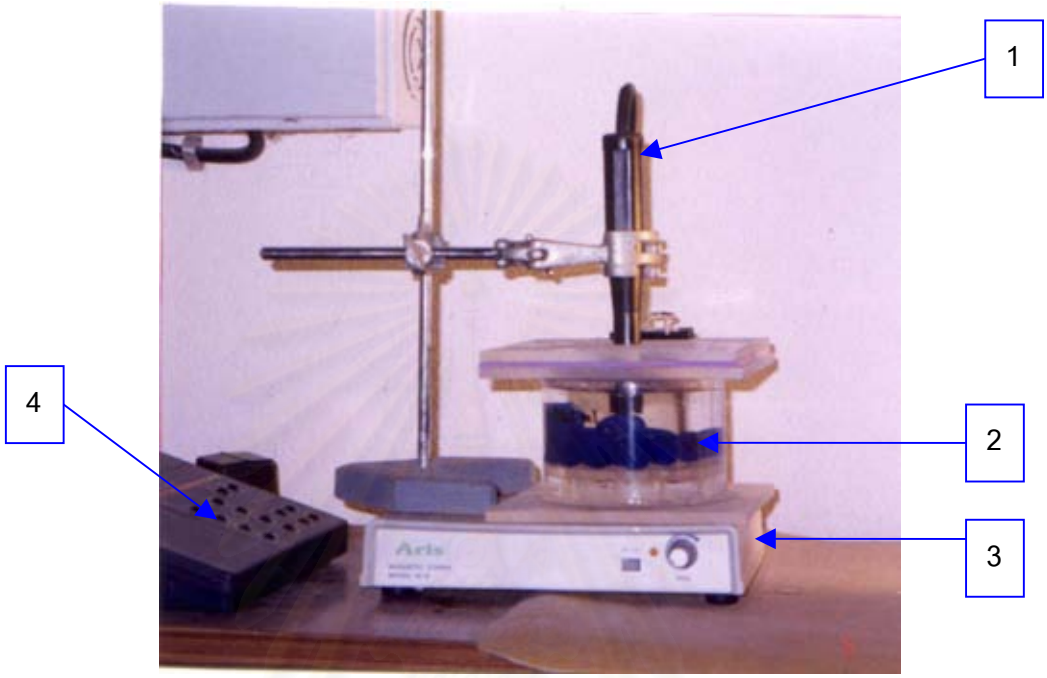
เนื่องจากระบบบำบัดไนเตรทที่ทดลองสร้างขึ้นในหัวข้อที่ 1 ประสบปัญหาการอุดตันขึ้น ภายหลังที่ได้ทำการทดลองมาเป็นเวลา 2 สัปดาห์ ซึ่งเกิดเนื่องมาจากมวลชีวภาพของแบคทีเรียที่เกิดเพิ่มขึ้น ทำให้การไหลเวียนของน้ำไม่ดีและอุดตันลงในที่สุด จึงได้เปลี่ยนวัสดุกรองจากเปลือกหอยนางรมมาเป็นวัสดุกรองทรงกลมขนาดเล็ก (Super Bioball) ที่ใช้ในระบบกรองของตู้ปลา วัสดุกรองทรงกลมที่ใช้ในการศึกษานี้นำเข้าโดยบริษัท S.B. Marketing จำกัด มีน้ำหนัก 2.43 กรัม ปริมาตร 1.87 ลูกบาศก์เซนติเมตร และมีพื้นที่ผิวสัมผัสประมาณ 32.7 ตารางเซนติเมตร (ภาพที่ 3-4) นำวัสดุกรองทรงกลม (Super Bioball) ทั้งหมดแช่ลงในถังพลาสติกพีวีซีที่ใส่ในน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt. จำนวน 29 ลิตร ซึ่งนำมาจากบ่อเลี้ยงกุ้ง และทำการเพิ่มแหล่งอาหารให้ดีไนตริฟลายอิ้งแบคทีเรีย(Denitrifying Bacteria) โดยใช้น้ำตาลกลูโคส (Glucose) ความเข้มข้น 1 กรัม/ลิตร เพื่อเป็นการเตรียมสภาพวัสดุกรองก่อนนำมาใช้กับระบบบำบัดไนเตรท หลังจากได้เตรียมสภาพวัสดุกรองแล้วจึงนำวัสดุกรองมาทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจน (Oxygen Consumption) ของแบคทีเรียบนวัสดุกรอง โดยนำวัสดุกรองที่เตรียมสภาพแล้วจำนวน 20 ลูก บรรจุในภาชนะที่มีฝาปิดสนิทซึ่งได้สร้างขึ้นเพื่อเป็นอุปกรณ์ในการใช้ร่วมกับเครื่องวัดออกซิเจนที่ละลายน้ำของบริษัท Hanna Instrument รุ่น HI 964400 โดยใส่น้ำทะเลความเค็ม 30 ppt. ผ่านการฆ่าเชื้อแล้วโดยวิธีนึ่งภายใต้ความดัน (autoclaved) จำนวน 350 มิลลิลิตร และนำมาพ่นอากาศ 1 ชั่วโมง

จากนั้นใช้เครื่องวัดค่าออกซิเจนที่ละลายน้ำ (Dissolved Oxygen) และทำการเก็บข้อมูลการลดลงของออกซิเจนที่ละลายน้ำ ทุก 1 นาทีด้วยคอมพิวเตอร์เป็นเวลา 24 ชั่วโมง (ภาพที่ 3-5) เพื่อหาอัตราการลดลงของออกซิเจนที่ละลายน้ำต่อเวลาต่อจำนวนวัสดุกรอง โดยสุ่มตัวอย่าง Super Bioball จากถังเตรียมสภาพวัสดุกรองมาทำการตรวจวัดในวันที่ 4, 7, 10, 12, 15, 16, 17, 18, 19, 21, 23, 25, 27 ของการเตรียมสภาพวัสดุกรอง และได้มีการเพิ่มกลูโคสลงในน้ำเพิ่มเติมอีกในวันที่ 14, 17, 20 และ 23 เพื่อทดสอบความจำเป็นในการเติมแหล่งอาหารเพิ่มให้แบคทีเรีย



ภาพที่ 3-4 วัสดุกรองทรงกลม (Super Bioball) น้ำหนัก 2.43 กรัม ปริมาตร 1.87 ลูกบาศก์เซนติเมตร และมีพื้นที่ผิวสัมผัสประมาณ 32.7 ตารางเซนติเมตร ซึ่งเป็นวัสดุกรองที่ใช้ในระบบกรองของตู้ปลา และได้นำมาใช้เป็นวัสดุกรองของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวแทนเปลือกหอยนางรม

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 3-5 แสดงเครื่องมือที่ใช้ในการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนวัสดุกรองทรงกลม (Super Bioball)

(1) หัววัด D.O. (Dissolved Oxygen probe)

(2) ภาชนะบรรจุวัสดุกรองทรงกลม (Super Bioball) จำนวน 20 ลูก และน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt ที่ผ่านการฆ่าเชื้อ จำนวน 350 มิลลิลิตร

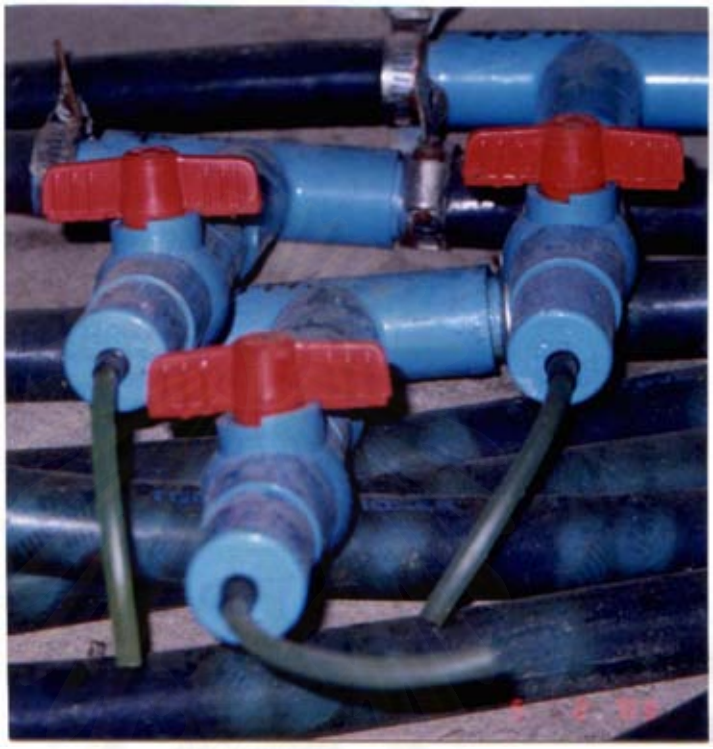
(3) เครื่องกวนสาร (Magnetic stirrer)

(4) เครื่องวัดออกซิเจนที่ละลายน้ำ (D.O meter)

3.2.2 การสร้างระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวและการศึกษาปริมาณออกซิเจนในส่วนต่าง ๆ ของระบบบำบัด

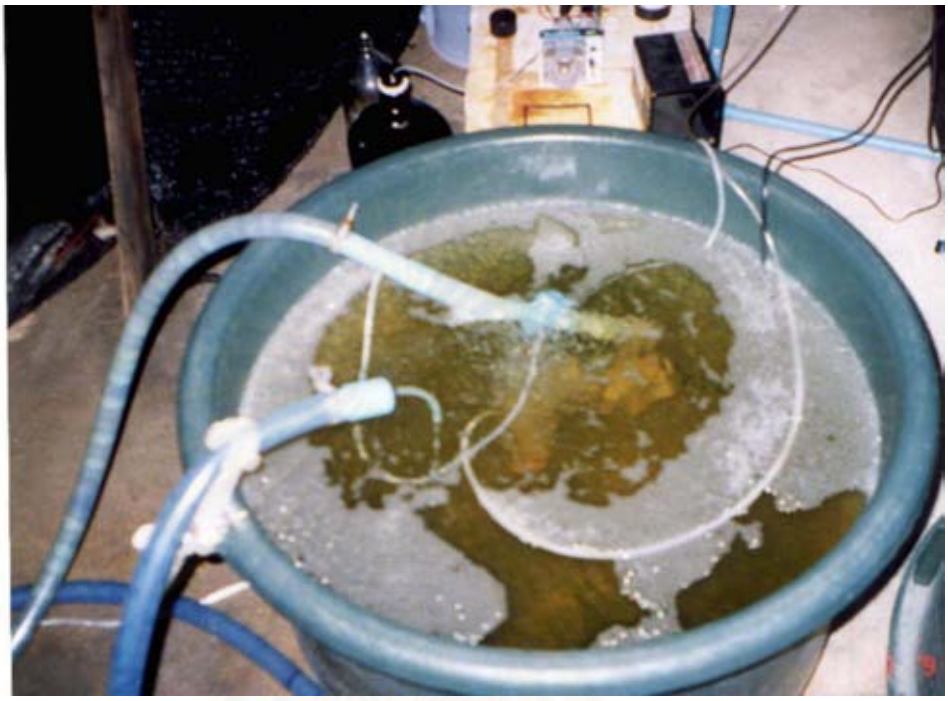
ทำการต่อระบบบำบัดไนเตรทซึ่งประกอบด้วยสายยางพีวีซี ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1 นิ้ว ยาว 50 เมตร โดยตัดเป็นท่อน ๆ ละ 10 เมตร เพื่อความสะดวกในการบรรจุวัสดุกรอง แต่ละท่อนเชื่อมต่อกันด้วยข้อต่อพลาสติกพีวีซีสามทางและวาล์วพลาสติกพีวีซี เพื่อใช้เป็นจุดเก็บตัวอย่างน้ำ ภายในสายยางจะบรรจุวัสดุกรองทรงกลมขนาดเล็ก (Super Bioball) ที่ผ่านการเตรียมสภาพแล้ว จำนวน 2,870 ลูก โดยการต่อระบบจะมีขั้นตอนเริ่มต้นจากการนำวัสดุกรองมาบรรจุใส่สายยางที่ตัดเป็นเส้นสั้นๆ ยาวเส้นละ 10 เมตร และต่อสายยางแต่ละเส้นเข้าด้วยกันด้วยข้อต่อพลาสติกพีวีซีสามทาง และวาล์วพลาสติกพีวีซี เพื่อเป็นจุดเก็บตัวอย่างน้ำในทุก 10 เมตร (ภาพที่ 3-6) ติดตั้งปั๊มน้ำขนาด 90 Watt ยี่ห้อ Power Head HX5600 ที่ให้อัตราการไหลของน้ำสูงสุด 2000 ลิตร/ชั่วโมง และติดตั้งวาล์วพลาสติกเพื่อเป็นตัวปรับอัตราการไหลของน้ำที่บริเวณปั๊มน้ำก่อนเข้าระบบ จากนั้นนำระบบบำบัดไนเตรทที่ต่อขึ้นติดตั้งเข้ากับถังทดสอบ ซึ่งเป็นถังพลาสติกขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 50 เซนติเมตร สูง 45 เซนติเมตร และติดตั้งหัวทรายเพื่อพ่นอากาศจำนวน 1 หัว (ภาพที่ 3-7) ทำการเก็บตัวอย่างน้ำทุก 10 เมตรของความยาวระบบ จะได้ตัวอย่างน้ำทั้งหมด 6 ตำแหน่ง ตามลำดับความยาวระบบ (ภาพที่ 3-8) เมื่อมวลน้ำผ่านเข้ามาในระบบจะถูกแบคทีเรียบนวัสดุกรองใช้ออกซิเจนที่ละลายน้ำไปตลอดความยาวท่อ และเพื่อเป็นการทดสอบว่าระบบสามารถลดออกซิเจนเพื่อให้ถึงสภาพที่เหมาะสมในการทำให้เกิดดีไนตริฟิเคชั่นได้ จึงนำน้ำตัวอย่างในแต่ละตำแหน่งมาวิเคราะห์หาออกซิเจนที่ละลายน้ำ (Dissolved Oxygen) ตามวิธีวิเคราะห์ของ Strickland และ Parson (1972) (แสดงในภาคผนวก) และนำข้อมูลมาหาความสัมพันธ์ของการลดลงของออกซิเจนที่ละลายน้ำต่อความยาวระบบ

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



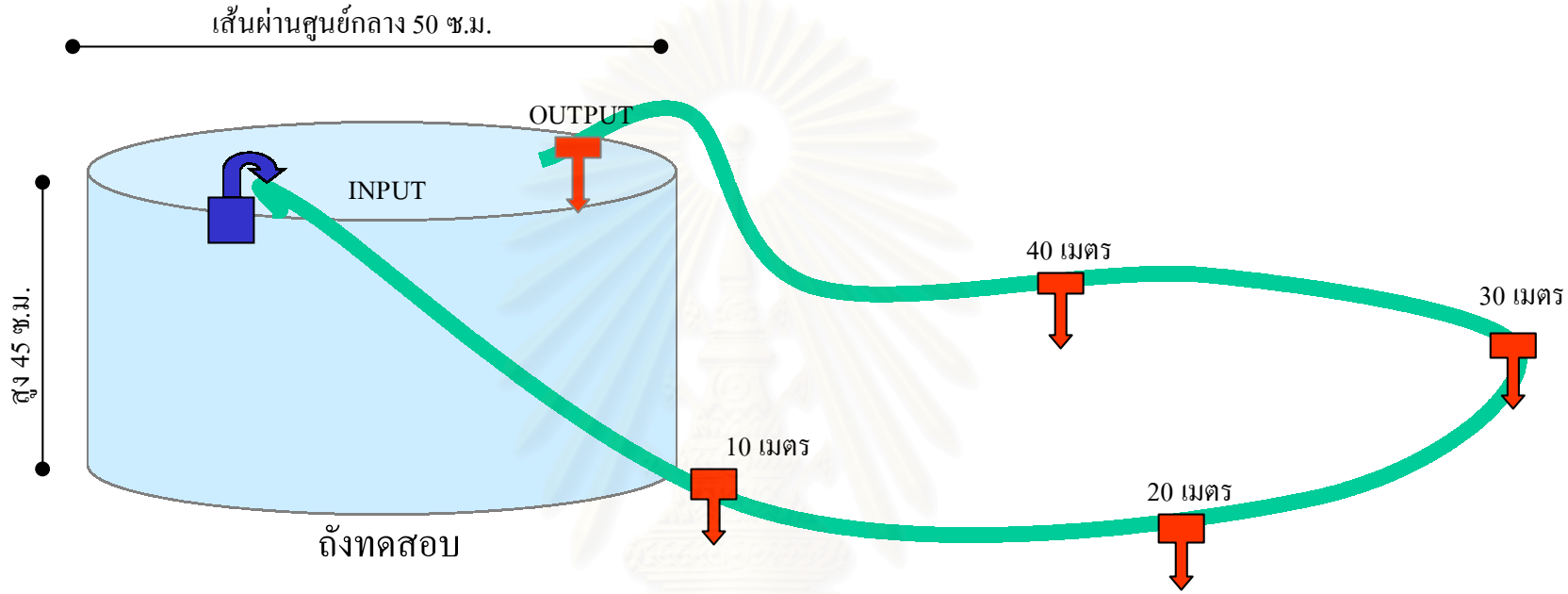
ภาพที่ 3-6 แสดงจุดเก็บน้ำตัวอย่างซึ่งใช้วาล์วพลาสติกพีวีซีที่ติดตั้งเข้ากับระบบทุกๆ ความยาวท่อ 10 เมตร เพื่อใช้เก็บตัวอย่าง โดยเก็บน้ำตัวอย่างจากสายยางขนาดเล็กที่ต่อยื่นออกมาจากวาล์วพลาสติก

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 3-7 แสดงถังทดสอบขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 50 เซนติเมตร สูง 45 เซนติเมตร ใส่น้ำทะเลความเค็ม 30 ppt จำนวน 58.9 ลิตร ซึ่งใช้ในการทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นกับน้ำเสียเทียม

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 3-8 ภาพไดอะแกรมแสดงการติดตั้งระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวกับถังทดสอบที่ใส่น้ำทะเลความเค็ม 30 ppt จำนวน 58.9 ลิตร

= จุดเพิ่ม methanol ให้กับระบบ โดยใช้ Peristaltic pump รุ่น Masterflex C/L

= จุดเก็บตัวอย่างน้ำ เป็นวาล์วพลาสติกพีวีซี

= ระบบบำบัดไนเตรท เป็นสายยางขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1 นิ้ว ความยาว 50 เมตร ภายในบรรจุด้วยวัสดุสำหรับให้แบคทีเรียยึดเกาะ (Super Bioball)

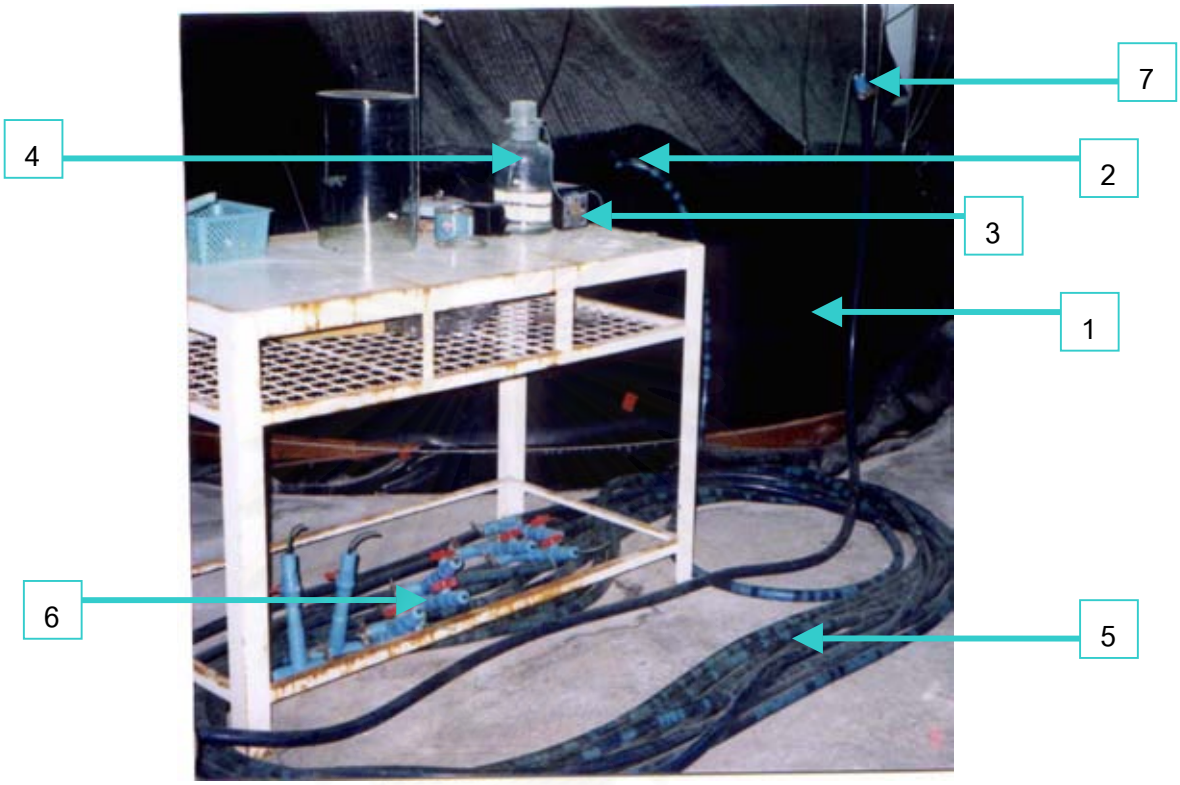
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

3.3 การทดลองหาประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรทของระบบโดยใช้น้ำเสียเทียม

ทำการทดลองหาประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรท โดยเริ่มการเตรียมน้ำเสียเทียมที่มีความเข้มข้นของไนเตรท 100 mgNO_3-N/L. โดยเตรียมจาก KNO_3 60.14 กรัม สำหรับปริมาตรน้ำทะเลทั้งหมดในระบบที่วัดได้ 84.2 ลิตร (วิธีเตรียมแสดงในภาคผนวก ฉ) หลังจากนั้นปล่อยให้น้ำหมุนเวียนในระบบเป็นเวลา 15 นาที จึงเริ่มทำการเก็บตัวอย่างน้ำโดยเก็บที่ถังทดสอบ 1 ตำแหน่ง กำหนดให้เป็นตัวแทนน้ำเข้า (INPUT) และเก็บในตามความยาวระบบที่ 10, 20, 30, 40 เมตร และที่ความยาว 50 เมตร กำหนดให้เป็นตัวแทนน้ำออก (OUTPUT) นำตัวอย่างน้ำไปวิเคราะห์ความเข้มข้นของแอมโมเนีย ไนไตรท์ ทันทีหลังจากเก็บตัวอย่าง ส่วนน้ำตัวอย่างที่เหลือจะเก็บรักษาไว้โดยนำไปแช่เย็นที่อุณหภูมิ 4°C เพื่อใช้ในการวิเคราะห์ไนเตรทซึ่งทำการวิเคราะห์พร้อมกันสัปดาห์ละครั้งวิธีวิเคราะห์แอมโมเนีย ไนไตรท์ ไนเตรท ใช้วิธีวิเคราะห์ของ Strickland และ Parson (1972) (แสดงในภาคผนวก)

3.4 การทดลองหาประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรทของระบบดีไนตริฟิเคชั่นแบบท่อยาวโดยใช้น้ำจากการเลี้ยงสัตว์น้ำ

ติดตั้งระบบบำบัดไนเตรทเข้ากับบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ ซึ่งตัวบ่อเลี้ยงประกอบขึ้นโครงด้วยไม้อัดหนา 4 มิลลิเมตร และคงรูปให้เป็นทรงกลมโดยใช้ลวดสลิงขนาด 4 มิลลิเมตร 3 เส้น ปูบ่อด้วยวัสดุผ้าพลาสติกพีวีซี ชนิดยืดหยุ่นและอ่อนตัวสูง สีดำ ความหนา 0.75 มิลลิเมตร ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางของบ่อ 3.5 เมตร สูง 90 เซนติเมตร มีน้ำทะเลความเค็ม 30 ppt. ปริมาตร 8.66 ลูกบาศก์เมตร ภายในบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำ และมีการพ่นอากาศด้วยหัวทรายขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1 นิ้ว จำนวน 8 จุด ซึ่งบ่อเลี้ยงดังกล่าวเป็นของหน่วยปฏิบัติการเทคโนโลยีชีวภาพทางทะเล ศูนย์พันธุวิศวกรรมและเทคโนโลยีแห่งชาติ และเป็นระบบหมุนเวียนน้ำปิดที่ใช้เลี้ยงกุ้งกุลาดำมาแล้วเป็นระยะเวลานานกว่า 1 ปี (ธัญญา พันธ์ฤทธิ์ดำ, 2542) ทำให้มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่ในบ่อในระดับความเข้มข้นสูง และยังคงมีการเลี้ยงกุ้งกุลาดำอยู่ประมาณ 30 ตัว ภายในบ่อ ซึ่งมีการให้อาหารทุกวัน (ภาพที่ 3-9) โดยช่วงแรกของการทดลองจะไม่ทำการเพิ่มแหล่งคาร์บอนเสริมให้กับระบบ เนื่องจากต้องการให้แบคทีเรียที่มีอยู่ในระบบบำบัดใช้สารอาหารที่มีอยู่ในบ่อเลี้ยงเท่านั้น และทำการหมุนเวียนน้ำผ่านเข้าระบบบำบัดด้วยปั๊มน้ำขนาด 90 Watt 25 m ยี่ห้อ Power Head HX5600 โดยปรับให้อัตราการไหลของน้ำเข้าสู่ระบบ 25.14 ลิตร/ชั่วโมง จากนั้นทำการเก็บตัวอย่างน้ำไปวิเคราะห์คุณภาพน้ำ โดยเก็บที่



ภาพที่ 3-9 แสดงการทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวกับน้ำบ่อกุ้งที่มีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทสะสมอยู่สูง

(1) บ่อเลี้ยงกุ้ง ขนาด 8.66 ลูกบาศก์เมตร

(2) ทางน้ำเข้าระบบบำบัด (Input)

(3) Peristaltic Pump

(4) ขวดใส่เมธานอล

(5) ท่อยาว 50 เมตร บรรจุด้วย Super Bioball

(6) วาล์วสำหรับเก็บตัวอย่างน้ำที่ความยาวท่อทุกๆ 10 เมตร

(7) ทางน้ำออก (Output)

บ่อเลี้ยง 1 ตำแหน่ง กำหนดให้เป็นตัวแทนของน้ำเข้า (INPUT) และเก็บตัวอย่างน้ำที่ความยาวระบบ 10, 20, 30, 40 เมตร และที่ความยาว 50 เมตร กำหนดให้เป็นตัวแทนน้ำออก (OUTPUT) นำตัวอย่างน้ำไปวิเคราะห์ความเข้มข้นของแอมโมเนีย ไนไตรท์ ทันทีหลังจากเก็บตัวอย่างและเก็บรักษาน้ำตัวอย่างที่เหลือที่อุณหภูมิ 4°C ตามวิธีวิเคราะห์ของ Strickland และ Parson (1972) (แสดงในภาคผนวก) เพื่อนำไปใช้วิเคราะห์ไนเตรท หากพบว่าระบบบำบัดไม่สามารถลดไนเตรทลง หรืออัตราการลดลงของไนเตรทต่ำ จึงจะทำการเพิ่มแหล่งอาหารให้ระบบ โดยใช้เมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนเสริมให้กับระบบโดยใช้ Peristaltic pump รุ่น Masterflex C/L เป็นตัวจ่ายเมธานอลให้ระบบบำบัดในอัตราการไหลของเมธานอล 4.5 มิลลิลิตร/ชั่วโมง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

บทที่ 4

ผลและวิจารณ์ผลการทดลอง

4.1 ผลการทดสอบการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอยนางรม

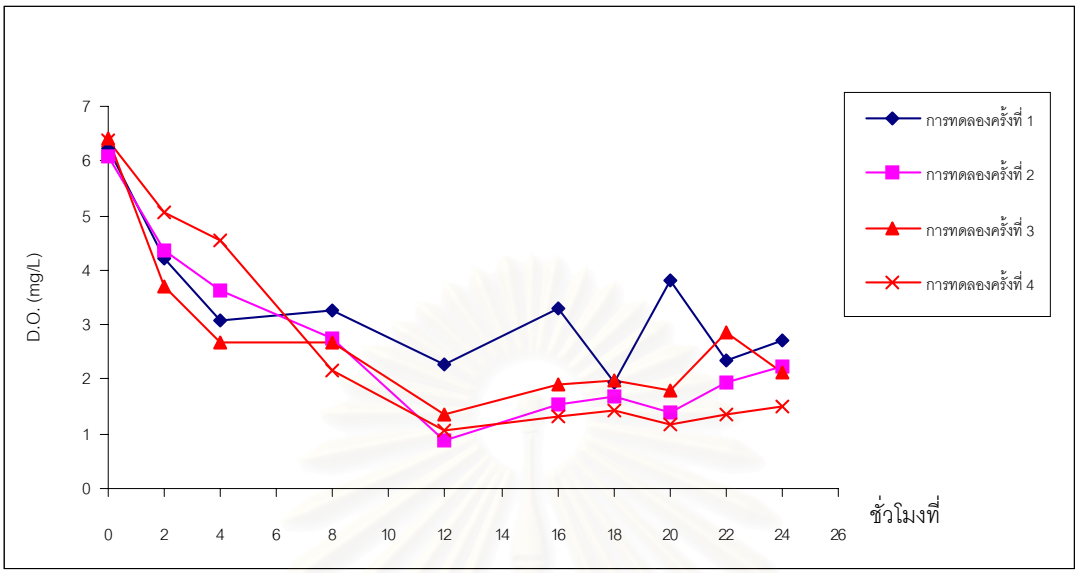
การออกแบบระบบบำบัดแบบท่อยาวนั้นมีแนวคิดที่จะให้แบคทีเรียที่อยู่ในส่วนต้นของท่อลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำโดยกระบวนการหายใจของแบคทีเรีย ทำให้มีปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำลดต่ำลงจนถึงระดับที่แบคทีเรียที่อยู่ในส่วนปลายของท่อจะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นได้จึงจำเป็นต้องมีการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจน ซึ่งการออกแบบระบบบำบัดไนเตรทในระยะแรกเลือกใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุสำหรับให้แบคทีเรียเกาะ จึงได้นำเปลือกหอยนางรมที่ผ่านการเตรียมสภาพโดยแช่ในน้ำทะเลที่มีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย (Nitrifying bacteria) และ ดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย (Denitrifying bacteria) เป็นเวลา 2 สัปดาห์ (ภาพที่ 4-1) มาทำการทดสอบหาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียที่เจริญอยู่บนเปลือกหอยนางรม โดยใช้เปลือกหอยนางรมจำนวน 20 กรัม ใส่ขวด BOD ขนาด 60 มิลลิลิตร ซึ่งบรรจุน้ำทะเลที่ผ่านการฆ่าเชื้อด้วยวิธีนึ่งภายใต้ความดัน (autoclave) แล้ว เพื่อนำมาวัดค่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ (Dissolved Oxygen; D.O.) ที่เวลา 1, 2, 4, 6, 8, 12, 22, 24 ชั่วโมง โดยทำการทดลองซ้ำทั้งหมด 4 ครั้ง และนำข้อมูล D.O. ในช่วงเวลาดังกล่าว (แสดงในภาคผนวก ก) มาหาอัตราการลดลงของออกซิเจนที่เกิดจากการใช้ของแบคทีเรียที่อยู่บนเปลือกหอย ผลการทดลองแสดงในภาพที่ 4-2(ก)

จากนั้นจึงนำข้อมูล D.O. ในแต่ละการทดลองมาหาเฉลี่ย เพื่อจะหาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอย (ภาพที่ 4-2 (ข)) โดยเลือกข้อมูลในช่วงเวลาที่ 1-12 ชั่วโมง มาคำนวณ (แสดงในภาคผนวก ข) ได้อัตราการลดลงของออกซิเจนเท่ากับ 0.0653 มิลลิกรัมออกซิเจน/กรัมของเปลือกหอย/ชั่วโมง ซึ่งผลการทดลองแสดงว่าแบคทีเรียธรรมชาติที่เจริญอยู่ตามเปลือกหอยสามารถลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ

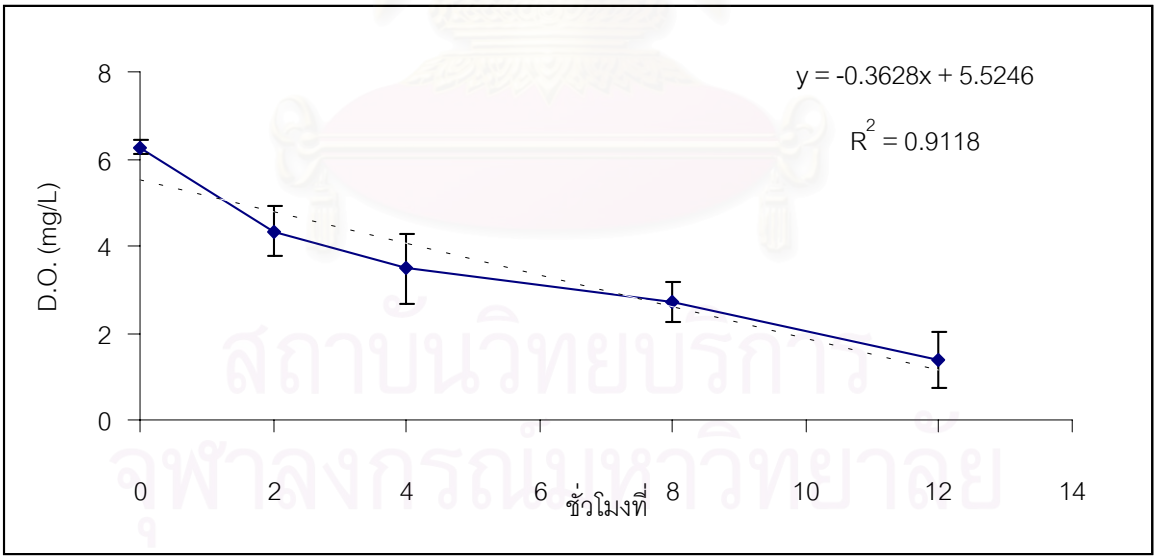
หลังจากนั้นจึงทำการสร้างระบบบำบัดโดยใช้เปลือกหอยนางรมจำนวน 20 กรัม บรรจุในท่อ PVC ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง ½ นิ้ว ยาวท่อนละ 30 เซนติเมตร ปิดปลายทั้งสองด้านด้วยผ้ากรองพลาสติก จำนวนทั้งหมด 133 ท่อน และต่อท่อแต่ละท่อเป็นรูปสี่เหลี่ยมโดยใช้ข้องอ PVC และเชื่อมรอยต่อระหว่างท่อด้วยพลาสติกท่อหดยาว 2 นิ้ว สำหรับในตำแหน่งของท่อ PVC ท่อนที่ 85, 105 และ 125 ได้ใช้ท่อ Acrylic ใส เพื่อใช้สำหรับสังเกตภายในระบบ ซึ่งความยาวของระบบ

ภาพที่ 4-1 แสดงการบรรจุเปลือกหอยลงในท่อพลาสติกพีวีซี ยาวท่อนละ 30 เซนติเมตร หุ้มปลายทั้งสองด้านด้วยผ้ากรองพลาสติก และแช่ในน้ำในบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีไนเตรทสูง เป็นเวลา 2 สัปดาห์ก่อนนำมาใช้ในการทดลอง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 4-2 (ก) **แสดงการลดลงของ** Dissolved Oxygen **ในการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอยหนัก** 20 **กรัม**



ภาพที่ 4-2 (ข) **การลดลงของ** Dissolved Oxygen **โดยเลือกข้อมูลชั่วโมงที่** 1-12 **ของการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอยหนัก** 20 **กรัม**

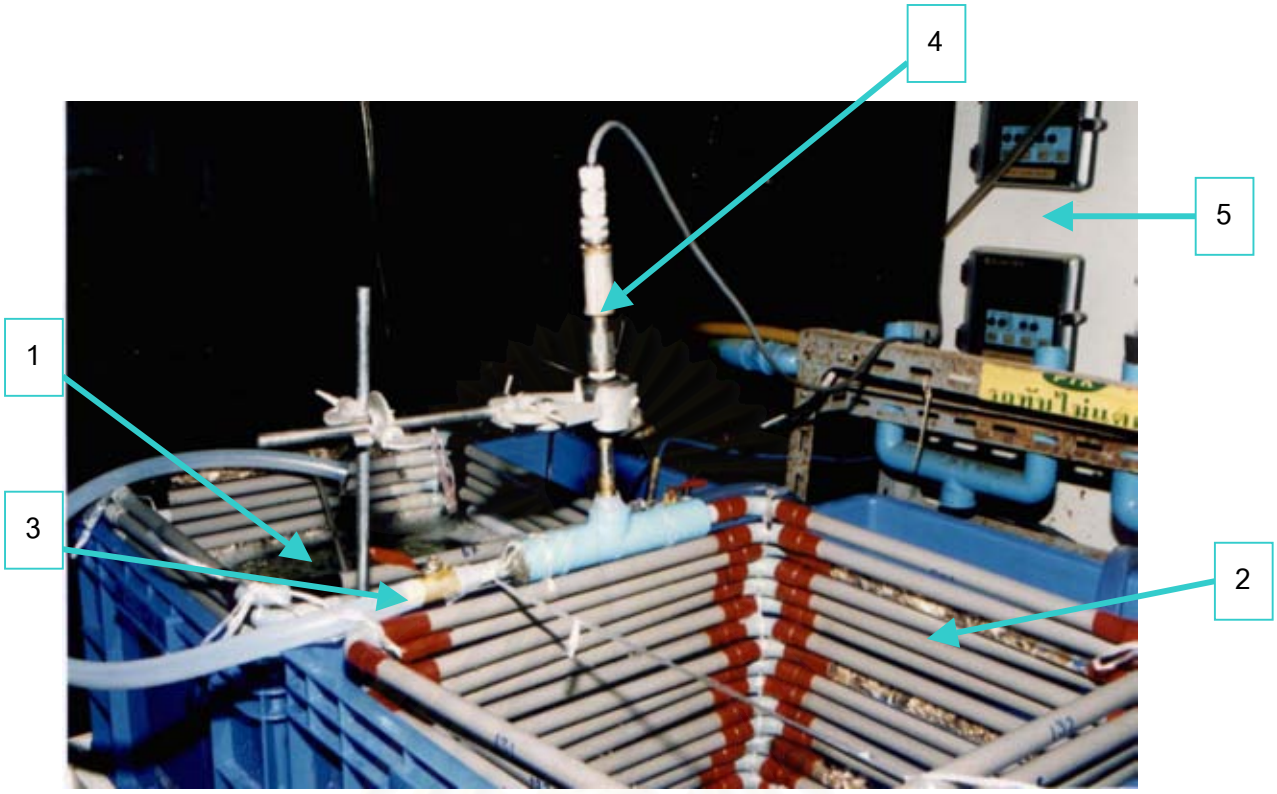
ไนเตรทแบบท่อยาวที่ได้สร้างขึ้นเท่ากับ 39.9 เมตร (ภาพที่ 4-3, 4-4) จากนั้นจึงทำการหมุนเวียนน้ำโดยใช้ปั๊มน้ำ เพื่อรักษาสภาพระบบที่ได้สร้างขึ้น โดยมีอัตราการไหลของน้ำเท่ากับ 96 ml/hr จากนั้นได้ทำการวัด D.O. ด้วยเครื่องวัดออกซิเจนที่ละลายน้ำแบบอัตโนมัติ โดยจุ่มหัววัด D.O. ที่ตำแหน่งน้ำออก (Output) ผลการทดลองแสดงในภาพที่ 4-5 ซึ่งจะเห็นได้ว่า D.O. มีแนวโน้มลดลงอย่างเห็นได้ชัดภายในเวลา 10 ชั่วโมง

จากการศึกษาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอยนางรม ซึ่งพบว่าสามารถลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยมีอัตราการลดลงของออกซิเจนเท่ากับ 0.065 mgO_2/g-shell/hr และเมื่อทำการสร้างระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวโดยใช้เปลือกหอยนางรมนั้นเป็นวัสดุกรอง และติดตั้งหัววัดออกซิเจนที่ละลายน้ำตรงบริเวณทางน้ำออก พบว่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำมีแนวโน้มลดลงอย่างชัดเจนภายในเวลา 10 ชั่วโมง โดยลดจาก 6.3 mg/L เหลือ 3.8 mg/L ซึ่งเป็นการยืนยันว่าแบคทีเรียบนเปลือกหอยในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ได้สร้างขึ้นสามารถลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำได้

แต่เมื่อเวลาผ่านไป 2 สัปดาห์ ระบบบำบัดที่ได้สร้างขึ้นเกิดอุดตัน เนื่องมาจากมวลชีวภาพของแบคทีเรียที่เกิดเพิ่มขึ้น ถึงแม้ว่าในการทดลองระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรองนี้จะยังไม่ได้ทำการเติมสารอินทรีย์คาร์บอนเสริมให้กับระบบแต่ยังมีดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรียประเภท Autotrophic ที่สามารถใช้สารอนินทรีย์คาร์บอน เช่น CO_2, $CaCO_3$ เป็นแหล่งพลังงานในการสร้างเซลล์และเพิ่มจำนวนเซลล์ได้ (กนกวรรณ ศุกรนันทน์, 2542) ในที่นี้แบคทีเรียประเภท Autotrophic ในระบบที่ได้สร้างขึ้นอาจใช้ $CaCO_3$ ซึ่งเป็นส่วนประกอบหนึ่งของเปลือกหอยนางรม เพื่อเป็นแหล่งพลังงานในการสร้างเซลล์และเพิ่มจำนวนเซลล์ จึงทำให้การไหลเวียนของน้ำภายในระบบไม่ดี ซึ่งเปลือกหอยนางรมทุบนั้นไม่มีความเป็นรูพรุน เมื่อมีแบคทีเรียเพิ่มมากขึ้น จึงอาจไปเกาะที่ช่องว่างระหว่างเปลือกหอย ทำให้การไหลเวียนของน้ำไม่ดีและอุดตันในที่สุด ประกอบกับท่อพีวีซีที่ใช้มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลางเล็ก นอกจากนั้นขนาดและรูปร่างของเปลือกหอยนางรมที่ทุบแล้วมีขนาดไม่เท่ากันและควบคุมไม่ได้ จึงจำเป็นต้องทำการเปลี่ยนวัสดุกรองในระบบบำบัด

4.2 **อัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนวัสดุกรองทรงกลม** (Super Bioball)

หลังจากที่ระบบที่ใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรองเกิดอุดตันขึ้น จึงเปลี่ยนวัสดุกรองมาใช้วัสดุกรองทรงกลม (Super Bioball) ซึ่งใช้ในระบบกรองของตู้ปลา จึงได้ทำการเตรียมสภาพวัสดุกรองทรงกลมดังกล่าว โดยแช่ในน้ำทะเลที่มีแบคทีเรียธรรมชาติ และทำการเติมกลูโคส 1 g/L เป็น



ภาพที่ 4-3 แสดงระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรองที่ได้สร้างขึ้น

(1) ถังพลาสติกพีวีซีสี่เหลี่ยม กว้าง 39 เซนติเมตร ยาว 52 เซนติเมตร สูง 23 เซนติเมตร ใส่น้ำทะเลความเค็ม 30 ppt จำนวน 46.64 ลิตร

(2) ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวซึ่งใช้ท่อพีวีซีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง ½ นิ้ว ยาวท่อนละ 30 เซนติเมตร แต่ละท่อนบรรจุเปลือกหอยนางรม 20 กรัม จำนวน 133 ท่อ คิดเป็นความยาว 39.9 เมตร

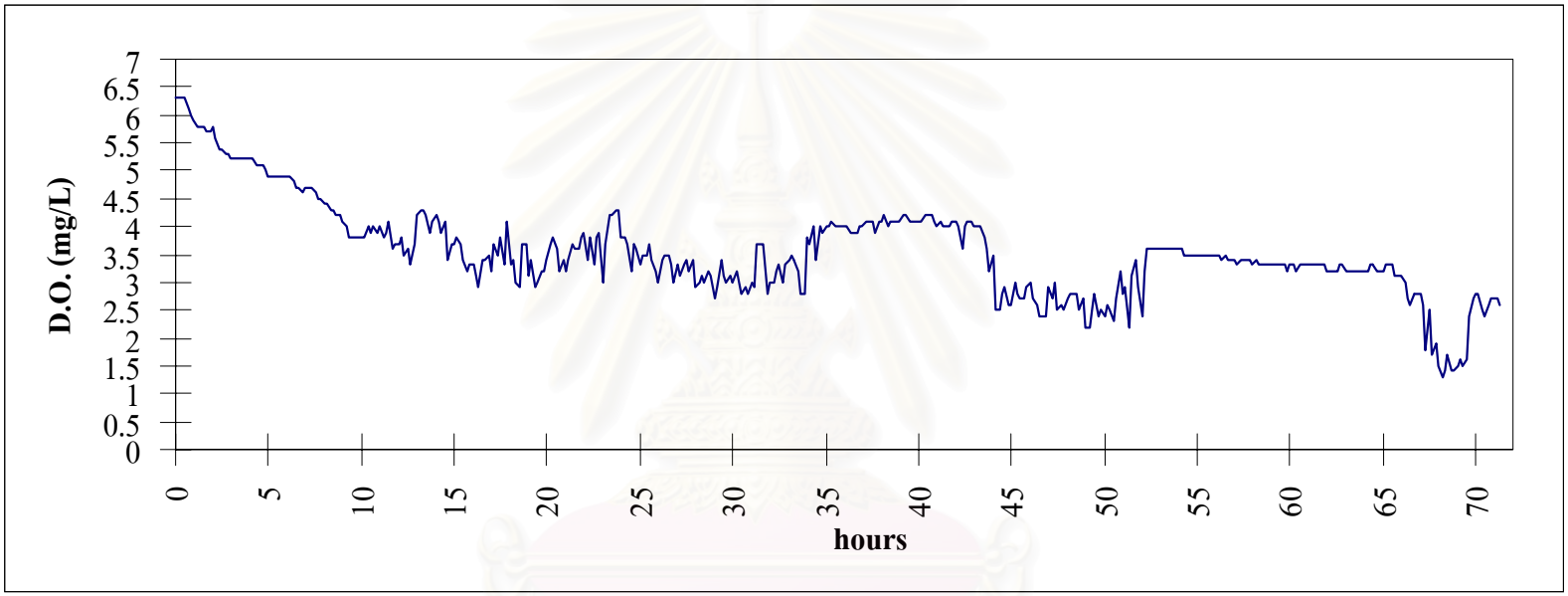
(3) ทางน้ำออก ซึ่งติดวาล์วเพื่อใช้ปรับอัตราการไหลของน้ำขาออก

(4) หัววัดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ (D.O. probe) บริเวณช่องทางน้ำออก

(5) เครื่องวัดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำแบบอัตโนมัติ ซึ่งส่งข้อมูลไปยังเครื่องคอมพิวเตอร์

ภาพที่ 4-4 แสดงท่อ Acrylic ใส ซึ่งใช้ติดตั้งแทนท่อพลาสติกพีวีซีท่อนที่ 85, 105, 125 เพื่อใช้สังเกตภายในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรอง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



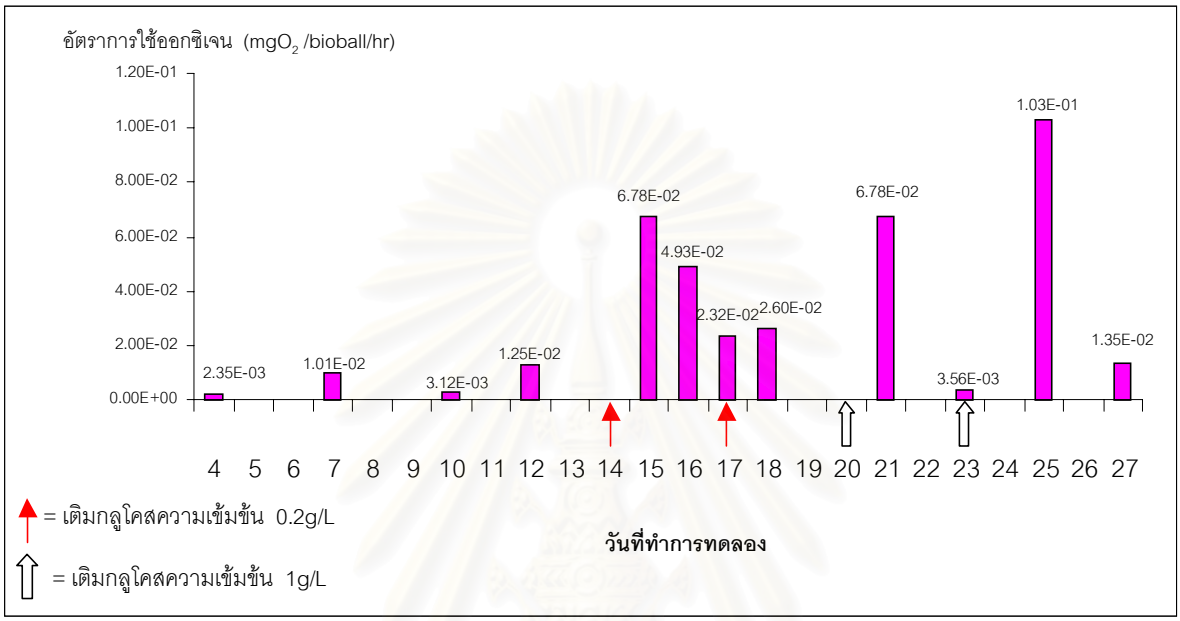
ภาพที่ 4-5 การลดลงของปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำในการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียในระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว ที่ใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรอง โดยใช้เครื่องวัดออกซิเจนที่ละลายน้ำแบบอัตโนมัติติดตั้งไว้บริเวณทางน้ำออก

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

แหล่งคาร์บอน ก่อนที่จะสุ่มตัวอย่าง Bioball ครั้งละ 20 ลูก มาทำการทดสอบหาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบน Bioball (ภาพที่ 4-6, ข้อมูลแสดงในภาคผนวก ค) ซึ่งข้อมูลของวันที่ 4-12 เป็นข้อมูลของช่วงที่ไม่เติมกลูโคสเพิ่มในระหว่างการทดลอง พบว่า อัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบน Bioball มีค่าต่ำ คืออยู่ระหว่าง 0.00235 ถึง 0.0125 มิลลิกรัมออกซิเจน/Bioball/ชั่วโมง

ในวันที่ 14 ของการทดลองได้เติมกลูโคส 0.2 กรัม/ลิตร และสุ่มตัวอย่าง Bioball มาหาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียในวันถัดมา พบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียมีการเพิ่มขึ้นประมาณ 5 เท่า เมื่อเทียบกับในวันที่ 12 โดยมีค่าเท่ากับ 0.0678 มิลลิกรัมออกซิเจน/Bioball/ชั่วโมง และเริ่มลดลงในวันที่ 16 และ 17 จากนั้นจึงได้เติมกลูโคส 0.2 กรัม/ลิตร อีกครั้งในวันที่ 17 พบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียได้เพิ่มขึ้นเล็กน้อย จึงเพิ่มความเข้มข้นของกลูโคสเป็น 1 กรัม/ลิตร ในวันที่ 20 พบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียเพิ่มขึ้นเป็น 0.0678 มิลลิกรัมออกซิเจน/Bioball/ชั่วโมง ในวันที่ 21 และลดลงอย่างรวดเร็วเหลือเพียง 0.00356 มิลลิกรัมออกซิเจน/Bioball/ชั่วโมง ในวันที่ 23 จึงได้เติมกลูโคส 1 กรัม/ลิตร อีกครั้ง พบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรีย ณ วันที่ 25 ได้เพิ่มสูงขึ้นเป็น 0.103 มิลลิกรัมออกซิเจน/Bioball/ชั่วโมง และได้ลดลงมาเหลือ 0.0135 มิลลิกรัมออกซิเจน/Bioball/ชั่วโมง ในวันที่ 27 ของการทดลอง ซึ่งการทดลองนี้แสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียที่เกาะอยู่บน Bioball ต้องการคาร์บอนในการเจริญ

จะเห็นได้ว่าจากการทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนวัสดุกรองทรงกลมโดยสุ่มตัวอย่างมาทดสอบ ในช่วงแรกที่ยังไม่ทำการไม่เติมแหล่งคาร์บอน พบว่ามีอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียต่ำกว่าในการทดลองช่วงที่สองที่ทำการเติมแหล่งคาร์บอน (กลูโคสความเข้มข้น 0.2 กรัม/ลิตร) โดยหลังจากเติมแหล่งคาร์บอนเสริมให้แล้ว อัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียมีค่าเพิ่มขึ้นประมาณ 5 เท่า และการเพิ่มความเข้มข้นของกลูโคสเป็น 1 กรัม/ลิตร จะทำให้อัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียเพิ่มขึ้นจากเดิมประมาณ 30 เท่า และอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียเริ่มลดลงเมื่อเวลาผ่านไป แสดงให้เห็นว่า ในการใช้ Bioball เป็นวัสดุกรองและเป็นตัวลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำในระบบนั้น จำเป็นต้องมีการเติมแหล่งคาร์บอนเสริมให้กับแบคทีเรียอยู่ตลอดเวลา เนื่องจากแบคทีเรียมีความจำเป็นต้องใช้สารอินทรีย์คาร์บอนเพื่อเป็นแหล่งพลังงานในการสร้างเซลล์ และเพิ่มจำนวน ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของทัศนีย์ แซ่เตีย (2530) ที่ทดลองระบบกำจัดไนโตรเจนด้วยระบบ activated sludge แบบ denitrification เกิดที่หลังและได้ใช้น้ำตาลเป็นแหล่งคาร์บอนสำหรับแบคทีเรียที่อยู่ในระบบ ซึ่งพบว่าหากอัตราส่วนของสารอินทรีย์คาร์บอนต่อไนโตรเจนมีค่าสูงจะสามารถเกิดดีไนตริฟิเคชั่นได้ดีกว่า



ภาพที่ 4-6 อัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบน Super Bioball ที่แช่อยู่ในน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมสูง และมีแบคทีเรียอยู่ตามธรรมชาติ โดยสุ่มตัวอย่าง Bioball มาทดสอบครั้งละ 20 ลูก

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

นอกจากนั้น Montheith และคณะ (1980) ได้ทำการศึกษาอัตราการใช้ Dextrose ซึ่งเป็นน้ำตาลชนิดหนึ่ง เป็นแหล่งคาร์บอนในการบำบัดไนเตรทในน้ำทิ้งจากโรงงานอุตสาหกรรมด้วยกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่น โดยได้เขียนเป็นสมการดังนี้

$$0.208C_6H_{12}O_6 + NO_3^- \longrightarrow 0.5N_2 + 1.25CO_2 + 0.75H_2O + OH^-$$

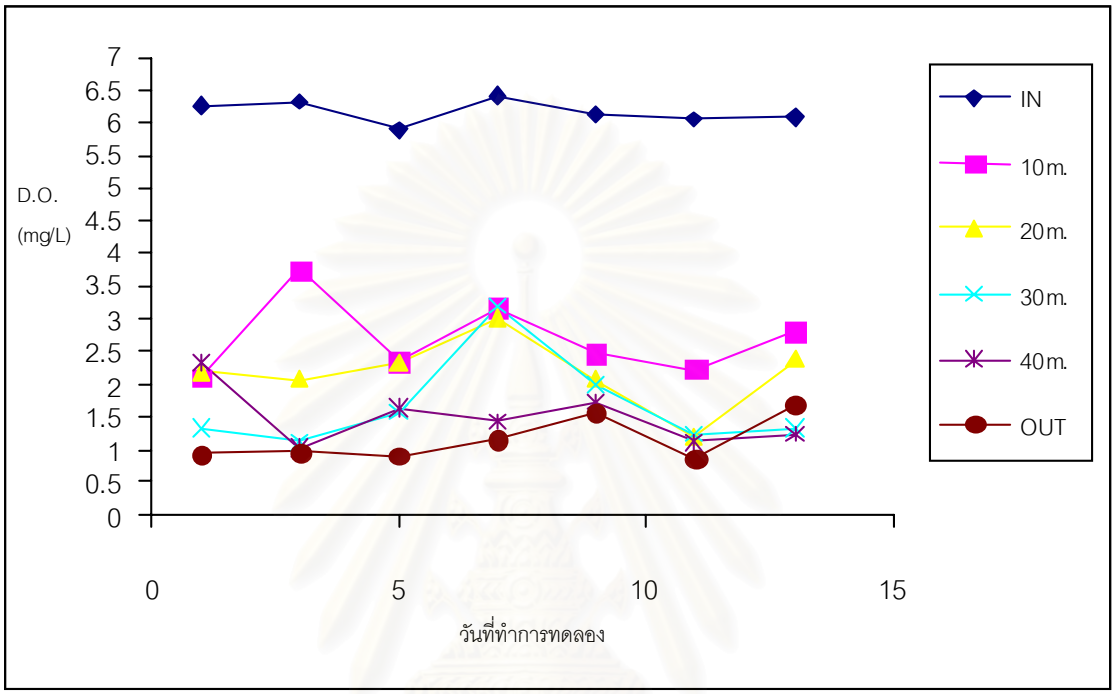
และจากการทดลองเมื่อเติมกลูโคสในอัตราที่เพิ่มขึ้น จะพบว่าอัตราการใช้ออกซิเจนเพิ่มขึ้น เนื่องจากการแบคทีเรียใช้แหล่งคาร์บอนเป็นแหล่งพลังงานในการสร้างเซลล์และเพิ่มจำนวนเมื่อมีแบคทีเรียเพิ่มมากขึ้น จึงทำให้การใช้ออกซิเจนเพิ่มขึ้นตาม

4.3 การทดสอบปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำในส่วนต่างๆ ของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้ Bioball เป็นวัสดุกรอง

จากผลการทดลองที่ผ่านมาพบว่า แบคทีเรียที่เกาะอยู่บน Bioball มีการใช้ออกซิเจน ซึ่งแสดงให้เห็นว่าแบคทีเรียดังกล่าวสามารถเจริญอยู่ได้ จึงได้ทำการสร้างระบบบำบัดแบบท่อยาว โดยใช้สายยางพลาสติก PVC ใส ขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 1 นิ้ว ยาว 50 เมตร ตัดเป็นท่อนๆ ละ 10 เมตร เพื่อสะดวกในการบรรจุวัสดุกรองทรงกลมที่ผ่านการเตรียมสภาพแล้ว จำนวน 2,870 ลูก แต่ละท่อนเชื่อมต่อกันด้วยข้อต่อพลาสติก PVC สามทาง และใช้วาล์วพลาสติก PVC เป็นจุดเก็บน้ำตัวอย่างในทุก 10 เมตร และหมุนเวียนน้ำในระบบที่ได้สร้างขึ้นเพื่อรักษาสภาพของระบบ โดยมีอัตราการไหลของน้ำ 25.14 L/hr และได้เลือกใช้เมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนให้กับระบบ เนื่องจากสะดวกในการเติมเข้าสู่ระบบโดยตรง โดยทำจุดเติมเมธานอลให้กับระบบบริเวณท่อส่วนต้นที่ความยาว 30 เซนติเมตรและใช้ peristaltic pump เติมเมธานอล ในอัตราไหล 4.5 ml/hr

หลังจากนั้นได้ทำการทดสอบปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ (D.O.) ในส่วนต่างๆ ของระบบบำบัดไนเตรท โดยทำการเก็บผลวันเว้นวัน ซึ่งผลของการทดสอบ D.O. ในส่วนต่างๆ ของระบบทั้ง 7 ครั้ง พบว่า D.O. โดยเฉลี่ยในตำแหน่ง IN มีค่าเท่ากับ 6.15 mg/L เมื่อผ่านเข้าระบบแล้วปริมาณ D.O. โดยเฉลี่ย เท่ากับ 2.70, 2.19, 1.68, 1.50 mg/L ที่ตำแหน่ง 10, 20, 30, 40 เมตร ตามลำดับ และลดลงเหลือ 1.16 mg/L ในจุดที่น้ำออกจากระบบ (ภาพที่ 4-7, ข้อมูลแสดงในภาคผนวก จ)

แสดงให้เห็นว่าระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นสามารถลดปริมาณออกซิเจนให้อยู่ในช่วงที่เหมาะสมต่อการเกิด Denitrification ซึ่ง Turk (1996) ได้กล่าวไว้ว่าการเกิดปฏิกิริยา



ภาพที่ 4-7 ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำในส่วนต่างๆ ของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้ Super bioball เป็นวัสดุกรอง ซึ่งระบบมีความยาว 50 เมตร มีจุดเก็บตัวอย่างน้ำทุก 10 เมตร
(IN = น้ำในถังทดสอบก่อนเข้าระบบ OUT = น้ำที่ผ่านออกจากระบบ)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ดีไนตริฟิเคชั่น จะสามารถเกิดขึ้นได้เมื่อออกซิเจนที่ละลายน้ำมีค่าต่ำกว่า 1.5 mg/L และจะสามารถเกิดปฏิกิริยาได้ดีถ้ามีปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำต่ำกว่า 1.2 mg/L

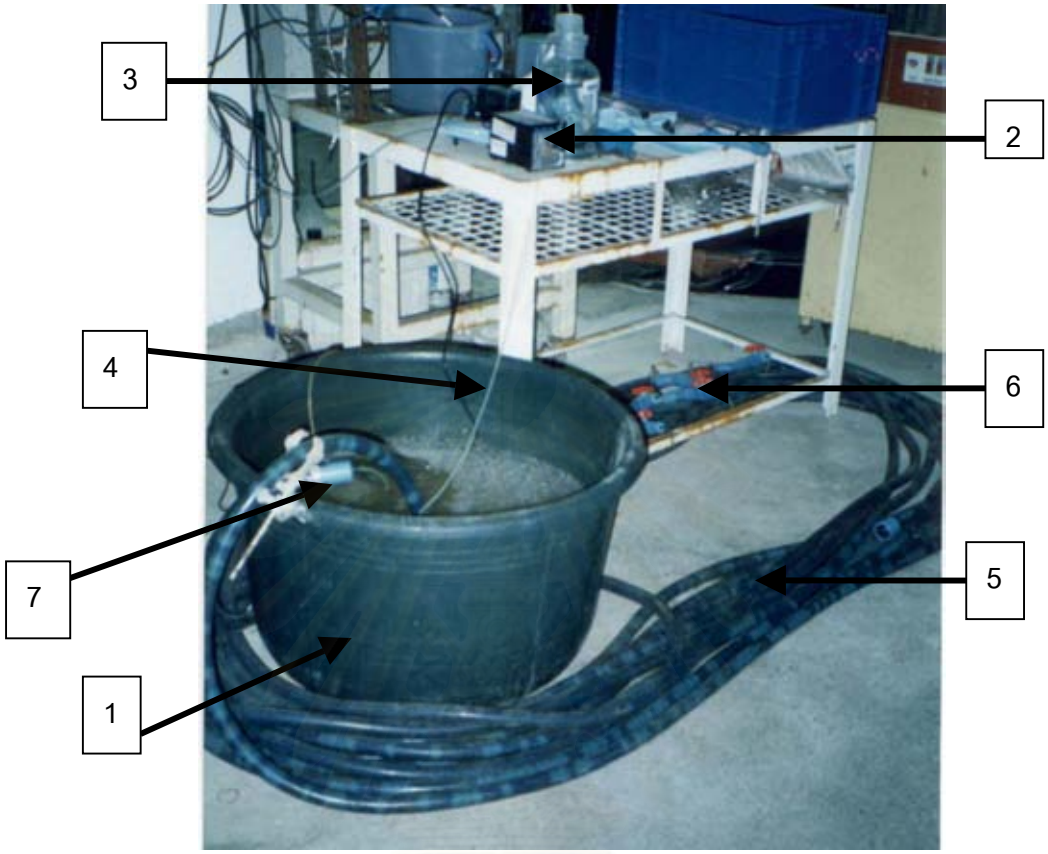
ในงานวิจัยนี้ได้เลือกใช้เมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอน เนื่องจากสะดวกในการเติมเข้าสู่ระบบโดยตรงและมีราคาถูก ซึ่งสอดคล้องกับคำอธิบายของ McCarty *et.al.*, (1996) ที่กล่าวไว้ว่าเมธานอลเป็นแหล่งคาร์บอนที่สิ้นเปลืองน้อยที่สุดเมื่อเทียบกับการใช้กลูโคส อะซีโตน หรือกรดอะซิติคเป็นแหล่งคาร์บอน และเมธานอลมักถูกเลือกใช้เป็นแหล่งคาร์บอนเพราะสามารถละลายได้ง่ายในน้ำทะเลและสนับสนุนให้เกิดดีไนตริฟายอิ้งแบคทีเรีย

4.4 การทดสอบระบบบำบัดไนเตรทโดยใช้น้ำเสียเทียมที่มีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรท 100 ppm

จากผลการทดลองในหัวข้อ 4.3 พบว่าระบบบำบัดไนเตรทที่สร้างขึ้นสามารถลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ ทำให้เกิดสภาพที่เหมาะกับการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่นได้ จึงทำการทดสอบประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรทของระบบ โดยการเตรียมน้ำเสียเทียมซึ่งเป็นน้ำทะเลที่มีความเค็ม 30 ppt และมีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรท 100 ppm (ภาคผนวก ฉ) เติมลงในถังทดสอบ และหมุนเวียนน้ำจากถังทดสอบเข้าสู่ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นด้วยปั๊มน้ำ ในอัตราการไหลของน้ำเท่ากับ 25.14 L/hr และทำการเติมแหล่งคาร์บอนโดย peristaltic pump ในอัตราการไหล 4.5 มิลลิลิตร/ชั่วโมง (ภาพที่ 4-8) จากนั้นจึงวัดปริมาณความเข้มข้นของแอมโมเนีย (NH_3) ไนไตรท์ (NO_2^-) และ ไนเตรท (NO_3^-) ในทุกตำแหน่งของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว

4.4.1 ปริมาณแอมโมเนีย (NH_3-N) (ภาพที่ 4-9, ภาคผนวก ช ตารางที่ 1)

ในวันแรกของการเติมน้ำเสียเทียม ไม่ได้ทำการวัดปริมาณแอมโมเนียและได้วัดครั้งแรกในวันที่ 2 พบว่า ความเข้มข้นของแอมโมเนียต่ำมากในทุกตำแหน่งของระบบ ในวันถัดมาพบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียในทุกตำแหน่งเพิ่มขึ้นจากการวัดครั้งแรก โดยเพิ่มขึ้นสูงสุดที่ตำแหน่ง 20 เมตร มีค่าเท่ากับ 1.13 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร ที่ตำแหน่ง IN และได้ลดลงเหลือ 0.49 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร ที่ตำแหน่ง OUT จากนั้นได้ทำการวัดในวันต่อมา พบว่าที่ตำแหน่ง IN เท่ากับ 0 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร และเพิ่มสูงขึ้นโดยเพิ่มสูงสุดเท่ากับ 14.45 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร ที่ตำแหน่ง 30 เมตร และลด



ภาพที่ 4-8 แสดงการทดลองระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้ Bioball เป็นวัสดุกรอง กับน้ำเสียเทียมที่มีความเข้มข้นของไนเตรท 100 ppm

(1) ถังทดสอบ บรรจุน้ำเสียเทียม ความเค็ม 30 ppt ที่มีปริมาณไนเตรท 100 ppm

(2) Peristaltic pump

(3) ขวดบรรจุเมธานอล

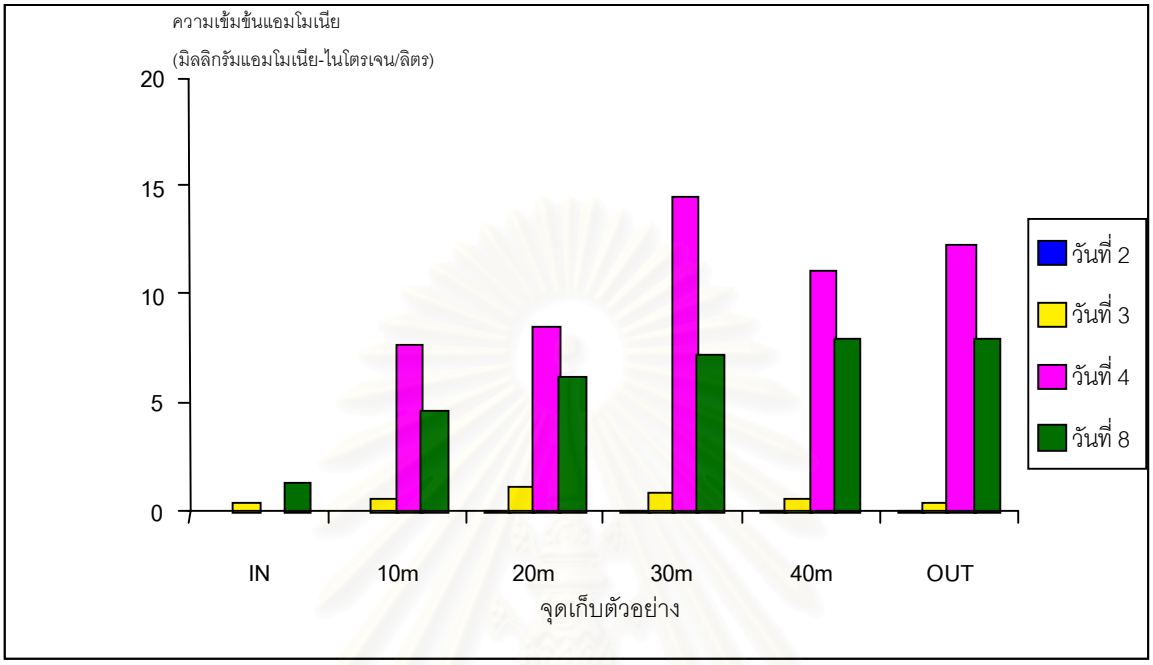
(4) สายยางขนาดเล็กที่ใช้เติมเมธานอลให้กับระบบ

(5) ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ใช้ Bioball เป็นวัสดุกรอง

(6) จุดเก็บน้ำตัวอย่าง

(7) ทางน้ำออกจากระบบบำบัด

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 4-9 ความเข้มข้นของแอมโมเนียในระบบท่อยาวเมื่อทดลองโดยใช้น้ำเสียเทียม

หมายเหตุ - วันที่ 2 ความเข้มข้นของแอมโมเนียในทุกตำแหน่งมีค่าต่ำมาก

- วันที่ 4 ความเข้มข้นของแอมโมเนียที่ตำแหน่ง IN เท่ากับ 0 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร

(ข้อมูลแสดงในภาคผนวก ง ตารางที่ 1)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ลงเหลือ 11.088, 12.929 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร ที่ตำแหน่ง 40 และ OUT ตามลำดับ

หลังจากนั้นทำการวัดครั้งสุดท้ายในวันที่ 8 พบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียลดลงโดยที่ตำแหน่ง IN มีค่าเท่ากับ 1.27 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร และเพิ่มสูงขึ้นภายในระบบท่อยาวเช่นเดียวกัน และเมื่อผ่านระบบแล้วปริมาณความเข้มข้นของแอมโมเนียที่ตำแหน่ง OUT มีค่าเท่ากับ 8.01 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร

4.4.2 **ปริมาณไนไตรท์** (NO_2^-) (ภาพที่ 4-10, ภาคผนวก ช ตารางที่ 2)

ทำการวัดความเข้มข้นของไนไตรท์ครั้งแรก ในวันที่เติมน้ำเสียเทียม พบว่าในทุกตำแหน่งมีค่าเท่ากับ 0 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร และเมื่อทำการวัดในวันถัดมา พบว่าความเข้มข้นของไนไตรท์เพิ่มขึ้นในทุกตำแหน่งของระบบ

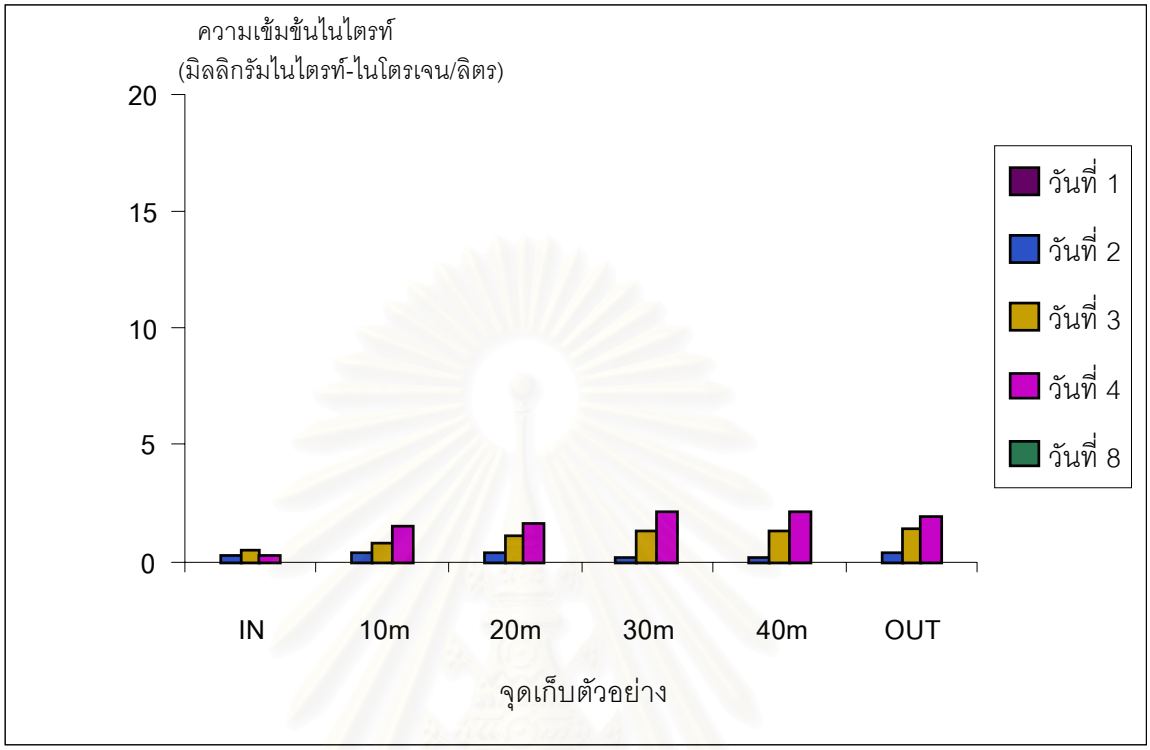
หลังจากนั้นจึงทำการวัดครั้งที่ 3 ในวัดถัดมา พบว่าความเข้มข้นของไนไตรท์เพิ่มขึ้นจากเดิมในทุกตำแหน่ง และเพิ่มขึ้นสูงขึ้นภายในระบบท่อยาวตามลำดับ เมื่อทำการวัดในวันที่ 4 พบว่า ความเข้มข้นของไนไตรท์ได้เพิ่มขึ้นจากเดิม โดยสูงสุดที่ตำแหน่ง 30 เมตร

ได้ทำการวัดอีกครั้งในวันที่ 8 พบว่า ความเข้มข้นของไนไตรท์ลดลงเท่ากับ 0 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร ในทุกตำแหน่งของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่ได้สร้างขึ้น

4.4.3 **ปริมาณไนเตรท** (NO_3^-) (ภาพที่ 4-11, ภาคผนวก ช ตารางที่ 3)

ในวันแรกที่เติมน้ำเสียเทียม วัดความเข้มข้นของไนเตรทโดยเฉลี่ยในทุกตำแหน่งของระบบท่อยาว มีค่าเท่ากับ 145.44 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร ในวันถัดมาจึงทำการวัดในวันที่ 2 พบว่าความเข้มข้นของไนเตรทลดลงจากวันแรกในทุกตำแหน่ง โดยลดลงต่ำสุดที่ตำแหน่ง 30 เมตร มีค่าเท่ากับ 20.36 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร จากนั้นจึงทำการวัดอีกครั้งในวันถัดมา พบว่าความเข้มข้นของไนเตรทลดลงเล็กน้อย และลดลงต่ำสุดที่ 40 เมตร เหลือเท่ากับ 19.48 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร

ในวันถัดมาพบว่าความเข้มข้นของไนเตรทลดลงในทุกตำแหน่งของระบบท่อยาว และลดลงต่ำสุดเหลือ 12.86 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร ที่ตำแหน่ง 40 เมตร จากนั้นเป็นเวลา 4 วันจึงทำการวัดครั้งสุดท้าย พบว่า ความเข้มข้นของไนเตรทก่อนเข้าระบบลดลงจากเดิมเหลือ 7.10 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร และลดลงต่ำสุดที่ 20 เมตร เหลือ 1.11 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร และเพิ่มขึ้นเล็กน้อยภายในระบบท่อยาว แต่เมื่อออกจากระบบ วัดความเข้มข้นของไนเตรทได้ 2.98 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร

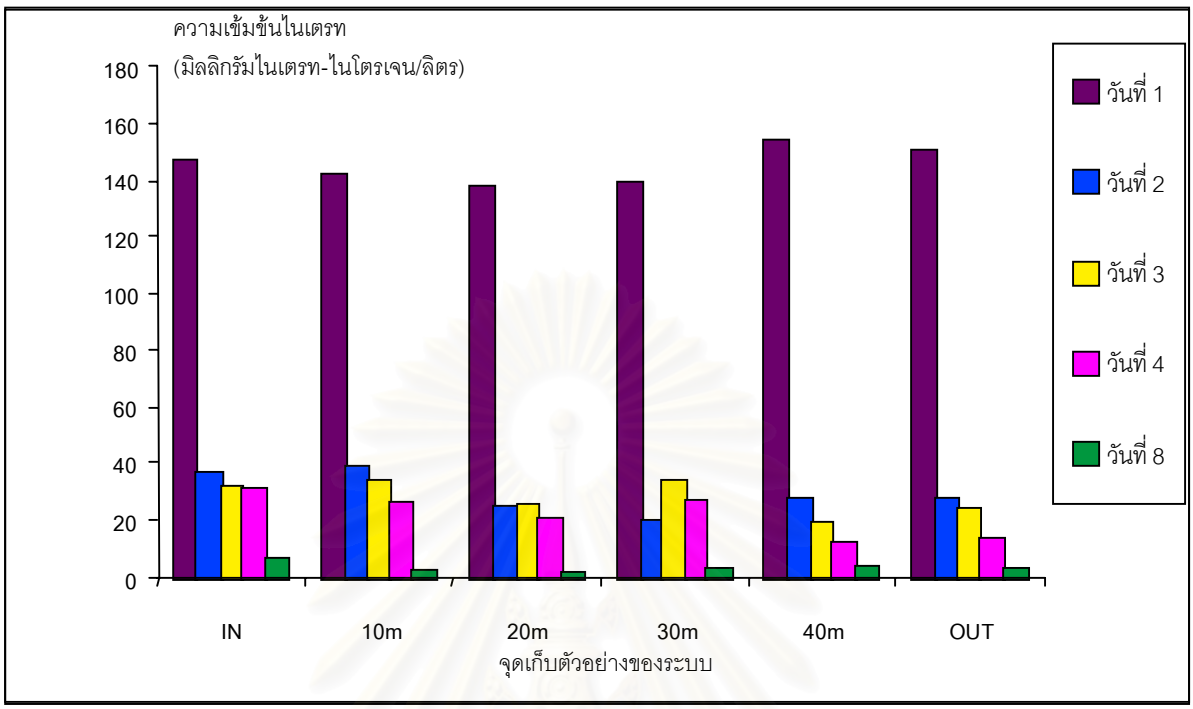


ภาพที่ 4-10 **ความเข้มข้นของไนไตรท์ในระบบท่อยาวเมื่อทดลองโดยใช้น้ำเสียเทียม**

หมายเหตุ - วันที่ 1 และวันที่ 8 ความเข้มข้นของไนไตรท์ในทุกตำแหน่งมีค่าเท่ากับ 0 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร

(ข้อมูลแสดงในภาคผนวก ง ตารางที่ 2)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 4-11 ความเข้มข้นของไนเตรทในระบบท่อยาวเมื่อทดลองโดยใช้น้ำเสียเทียม

หมายเหตุ ความเข้มข้นของไนเตรทลดลงจาก 150 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร เหลือต่ำกว่า 10 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร ภายในเวลา 8 วัน (ข้อมูลแสดงในภาคผนวก ง ตารางที่ 3)

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

จะเห็นได้ว่าเมื่อทำการผ่านน้ำเสียเทียมที่มีความเข้มข้นของไนเตรท 100 ppm เข้าไปในบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวเป็นเวลา 8 วัน พบว่าระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นสามารถลดความเข้มข้นของไนเตรทลงจาก 145.4 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร เหลือ 2.9 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร ภายในเวลา 8 วัน ส่วนความเข้มข้นของไนไตรท์ พบว่า มีค่าเพิ่มขึ้นตามลำดับความยาวระบบในระหว่างวันที่ 2 ถึงวันที่ 4 และได้ลดลงเหลือ 0 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร ในวันที่ 8 ในส่วนของความเข้มข้นของแอมโมเนีย พบว่า มีค่าเพิ่มขึ้นจากเดิมตามลำดับของความยาวระบบ ซึ่งจากผลการทดลองทั้งหมดดังกล่าว แสดงให้เห็นว่าระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวสามารถลดปริมาณไนเตรทได้ภายในเวลา 8 วัน โดยอาจเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นแบบไม่สมบูรณ์ขึ้น ทำให้เกิดปฏิกิริยาย้อนกลับโดยมีการเปลี่ยนไนเตรทบางส่วนกลับมาเป็นแอมโมเนีย จึงทำให้ความเข้มข้นของแอมโมเนียเพิ่มขึ้นจากเดิม ซึ่งการทดลองนี้ได้ทำการติดตั้งระบบบำบัดเข้าโดยตรงกับถังทดสอบซึ่งมีการพ่นอากาศตลอดเวลา และไม่มีการผ่านน้ำที่ได้รับการบำบัดจากระบบลงสู่บ่อพัก จึงอาจเป็นไปได้ว่าระบบมี retention time น้อยเกินไป จึงทำให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นแบบไม่สมบูรณ์ขึ้น ซึ่งสอดคล้องกับการทดลองของสิริ ทุกข์วินาศ และชนินทร์ แสงรุ่งเรือง (2541) ที่ได้อภิปรายในการทดลองระบบบำบัดน้ำโดยใช้แบคทีเรียแบบใช้อากาศและไม่ใช้อากาศกับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำไว้ว่าประสิทธิภาพของระบบที่ไม่ใช้ออกซิเจนยังไม่ดีเพียงพอที่จะเปลี่ยนไนเตรทให้เป็นแก๊สไนโตรเจนได้อย่างสมบูรณ์ เนื่องจากการให้เวลาในการเกิดปฏิกิริยาน้อยเกินไป

แต่เมื่อทำการเทียบปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทที่ลดลงของการวิจัยครั้งนี้ถือว่าปฏิกิริยาแบบย้อนกลับของกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นแบบไม่สมบูรณ์ที่เกิดขึ้นนั้นน้อยมาก ซึ่งการลดลงของไนเตรทอาจเกิดขึ้นได้จากการถูกเปลี่ยนไปเป็นแก๊สไนโตรเจนบางส่วน บางส่วนถูกเปลี่ยนไปเป็นมวลชีวภาพของแบคทีเรียซึ่งพบว่ามี Sludge เกิดขึ้นในบริเวณก้นถังทดสอบ และบางส่วนอาจเกิดปฏิกิริยาย้อนกลับมาเป็นแอมโมเนีย

4.5 การทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวโดยใช้น้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมสูง

ทำการทดลองในระยะเวลาทั้งหมด 64 วัน โดยวันที่ 1-24 ทำการทดลองโดยไม่เติมแหล่งคาร์บอน (เมธานอล) ให้กับระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว และทำการวัดค่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ แอมโมเนีย ไนไตรท์ และ ไนเตรท ทั้งหมด 7 ครั้ง ในวันที่ 1, 7, 9, 14, 16, 21, และ 24

ส่วนในวันที่ 25-50 ทำการทดลองโดยเติมเมธานอลให้กับระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวโดยใช้ Peristaltic pump ด้วยอัตราการไหล 4.5 มิลลิลิตร/ชั่วโมง เป็นระยะเวลารวม 26 วัน และทำการวัดค่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ แอมโมเนีย ไนไตรท์ และ ไนเตรท ทั้งหมด 8 ครั้ง ในวันที่ 32, 33, 34, 38, 40, 43, 48, 50

ต่อมาในวันที่ 51-64 หยุดเติมเมธานอลให้กับระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว ซึ่งเป็นเวลาทั้งหมด 14 วัน และทำการวัดค่าปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ แอมโมเนีย ไนไตรท์ และ ไนเตรท ทั้งหมด 2 ครั้ง ในวันที่ 60,64

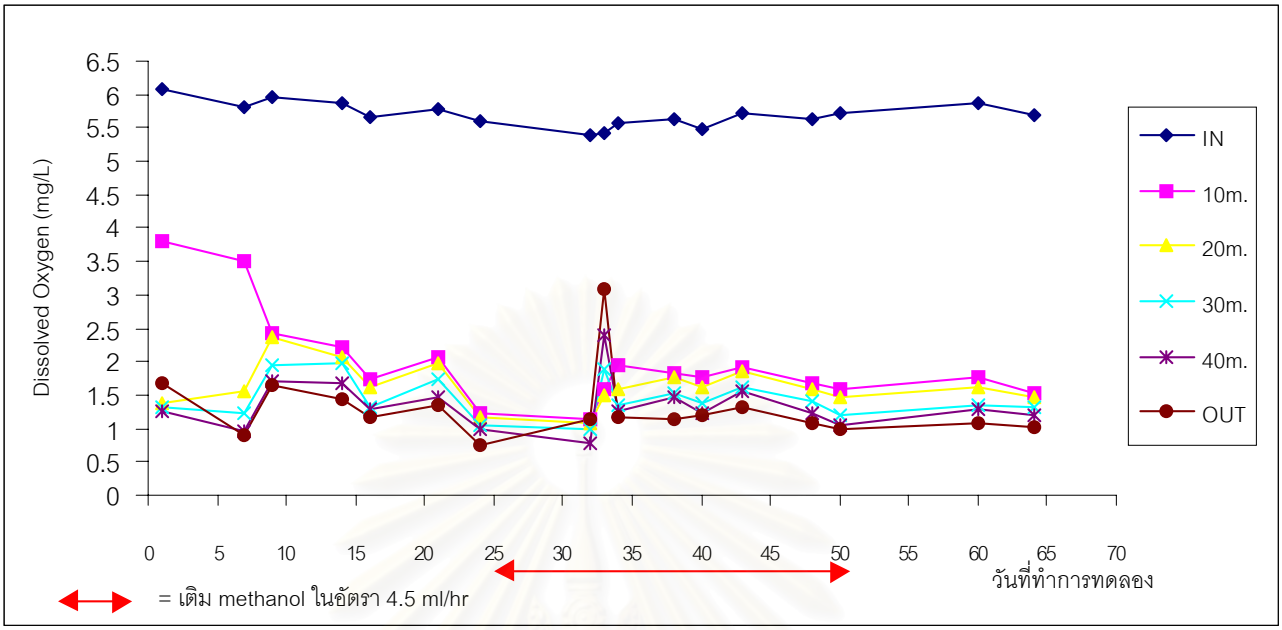
ซึ่งในการทดลองดังกล่าวมีผลการทดลองดังต่อไปนี้

4.5.1 **ปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ** (Dissolved Oxygen; D.O.) (ภาพที่ 4-12, ข้อมูลแสดงในภาคผนวก ซ ตารางที่ 1)

พบว่าโดยรวมแล้ว D.O. ในวันที่ 1-24 ที่ทำการทดลองโดยไม่เติมแหล่งคาร์บอน (เมธานอล) ให้กับระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว เป็นเวลา 24 วัน มีการลดลงของออกซิเจนตามความยาวระบบ กล่าวคือ ระบบบำบัดสามารถลด D.O. โดยเฉลี่ยจาก 5.83 มิลลิกรัม/ลิตร ที่ตำแหน่ง IN เหลือ 1.28 มิลลิกรัม/ลิตร ที่ตำแหน่ง OUT และ ค่า D.O. ภายในระบบมีค่าลดลงตามความยาวของระบบ โดยมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 2.42, 1.74, 1.51, 1.33 มิลลิกรัม/ลิตร ที่ตำแหน่ง 10, 20, 30, 40 เมตร ตามลำดับ

ส่วนในวันที่ 25-50 ซึ่งเป็นการทดลองโดยเติมเมธานอลให้กับระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว โดยใช้ Peristaltic pump ด้วยอัตราการไหล 4.5 มิลลิลิตร/ชั่วโมง เป็นระยะเวลา 26 วัน พบว่าโดยรวมแล้วระบบสามารถลด D.O. โดยเฉลี่ยจาก 5.57 มิลลิกรัม/ลิตร ก่อนเข้าระบบ และเมื่อผ่านระบบแล้วจะลดลงเหลือ 1.68, 1.56, 1.42 และ 1.38 มิลลิกรัม/ลิตร ที่ตำแหน่ง 10, 20, 30 และ 40 เมตร ภายในระบบตามลำดับ และเมื่อออกจากระบบบำบัดแล้ววัดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำได้เท่ากับ 1.39 มิลลิกรัม/ลิตร

และในวันที่ 51-64 ที่ได้หยุดเติมเมธานอลให้กับระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวซึ่งเป็นเวลา ทั้งหมด 14 วัน พบว่า D.O. โดยเฉลี่ยลดลงจาก 5.78 มิลลิกรัม/ลิตร ก่อนเข้าระบบ และเมื่อผ่านระบบแล้วจะลดลงเหลือ 1.65, 1.55, 1.33 และ 1.24 มิลลิกรัม/ลิตร ที่ตำแหน่ง 10, 20, 30 และ 40 เมตร ตามลำดับ และเหลือเท่ากับ 1.05 มิลลิกรัม/ลิตร ที่ตำแหน่งน้ำออก (Output)



ภาพที่ 4-12 **แสดง** Dissolved Oxygen **ตามความยาวของระบบตั้งแต่จุดน้ำเข้า** (IN) **ระยะ** 10, 20, 30, 40 **เมตร และจุดน้ำออก** (OUT) **ที่ระยะ** 50 **เมตร เมื่อทดลองกับน้ำจากบ่อกุ้ง**

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

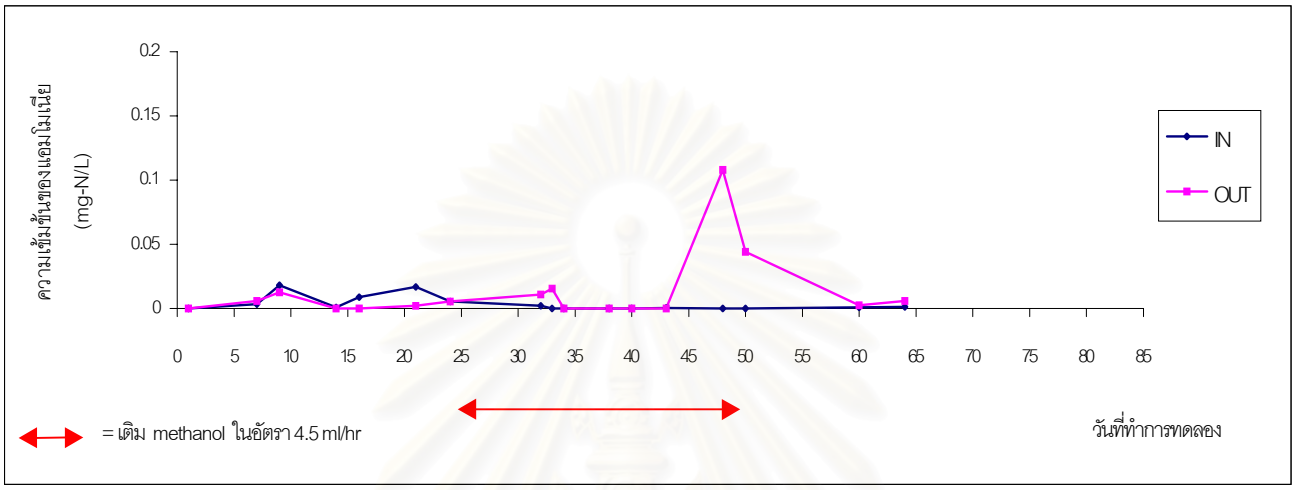
4.5.2 **ปริมาณความเข้มข้นของแอมโมเนีย** (ภาพที่ 4-13, ภาคผนวก ซ ตารางที่ 2)

เมื่อทดลองระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวกับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูง โดยไม่เติมเมธานอลในวันที่ 1-24 พบว่า ในวันแรกความเข้มข้นของแอมโมเนียในทุกตำแหน่งมีค่าเท่ากับ 0 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร จากนั้นความเข้มข้นแอมโมเนียได้เพิ่มสูงขึ้นภายในระบบตามความยาวระบบ โดยพบว่าความเข้มข้นของแอมโมเนียเพิ่มสูงสุดที่ตำแหน่ง 20 เมตร ในวันที่ 9 ซึ่งมีค่าเท่ากับ 0.036 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร และเริ่มลดลงก่อนออกจากระบบ แต่ความเข้มข้นของแอมโมเนียที่เพิ่มขึ้นในแต่ละตำแหน่งภายในช่วงที่ทำการทดลองโดยไม่เติมเมธานอลมีค่าไม่เกิน 0.04 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร (ผลการทดลองแสดงในภาพที่ 4-14(ก))

จากนั้นได้ทำการทดลองโดยเติมเมธานอลในอัตราไหล 4.5 ml/hr ให้กับระบบในวันที่ 25-50 พบว่า ความเข้มข้นของแอมโมเนียได้เพิ่มสูงขึ้นเมื่อเข้าสู่ภายในระบบและเพิ่มสูงขึ้นกว่าเดิมเมื่อเทียบกับผลการทดลองที่ไม่เติมเมธานอล โดยมีค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียสูงสุดเท่ากับ 0.088 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร ในวันที่ 48 (ผลการทดลองแสดงในภาพที่ 4-14(ข))

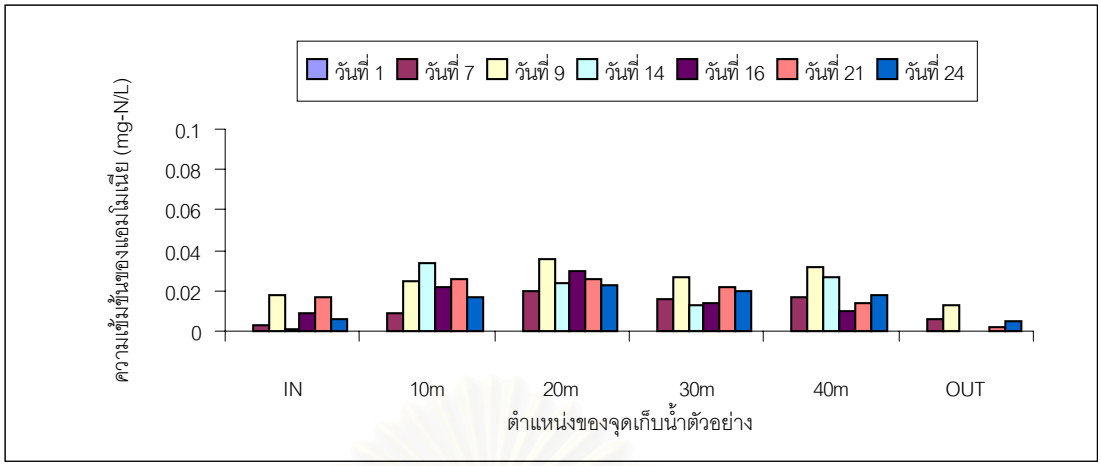
หลังจากหยุดเติมเมธานอลในวันที่ 51 และได้ทำการวัดความเข้มข้นของแอมโมเนียในวันที่ 60 และ 64 พบว่า ความเข้มข้นของแอมโมเนียโดยรวมลดลง เหลือไม่เกิน 0.025 มิลลิกรัมแอมโมเนีย-ไนโตรเจน/ลิตร แต่ความเข้มข้นของแอมโมเนียภายในระบบมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นจากตำแหน่ง In ถึงตำแหน่ง 20 เมตร และลดลงก่อนที่จะออกจากระบบเช่นเดียวกับผลการทดลองก่อนเติมเมธานอล (ผลการทดลองแสดงในภาพที่ 4-14(ค)) และเมื่อพิจารณาความเข้มข้นของแอมโมเนียเฉพาะตำแหน่ง IN และ OUT พบว่า ความเข้มข้นของแอมโมเนียก่อนและหลังเข้าระบบมีการเปลี่ยนแปลงน้อยมาก และพบว่าในวันที่ 48 และ 50 ความเข้มข้นของแอมโมเนียเมื่อผ่านเข้าระบบแล้วมีค่าเพิ่มขึ้นจากตำแหน่ง IN

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

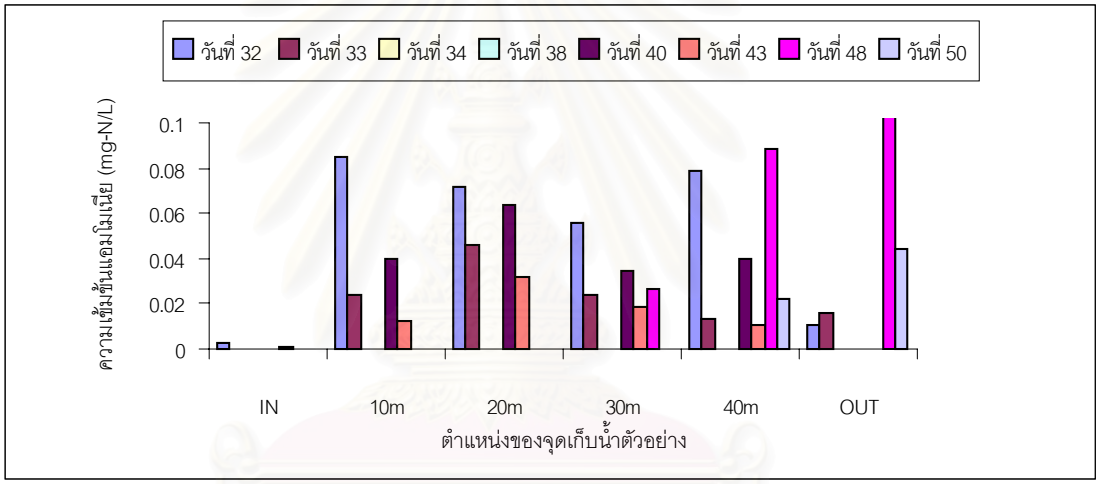


ภาพที่ 4-13 ความเข้มข้นของแอมโมเนียของระบบท่อยาวเมื่อทดลองระบบกับน้ำจากบ่อกุ้ง

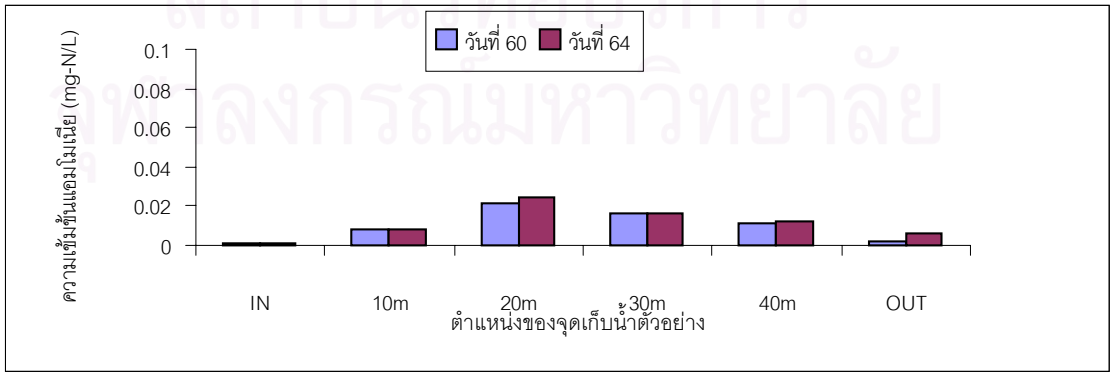
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 4-14 (ก) ความเข้มข้นของแอมโมเนียเมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวกับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมสูง <u>โดยไม่เติมเมธานอล</u>



ภาพที่ 4-14 (ข) ความเข้มข้นของแอมโมเนียเมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวกับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมสูง <u>โดยเติมเมธานอลในอัตรา 4.5 ml/hr</u>



ภาพที่ 4-14 (ค) ความเข้มข้นของแอมโมเนียเมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวกับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมสูง <u>หลังจากหยุดเติมเมธานอล</u>

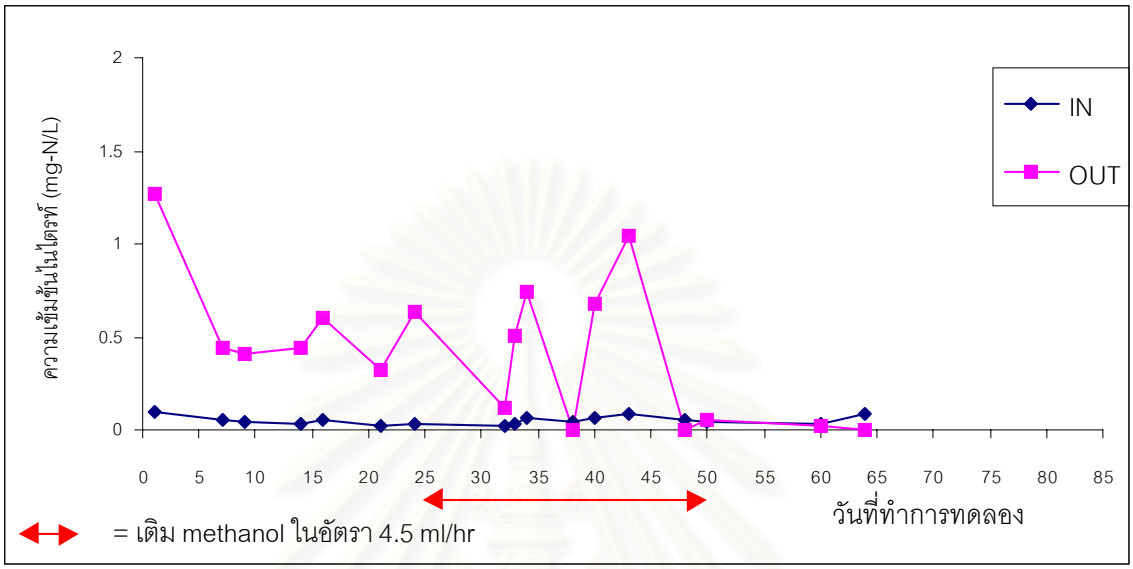
4.5.3 **ปริมาณความเข้มข้นของไนไตรท์** (ภาพที่ 4-15, ภาคผนวก ซ ตารางที่ 3)

ในวันที่ 1-24 ที่ทำการทดลองโดยไม่เติมแหล่งคาร์บอน (เมธานอล) ให้กับระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวนั้น พบว่าในวันที่ 1 ความเข้มข้นของไนไตรท์เพิ่มขึ้นสูงสุด ณ ตำแหน่ง OUT เท่ากับ 1.271 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร โดยมีการเพิ่มขึ้นตามลำดับความยาวระบบ (ผลการทดลองแสดงในภาพที่ 4-16 (ก))

ส่วนในวันที่ 25-50 ซึ่งเป็นการทดลองโดยเติมเมธานอลให้กับระบบ พบว่าความเข้มข้นของไนไตรท์ มีค่าเพิ่มขึ้นเมื่อผ่านระบบแล้ว โดยเริ่มเพิ่มขึ้นในวันที่ 34 จาก 0.062 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร เป็น 0.743 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร และได้มีค่าลดลงเมื่อผ่านระบบแล้วจนเหลือ 0 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร ในวันที่ 38 ของการทดลอง จากนั้นจึงได้เพิ่มขึ้นสูงสุดอีกครั้งในวันที่ 43 โดยพบว่ามีค่าเพิ่มขึ้นจาก 0.09 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร เป็น 1.05 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร หลังผ่านออกจากระบบ และมีค่าลดลงจนเหลือ 0 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร ณ วันที่ 48 ซึ่งจากผลการทดลองโดยรวมแสดงให้เห็นว่าความเข้มข้นของไนไตรท์มีการเพิ่มขึ้นตามความยาวระบบ โดยมีความเข้มข้นสูงสุดที่ตำแหน่ง 20 เมตร เท่ากับ 2.89 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร ในวันที่ 48 (ผลการทดลองแสดงในภาพที่ 4-16 (ข))

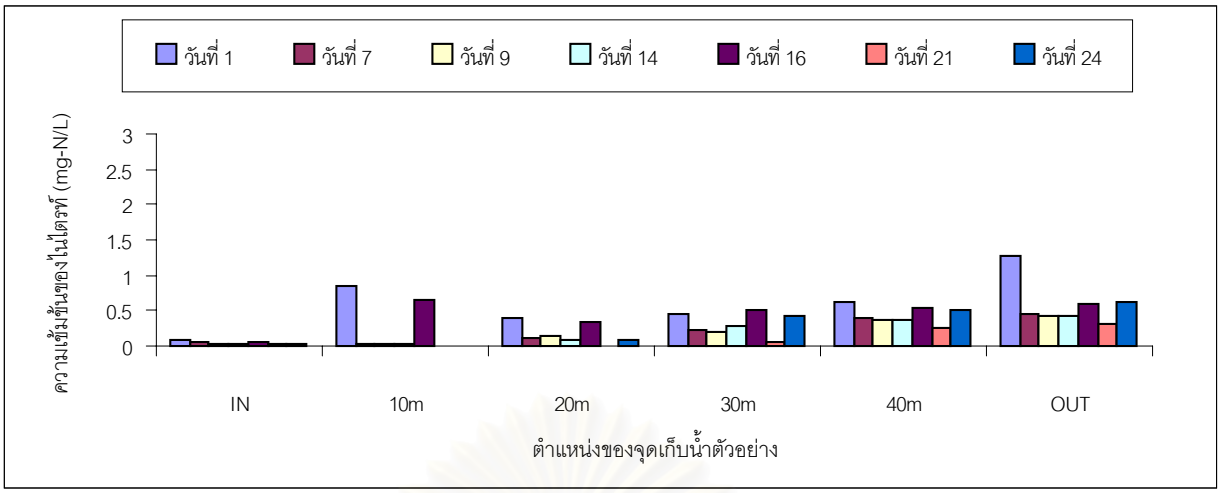
เมื่อหยุดเติมเมธานอลให้กับระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว ในวันที่ 51-64 พบว่า ในวันที่ 60 พบว่าความเข้มข้นของไนไตรท์มีแนวโน้มเพิ่มขึ้น โดยเพิ่มขึ้นในตำแหน่ง 20 เมตรแรกจาก 0.04 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร เป็น 2.66 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร และลดลงจนเหลือ 0.02 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร และได้ทำการวัดครั้งสุดท้ายในวันที่ 64 พบว่า ไนไตรท์มีการเพิ่มขึ้นสูงสุดเท่ากับ 2.12 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร ณ ตำแหน่ง 20 เมตร และลดลงเหลือ 0.002 มิลลิกรัมไนไตรท์-ไนโตรเจน/ลิตร เมื่อผ่านระบบแล้ว (ผลการทดลองแสดงในภาพที่ 4-16 (ค))

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

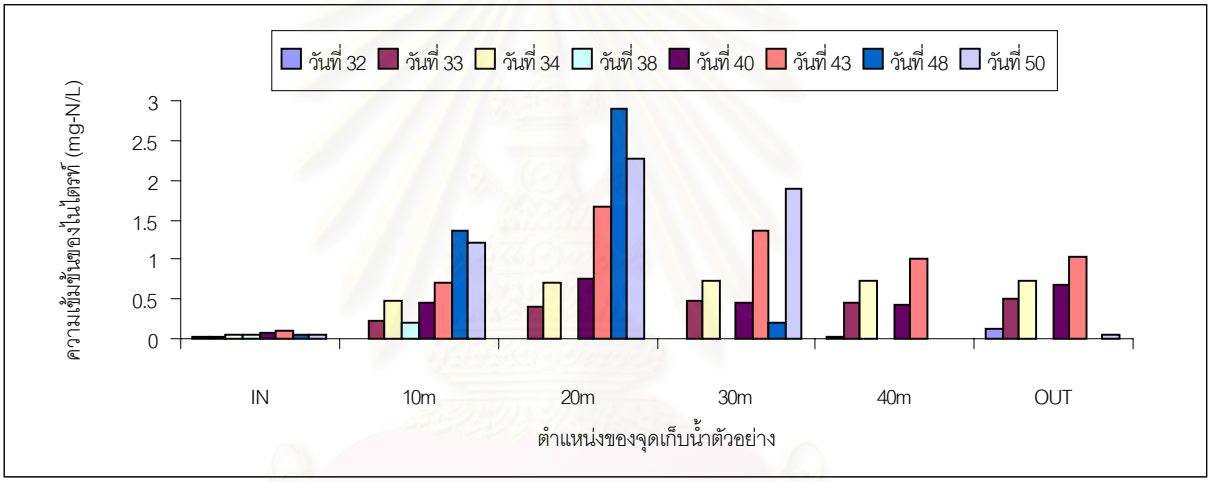


ภาพที่ 4-15 ความเข้มข้นของไนไตรท์ในระบบท่อยาว เมื่อทดลองระบบกับน้ำจากบ่อกุ้ง

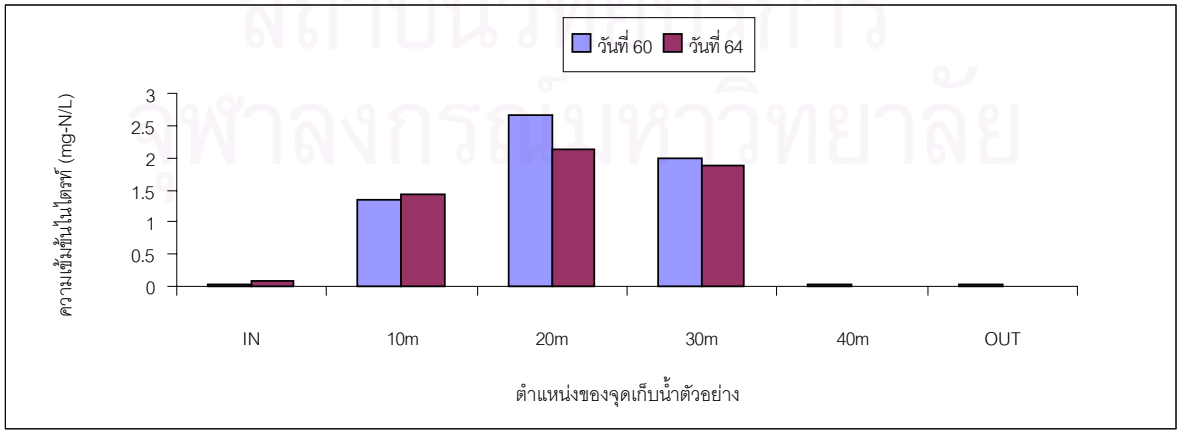
สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย



ภาพที่ 4-16 (ก) ความเข้มข้นของไนไตรท์เมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว กับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมสูง โดยไม่เติมเมธานอล



ภาพที่ 4-16 (ข) ความเข้มข้นของไนไตรท์เมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว กับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมสูง โดยเติมเมธานอลในอัตรา 4.5 ml/hr



ภาพที่ 4-16 (ค) ความเข้มข้นของไนไตรท์เมื่อทดสอบระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว กับน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมสูง หลังจากหยุดเติมเมธานอล

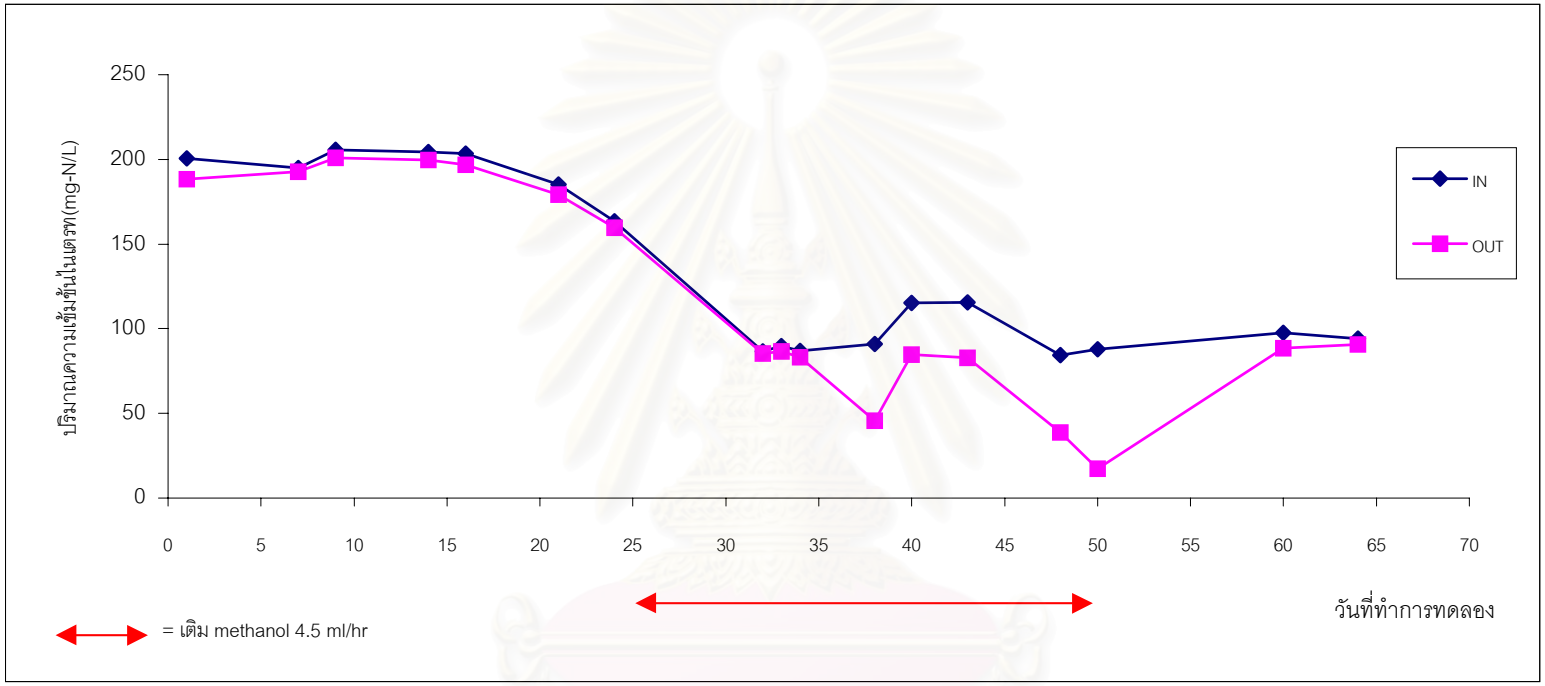
4.5.4 **ปริมาณความเข้มข้นของไนเตรท** (ภาพที่ 4-17, ภาคผนวก ซ ตารางที่ 4)

พบว่าในวันที่ 1-24 ที่ทำการทดลองโดยไม่เติมแหล่งคาร์บอน (เมธานอล) ให้กับระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวนั้น เมื่อน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณไนเตรทสะสมอยู่สูงผ่านระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นแล้ว ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำมีค่าลดลงจากเดิมเล็กน้อยเมื่อเทียบกันในแต่ละวัน แต่ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำโดยรวมตั้งแต่วันแรกที่เริ่มการทดลองได้ลดลงจาก 200.61 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร เหลือ 159.51 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตรในวันที่ 24 โดยคิดเป็นประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรทของระบบในแต่ละวันเมื่อไม่เติมเมธานอลเท่ากับ 2.96%

จากนั้นเมื่อเติมเมธานอลให้กับระบบตั้งแต่วันที่ 25-50 ซึ่งเป็นเวลาทั้งหมด 26 วัน พบว่าในช่วงแรกความเข้มข้นของไนเตรทในแต่ละวันเมื่อผ่านระบบแล้วมีการลดลงเพียงเล็กน้อย จนกระทั่งวันที่ 38 พบว่าความเข้มข้นของไนเตรทหลังจากผ่านเข้าระบบในแต่ละวันเริ่มลดลงอย่างเห็นได้ชัด โดยลดลงจาก 86.68 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร เหลือ 17.83 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร ซึ่งคิดประสิทธิภาพการบำบัดของระบบเมื่อเติมเมธานอลเท่ากับ 31.08%

หลังจากที่หยุดเติมเมธานอลให้กับระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวในวันที่ 51-64 พบว่าความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำในวันที่ 60 ซึ่งเป็นเวลา 10 วันหลังจากหยุดเติมเมธานอลมีค่าเพิ่มขึ้นเท่ากับ 97.73 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร ที่ตำแหน่ง IN แต่เมื่อผ่านเข้าระบบแล้ว ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำเหลือ 88.40 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร ที่ตำแหน่ง OUT และในวันที่ 64 พบว่าความเข้มข้นของไนเตรทในบ่อเลี้ยงมีปริมาณเพิ่มขึ้นเป็น 94.20 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร และลดลงเมื่อผ่านเข้าระบบแล้วเหลือเท่ากับ 90.75 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร และประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรทของระบบลดลงเหลือ 6.61%

จากผลการทดลองทั้งหมดจะเห็นได้ว่า เมื่อทำการพิจารณาความเข้มข้นของแอมโมเนีย ไนไตรท์ และไนเตรทแล้วพบว่า ค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียทั้งก่อนและหลังเข้าระบบใกล้เคียงกันในทั้งสามช่วงของการทดลอง และค่าความเข้มข้นของไนไตรท์มีการเพิ่มขึ้นในตำแหน่งน้ำออกทั้งสามช่วงของการทดลอง ส่วนความเข้มข้นของไนเตรท พบว่าช่วงที่ไม่ได้เติมเมธานอล หลังจากวันที่ 15 ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำโดยรวมเริ่มลดลงเล็กน้อย แต่ไม่แตกต่างกันมากเมื่อเทียบกันระหว่างตำแหน่งน้ำเข้าและน้ำออกในแต่ละวัน และเมื่อเติมเมธานอลในวันที่ 25 พบว่ามีการลดลงของความเข้มข้นไนเตรทโดยรวมอย่างเห็นได้ชัดใน 7



ภาพที่ 4-17 ความเข้มข้นของไนเตรทในระบบท่อยาวเมื่อทดลองระบบกับน้ำจากบ่อกุ้ง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

วันต่อมาและเริ่มมีการลดลงอย่างเห็นได้ชัดเมื่อเทียบกันระหว่างตำแหน่งน้ำเข้าและน้ำออกในแต่ละวันตั้งแต่วันที่ 38

หลังจากนั้นเมื่อทำการหยุดเติมเมธานอลพบว่าความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำตำแหน่งน้ำออกมีค่าใกล้เคียงกับตำแหน่งน้ำเข้า จากผลการทดลองแสดงให้เห็นว่าระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นสามารถบำบัดไนเตรทในน้ำบ่อจากเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทสะสมอยู่สูงได้โดยต้องมีการเติมแหล่งคาร์บอนเสริมให้กับระบบตลอดเวลา และอัตราการไหลของเมธานอลที่ได้เลือกใช้ (4.5 ml/hr) เป็นอัตราการไหลสูงสุดที่ไม่ทำให้น้ำในบ่อเกิดความขุ่น ซึ่งอาจยังไม่เพียงพอที่จะทำให้ประสิทธิภาพของระบบบำบัดเกิดขึ้นได้ดีที่สุด นอกจากนั้นยังอาจจะทำให้เกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่นแบบไม่สมบูรณ์ขึ้นเพราะมีการลดลงของไนเตรทโดยถูกรีดิวซ์ไปเป็นไนไตรท์แต่ไม่เปลี่ยนไปเป็นแก๊สไนโตรเจนทั้งหมดเนื่องจากพบว่าปริมาณแอมโมเนียมีการเพิ่มขึ้นเล็กน้อยเมื่อผ่านออกจากระบบแล้ว ซึ่งสอดคล้องกับคำอธิบายของ Culp และคณะ (1987) ว่าในกรณีที่แหล่งคาร์บอนไม่เพียงพอจะทำให้เกิดดีไนตริฟิเคชั่นที่ไม่สมบูรณ์ขึ้น แต่เนื่องจากการศึกษาระบบบำบัดแบบท่อยาวในครั้งนี้ทำการติดตั้งระบบโดยตรงกับบ่อเลี้ยงกุ้ง จึงไม่สามารถเพิ่มอัตราการไหลของเมธานอลให้สูงขึ้นได้ เนื่องจากอัตราการไหลของเมธานอลที่สูงขึ้นจะทำให้น้ำในบ่อเกิดความขุ่น ดังนั้นจึงควรมีการทำการศึกษาเพิ่มเติมต่อไป

นอกจากนี้ได้มีก๊าซซึ่งมีกลิ่นเหม็นคล้ายไข่เน่าเกิดขึ้นในระบบ ซึ่งคาดว่าอาจเกิด H_2S เกิดขึ้นในระบบบำบัดแบบท่อยาว ซึ่งอาจเกิดขึ้นจากการมีระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยามากเกินไป ซึ่งอาจเป็นเพราะระบบท่อยาวที่สร้างขึ้นมีความยาวเกินไป และเป็นไปตามที่ Turk (1996) ได้อธิบายไว้ว่า ปัจจัยที่จะทำให้เกิดไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ซึ่งเป็น by-product ที่เป็นพิษต่อสัตว์น้ำ เกิดจากการให้เวลาในการเกิดปฏิกิริยามากเกินไป ทำให้เกิดการรีดิวซ์ซัลเฟต (SO_4^{2-}) ในน้ำไปเป็นไฮโดรเจนซัลไฟด์ (H_2S) ซึ่งสามารถแก้ไขได้โดยลดความยาวของระบบบำบัดแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นเพื่อลดระยะเวลาในการเกิดปฏิกิริยาของระบบ

นอกจากนั้นควรทำบ่อพักน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วเพื่อลดปริมาณเมธานอลไม่ให้เหลือตกค้างเข้าสู่บ่อเลี้ยง โดยการพ่นอากาศลงในบ่อพักน้ำเพื่อให้เมธานอลระเหยออกไป และควรติดตั้งถังตกตะกอนเพื่อไม่ให้เกิดความขุ่นของน้ำในบ่อเลี้ยง เนื่องจากการเพิ่มขึ้นของมวลชีวภาพของแบคทีเรียซึ่งเกิดจากการเติมเมธานอลในอัตราที่เพิ่มขึ้น ทำให้สามารถเพิ่มปริมาณเมธานอลให้กับระบบเพื่อให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรทได้ดีขึ้น และสามารถเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่นแบบสมบูรณ์ได้

บทที่ 5

สรุปผลการทดลองและข้อเสนอแนะ

สรุปผลการทดลอง

1. การทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียตามธรรมชาติบนเปลือกหอย พบว่า แบคทีเรียตามธรรมชาติบนเปลือกหอยสามารถลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพโดย โดยมีอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียเท่ากับ 0.0653 มิลลิกรัมออกซิเจน/กรัมของเปลือกหอย/ชั่วโมง
2. ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นโดยใช้เปลือกหอยนางรมเป็นวัสดุกรองและไม่ได้เติมแหล่งคาร์บอนเสริม สามารถลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำได้ตามลำดับความยาวของระบบภายใน 10 ชั่วโมง โดยลดลงจาก 6.3 mg/L เหลือ 3.8 mg/L แต่ระบบเกิดอุดตันขึ้นภายหลังดำเนินการทดลองมาเป็นเวลา 2 สัปดาห์ เนื่องจากมีปริมาณแบคทีเรียเพิ่มมากขึ้นและไปเกาะบริเวณช่องว่างระหว่างเปลือกหอยทำให้การไหลเวียนของน้ำในระบบไม่ดีและอุดตันลงในที่สุด ประกอบกับขนาดของท่อพีวีซีที่ใช้มีเส้นผ่านศูนย์กลางเล็กรวมทั้งขนาดและรูปร่างของเปลือกหอยที่ทุบแล้วมีขนาดไม่เท่ากันและไม่สามารถควบคุมได้ จึงเปลี่ยนไปใช้วัสดุกรองทรงกลม (Bioball) แทน
3. การทดสอบอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนวัสดุกรองทรงกลมโดยสุ่มตัวอย่างมาทดสอบ ในช่วงแรกที่ยังไม่ทำการไม่เติมแหล่งคาร์บอนพบว่ามีอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียต่ำกว่าในการทดลองช่วงที่สองที่ทำการเติมแหล่งคาร์บอน (กลูโคส ความเข้มข้น 0.2 กรัม/ลิตร) โดยหลังจากเติมแหล่งคาร์บอนเสริมให้แล้ว อัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียมีค่าเพิ่มขึ้นประมาณ 5 เท่า และเมื่อเพิ่มความเข้มข้นของกลูโคสเป็น 1 กรัม/ลิตร พบว่า อัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียเพิ่มขึ้นจากเดิมประมาณ 30 เท่า และอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียเริ่มลดลงเมื่อเวลาผ่านไป แสดงให้เห็นว่าในการใช้ Bioball เป็นวัสดุกรองนั้น จำเป็นต้องมีการเติมแหล่งคาร์บอนเสริมให้กับแบคทีเรียอยู่ตลอดเวลา

4. ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวโดยใช้ Bioball เป็นวัสดุกรองที่สร้างขึ้นและเติมแหล่งคาร์บอนเสริม (เมธานอล) ให้กับระบบโดยติดตั้ง Peristaltic pump เพื่อเติมเมธานอลในอัตราไหล 4.5 ml/hr สามารถลดปริมาณออกซิเจนลงได้ตามลำดับของความยาวระบบ และสามารถลดปริมาณออกซิเจนให้ต่ำกว่า 1.5 mg/L ซึ่งเป็นระดับที่เหมาะสมต่อการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่นของแบคทีเรียได้
5. ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นสามารถลดความเข้มข้นของไนเตรทจากน้ำเสียเทียมที่มีความเข้มข้นของไนเตรทลงจาก 145.4 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร เหลือ 2.9 มิลลิกรัมไนเตรท-ไนโตรเจน/ลิตร ภายในเวลา 8 วัน และเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชั่นแบบไม่สมบูรณ์ขึ้น ทำให้เกิดปฏิกิริยาย้อนกลับโดยมีการเปลี่ยนไนเตรทและไนไตรท์กลับมาเป็นแอมโมเนียบางส่วน จึงทำให้มีปริมาณความเข้มข้นของแอมโมเนียเพิ่มขึ้นจากเดิมเล็กน้อยซึ่งการลดลงของไนเตรทอาจเกิดขึ้นได้จากการถูกเปลี่ยนไปเป็นแก๊สไนโตรเจนบางส่วน บางส่วนถูกเปลี่ยนไปเป็น Sludge ซึ่งพบเกิดขึ้นในบริเวณก้นถังทดสอบ และบางส่วนอาจเกิดปฏิกิริยาย้อนกลับมาเป็นแอมโมเนีย
6. ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้น สามารถบำบัดไนเตรทในน้ำบ่อจากเลี้ยงกุ้งที่มีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรทสะสมอยู่สูงได้ โดยต้องมีการเติมแหล่งคาร์บอนเสริมให้กับระบบตลอด โดยมีประสิทธิภาพในการบำบัดไนเตรทในช่วงที่ไม่เติมเมธานอลเท่ากับ 2.96% และเมื่อเติมเมธานอลจะมีประสิทธิภาพในการบำบัด 31.08% และพบว่าการเกิดปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชั่นแบบไม่สมบูรณ์ คาดว่าเกิดจากแหล่งคาร์บอนไม่เพียงพอ และเมื่อหยุดเติมเมธานอลพบว่า หลังจากหยุดเติมเมธานอลเป็นเวลา 10 วัน ความเข้มข้นของไนเตรทในน้ำมีค่าเพิ่มขึ้นจากเดิม และประสิทธิภาพการบำบัดไนเตรทของระบบลดลงเหลือ 6.61%
7. ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นสามารถใช้แบคทีเรียที่มีอยู่ตามธรรมชาติโดยไม่จำเป็นต้องเติมแบคทีเรียลงไป เนื่องจากได้เตรียมสภาพวัสดุกรองโดยการนำไปแช่ในน้ำจากบ่อเลี้ยงกุ้งซึ่งเคยติดตั้งระบบดีไนตริฟิเคชั่นมาก่อน และทำการเติมแหล่งคาร์บอน (กลูโคส) เพื่อเป็นการเพิ่มจำนวนของแบคทีเรียบนวัสดุกรอง
8. ระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวที่สร้างขึ้นสามารถลดต้นทุนในการบำบัดในส่วนที่เคยจำเป็นต้องใช้แก๊สไนโตรเจนซึ่งมีราคาแพงเพื่อลดปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำลงได้

ข้อเสนอแนะ

1. ควรมีการศึกษาเพิ่มเติมเกี่ยวกับอัตราการเติมแหล่งคาร์บอนที่เหมาะสมต่อระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาว และความยาวที่เหมาะสมของระบบ
2. ควรมีการติดตั้งถังพักน้ำที่ผ่านการบำบัดจากระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวก่อนที่จะทำการหมุนเวียนน้ำเข้าสู่บ่อเลี้ยง เพื่อลดปริมาณเมธานอลไม่ให้เหลือตกค้างเข้าสู่บ่อเลี้ยง โดยการพ่นอากาศลงในถังพักน้ำเพื่อให้เมธานอลระเหยออกไป
3. ควรมีการติดตั้งถังตกตะกอนเพิ่มเติม เพื่อกำจัดตะกอนที่เกิดจากการรวมตัวกันของมวลชีวภาพของแบคทีเรีย (floc) และลดปัญหาการก่อให้เกิดความขุ่นในบ่อเลี้ยง
4. สามารถนำระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวใช้ในการบำบัดคุณภาพน้ำของตู้เลี้ยงปลาทะเลหรือตู้แสดงพันธุ์ปลาทะเลได้
5. ควรมีการศึกษาเกี่ยวกับชนิดของวัสดุกรองอื่นเพิ่มเติม เพื่อลดต้นทุนในส่วนของวัสดุกรองของระบบบำบัดไนเตรทแบบท่อยาวให้มีราคาถูกยิ่งขึ้น ซึ่งจะทำให้มีความเป็นไปได้ในการนำไปใช้ปฏิบัติจริง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

เอกสารอ้างอิง

ภาษาไทย

กนกวรรณ ศุกรนันทน์. 2542. การศึกษาคุณภาพน้ำและการกำจัดไนเตรทด้วยกระบวนการไบโอโลจิคอลดีไนตริฟิเคชั่น ในพื้นที่โครงการสร้างป่าตาแนวพระราชดำริและป่าพันธุกรรมพืชจังหวัดนครราชสีมา. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

กิตติ เกษตรธรรม. 2535. การกำจัดไนเตรทจากน้ำด้วยกระบวนการออโตโทรฟิกดีไนตริฟิเคชั่นในถังกรองซัลเฟอร์-หินปูน. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ทัศนีย์ แซ่เตีย. 2530. การกำจัดไนโตรเจนด้วยระบบแอกติเวตเตดสลัดจ์แบบดีไนตริฟิเคชั่นเกิดทีหลัง. วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

ธัญญา พันธุ์ฤทธิ์ดำ. 2541. ระบบหมุนเวียนน้ำแบบปิดที่มีระบบดีไนตริฟิเคชั่นสำหรับการเลี้ยงกุ้งกุลาดำ (*Penaeus monodon*) วิทยานิพนธ์ปริญญาวิทยาศาสตรมหาบัณฑิต จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

มั่นสิน ตัณฑุลเวศม์. 2538. การกำจัดไนเตรทและฟอสฟอรัสในน้ำเสีย. เอกสารประกอบการอบรมการจัดการโครงการก่อสร้างระบบบำบัดน้ำเสีย วันที่ 15-25 สิงหาคม 2538 ฝ่ายการศึกษาต่อเนื่อง จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.

สรวิศ เผ่าทองศุข. 2541. การศึกษาคุณภาพสิ่งแวดล้อมในระบบการเลี้ยงกุ้งแบบพัฒนาในไทย. วารสารวาริชศาสตร์ 4(12) : 1-19.

สิริ ทุกข์วินาศ และชนินทร์ แสงรุ่งเรือง. 2541. การศึกษาวิจัยระบบบำบัดน้ำทิ้งจากบ่อเลี้ยงกุ้งกุลาดำแบบพัฒนาด้วยระบบ Bio-filter. วารสารการประมง 51(6) พฤศจิกายน-ธันวาคม 1998 : 535-540.

ภาษาอังกฤษ

AbuGhararah, Z.H. 1996. Biological denitrification of high nitrate water: Influence of type of carbon source and nitrate loading. Journal of Environmental Science and Health Part A-Environment and Engineering & Toxic and Hazardous substance central. 31:1651-1668.

Abeysinghe, D.H., Shanableh, A., Rigden, B. 1996. Biofilters for water reuse in aquaculture. Water Science and Technology. 34(11) :253-260.

Anderson, G.K. and Ibrahim, A.B. 1978. Treatment of High Nitrate Wastewater by Plastic Media Anaerobic Filters with Particular Reference to Latex Processing. Progess Water Technology.10 (May/June): 237-253.

Balderson, W.L. and Sieburth, J.M.1976. Nitrate removal in closed systems aquaculture by columnar denitrification. Applied and Environmental Microbiology,32(6) :808-818.

Bitton, G.1994. Wastewater microbiology. Wiley-liss,Inc. USA.

Culp, R.L.,G.M. Wesner, G.L.,1987. Handbook of Advanced Wastewater Treatment (2nd ed.). Van Nostrand Reinhold Co. New York , 628 p.

De Graaf, F.1964. Maintenance problems in large public aquaria. Archieves Neerlandaises de Zoologia.16:142-143.

Eppler D. and Eppler Al.1986. Innovative procedures for biological denitrification of groundwater. Wasserwirtschaft Co.76: 492-494.

Gordan G., Christopher J.C. 1998. Modeling of Nitrate and Bromate in seawater aquarium. Water Resource 32(6): 759-1768.

Gregory R. and Sheiham I. 1981. Biological fluidized bed denitrification of surface water. The economics of a remedy for nitrate in drinking water. In biological fluidized bed treatment of water and wastewater, edited by P.F. Cooper and B.Atkinson. Ellis Horwood, Chichester.

Hirayama, K.1966. Influences of nitrate accumulated in culturing water on *Octopus Vulgaris*. Bulletin of the Japanese Society of Science and Fishery 32: 105-111.

Hollow, J. and Czako L. 1987. Nitrate removal from drinking water in fluidized bed biological denitrification bioreactor. Acta Biotechnology. 7: 417-423.

Hopkins, J.S., Sandifer P.A. and Browdy C.L. 1994. Sludge management in intensive pond culture of shrimp: effect of management regime on water quality. Sludge characteristics nitrogen extinction, and shrimp product. Aquacultural Engineering 13:11-30.

Iwama, G.K.1991. Interactions between aquculture and the environment. Critical Reviews in Environmental Control.21(2):177-216.

Kaiser, H.,Moskwa,G. and Schmitz, O.1989. Growth of trout in a recirculated system with pH-stabilization by denitrification. Journal of the World Aquaculture Society.20(1): 46.

Knowler,R. 1982. Denitrification. Microbiological Review 46 (Jan 1982): 43-70.

Kugelman, I.J. and S. Van Gordon.1991. Water and energy recycling in closed aquaculture systems, Engineering aspects of intensive aquaculture:80-87 in Proceedings from the Aquaculture Symposium. Cornell University. Ithaca. New York.

Markmann, P.N.1982.Biological effects of effluents from Danish fish farms. In Alabaster, J.S. (ed.) Report of the EIFAC Workshop on Fish Farm Effluents . EIFAC Tech Pap.,41: 99-102.

Mattson J. and Linden O.1983. Benthic microfauna succession under mussel, *Mytilus edulis*, cultured on hanging long line, Sarsia, 68:97-102.

McCarty, P.L., Beck, L., and St. Amant, P.P. 1996. Biological denitrification of wastewater by addition of organic materials. Proc.24th Industrial waste conference. Purdue University.:1217-1285.

Meade, T.L.1974. The technology of closed system culture of salmonids. National Oceanographic and Atmospheric Administration. Sea Grant.Marine Technical Report 30. University of Rhode Island, Providence, Rhode Island, USA.

Meske, C.,1976. Fish culture in a recirculating system with water treatment by activated sludge., Advances in Aquculture. Fishing News Famham, UK. :527-531.

Menasveta, P., Aranyakanonda, P., Rungsupa, S., Moree, N.1989. Maturation and larviculture of *Peneaid* Prawns in closed recerculating seawater systems. Aquacultural Engineering 8:357-368.

Menasveta, P., Fast, A.W., Piyatiratitivorakul, S. Rungsupa, S.1991. An improved closed seawater recirculating maturation system for giant tiger prawn (*Penaeus monodon Fabricicus*) Aquacultural Engineering,10:172-181.

Menasveta, P., Panritdam, T., Sihanonth, P., Powtongsook, S., Chuntapa, B., Phillip Lee. 2001.Design and function of a closed, recirculating seawater system with denitrification for the biosecure culture of black tiger shrimp broodstock. Aquacultural Engineering (In press).

Millamena, O.M.1990. Organic pollution recirculating from excess feed and metabolite build-up; effect on *penaeus monodon* postlarvae. Aqaucultural Engineering 9:143-150.

Monteith, H.D. *et al.* 1980. Industrial waste carbon source for biological denitrification. Progress Water Technology. 12 :127-141.

Ning, Z.1996.Characteristics and digestibility of aquacultural sludge. Master's thesis. Department of Civil and Environmental Engineering, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana, USA.

Nurizzo, C. and Mezzanatte, V. 1992. Groundwater biodenitrification on sand fixed film reactor using sugars as organic source. Water Science and Technology. 26:827-831.

Otte, G. and Rosenthal, H.1979. Management of closed brackish-water system for high density fish culture by biological and chemical water treatment.Aquaculture.18: 169-181.

Pierce, R.H. and Week, J.M. 1993. Nitrate toxicity to five species of marine fish. Journal of the World Aquaculture Society 24(1): 105-107.

Richard, Y., Leprince, A., Martin, G., and Leblance, C.1980.Denitrification of water of Human consumption. Progress Water Technology 12:173-191.

Roy, A., Jaap, V.A.1995. Performance of a treatment system for inorganic nitrogen removal in intesive aquaculture system. Aquacultural Engineering14: 189-198.

Satapornvanit, K.1993. The Environment Impact of shrimp farm effluent, M.Sc.thesis, Asian Institute of Technology, 152 p.

Songsangjinda, P. and Tunvilai, D.1993. Pollution loading from an intensive tiger shrimp farm. Technical Paper No.15/1993. National Institute of Coastal Aqaucuture, Department of Fisheries 14 p.

Strickland, J.D.H and Parsons, T.R. 1972. 2nd edition. A Practice Handbook of Seawater Analysis. Fisheries Research board of Canada. Ottawa 310p.

Sumari, O.1982.A report on fish farm effluents in Finland. In report of the EIFAC Workshop on Fish-farm effluents.(Ed. By J.S. Alabaster) EIFAC Tech. Paper 41: 21-7.

Tookwinas, S. et al. 1994.Quality and quantity of discharged water from intensive marine shrimp farms at Kung Krabean Bay, Chantaburi Province, Eastern Thailand. In A.

Sanidvongs, W. Utomprukporn and M. Hungspreugs (EDS) Proceedings NRCT-JSPS joint seminar on Marine science. Songkhla.: 30-40.

Turk, P.L. 1996. Bacterial Bed. U.S.Patent. No. 5,556,536. (Sep 17, 1996).

U.S. EPA.1975.Process Design Manual for Nitrogen Control. Washington D.C.:Office of Technology Transfer.

Van Rijn, J. and Rivera, G.1990. Aerobic and anaerobic biofiltration in an aquaculture unit; Nitrite accumulation as a result of nitrification and denitrification. Aquacultural Engineering 9:217-234.

Wang, J.K.1990. Managing shrimp pond water to reduce discharge problems. Aquacultural Engineering 9:61-73.

Yanagita, T.1990. Natural Microbiology Communities: Ecological and Physiological Features. Tokyo Japan Scientific. Societies Press.

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ก.

ตารางที่ 1 แสดงค่า Dissolved oxygen (mg/L) ในการทดสอบหาอัตราการใช้ออกซิเจน ของแบคทีเรียบนเปลือกหอย 20 กรัม

ชั่วโมงที่	การทดลองครั้งที่1	การทดลองครั้งที่2	การทดลองครั้งที่3	การทดลองครั้งที่4
0	6.22	6.1	6.41	6.37
2	4.22	4.37	3.69	5.06
4	3.08	3.61	2.69	4.55
8	3.26	2.75	2.68	2.16
12	2.28	0.87	1.34	1.05
16	3.31	1.54	1.89	1.31
18	1.96	1.67	1.98	1.43
20	3.8	1.41	1.78	1.17
22	2.35	1.93	2.87	1.37
24	2.72	2.22	2.12	1.49

ตารางที่ 2 แสดงค่า Dissolved oxygen เฉลี่ย (mg/L) ในการทดสอบหาอัตราการใช้ออกซิเจน ของแบคทีเรียบนเปลือกหอย 20 กรัม

ชั่วโมงที่	D.O. เฉลี่ย	Std.
0	6.28	0.1425
2	4.34	0.5645
4	3.48	0.8054
8	2.71	0.4500
12	1.39	0.6273
16	2.01	0.8973
18	1.76	0.2617
20	2.04	1.1999
22	2.13	0.6360
24	2.14	0.5052

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ข

แสดงตัวอย่างการคำนวณอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอยจำนวน 20 กรัม

จากภาคผนวก ก ตารางที่ 2 ซึ่งแสดงค่า Dissolved Oxygen เฉลี่ยของการทดสอบหาอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบนเปลือกหอย จำนวน 20 กรัม นำมาคำนวณโดย

1. **เลือกข้อมูลของชั่วโมงที่** 0 – 12 **มาคำนวณทางสถิติ หา** Regression Statistics

Regression Statistics	
Multiple R	0.954884
R Square	0.911803
Adjusted R Square	0.882405
Standard Error	0.627564
Observations	5
Intercept	5.524568966
X Variable 1	-0.362801724

2. **จากผลการคำนวณทางสถิติของข้อมูลดังกล่าว จะพบว่า**

O_2 **ลดลง** 0.3628 mg/l/20 g of shell $\Rightarrow$ 0.02177 mgO_2/min/20 g of shell

$\Rightarrow$ 0.001088 mgO_2/min/g of shell

$\Rightarrow$ 0.0653 mgO_2/hr/g of shell

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ค.

แสดงการทดสอบใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบน Bioball

วันที่	ออกซิเจนลดลง (mgO_2/ one-Bioball/min)	ออกซิเจนลดลง (mgO_2/ one-Bioball/hr)	หมายเหตุ
4	3.92E-05	2.35E-03	
7	1.68E-04	1.01E-02	
10	5.20E-05	3.12E-03	
12	2.08E-04	1.25E-02	
14		0.00E+00	feed 0.2g/L
15	1.13E-03	6.78E-02	
16	8.22E-04	4.93E-02	
17	3.86E-04	2.32E-02	feed 0.2g/L
18	4.34E-04	2.60E-02	
20		0.00E+00	feed 1g/L
21	1.13E-03	6.78E-02	
23	5.93E-05	3.56E-03	feed 1g/L
25	1.72E-03	1.03E-01	
27	2.25E-04	1.35E-02	

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ง

แสดงตัวอย่างการคำนวณอัตราการใช้ออกซิเจนของแบคทีเรียบน Bioball

ตัวอย่าง : การทดลอง วัด oxygen consumption ของBioball ที่ให้สารอาหารแล้ว 7 วัน

time(min)	D.O.(mg/L)
3	7.61
4	7.61
5	7.58
6	7.58
7	7.51
8	7.51
9	7.51
10	7.55
11	7.5
12	7.49
13	7.44
14	7.48
15	7.43
16	7.48
17	7.5
18	7.39
19	7.47
20	7.46

นำข้อมูลทั้งหมดมาคำนวณทางสถิติ หา Regression Statistics

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

การคำนวณทางสถิติ

Regression Statistics	
R Square	0.708689
Standard Error	0.0339336
Observations	18
Intercept	7.616164431
X Variable 1	-0.009618163

จากผลการคำนวณทางสถิติของข้อมูลดังกล่าว จะพบว่า ณ วันที่ 7 ของการทำการทดลอง

O_2 **ลดลง** 0.00962 mg/l/20-Bioballs $\Rightarrow 3.37 \times 10^{-3}$ mgO_2/min/20-Bioballs

$\Rightarrow 1.6835 \times 10^{-4}$ mgO_2/min/1-Bioball

$\Rightarrow 0.01011$ mgO_2/hr/1-Bioball

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก จ

แสดงออกซิเจนที่ละลายน้ำ (mg/L) ในส่วนต่างๆ ของความยาวระบบ

วันที่ทำการทดลอง	IN	10เมตร	20เมตร	30เมตร	40เมตร	OUT
1	6.25	2.11	2.21	1.32	2.31	0.94
3	6.32	3.74	2.09	1.12	1.04	0.98
5	5.87	2.35	2.32	1.57	1.64	0.92
7	6.41	3.16	3.03	3.19	1.41	1.15
9	6.11	2.46	2.08	1.98	1.73	1.56
11	6.04	2.24	1.21	1.24	1.13	0.86
13	6.07	2.81	2.37	1.32	1.25	1.68

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ฉ

วิธีเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีปริมาณเข้มข้นของไนเตรท 100 ppm.

ปริมาตรน้ำทะเลทั้งหมด = น้ำในถังทดสอบ + น้ำในระบบบำบัด

= 65.03 + 19.17

= 84.2 ลิตร

น้ำทะเลทั้งหมด 84.2 ลิตร ต้องการ 100 mg/L ของ NO_3-N $\Longrightarrow$ 84.2 x 100 = 8420 mg

= 8.42 g

KNO_3 (มวลโมเลกุล = 101) , N (มวลโมเลกุล = 14)

N มีมวลโมเลกุล 14 g ใช้ 8.42 g

ถ้าใช้ KNO_3 ซึ่งมีมวลโมเลกุล 101 g จะต้องใช้ KNO_3 (8.42/14) x 101 = **60.14 g**

****เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีปริมาณความเข้มข้นของไนเตรท 100 ppm ได้จาก นำ KNO_3 จำนวน 60.14 g ละลายใส่ลงในถังทดสอบ****

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ช

ตารางที่ 1 แสดงความเข้มข้นของแอมโมเนีย ($mgNH_3$-N/L) เมื่อทดสอบระบบกับน้ำเสียสังเคราะห์

วันที่ทดลอง	IN	10เมตร	20เมตร	30เมตร	40เมตร	OUT
2	0.00207	0.00778	0.05056	0.09204	0.09463	0.06404
3	0.37492	0.62169	1.12475	0.77831	0.62407	0.48881
4	0	7.728	8.498	14.448	11.088	12.292
8	1.2681	4.71025	6.16	7.25339	7.93603	8.00545

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ซ

ตารางที่ 2 แสดงความเข้มข้นของไนไตรท์ ($mgNO_2^-$-N/L) เมื่อทดสอบระบบกับน้ำเสียสังเคราะห์

วันที่ทดลอง	IN	10เมตร	20เมตร	30เมตร	40เมตร	OUT
1	0	0	0	0	0	0
2	0.26529	0.29216	0.32695	0.18158	0.15669	0.37984
3	0.49212	0.81455	1.11434	1.25576	1.35192	1.38869
4	0.25172	1.5103	1.5499	2.0703	2.15515	1.92889
8	0	0	0	0	0	0

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ช

ตารางที่ 3 แสดงความเข้มข้นของไนเตรท ($mgNO_3^-$-N/L) เมื่อทดสอบระบบกับน้ำเสียสังเคราะห์

วันที่ทดลอง	IN	10เมตร	20เมตร	30เมตร	40เมตร	OUT
1	147.675	141.79	138.223	139.947	154.393	150.588
2	37.5159	38.6028	24.9159	20.3555	28.4165	27.9847
3	32.2546	33.5858	25.6097	33.8116	19.4753	24.1511
4	31.1468	26.2453	20.5659	27.5654	12.8559	13.5374
8	7.10216	1.99881	1.10572	2.97695	4.04015	2.97695

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ซ

ตารางที่ 1 แสดงปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำ (mg/L) ในส่วนต่างๆ ของความยาวระบบ เมื่อทดลองระบบกับน้ำบ่อกุ้ง

วันที่ทำการทดลอง	IN	10 เมตร	20 เมตร	30 เมตร	40 เมตร	OUT
1	6.07	3.81	1.37	1.32	1.25	1.68
7	5.81	3.49	1.57	1.23	0.97	0.9
9	5.96	2.43	2.38	1.95	1.72	1.66
14	5.88	2.21	2.08	1.99	1.67	1.43
16	5.67	1.74	1.61	1.32	1.29	1.18
21	5.79	2.06	1.98	1.73	1.46	1.35
24	5.6	1.23	1.18	1.06	0.98	0.76
32	5.39	1.13	1.09	1	0.79	1.13
33	5.42	1.58	1.5	1.88	2.41	3.1
34	5.56	1.95	1.58	1.34	1.27	1.16
38	5.64	1.83	1.76	1.52	1.48	1.13
40	5.49	1.77	1.63	1.38	1.22	1.19
43	5.71	1.93	1.85	1.63	1.55	1.31
48	5.63	1.67	1.58	1.41	1.23	1.09
50	5.72	1.59	1.46	1.21	1.06	0.98
60	5.87	1.76	1.62	1.35	1.29	1.08
64	5.69	1.54	1.47	1.31	1.19	1.02

หมายเหตุ วันที่ 1 - 24 ไม่ได้เติมแหล่งคาร์บอนให้กับระบบบำบัด

วันที่ 32 – 50 เติมแหล่งคาร์บอน (เมธานอล) ให้กับระบบโดยใช้ Peristaltic pump (flow rate = 4.5 ml/hr)

หลังวันที่ 50 หยุดเติมแหล่งคาร์บอน

ภาคผนวก ซ

ตารางที่ 2 แสดงความเข้มข้นของแอมโมเนีย (mgNH_3-N/L)เมื่อทดสอบระบบกับบ่อกุ้ง

วันที่ทำการทดลอง	IN	10เมตร	20เมตร	30เมตร	40เมตร	OUT
1	0	0	0	0	0	0
7	0.003	0.009	0.020	0.016	0.017	0.006
9	0.018	0.025	0.036	0.026	0.031	0.013
14	0.001	0.034	0.024	0.013	0.027	0
16	0.009	0.022	0.030	0.014	0.010	0
21	0.017	0.026	0.026	0.022	0.014	0.002
24	0.006	0.016	0.023	0.019	0.017	0.005
32	0.002	0.085	0.072	0.056	0.079	0.011
33	0	0.024	0.046	0.024	0.013	0.016
34	0	0	0	0	0	0
38	0	0	0	0	0	0
40	0	0.040	0.064	0.034	0.040	0
43	0.001	0.013	0.032	0.018	0.010	0
48	0	0	0	0.026	0.088	0.108
50	0	0	0	0	0.022	0.044
60	0.001	0.009	0.021	0.016	0.011	0.003
64	0.001	0.008	0.025	0.017	0.012	0.006

<u>หมายเหตุ</u> วันที่ 1 - 24 ไม่ได้เติมแหล่งคาร์บอนให้กับระบบบำบัด
วันที่ 32 - 50 เติมแหล่งคาร์บอน (เมธานอล) ให้กับระบบโดยใช้ Peristaltic pump (flow rate = 4.5 ml/hr)
หลังจากวันที่ 50 ได้หยุดเติมแหล่งคาร์บอน

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ซ

ตารางที่ 3 แสดงความเข้มข้นของไนไตรท์ ($mgNO_2^-$-N/L) เมื่อทดลองระบบกับบ่อกุ้ง

วันที่ทำการทดลอง	IN	10m	20m	30m	40m	OUT
1	0.096	0.837	0.399	0.443	0.623	1.271
7	0.056	0.041	0.119	0.223	0.391	0.440
9	0.042	0.021	0.132	0.194	0.377	0.412
14	0.031	0.034	0.076	0.296	0.375	0.437
16	0.055	0.647	0.326	0.522	0.542	0.606
21	0.025	0.003	0.001	0.063	0.247	0.320
24	0.033	0.013	0.099	0.422	0.513	0.632
32	0.026	0.003	0.006	0.003	0.013	0.124
33	0.027	0.216	0.392	0.468	0.466	0.501
34	0.062	0.480	0.705	0.740	0.729	0.743
38	0.045	0.197	0	0	0	0
40	0.068	0.444	0.745	0.442	0.417	0.676
43	0.090	0.716	1.654	1.371	1.017	1.045
48	0.057	1.360	2.892	0.192	0	0
50	0.048	1.220	2.278	1.880	0.012	0.052
60	0.037	1.357	2.657	1.984	0.027	0.016
64	0.086	1.438	2.118	1.885	0.012	0.002

<u>หมายเหตุ</u> วันที่ 1-24 ไม่ได้เติมแหล่งคาร์บอนให้กับระบบบำบัด

วันที่ 32-50 เติมแหล่งคาร์บอน (เมธานอล) ให้กับระบบโดยใช้ Peristaltic pump (flow rate = 4.5 ml/hr)

หลังจากวันที่ 50 ได้หยุดเติมแหล่งคาร์บอน

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ซ

ตารางที่ 4 แสดงความเข้มข้นของไนเตรท ($mgNO_3^-$-N/L) เมื่อทดสอบระบบกับบ่อกุ้ง

วันที่ทำการทดลอง	IN	OUT
1	200.61	188.35
7	194.78	192.65
9	205.67	200.96
14	204.47	199.74
16	203.48	196.73
21	185.08	179.02
24	163.26	159.51
32	86.68	85.22
33	89.64	86.45
34	86.81	83.26
38	91.05	45.56
40	115.32	84.65
43	115.63	82.72
48	84.32	38.70
50	87.99	17.43
60	97.73	88.40
64	94.20	90.75

หมายเหตุ วันที่ 1 - 24 ไม่ได้เติมแหล่งคาร์บอนให้กับระบบบำบัด
วันที่ 32 - 50 เติมแหล่งคาร์บอน (เมธานอล) ให้กับระบบโดยใช้ Peristaltic pump (flow rate = 4.5 ml/hr)
หลังจากวันที่ 50 ได้หยุดเติมแหล่งคาร์บอน

ภาคผนวก ฌ
วิธีวิเคราะห์แอมโมเนีย (Strickland และ Parson, 1972)

1. วิธีการเก็บตัวอย่างและการเก็บรักษา

เก็บน้ำตัวอย่างด้วยขวดแก้วหรือขวดพลาสติกโพลีเอธิลีน(Polyethylene) ควรทำการวิเคราะห์ทันหรือภายใน 1-2 ชั่วโมงหลังจากเก็บน้ำ ถ้ายังไม่สามารถทำการวิเคราะห์ได้ทันทีควรแช่แข็งที่อุณหภูมิ -15°C หรือแช่เย็นโดยเติมฟีนอล (phenol) 2 มิลลิลิตรต่อปริมาตรน้ำตัวอย่าง 50 มิลลิลิตร ซึ่งถ้าเก็บรักษาโดยวิธีดังกล่าวจะสามารถเก็บรักษาตัวอย่างได้ถึง 2 สัปดาห์

2. สารเคมี

2.1 น้ำ De-ionized

น้ำกลั่นที่ผ่านคอลัมน์ Cation exchange ซึ่งควรเตรียมก่อนการใช้ทุกครั้ง

2.2 สารละลายฟีนอล

ละลายฟีนอลเกรดวิเคราะห์ (analytical grade) 20 กรัม ใน 95% v/v ethyl alcohol. จำนวน 200 มิลลิลิตร

2.3 สารละลาย Sodium nitroprusside

ละลาย sodium nitroprusside ($Na_2[Fe(CN)_5NO] \cdot 2H_2O$) 1.0 กรัมในน้ำ De-ionized 200 มิลลิลิตร เก็บรักษาในขวดแก้วสีชา และมีอายุการใช้งานหลังจากเตรียมประมาณ 1 เดือน

2.4 Alkaline reagent

ละลาย sodium citrate 100 กรัม และ sodium hydroxide 5 กรัม ในน้ำ de-ionized จำนวน 500 มิลลิลิตร

2.5 Sodium hypochlorite solution

ใช้ Hypochlorite (e.g. “Chlorox”) หรือน้ำยาฟอกขาว ซึ่งมีความเข้มข้นประมาณ 1.5 N.

2.6 Oxidizing solution

ผสม Alkaline reagent (ที่เตรียมตาม 2.4) จำนวน 100 มิลลิลิตร และ Sodium hypochlorite solution (ตามข้อ 2.5) จำนวน 25 มิลลิลิตร ลงในภาชนะที่มีฝาปิด และควรเตรียมใหม่ก่อนใช้ทุกครั้ง

3. ขั้นตอนการวิเคราะห์

3.1 เทน้ำตัวอย่าง 50 มิลลิลิตร ลงใน Erlenmeyer flask โดยใช้กระบอกตวงขนาด 50 มิลลิลิตร ในการวัดปริมาตร เติม phenol solution 2 มิลลิลิตร เขย่าให้เข้ากัน และจึงเติม nitroprusside 2 มิลลิลิตร และ oxidizing solution 5 มิลลิลิตร แล้วเขย่าให้เข้ากันอีกครั้ง แล้วตั้งทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้อง (20-27°C) ประมาณ 1 ชั่วโมง ปิดปากขวดรูปชมพู่ด้วย parafilm สีที่เกิดขึ้นคงอยู่ภายใน 24 ชั่วโมง หลังทำปฏิกิริยา

3.2 นำไปวัดด้วยเครื่อง Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 640 นาโนเมตร โดยใช้ cuvette ความยาว 10 cm

3.3 นำค่าแอมโมเนียไนโตรเจนที่วัดได้มาหักค่า Blank reagent แล้วจึงนำมาคำนวณตามสูตร

$$\text{Mg of } NH_3\text{-N/L} = F \times E$$

ซึ่ง E คือ ค่าแอมโมเนียไนโตรเจนที่วัดได้จากตัวอย่างหลังจากหักค่า Blank reagent

F คือ ค่าคงที่ที่คำนวณตามข้อ 5

4. การวัดค่า Blank reagent

ทำทุกขั้นตอนตามที่กล่าวมาแล้วในข้อ 3 แต่เปลี่ยนจากน้ำตัวอย่างมาใช้น้ำ de-ionized 50-ml แทน ค่าแบลค์งไม่ควรเกิน 0.075 เมื่อใช้ cuvette ขนาดความยาว 10 เซนติเมตร

5. Calibration

5.1 เตรียมสารละลายมาตรฐานแอมโมเนีย โดยละลาย analytical grade ammonium sulfate 0.100 กรัม ลงในน้ำ de-ionized 1000 มิลลิลิตร และเติม chloroform 1 มิลลิลิตร และเก็บไว้ตู้เย็นเพื่อเป็นการเก็บรักษา สารละลายมาตรฐานแอมโมเนียนี้จะมีอายุการใช้งานหลายเดือนหากปิดฝาขวดสนิท โดยมีความเข้มข้นของแอมโมเนีย

$$1 \text{ ml} \equiv 0.021 \text{ mg of } NH_3\text{-N}$$

5.2 ทำการวิเคราะห์ตามข้อ 4 ข้างต้น และนำค่าที่อ่านได้มาคำนวณหาค่าคงที่ (F)

$$F = \frac{3.0}{Es}$$

โดยที่ Es คือ ค่าที่อ่านได้จากเครื่องวัด Spectrophotometer และค่า F ควรจะมากกว่า 6.5 และควรทำ 3 ซ้ำ

ภาคผนวก ญ
วิธีวิเคราะห์ไนไตรท์ (Strickland และ Parson, 1972)

1. วิธีเก็บตัวอย่างและการเก็บรักษา

เก็บตัวอย่างน้ำ 50-ml โดยล้างขวดรูปชมพู่ ขนาด125-ml ที่จะใช้เก็บตัวอย่างน้ำก่อนทำการเก็บ และทำการวิเคราะห์ทันที

2. สารเคมี

2.1 Sulfanilamide solution

ละลาย Sulfanilamide 5 กรัม ลงในสารละลายกรดไฮโครคลอริกที่เตรียมโดยใช้ concentrated hydrochloric acid (sp.gr.1.18) 50-ml กับน้ำกลั่น 300-ml หลังจากนั้นทำให้เป็น 500-ml ด้วยน้ำกลั่น สารละลายนี้มีอายุการใช้งานเกิน 1 เดือน

2.2 *N*-(1-naphthyl)-ethylenediamine dihydrochloride solution

ละลาย Dihydrochloride 0.5 กรัมในน้ำกลั่น 500-ml เก็บไว้ในขวดสีชา สารละลายนี้ต้องเตรียมใหม่ทุกเดือน หรือเมื่อสารละลายเปลี่ยนเป็นสีน้ำตาลแก่

3. ขั้นตอนการวิเคราะห์

3.1 เติม sulfanilamide solution 1.0-ml โดยใช้ automatic pipette ลงในน้ำตัวอย่างปริมาตร 50-ml เขย่าให้เข้ากันและทิ้งให้เกิดปฏิกิริยา 2 นาทีแต่ไม่เกิน 10 นาที

3.2 เติม naphthylethylenediamine reagent 1.0-ml และเขย่าให้เข้ากันทันที ตั้งทิ้งไว้ 10 นาทีหรือไม่เกิน 2 ชั่วโมงหลังจากเติมสารแล้วทำการวัดค่าด้วยเครื่อง Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 543 นาโนเมตรโดยใช้ cuvette ขนาดความยาว 10-cm

3.3 นำค่าที่อ่านได้มาหักค่า Blank reagent และคำนวณความเข้มไนไตรท์จากสูตร

$$\text{Mg of } NO_2\text{-N/L} = [\text{corrected extinction} \times F\,] \times 0.014$$

โดยที่ F ได้จากการคำนวณตามข้อ 5

4. การวัดค่า Blank reagent

ทำการวิเคราะห์ตามข้อ 3 แต่เปลี่ยนมาใช้น้ำกลั่นแทนน้ำตัวอย่าง

5. Calibration

5.1 สารละลายมาตรฐานไนไตรท์

นำ Anhydrous, analytical grade sodium nitrite ($NaNO_2$) จำนวน 0.345 กรัม มาอบที่อุณหภูมิ 110°C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง และนำมาละลายในน้ำกลั่น 1000-ml เก็บไว้ในขวดสีชา โดยเติม chloroform 1 ml สารละลายมาตรฐานไนไตรท์ที่เตรียมขึ้นมีอายุการใช้งานเกิน 1 เดือน โดยมีความเข้มข้นของไนไตรท์เท่ากับ

$$1 \text{ ml} \equiv 0.07 \text{ mg of } NO_2\text{-N}$$

ทำการเจือจางสารละลายมาตรฐานไนไตรท์ดังกล่าว 10-ml ด้วยน้ำกลั่น 1000-ml ก่อนใช้วิเคราะห์ในแต่ละครั้ง

5.2 ใช้ dilute standard 2-ml ทำให้มีปริมาตรเท่ากับ 50 ml ด้วยน้ำกลั่น เทลงในขวดรูปชมพู่ และทำตามขั้นตอนในข้อ 3 ทำเช่นเดียว 3 ซ้ำ โดยนำค่าที่อ่านได้มาคำนวณค่าคงที่ *F* ตามสูตร

$$F = \frac{20}{Es}$$

โดยที่ *Es* เป็นค่าเฉลี่ยจากการทำ 3 ซ้ำ โดยค่า *F* ควรจะมีค่าประมาณ 2

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ฏ
วิธีวิเคราะห์ไนเตรท (สำหรับน้ำทะเล)
(Strickland และ Parson, 1972)

1. วิธีเก็บตัวอย่างและการเก็บรักษา

เก็บตัวอย่างน้ำ 100 ± 2 ml โดยล้างขวดรูปชมพู่ ขนาด125-ml ที่จะใช้เก็บตัวอย่างน้ำก่อนทำการเก็บตัวอย่างน้ำ ถ้ายังไม่ทำการวิเคราะห์ควรจะแช่แข็งที่อุณหภูมิ –20 °C ในกรณีที่น้ำตัวอย่างมี phytoplankton อยู่มาก ควรกรองน้ำตัวอย่างก่อนทำการวิเคราะห์

2. สารเคมี

2.1 สารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์เข้มข้น

ละลายแอมโมเนียมคลอไรด์ 125 g ลงในน้ำกลั่น 500 ml และเก็บในขวดแก้วหรือพลาสติก

2.2 สารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์เจือจาง

ทำการเตรียมโดยเจือจางสารละลายในข้อ 2.1 จำนวน 50 ml ด้วยน้ำกลั่น 2000 ml และเก็บในขวดแก้วหรือพลาสติก

2.3 เม็ดแคดเมียม-คอปเปอร์ ที่จะบรรจุลงในคอลัมน์ (Cadmium-copper filings)

2.3.1 การ Activate เม็ดแคดเมียม

ใช้เม็ดแคดเมียมประมาณ 50 g ต่อ 1 คอลัมน์ นำเม็ดแคดเมียมใส่ในสารละลายคอปเปอร์ซัลเฟต ความเข้มข้น 2% w/v ($CuSO_4 \bullet 5H_2O$) 250 ml และคนจนกระทั่งสีน้ำเงินของสารละลายคอปเปอร์ซัลเฟตจางลง ล้างเอาตะกอนที่น้ำตาลแดงที่เกิดขึ้นออกด้วยน้ำกลั่น ทำซ้ำจนกระทั่งไม่มีตะกอนสีน้ำตาลเกิดขึ้น

2.3.2 การบรรจุเม็ดแคดเมียมลงในคอลัมน์

นำเม็ดแคดเมียม-คอปเปอร์ ที่ได้เตรียมขึ้น ใส่ลงในคอลัมน์สำหรับวิเคราะห์ไนเตรท โดยใส่สำลีบางๆ ลงในคอลัมน์ก่อนและเทสารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์เจือจางลงไป จากนั้นจึงค่อยใส่เม็ดแคดเมียม-คอปเปอร์ช้าๆ จนได้ความสูงประมาณ 30 cm. ไม่ควรปล่อยให้คอลัมน์แห้งขณะทำการบรรจุเม็ดแคดเมียม-คอปเปอร์ และควรมีสารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์เจือจางอยู่ในคอลัมน์ตลอดเวลา ปรับอัตราการไหลผ่านคอลัมน์ให้เท่ากับ 100 ml ภายใน 8-12 นาที โดยใช้น้ำกลั่นหรือสารละลายแอมโมเนียมคลอไรด์เจือจาง

2.3.2 การล้างเม็ดแคดมียม-คอปเปอร์

ควรทำการ Activate เม็ดแคดเมียม หลังจากที่ผ่านน้ำตัวอย่างมาแล้วหลายครั้งโดยเทเม็ดแคดเมียมออกจากคอลัมน์และใช้ 5%v/v สารละลายกรดไฮโดรคลอริกล้างและใช้น้ำกลั่นล้างจน pH>5 และทำการ Activate เม็ดแคดเมียมตามขั้นตอนข้างต้น

2.4 Sulfanilamide solution

ละลาย Sulfanilamide 5 กรัม ลงในสารละลายกรดไฮโดรคลอริกที่เตรียมโดยใช้ concentrated hydrochloric acid (sp.gr.1.18) 50-ml กับน้ำกลั่น 300-ml หลังจากนั้นทำให้เป็น 500-ml ด้วยน้ำกลั่น สารละลายนี้มีอายุการใช้งานเกิน 1 เดือน

2.5 *N*-(1-naphthyl)-ethylenediamine dihydrochloride solution

ละลาย Dihydrochloride 0.5 กรัมในน้ำกลั่น 500-ml เก็บไว้ในขวดสีชา สารละลายนี้ต้องเตรียมใหม่ทุกเดือน หรือเมื่อสารละลายเปลี่ยนเป็นสีน้ำตาลแก่

3. **ขั้นตอนการวิเคราะห์**

3.1 เติมสารละลายแอมโมเนียคลอไรด์เข้มข้น 2 ml ลงในน้ำทะเลตัวอย่าง 100 ml เขย่าให้เข้ากัน แล้วจึงเทให้ไหลผ่านลงในคอลัมน์ประมาณ 5 ml

3.2 เทน้ำทะเลตัวอย่างส่วนที่เหลือลงในคอลัมน์ และปล่อยให้ไหลผ่าน 40 ml และจึงเก็บ 50 ml ต่อมา จากนั้นจึงปล่อยส่วนที่เหลือทิ้งและเติมทะเลน้ำตัวอย่างที่จะวิเคราะห์อันต่อไปลงในคอลัมน์ 5 ml (ตามข้อ 3.1)

3.3 น้ำตัวอย่างที่ผ่านคอลัมน์ 50 ml มาเติม sulfanilamide solution 1.0-ml โดยใช้ automatic pipette ลงในน้ำทะเลตัวอย่างปริมาตร 50-ml เขย่าให้เข้ากันและทิ้งให้เกิดปฏิกิริยา 2 นาที แต่ไม่เกิน 10 นาที

3.4 เติม naphthylethylenediamine reagent 1.0-ml และเขย่าให้เข้ากันทันที ตั้งทิ้งไว้ 10 นาที หรือไม่เกิน 2 ชั่วโมงหลังจากเติมสารแล้ว ทำการวัดค่าด้วยเครื่อง Spectrophotometer ที่ความยาวคลื่น 543 นาโนเมตรโดยใช้ cuvette ขนาดความยาว 10-cm

3.5 นำค่าที่อ่านได้ซึ่งหักค่าแบลงค์แล้วมาคำนวณตามสูตร

$$\text{Mg of } NO_3^- N/L = [(\text{ค่าที่อ่านได้} \times F) - 0.95C] \times 0.014$$

C = ความเข้มข้นของไนไตรท์ในน้ำทะเลตัวอย่าง

4. การวัดค่า Blank reagent

ทำการวิเคราะห์ตามข้อ 3 แต่เปลี่ยนมาใช้สารละลายแอมโมเนียเจือจาง 100 ml แทนน้ำทะเลตัวอย่าง

5. Calibration

สารละลายมาตรฐานควรเตรียมโดยใช้น้ำทะเลสังเคราะห์แทนน้ำกลั่น

5.1 น้ำทะเลสังเคราะห์

ละลายโซเดียมคลอไรด์ (Nacl) 310 g และ โซเดียมไบคาร์บอเนต ($NaHCO_3 \bullet H_2O$) 0.5 g และแมกนีเซียมซัลเฟต ($MgSO_4 \bullet 7H_2O$) 100 g ลงในน้ำกลั่น 10 ลิตร

5.2 สารละลายมาตรฐานไนเตรท

5.2.1 ละลายโปแตสเซียมไนเตรท (KNO_3) 1.02 g ลงใน น้ำกลั่น 1000 ml สารละลายมาตรฐานไนเตรทที่เตรียมขึ้นนี้สามารถเก็บไว้ได้นานถ้าปิดฝาภาชนะสนิท

5.2.2 เจือจางสารละลายในข้อ 5.2.2 จำนวน 4 ml ด้วยน้ำทะเลสังเคราะห์ 2000 ml เก็บไว้ในขวดสีชาและควรเตรียมใหม่ก่อนใช้ทุกครั้ง ซึ่งจะความเข้มข้นเท่ากับ 0.28 mg NO_3^--N/L

5.2.3 นำสารละลายมาตรฐานไนเตรทเจือจางในข้อ 5.2.2 จำนวน 100 ml ผ่านลงในคอลัมน์โดยทำตามขั้นตอนในข้อ 3 จากนั้นนำค่าที่อ่านได้มาคำนวณหาค่า *F*

$$F = \frac{20}{Es}$$

โดยที่ *Es* คือ ค่าที่อ่านได้จากการวัดสารละลายมาตรฐานที่หักค่าแบลงค์แล้ว

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ฏ
วิธีวิเคราะห์ออกซิเจนที่ละลายน้ำ
(Oxygen Standardization by Titration)
(Strickland และ Parson, 1972)

1. วิธีการเก็บตัวอย่างและการเก็บรักษา

ล้างขวด BOD ด้วยน้ำทะเลตัวอย่างก่อนทำการเก็บตัวอย่าง ควรเก็บน้ำด้วยสายยาง โดยจุ่มปลายสายยางลงไปในขวดจนแตะก้นขวด เพื่อป้องกันไม่ให้เกิดฟองอากาศขณะทำการเก็บตัวอย่างน้ำ และปล่อยให้น้ำล้นจนถึงปากขวดก่อนปิดฝาขวด BOD สารเคมีที่ใช้เติมลงไปทั้งสองชนิด คือ manganous chloride และ alkaline iodide ควรเติมทันทีและเขย่าขวดโดยปิดฝาขวด BOD ให้สนิทและหงายขวดขึ้นลง ระหว่างเติมสารเคมีควรระวังอย่าให้เกิดฟองอากาศขึ้นในขวด ตัวอย่างน้ำที่เติมสารเคมีทั้งสองชนิดแล้วควรเก็บไว้ในที่มืด และสามารถเก็บตัวอย่างไว้ได้ 6 ชั่วโมงหลังเติมสารเคมี

2. สารเคมี

1.1 Manganous Chloride (3M)

ละลาย $MnCl_2 \bullet 4H_2O$ 600 กรัม ด้วยน้ำกลั่น และทำให้มีปริมาตร 1 ลิตร

1.2 Sodium hydroxide (8N)/ Iodide (3M)

ละลาย NaOH 320 กรัม และ NaI 600 กรัม ด้วยน้ำกลั่น และทำให้มีปริมาตร 1 ลิตร หลังจากนั้นทิ้งไว้ให้เย็นที่อุณหภูมิห้อง

1.3 Sulfuric acid (10N)

เติม concentrated H_2SO_4 280 ml ลงในน้ำกลั่น 500 ml และคนให้เข้ากันอย่างช้าๆ ด้วยแท่งแก้ว ทิ้งไว้ให้เย็นและทำให้มีปริมาตร 1 ลิตร ด้วยน้ำกลั่น

1.4 Standard thiosulfate solution (ca. 0.01N)

ละลาย analytical grade sodium thiosulfate ($Na_2S_2O_3 \bullet 5H_2O$) 2.9 กรัม และ sodium carbonate (Na_2CO_3) 0.1 กรัม ด้วยน้ำกลั่น 1 ลิตร และเติม carbon bisulfide (CS_2) 1 หยด เพื่อเก็บรักษา

1.5 Standard potassium iodate (0.01N)

อบ analytical quality potassium iodate (KIO_3) ที่ 105 °C เป็นเวลา 1 ชั่วโมง ทิ้งไว้ให้เย็นในเดซิเคเตอร์ และนำมาชั่งน้ำหนักให้ได้ 0.3567 กรัม จากนั้นนำมาละลายด้วยน้ำกลั่น 200-300 ml อุ่นให้สารละลายจนหมด ทิ้งไว้ให้เย็นและทำให้มีปริมาตร 1 ลิตร ด้วยน้ำกลั่น

1.6 Starch indicator (1% solution of starch)

ละลายในสารละลาย NaOH เจือจาง และทำให้เป็นกลางด้วย สารละลายกรด HCl เจือจาง

3. **ขั้นตอนการวิเคราะห์**

3.1 เปิดฝาขวด BOD ออกและเติม manganous reagent 1 ml และ sodium iodide/hydroxide reagent 1 ml โดยใช้ Auto-pipette ปิดฝาขวดและเขย่าให้เข้ากันโดยหงายขวดขึ้นลง ตั้งทิ้งไว้ให้ตกตะกอน

3.2 เติม sulfuric acid reagent 1 ml โดยใช้ Auto-pipette ปิดฝาขวดและเขย่าให้เข้ากันโดยหงายขวดขึ้นลง จนกระทั่งตะกอนละลายหายไป

3.3 นำมาไตเตรทภายใน 1 ชั่วโมง หลังจากเติมกรด โดยเทน้ำตัวอย่างที่ผ่านการเติมสารเคมีแล้ว 50-ml ใส่ใน Erlenmeyer flask และทำการไตเตรททันทีด้วย 0.01 N thiosulfate เขย่าให้เข้ากันโดยใช้ magnetic stirrer จนกระทั่งสารละลายกลายเป็นสีเหลืองฟางข้าว

3.4 เติม starch solution 0.5-ml และไตเตรทต่อไปจนกระทั่งสีน้ำเงินหายไป นำคำนวณหาปริมาณออกซิเจนที่ละลายน้ำในหน่วย mgO_2/l โดยใช้สูตร

$$mgO_2/l = 0.1016 \times F \times V \times 16$$

4. Calibration of thiosulfate

4.1 นำขวด BOD 125-ml ใส่น้ำกลั่น และเติม concentrated sulfuric acid 1 ml และ manganous chloride solution 1 ml ตามลำดับ และเขย่าให้เข้ากัน โดยหงายขวดขึ้นลง

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

4.2 เทสารละลายที่ได้ 50-ml ลงในขวดรูปชมพู่ และเติม 0.01 N standard iodate 5-ml เขย่าให้เข้ากันทิ้งไว้ 2 นาที จากนั้นทำการไตเตรทด้วย thiosulfate โดยค่า *V* คือ ปริมาตรของ thiosulfate ที่ใช้ในการไตไตรท จากนั้นนำมาหาค่าคงที่ *F* ตามสูตร

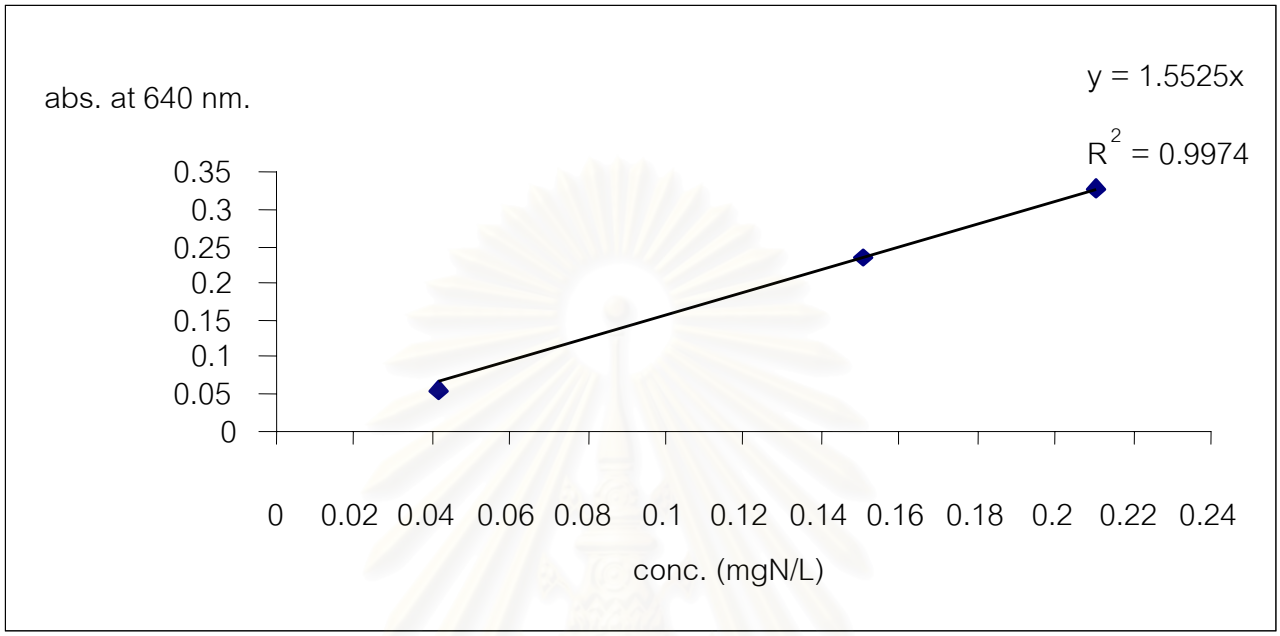
$$F = \frac{5.00}{V}$$

โดยที่ *F* ควรจะเป็นค่าเฉลี่ยจากการทำ 3 ซ้ำ

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ฐ

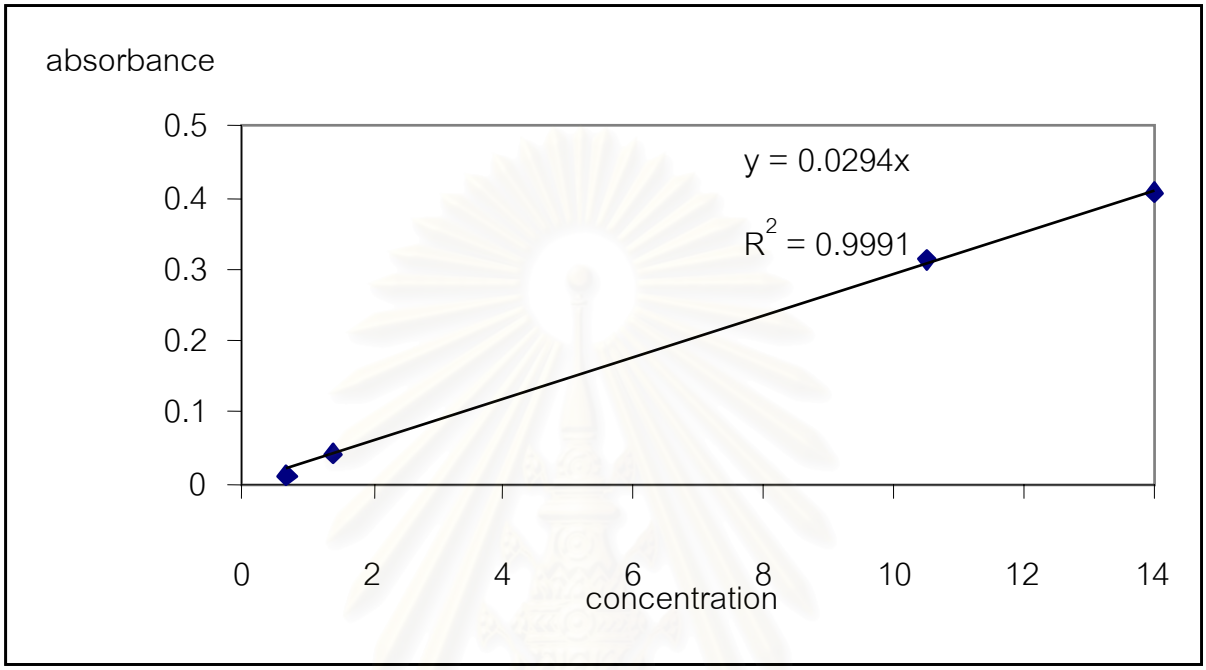
กราฟที่ 1 แสดง Standard curve ของแอมโมเนีย



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ฐ

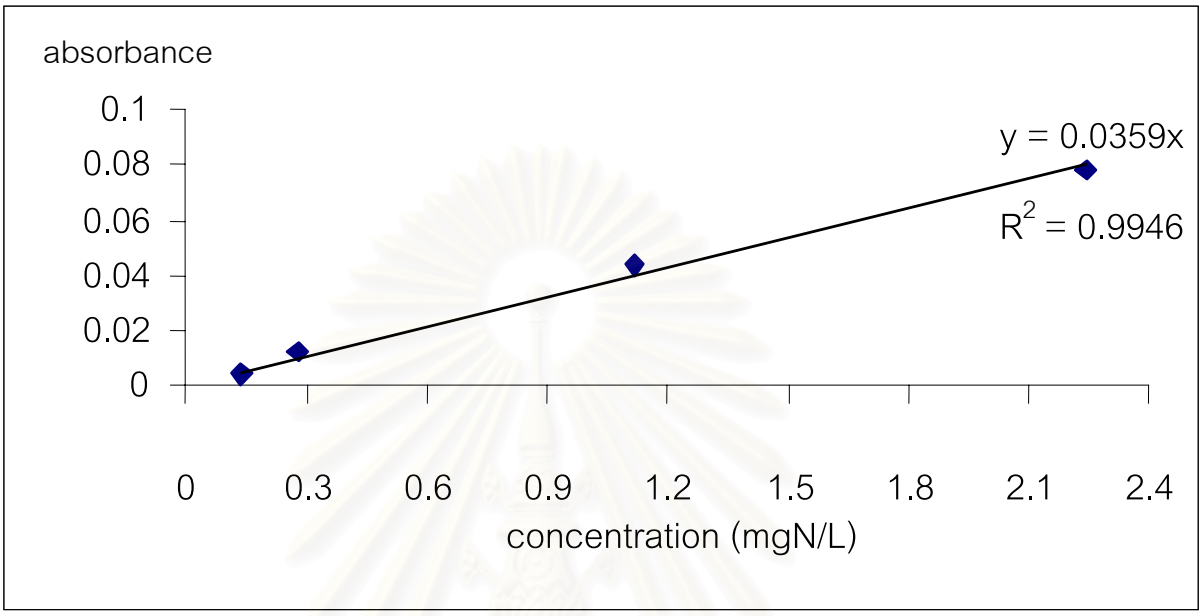
กราฟที่ 2 แสดง Standard curve ของไนไตรท์



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ภาคผนวก ฐ

กราฟที่ 3 แสดง Standard curve ของไนเตรท



สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย

ประวัติผู้เขียนวิทยานิพนธ์

นางสาวอำไพเทพิน สิงหะพันธุ เกิดเมื่อวันที่ 26 มีนาคม 2519 ที่จังหวัดกรุงเทพมหานคร ได้รับการศึกษาในระดับชั้นมัธยมศึกษาปีที่ 1-3 จากโรงเรียนราชินีบน จากนั้นจึงได้เข้ารับการศึกษาในระดับมัธยมศึกษาปีที่ 4-5 จากโรงเรียนเตรียมอุดมศึกษา พญาไท และสอบเทียบได้วุฒิมัธยมศึกษาปีที่ 6 จากโรงเรียนราชวินิตมัธยม และสำเร็จการศึกษาในระดับปริญญาตรี วิทยาศาสตรบัณฑิต สาขาวิทยาศาสตร์ทั่วไป (สิ่งแวดล้อม) จากจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ในปีการศึกษา 2540 ด้วยทุนกรมวิทยาศาสตร์บริการ กระทรวงวิทยาศาสตร์เทคโนโลยีและสิ่งแวดล้อม และได้รับการคัดเลือกเข้าศึกษาต่อในระดับปริญญาโท สหสาขาวิชาวิทยาศาสตร์สภาวะแวดล้อม จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย ในปีการศึกษา 2540 ก่อนได้รับการบรรจุเข้ารับราชการเพื่อใช้ทุน ในตำแหน่งนักวิทยาศาสตร์ระดับ 3 สังกัดกองวิเคราะห์ทางฟิสิกส์และวิศวกรรม กรมวิทยาศาสตร์บริการ จากนั้นจึงได้ขอลาพักราชการเพื่อศึกษาต่อ โดยขณะที่ศึกษานั้นได้รับทุนโครงการบัณฑิตศึกษาต่อในประเทศ จากสำนักงานพัฒนาวิทยาศาสตร์และเทคโนโลยีแห่งชาติ (สวทช.) จนสำเร็จการศึกษาในภาคเรียนที่ 2 ปีการศึกษา 2543

สถาบันวิทยบริการ
จุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย