

# อภินันทนาการ



สำนักหอสมุด



## เอกสารรายงานโครงการวิจัย

เรื่อง การพัฒนาระบบบำบัดน้ำแบบย่อส่วน สำหรับน้ำเสียปนเปื้อน

สารไนโตรเจน

(รหัสโครงการ R2557C033)

ดร. วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา

ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์

มหาวิทยาลัยนครสวรรค์

สำนักหอสมุด มหาวิทยาลัยนครสวรรค์

วันลงทะเบียน.....1.2.ค.ย. 2558...

เลขทะเบียน..... 6984866.....

เลขเรียกหนังสือ..... 90.....

๑๖๑๐

๒๕๕๗

งบประมาณจากเงินรายได้มหาวิทยาลัย ปีงบประมาณ 2557

1 ตุลาคม 2556 - 30 กันยายน 2557

## บทคัดย่อ

การปล่อยน้ำเสียชุมชนลงสู่สิ่งแวดล้อมกำลังเป็นปัญหาที่พบมากในปัจจุบันซึ่งส่งผลกระทบต่อตรงต่อคุณภาพแหล่งน้ำ และสิ่งแวดล้อมอื่นๆ มลพิษที่สำคัญในน้ำเสียชุมชน ได้แก่ ไนโตรเจน โดยเฉพาะอย่างยิ่ง แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) และในโครงการวิจัยนี้ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบย่อยสลายได้ถูกพัฒนาขึ้น โดยถึงปฏิกรณ์ที่ออกแบบนี้จะเติมอากาศแบบสลับ 2 ชั่วโมง กล่าวคือ เติมอากาศเป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง เพื่อให้เกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน จากนั้นหยุดเติมอากาศเป็นระยะเวลา 2 ชั่วโมง เพื่อให้เกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน อัตราการเติมอากาศจะควบคุมอยู่ที่ 0.5 ลิตรต่อนาที่ (ต่ำ) ในช่วงแรก ซึ่งพบว่าให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนสูงถึง 68% และอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันเป็น 0.2 และ 1.8 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที่ ตามลำดับ เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มสูงขึ้นเป็น 1 (กลาง) และ 2 (สูง) ลิตรต่อนาที่ เป็นผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลงเป็น 47% และ 30% ตามลำดับ เช่นเดียวกับอัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่จะลดลงตามอัตราการเติมอากาศที่เพิ่มขึ้น (1.6 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที่ เมื่อเติมอากาศระดับกลาง และ 1.2 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที่ เมื่อเติมอากาศระดับสูง) ในทางตรงกันข้ามอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันจะสูงขึ้น เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้น (0.3 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที่ เมื่อเติมอากาศระดับกลาง และ 0.7 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที่ เมื่อเติมอากาศระดับสูง) ทั้งนี้เป็นเพราะว่าการเพิ่มจำนวนของแบคทีเรียกลุ่มเฮเทอโรโทป ซึ่งไม่มีบทบาทในกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน ส่งผลให้ประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์เดียวลดลง

# สารบัญ

หน้า

บทคัดย่อ	ก
สารบัญ	ข
1. ลักษณะโครงการวิจัย	1
2. ที่มาและความสำคัญของโครงการวิจัย	1
3. วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย	1
4. ทฤษฎีและกรอบแนวคิดของโครงการวิจัย	1
5. การทบทวนวรรณกรรมที่เกี่ยวข้อง	2
6. วิธีการดำเนินการวิจัย	3
7. วิธีวิเคราะห์และการคำนวณ	5
8. ผลการทดลองและอภิปรายผล	6
9. สรุปผลโครงการวิจัย	14
10. ข้อเสนอแนะ	15
11. เอกสารอ้างอิง	15
ภาคผนวก	
ก. รูประหว่างการทดลอง	17
ข. แบบเสนอโครงการวิจัย	23
ค. สัญญารับทุนอุดหนุนการวิจัย	32
ง. ตัวชี้วัด	42

## 1. ลักษณะโครงการวิจัย

ประเภทการวิจัย : ทดลองและพัฒนา

กลุ่มการวิจัย : วิทยาศาสตร์เทคโนโลยี

สาขาวิชาการ : วิศวกรรมศาสตร์และอุตสาหกรรมวิจัย

จริยธรรมการวิจัย : ไม่เกี่ยวข้อง

## 2. ที่มาและความสำคัญของโครงการวิจัย

เนื่องจากการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของจำนวนประชากรและโรงงานอุตสาหกรรมในปัจจุบัน ทำให้ปริมาณน้ำเสียเพิ่มมากขึ้นในแต่ละวัน ทั้งจากการอุปโภค-บริโภคในครัวเรือน (น้ำเสียชุมชน) และจากกระบวนการผลิตในโรงงานอุตสาหกรรม (น้ำเสียอุตสาหกรรม) จากการศึกษาวิจัยที่ผ่านมาพบว่าน้ำเสียชุมชนถูกผลิตขึ้น ประมาณ 189-482 ลิตร/คน-วัน [1] และประกอบด้วยสารไนโตรเจน (เช่น แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) และไนเตรต-ไนโตรเจน ( $\text{NO}_3\text{-N}$ )) ในปริมาณสูง โดยพบค่าการปนเปื้อนของ  $\text{NH}_4\text{-N}$  เฉลี่ย 65.6 มก./ลิตร [2] ส่วนปริมาณน้ำเสียอุตสาหกรรมที่ถูกผลิตขึ้นและชนิดสารปนเปื้อนจะแตกต่างกันไปขึ้นอยู่กับประเภทของโรงงานอุตสาหกรรม อย่างไรก็ตามสารไนโตรเจนพบว่าเป็นสารปนเปื้อนหลักเช่นเดียวกัน ค่าการปนเปื้อนของสาร  $\text{NH}_4\text{-N}$  ประมาณ 1,800-2,000 มก./ลิตร ในโรงงานผลิตอาหาร [3] ที่สำคัญอย่างยิ่งการปล่อยน้ำเสียปนเปื้อนสารเหล่านี้สู่สิ่งแวดล้อมโดยปราศจากการบำบัดที่เหมาะสมและมีประสิทธิภาพ จะก่อให้เกิดปัญหาการเจริญอย่างรวดเร็วเกินปกติของพืชน้ำ (Eutrophication) การลดลงของออกซิเจนในแหล่งน้ำ และมลพิษทางน้ำตามมา ดังนั้นระบบบำบัดที่มีประสิทธิภาพจึงจำเป็นอย่างยิ่งในการบำบัดสารไนโตรเจนปนเปื้อนออกจากน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรมก่อนปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม

ระบบบำบัดแบบชีวภาพเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้อย่างแพร่หลายในชุมชนและโรงงานอุตสาหกรรม เนื่องจากข้อดีของระบบนี้ คือ มีประสิทธิภาพสูง ราคาถูก และสามารถบำบัดน้ำได้ในปริมาณมาก [3-4] ระบบบำบัดแบบชีวภาพสามารถใช้บำบัดสารปนเปื้อนต่างๆ เช่น สารอินทรีย์ คาร์บอน  $\text{NH}_4\text{-N}$  และ  $\text{NO}_3\text{-N}$  [3, 5] เนื่องจากการบำบัดสารปนเปื้อนแต่ละชนิดเหล่านี้ให้มีประสิทธิภาพสูงสุดต้องควบคุมเงื่อนไขการดำเนินระบบที่แตกต่างกัน เช่น ชนิดของจุลินทรีย์ ปริมาณออกซิเจน อัตราการไหลของน้ำ และความเป็นกรด-ด่าง [3-5] งานวิจัยส่วนใหญ่จึงพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียโดยมุ่งเน้นการบำบัดสารปนเปื้อนชนิดใดชนิดหนึ่งเท่านั้น การบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีสารไนโตรเจนจึงต้องผ่านระบบบำบัดมากกว่า 1 ระบบขึ้นไป ทำให้ชุมชนหรือโรงงานอุตสาหกรรมไม่สะดวกในการติดตั้งระบบทั้งหมด เนื่องจากสิ้นเปลืองค่าใช้จ่าย

## 3. วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย

1. พัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็ก สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน
2. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดที่ออกแบบในห้องทดลอง

## 4. ทฤษฎีและกรอบแนวคิดของโครงการวิจัย

ปกติน้ำเสียชุมชนพบการปนเปื้อนของ  $\text{NH}_4\text{-N}$  เฉลี่ย 65.6 มก./ลิตร [2] แม้ว่าค่าการปนเปื้อนจะมีค่าต่ำกว่าน้ำเสียอุตสาหกรรมค่อนข้างมาก แต่อย่างไรก็ตามค่าการปนเปื้อนนี้ยังคงสูงกว่าค่า

มาตรฐาน NH<sub>4</sub>-N ที่กำหนดไว้ในมาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน กำหนดโดยกรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม [6] สำหรับแหล่งน้ำประเภทที่ 3 ได้แก่ แหล่งน้ำที่ได้รับน้ำทั้งจากกิจกรรมบางประเภท และสามารถเป็นประโยชน์เพื่อการอุปโภคและบริโภค โดยต้องผ่านกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำเป็นพิเศษก่อน และการอุตสาหกรรม จะต้องมียค่า NH<sub>4</sub>-N และ NO<sub>3</sub>-N ไม่เกิน 0.5 มก./ลิตร และ 5 มก./ลิตร ตามลำดับ

#### 5. การทบทวนวรรณกรรมที่เกี่ยวข้อง

ระบบบำบัดชีวภาพ คือ ระบบบำบัดที่ใช้จุลินทรีย์ในการย่อยสลายสารปนเปื้อนต่างๆ ในน้ำ โดยระบบบำบัดชีวภาพที่นิยมใช้มีหลายรูปแบบ และแต่ละรูปแบบจะมีหลักการทำงานและข้อดีแตกต่างกัน เช่น

รูปแบบระบบบำบัดชีวภาพ	หลักการทำงาน	ข้อดี
Continuous stirred tank reactor [7]	- เต็มอากาศ และปั่นกววนอย่างสม่ำเสมอ - จุลินทรีย์เคลื่อนที่	- จุลินทรีย์กระจายอยู่ทั้งระบบ - มีประสิทธิภาพสูง
Sequencing batch reactor [8]	- เต็มอากาศ และปั่นกววนไม่สม่ำเสมอ - จุลินทรีย์เคลื่อนที่	- จุลินทรีย์กระจายอยู่ทั้งระบบ - บำบัดได้หลายมลพิษ
Biofilm reactor [9]	- เต็มอากาศอย่างสม่ำเสมอและไม่มีการปั่นกววน - จุลินทรีย์ไม่เคลื่อนที่	- จุลินทรีย์มีปริมาณมาก

ตัวอย่างปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดชีวภาพ

- บำบัดสารแอมโมเนียม-ไนโตรเจน โดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) [10]



- บำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน โดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Denitrification) [5, 10]



ส่วนใหญ่ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมที่มีปนเปื้อนสารไนโตรเจนจะใช้ระบบ Continuous stirred tank reactor (CSTR) ซึ่งจะประกอบด้วย 2 ถังย่อย คือ ถังไนตริฟิเคชัน สำหรับบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน และถังดีไนตริฟิเคชัน สำหรับบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน จากนั้นปล่อยน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ งานวิจัยนี้จะมุ่งเน้นการพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำเสียโดยรวมกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์เดียว ทำให้ชุมชนและโรงงานอุตสาหกรรมประหยัดพื้นที่และค่าใช้จ่ายในการติดตั้งระบบมากขึ้น นอกจากนี้ยังสนับสนุนการนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ประโยชน์อีกครั้ง

## 6. วิธีการดำเนินการวิจัย

### 6.1 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์

น้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจนเตรียมได้จากการผสมสารเคมีต่างๆ ดังตารางที่ 1 และ 2 ลงในน้ำประปาปริมาณ 1 ลิตร

ตารางที่ 1 การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ 1 ลิตร

สารเคมี	ปริมาณ (กรัม)
NH <sub>4</sub> Cl (หรือ NaNO <sub>3</sub> )	0.15 (หรือ 1.53)
NaHCO <sub>3</sub>	0.48
KH <sub>2</sub> PO <sub>3</sub>	0.02
MgSO <sub>4</sub>	0.06
CaCl <sub>2</sub>	0.36
FeSO <sub>4</sub>	0.003
ธาตุอาหาร	0.5 มิลลิลิตร

ตารางที่ 2 การเตรียมธาตุอาหาร 1 ลิตร

สารเคมี	ปริมาณ (กรัม)
FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	1.50
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	0.15
CuSO <sub>4</sub> ·5H <sub>2</sub> O	0.03
KI	1.18
MnCl <sub>2</sub> ·4H <sub>2</sub> O	0.12
ZnSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	0.12
CoCl <sub>2</sub>	0.15

### 6.2 การเตรียมสารละลายโซเดียมอะซิเตท

ละลายโซเดียมอะซิเตท (CH<sub>3</sub>COONa·3H<sub>2</sub>O) ปริมาณ 31.44 กรัม ลงในน้ำประปา 500 มิลลิลิตร ผสมให้เป็นเนื้อเดียวกันด้วยเครื่องกวนแบบแม่เหล็ก

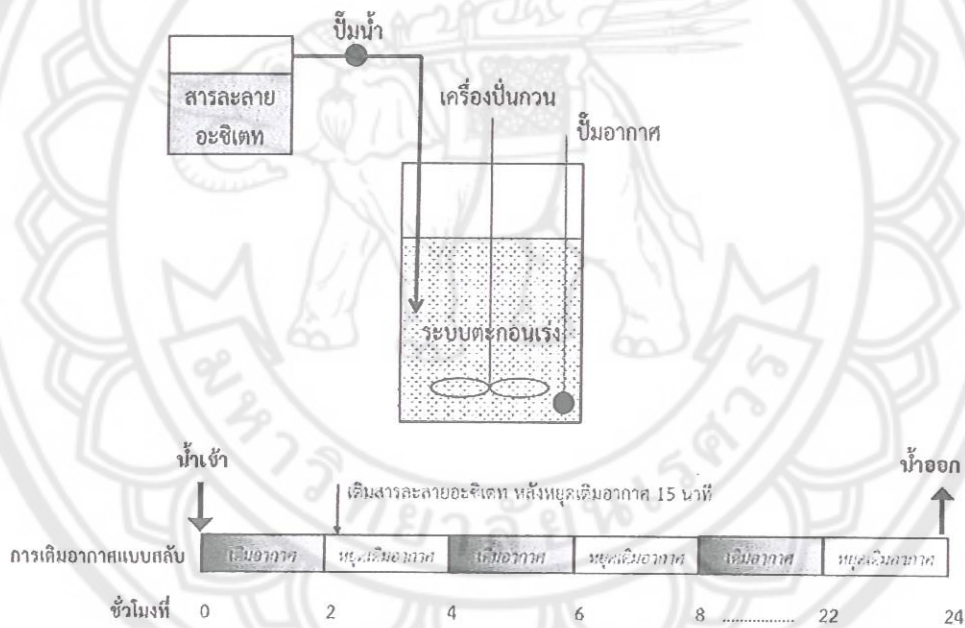
### 6.3 การเตรียมจุลินทรีย์ (สลัดจ์)

นำสลัดจ์เข้มข้น 2 ลิตรใส่ในถังเปิด และปรับปริมาตรให้เป็น 10 ลิตรด้วยน้ำเสียสังเคราะห์เติมอากาศอย่างต่อเนื่อง ด้วยอัตราการเติมอากาศ 1 ลิตรต่อนาที และปั่นกวนอย่างสม่ำเสมอด้วยความเร็ว 200 รอบต่อนาที ในแต่ละวันน้ำในถังปฏิกรณ์ปริมาตร 7 ลิตร จะถูกเปลี่ยนออกด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ใหม่ จากนั้นเปลี่ยนการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องเป็นการเติมอากาศแบบสลับ 2 ชั่วโมง คือเติมอากาศ 2 ชั่วโมง และหยุดเติมอากาศ 2 ชั่วโมง สลับกันไปเรื่อยๆ จนครบ 24 ชั่วโมง จากนั้นเปลี่ยนน้ำในถังปฏิกรณ์ปริมาตร 7 ลิตร ด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ใหม่

#### 6.4 ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์

นำสลัดจ์เข้มข้นที่ผ่านการเลี้ยงแล้วปริมาตร 2 ลิตร ใส่ในถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมอากาศแบบสลับ 2 ชั่วโมง กล่าวคือ ในช่วงเติมอากาศ อากาศจะถูกปั๊มด้วยอัตราการเติมอากาศ 0.5 ลิตรต่อนาที และในช่วงหยุดเติมอากาศ ปั๊มอากาศจะหยุดทำงาน ปรับปริมาณน้ำเสียในถังปฏิกรณ์เป็น 10 ลิตร ด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ และปั่นกวอย่างสม่ำเสมอด้วยความเร็ว 200 รอบต่อนาทีในช่วง 15 นาทีหลังหยุดเติมอากาศ เติมสารละลายอะซิเตทปริมาณ 50 มิลลิลิตรลงในถังปฏิกรณ์ ในแต่ละวันน้ำในถังปฏิกรณ์ปริมาตร 7 ลิตร จะถูกเปลี่ยนออกด้วยน้ำเสียสังเคราะห์ใหม่ (เวลากักเก็บ ~24 ชั่วโมง) ในระหว่างดำเนินการทดลอง ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) และออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ภายในถังปฏิกรณ์จะถูกบันทึกไว้ และเก็บน้ำเสียก่อนและหลังบำบัด เพื่อวิเคราะห์คุณภาพปริมาณแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) ไนไตรต-ไนโตรเจน ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) และไนเตรต-ไนโตรเจน ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) ต่อไป

ระบบบำบัดน้ำจะดำเนินการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 ลิตรต่อนาที จนประสิทธิภาพคงที่ จากนั้นเพิ่มอัตราการเติมอากาศเป็น 1 และ 2 ลิตรต่อนาทีตามลำดับ



รูปที่ 1 ระบบบำบัดน้ำเสียที่ออกแบบ และการดำเนินระบบ

#### 6.5 ศึกษาอัตราการเกิดไนตริฟิเคชัน

สลัดจ์เข้มข้นปริมาตร 2 ลิตร ใส่ลงในถังปฏิกรณ์ และปรับปริมาตรให้เป็น 10 ลิตร ด้วยเติมน้ำเสียแอมโมเนียมเข้มข้น 40 มิลลิกรัมต่อลิตร เติมอากาศอย่างต่อเนื่อง และปั่นกวอย่างสม่ำเสมอ เก็บน้ำตัวอย่างที่เวลา 0, 10, 20, 30, 60, 90 และ 120 นาที เพื่อนำไปวิเคราะห์ต่อไป

## 6.6 ศึกษาอัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชัน

สลัดจ์เข้มข้นปริมาตร 2 ลิตร ใส่ลงในถังปฏิกรณ์ และปรับปริมาตรให้เป็น 10 ลิตร ด้วยเติมน้ำเสียในเตรตเข้มข้น 40 มิลลิกรัมต่อลิตร ปั่นกวนอย่างสม่ำเสมอ แต่ไม่มีการเติมอากาศในระบบ เมื่อค่าออกซิเจนละลายน้ำลดลงเหลือน้อยกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร เติมนสารละลายโซเดียมอะซิเตท 50 มิลลิลิตร และเก็บน้ำตัวอย่างที่เวลา 0, 10, 20, 30, 60, 90 และ 120 นาที เพื่อนำไปวิเคราะห์ต่อไป

## 7. วิธีวิเคราะห์และการคำนวณ

### 7.1 แอมโมเนีย - ไนโตรเจน

นำน้ำตัวอย่างก่อน และหลังบำบัดมากรองด้วยกระดาษกรอง เพื่อเอาของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำ จากนั้นใส่น้ำตัวอย่างปริมาตร 25 มิลลิลิตรลงในขวด COD เติมนสารละลายฟีนอล (Phenol solution) 1 มิลลิลิตร สารละลายโซเดียมไนโตรพรัสไซด์ (Sodium nitroprusside solution) 1 มิลลิลิตร และสารละลายออกซิไดซิงค์ (Oxidizing solution) 2.5 มิลลิลิตร จากนั้นปิดฝา และเขย่าให้สารทั้งหมดผสมกันเป็นเนื้อเดียว ตั้งทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องเป็นเวลา 1 ชั่วโมง และนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นแสง 640 นาโนเมตร

### 7.2 ไนเตรต - ไนโตรเจน

นำน้ำตัวอย่างก่อน และหลังบำบัดมากรองด้วยกระดาษกรอง เพื่อเอาของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำ จากนั้นใส่น้ำตัวอย่างปริมาตร 25 มิลลิลิตรลงในขวด COD เติมนสารละลายเร้งสี (Color reagent) 1 มิลลิลิตร จากนั้นปิดฝา และเขย่าให้สารทั้งหมดผสมกันเป็นเนื้อเดียว ตั้งทิ้งไว้ที่อุณหภูมิห้องเป็นเวลา 10 นาที และนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นแสง 543 นาโนเมตร

### 7.3 ไนเตรต - ไนโตรเจน

นำน้ำตัวอย่างก่อน และหลังบำบัดมากรองด้วยกระดาษกรอง เพื่อเอาของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำ จากนั้นใส่น้ำตัวอย่างปริมาตร 25 มิลลิลิตรลงในขวด COD เติมนสารละลายกรดไฮโดรคลอริก (Hydrochloric acid solution) 0.5 มิลลิลิตร จากนั้นปิดฝา และเขย่าให้สารทั้งหมดผสมกันเป็นเนื้อเดียว และนำไปวัดค่าการดูดกลืนแสงที่ความยาวคลื่นแสง 220 และ 275 นาโนเมตร หลังจากนั้นนำค่าที่วัดได้จาก 275 นาโนเมตร ลบกับค่า 220 นาโนเมตร และจะได้ค่าไนเตรตออกมา

### 7.4 ของแข็งแขวนลอยทั้งหมด

อบถ้วยกระเบื้องที่ 105 องศาเซลเซียส เป็นเวลา 1 ชั่วโมง จากนั้นนำไปเข้าตู้ดูดความชื้น และชั่งน้ำหนักของถ้วยกระเบื้อง นำสลัดจ์เข้มข้น 20 มิลลิลิตร ใส่ในถ้วยกระเบื้องที่ทำการชั่งน้ำหนัก แล้วจดค่าน้ำหนักเริ่มต้น และนำไปใส่ในอ่างควบคุมอุณหภูมิ 95.5 องศาเซลเซียส จนน้ำระเหยหมด จากนั้นนำถ้วยกระเบื้องไปชั่งน้ำหนักสุดท้าย และคำนวณหาค่าของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total suspended solid; TSS)

$$\text{TSS (กรัมต่อลิตร)} = \frac{\text{น้ำหนักถ้วย (95.5 องศาเซลเซียส)} - \text{น้ำหนักถ้วยเริ่มต้น}}{\text{ปริมาตรน้ำ}}$$



### 7.5 ของแข็งแขวนลอยระเหยได้

หลังจากได้ของแข็งแขวนลอยทั้งหมดแล้ว นำถ้วยกระเบื้องเดิมเข้าตู้อบที่ 550 องศาเซลเซียส อบเป็นเวลา 15 นาที จากนั้นนำถ้วยกระเบื้องไปชั่งน้ำหนักสุดท้าย และคำนวณหาค่าของแข็งแขวนลอยระเหยได้ (Volatile suspended solid; VSS)

$$\text{VSS (กรัมต่อลิตร)} = \frac{\text{น้ำหนักถ้วย(95.5 องศาเซลเซียส)} - \text{น้ำหนักถ้วย(550 องศาเซลเซียส)}}{\text{ปริมาตรน้ำ}}$$

### 7.6 การคำนวณ

ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน =

$$\frac{[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{in}} - [\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{out}} - [\text{NO}_2\text{-N}]_{\text{out}} - [\text{NO}_3\text{-N}]_{\text{out}}}{[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{in}}} \times 100$$

$$\text{อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน} = \frac{[\text{NH}_4\text{-N}]_0 - [\text{NH}_4\text{-N}]_t}{t}$$

$$\text{อัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน} = \frac{[\text{NO}_3\text{-N}]_0 - [\text{NO}_3\text{-N}]_t}{t}$$

เมื่อ  $[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{in}}$  = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเสียสังเคราะห์ก่อนบำบัด (มิลลิกรัมต่อลิตร)

$[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{out}}$  = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำหลังบำบัด (มิลลิกรัมต่อลิตร)

$[\text{NO}_2\text{-N}]_{\text{out}}$  = ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำหลังบำบัด (มิลลิกรัมต่อลิตร)

$[\text{NO}_3\text{-N}]_{\text{out}}$  = ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำหลังบำบัด (มิลลิกรัมต่อลิตร)

$[\text{NH}_4\text{-N}]_0$  = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำเริ่มต้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)

$[\text{NH}_4\text{-N}]_t$  = ความเข้มข้นของแอมโมเนียม-ไนโตรเจนในน้ำที่เวลา t (มิลลิกรัมต่อลิตร)

$[\text{NO}_3\text{-N}]_0$  = ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำเริ่มต้น (มิลลิกรัมต่อลิตร)

$[\text{NO}_3\text{-N}]_t$  = ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำที่เวลา t (มิลลิกรัมต่อลิตร)

## 8. ผลการทดลองและอภิปรายผล

ผลการทดลองของโครงการวิจัยนี้จะอธิบายใน 2 ส่วน คือ ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์ ที่ออกแบบภายใต้การเติมอากาศแบบสลับ และผลของอัตราการเติมอากาศต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน นอกจากนี้อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชัน ก็กล่าวถึงเช่นกัน

### 8.1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์

น้ำเสียสังเคราะห์เข้มข้น 40-50 มิลลิกรัมต่อลิตร ถูกบำบัดโดยใช้ถังปฏิกรณ์ที่มีการเติมอากาศแบบสลับ 2 ชั่วโมงกล่าวคือเติมอากาศปริมาณ 0.5 ลิตรต่อนาที เป็นเวลา 2 ชั่วโมง และหยุดเติม

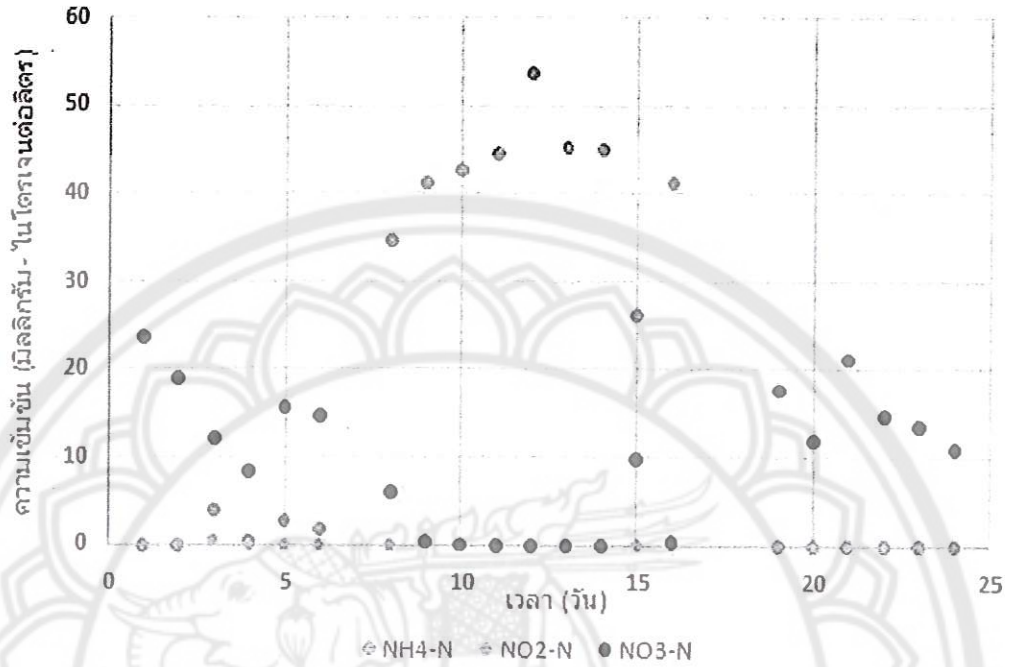
อากาศเป็นเวลา 2 ชั่วโมงจากนั้นเติมอากาศอีกครั้งทำเช่นนี้ ไปเรื่อยๆ จนครบเวลากักเก็บ 24 ชั่วโมง จากนั้นนำน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วออกจากถังปฏิกรณ์ และเติมน้ำเสียสังเคราะห์ใหม่อีกครั้ง

ปริมาณแอมโมเนียม-ไนโตรเจน ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) ไนไตรต-ไนโตรเจน ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) และไนเตรต-ไนโตรเจน ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) ในน้ำหลังการบำบัดได้ถูกตรวจวัดเป็นเวลา 25 วัน และผลแสดง ดังรูปที่ 2 พบว่าการบำบัด ในช่วง 7 วันแรกปริมาณ  $\text{NH}_4\text{-N}$  ลดลงจากเริ่มต้น 40-50 มิลลิกรัมต่อลิตร เหลือ 0-5 มิลลิกรัมต่อลิตร เช่นเดียวกับ  $\text{NO}_2\text{-N}$  ที่ตรวจพบในน้ำน้อยมาก ประมาณ 0-1 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขณะที่ปริมาณ  $\text{NO}_3\text{-N}$  สูงขึ้นเป็น 10-25 มิลลิกรัมต่อลิตร โดยปริมาณ  $\text{NO}_3\text{-N}$  มีแนวโน้มลดลงเรื่อยๆ แสดงถึงประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์ที่ค่อยๆ เพิ่มสูงขึ้นถึง 65% (ดังรูปที่ 3) อย่างไรก็ตามจะเห็นได้ว่า ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดอย่างรวดเร็วเหลือน้อยกว่า 10% ในวันถัดมา (วันที่ 8-16) ทั้งนี้เนื่องจากการอุดตันของหัวฟุ้งที่ใช้เติมอากาศทำให้อากาศถูกบีบเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ได้น้อยลง และปริมาณออกซิเจนไม่เพียงพอต่อการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ ส่งผลให้ปริมาณ  $\text{NH}_4\text{-N}$  ในน้ำเพิ่มสูงขึ้น แต่ภายหลังการเปลี่ยนที่หัวฟุ้งที่เติมอากาศใหม่ ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนกลับเพิ่มสูงขึ้น และคงที่ประมาณ 65-68%

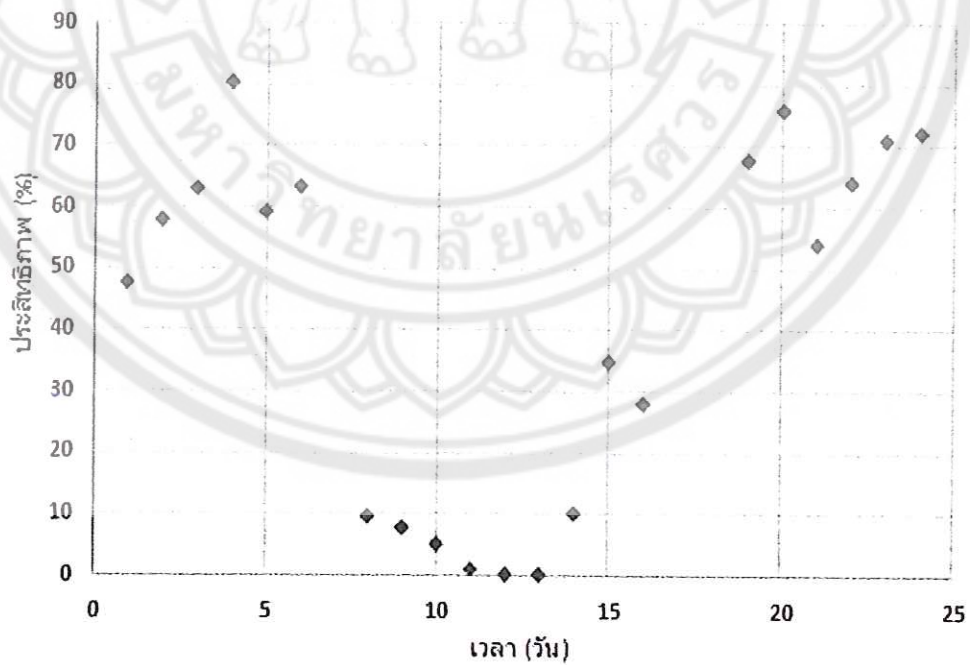
เมื่อทำการตรวจวัดการเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ในหนึ่งรอบการเติมอากาศแบบสลับ (4 ชั่วโมง) หลังการเติมน้ำเสียสังเคราะห์ ได้ผล ดังรูปที่ 4 พบว่าน้ำเสียสังเคราะห์มีค่า DO เริ่มต้นที่ 4.2 มิลลิกรัมต่อลิตร จากนั้นค่า DO ลดลงเหลือ 1.2-1.4 มิลลิกรัมต่อลิตรในชั่วโมงที่ 0.5-1.0 แม้ว่าจะมีการเติมอากาศอย่างต่อเนื่องอยู่ แต่เนื่องจากจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ใช้ออกซิเจนในการสลายแอมโมเนียม (กระบวนการไนตริฟิเคชัน) ในช่วงแรกสูง เป็นผลให้ค่า DO ลดลงต่ำลง จากนั้นเมื่อปริมาณแอมโมเนียมลดลง ปริมาณออกซิเจนที่ใช้ในการย่อยสลายก็ลดลงตามไปด้วย ทำให้ออกซิเจนเหลือเพิ่มขึ้น ค่า DO ในถังปฏิกรณ์จึงเพิ่มขึ้นเป็น 6.2-6.8 มิลลิกรัมต่อลิตร เมื่อสิ้นสุดชั่วโมงที่ 2 ของการเติมอากาศ และเมื่อหยุดเติมอากาศ ค่า DO ลดลงอย่างรวดเร็วอยู่ 1.8 มิลลิกรัมต่อลิตร และคงที่ประมาณ 0.4 มิลลิกรัมต่อลิตร จนสิ้นสุดหนึ่งรอบการเติมอากาศแบบสลับ ในช่วงการหยุดเติมอากาศนี้ กระบวนการดีไนตริฟิเคชันจะเกิดขึ้น เพื่อกำจัดไนโตรเจนอย่างสมบูรณ์ ในรอบการเติมอากาศถัดๆ ไป ค่า DO จะกลับเพิ่มสูงขึ้นในช่วงการเติมอากาศ และลดต่ำลงในช่วงหยุดเติมอากาศ

จากรูปที่ 5 จะเห็นได้ว่าในช่วงการเติมอากาศ (ชั่วโมงที่ 0-2) ปริมาณ  $\text{NH}_4\text{-N}$  เริ่มต้นที่ 40 มิลลิกรัมต่อลิตร ลดลงเหลือ 26 มิลลิกรัมต่อลิตร ในขณะที่ปริมาณ  $\text{NO}_3\text{-N}$  เพิ่มขึ้นเป็น 16 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งแสดงให้เห็นการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน ( $\text{NH}_4\text{-N} + \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3\text{-N}$ ) และในช่วงการหยุดเติมอากาศ สารละลายอะซิเตทถูกเติมลงในถังปฏิกรณ์ พบว่าไม่มี  $\text{NO}_2\text{-N}$  และ  $\text{NO}_3\text{-N}$  เหลืออยู่เลย แสดงถึงกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ ( $\text{NO}_3\text{-N} + \text{C} \rightarrow \text{N}_2$ ) อย่างไรก็ตาม ในช่วงการหยุดเติมอากาศนี้ ปริมาณ  $\text{NH}_4\text{-N}$  ยังคงลดลงเหลือ 18 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งอาจจะเป็นเพราะออกซิเจนละลายน้ำที่เหลืออยู่ถูกใช้ในกระบวนการไนตริฟิเคชัน ในการเติมอากาศแบบสลับรอบที่ 2 (ชั่วโมงที่ 4-8) การเติมอากาศอีกครั้งส่งผลให้ปริมาณ  $\text{NH}_4\text{-N}$  ลดลงเป็นศูนย์ เมื่อสิ้นสุดการเติมอากาศในชั่วโมงที่ 6 ในขณะที่ปริมาณ  $\text{NO}_3\text{-N}$  สูงขึ้น แต่จะเห็นได้ว่าปริมาณ  $\text{NO}_2\text{-N}$  เพียงเล็กน้อยเท่านั้น เมื่อสิ้นสุดการหยุดเติมอากาศในชั่วโมงที่ 8 และคงที่ต่อไป แสดงให้เห็นว่าปริมาณอะซิเตทที่เหลืออยู่ในถังปฏิกรณ์ไม่เพียงพอ ต่อการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์

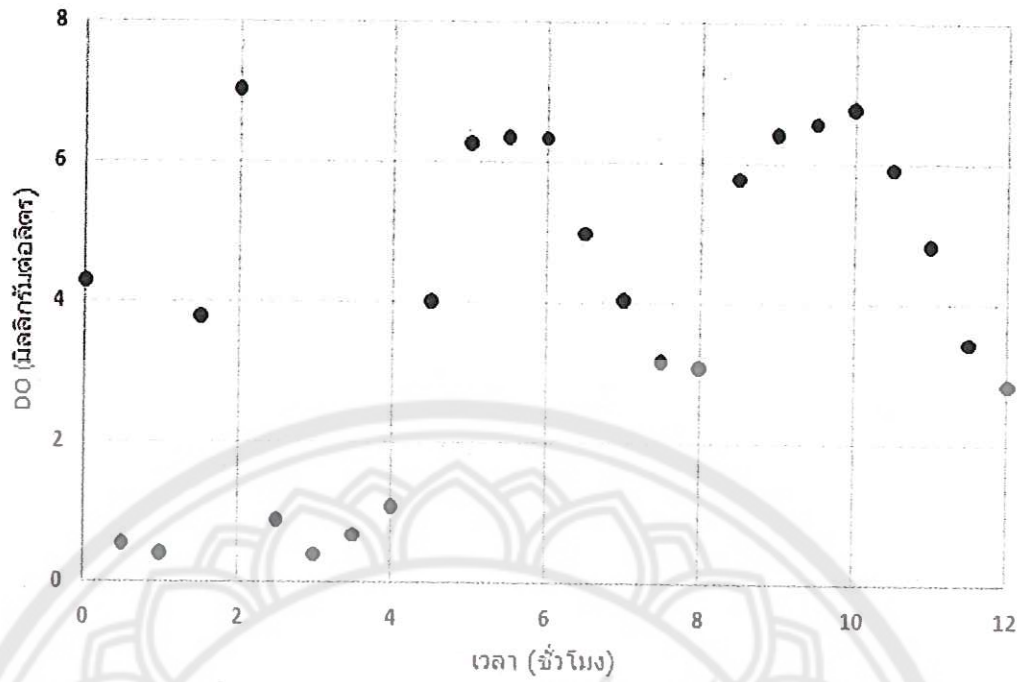
นอกจากนี้การเพิ่มขึ้นของค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) เป็น 8.5 ภายหลังจากเติมสารละลายโซเดียมอะซิเตทในช่วงหยุดเติมอากาศสอดคล้องกับการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์ แสดงดังรูปที่ 6



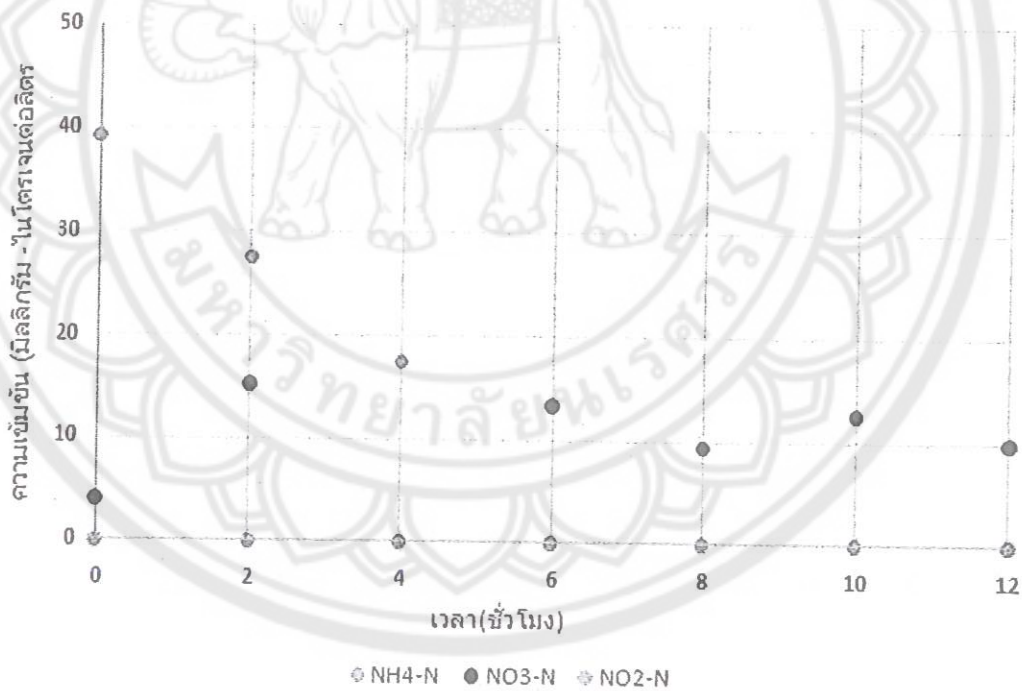
รูปที่ 2 ปริมาณแอมโมเนียม (NH<sub>4</sub>-N), ไนไตรต์ (NO<sub>2</sub>-N) และไนเตรต (NO<sub>3</sub>-N) ของน้ำหลังการบำบัด



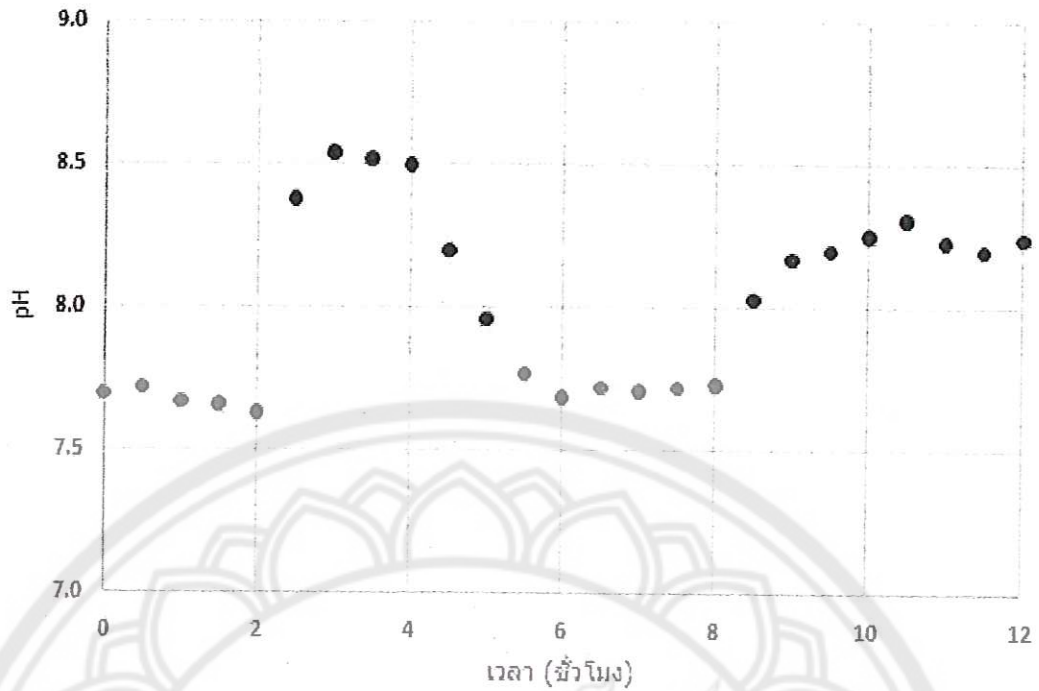
รูปที่ 3 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์



รูปที่ 4 การเปลี่ยนแปลงของค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ในแต่ละรอบการเติมอากาศแบบสลับ (ชั่วโมงที่ 0-2, 4-6, 8-10 : เติมอากาศ และชั่วโมงที่ 2-4, 6-8, 10-12 : หยุดเติมอากาศ)



รูปที่ 5 การเปลี่ยนแปลงของค่า NH<sub>4</sub>-N NO<sub>2</sub>-N และ NO<sub>3</sub>-N ในแต่ละรอบการเติมอากาศแบบสลับ (ชั่วโมงที่ 0-2, 4-6, 8-10: เติมอากาศ และชั่วโมงที่ 2-4, 6-8, 10-12: หยุดเติมอากาศ)



รูปที่ 6 การเปลี่ยนแปลงของค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในแต่ละรอบการเติมอากาศแบบสลับ (ชั่วโมงที่ 0-2, 4-6, 8-10: เติมอากาศ และชั่วโมงที่ 2-4, 6-8, 10-12: หยุดเติมอากาศ)

### 8.2 อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

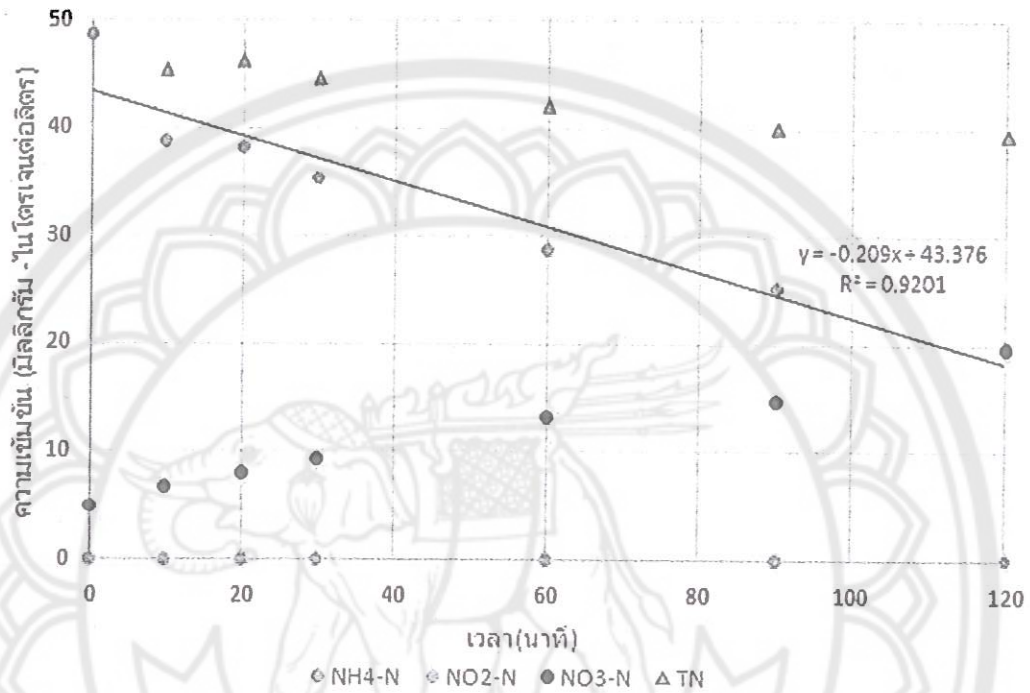
เพื่อยืนยันการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันในช่วงการเติมอากาศ การทดลองแบบกะ (Batch test) ได้ถูกทำขึ้น โดยเติมอากาศอย่างต่อเนื่อง (0.5 ลิตรต่อนาที) เป็นเวลา 120 นาที และวัดค่าการเปลี่ยนแปลงของ  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  และ  $\text{NO}_3\text{-N}$  ในถังปฏิกรณ์ ผลแสดงดังรูปที่ 7 พบว่าปริมาณ  $\text{NH}_4\text{-N}$  ลดลงอย่างสม่ำเสมอด้วยอัตรา 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที ในขณะที่ปริมาณ  $\text{NO}_3\text{-N}$  เพิ่มสูงขึ้น สอดคล้องกับการลดลงของ  $\text{NH}_4\text{-N}$  ในขณะที่ปริมาณ  $\text{NO}_2\text{-N}$  ไม่เปลี่ยนแปลง ดังนั้นอาจกล่าวได้ว่า อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันคิดเป็น 0.2 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที

เช่นเดียวกับการทดลองแบบกะเพื่อยืนยันการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้ถูกทำขึ้น โดยการเติมสารละลายโซเดียมอะซิเตท ในถังปฏิกรณ์ที่มีน้ำเสียในเตรตเข้มข้น 40-50 มิลลิกรัมต่อลิตร และค่า DO น้อยกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร จากนั้นวัดค่าการเปลี่ยนแปลงของ  $\text{NO}_2\text{-N}$  และ  $\text{NO}_3\text{-N}$  ในถังปฏิกรณ์เป็นเวลา 120 นาที ผลแสดงดังรูปที่ 8 พบว่าเมื่อเริ่มตรวจวัด ปริมาณ  $\text{NO}_3\text{-N}$  ลดลงอย่างรวดเร็วในช่วง 10 นาทีแรก จากนั้นจะลดลงอย่างช้าๆ เหลือ 9 มิลลิกรัมต่อลิตร ที่เวลา 120 นาที โดยอัตราการลดลงของ TN หรือ อัตราการเกิดดีไนตริฟิเคชันคิดเป็น 1.8 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที

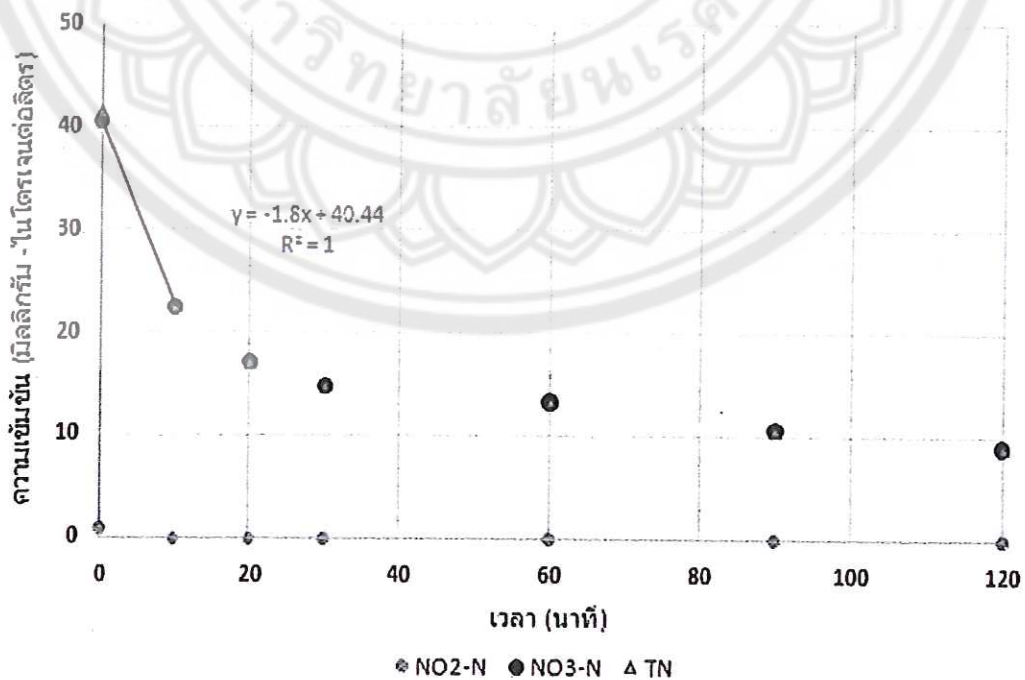
### 8.3 ผลของการเติมอากาศต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน

ในการทดลองนี้อัตราการเติมอากาศในช่วงเติมอากาศได้เพิ่มจากเดิม 0.5 ลิตรต่อนาที (ต่ำ) เป็น 1 ลิตรต่อนาที (กลาง) และ 2 ลิตรต่อนาที (สูง) ตามลำดับ อย่างไรก็ตามระยะเวลาการเติมอากาศ และหยุดเติมอากาศยังคงเป็น 2 ชั่วโมง เช่นเดียวกับข้างต้น ปริมาณ  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  และ  $\text{NO}_3\text{-N}$  ของน้ำหลังการบำบัดที่อัตราการเติมอากาศ 1 ลิตรต่อนาที และ 2 ลิตรต่อนาที แสดงในรูปที่

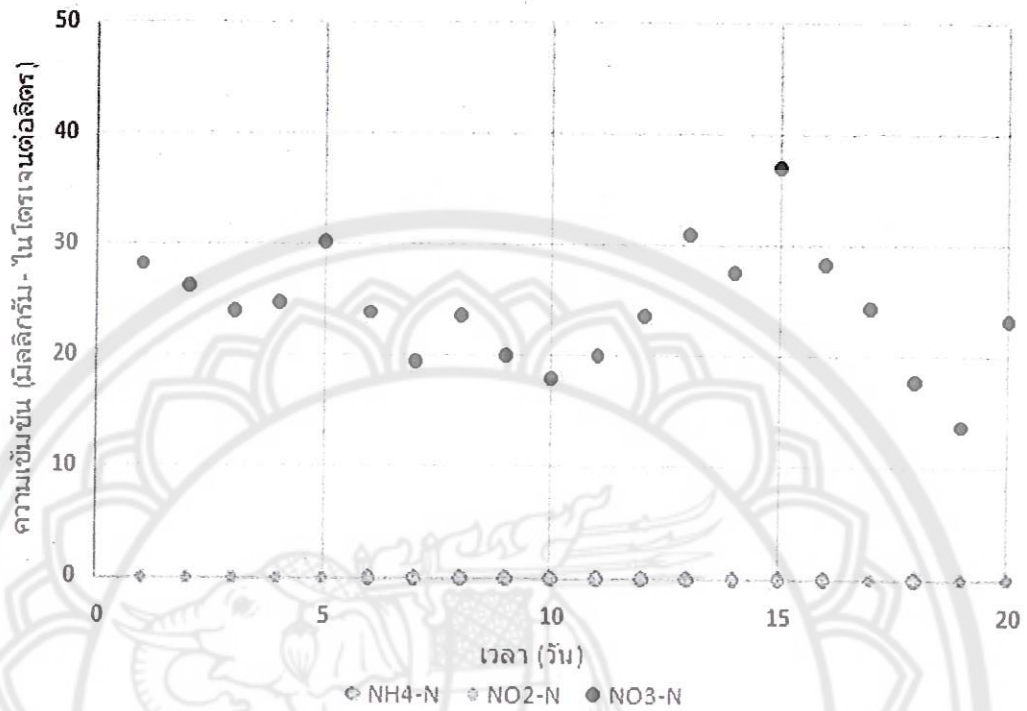
9 และ 10 ตามลำดับ จะเห็นได้ว่าไม่พบปริมาณ  $\text{NH}_4\text{-N}$  และ  $\text{NO}_2\text{-N}$  เหลือในน้ำหลังการบำบัด แต่ปริมาณ  $\text{NO}_3\text{-N}$  อยู่ในช่วง 15-35 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ย 46% ในอัตราการเติมอากาศกลาง รูปที่ 11 และปริมาณ  $\text{NO}_3\text{-N}$  ประมาณ 25-40 มิลลิกรัมต่อลิตร คิดเป็นประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเฉลี่ย 37% ในอัตราการเติมอากาศสูง ซึ่งเมื่อเปรียบเทียบอัตราการเติมอากาศทั้งสามระดับ พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนลดลง เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้น รูปที่ 12



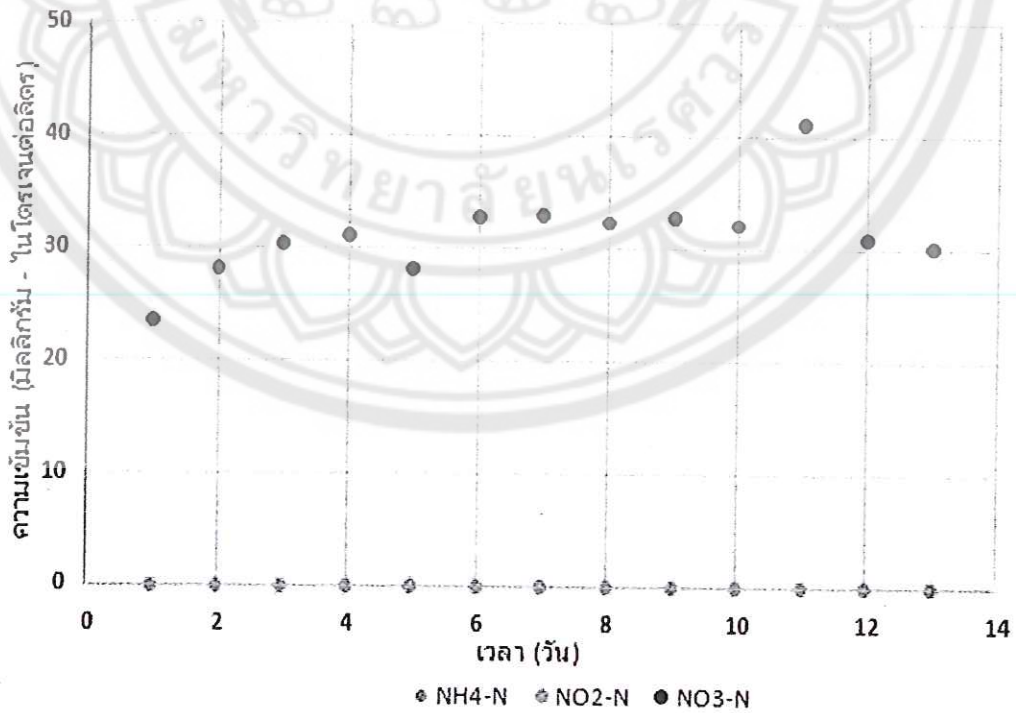
รูปที่ 7 การเปลี่ยนแปลงของ  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  และไนโตรเจนทั้งหมด (TN) เมื่อเติมอากาศอย่างสม่ำเสมอ



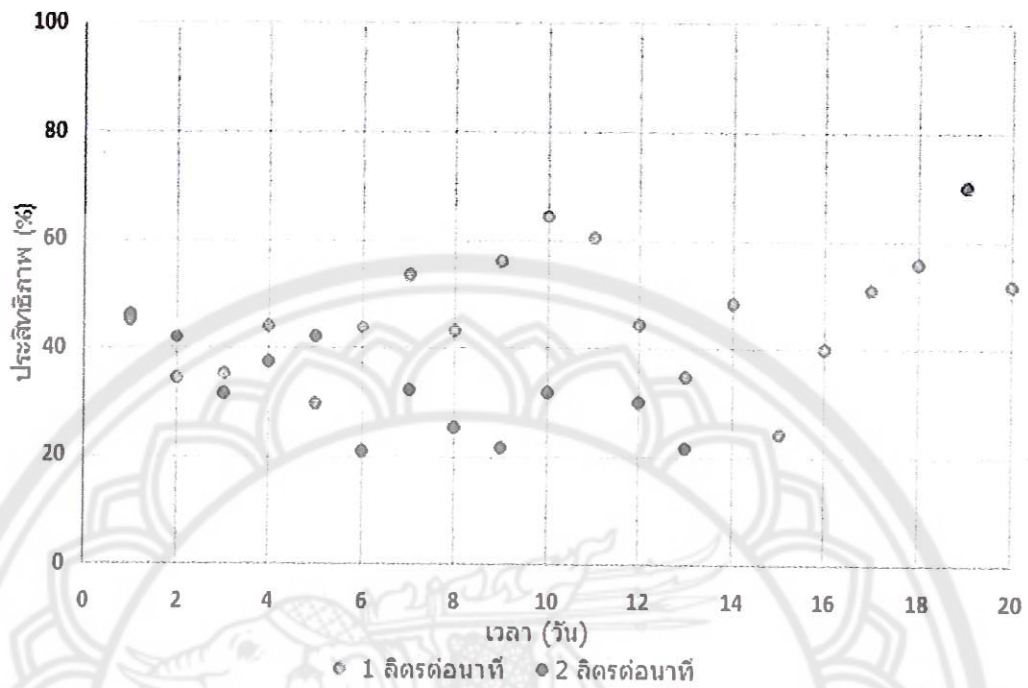
รูปที่ 8 การเปลี่ยนแปลงของ  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$  และไนโตรเจนทั้งหมด (TN) เมื่อหยุดเติมอากาศและเติมสารละลายโซเดียมอะซิเตท



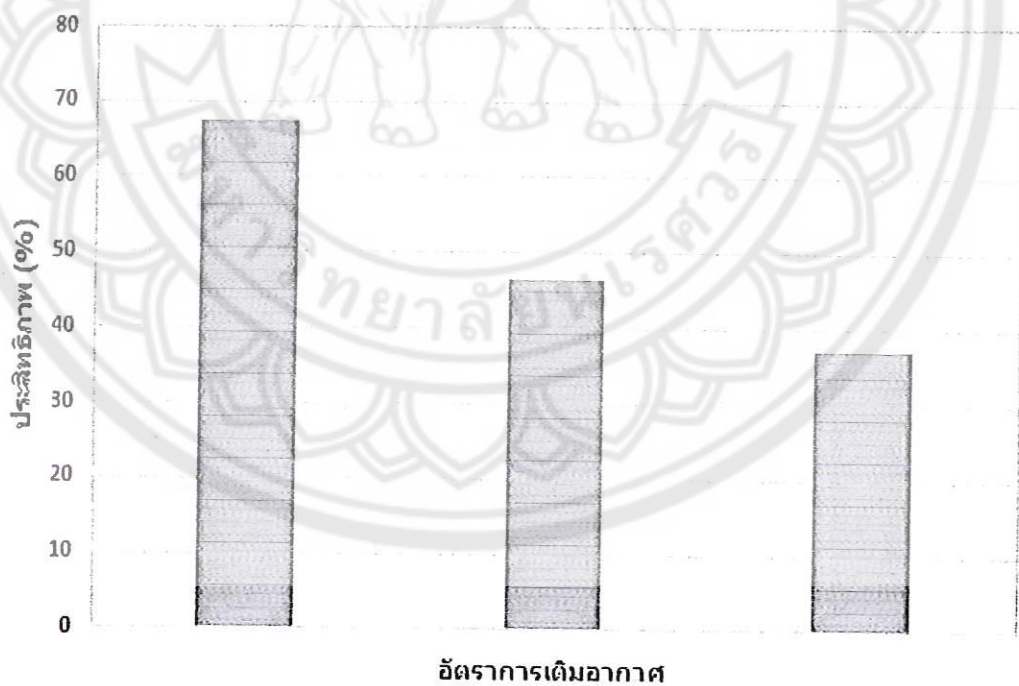
รูปที่ 9 ปริมาณ  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  และ  $\text{NO}_3\text{-N}$  ของน้ำหลังการบำบัดที่อัตราการเติมอากาศ 1 ลิตรต่อนาที



รูปที่ 10 ปริมาณ  $\text{NH}_4\text{-N}$   $\text{NO}_2\text{-N}$  และ  $\text{NO}_3\text{-N}$  ของน้ำหลังการบำบัดที่อัตราการเติมอากาศ 2 ลิตรต่อ  
นาที่



รูปที่ 11 ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่อัตราการเติมอากาศ 1 และ 2 ลิตรต่อนาที



รูปที่ 12 เปรียบเทียบประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 (ต่ำ) 1 (กลาง)  
และ 2 ลิตรต่อนาที (สูง)



#### 8.4 ผลของการเติมอากาศต่ออัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน

อัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันที่อัตราการเติมอากาศ 1 และ 2 ลิตรต่อนาที ได้ถูกทำเพื่อศึกษาสาเหตุของการลดลง ของประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่อัตราการเติมอากาศสูงๆ สรุปผลดังตารางที่ 3 จะเห็นได้ว่าอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันเพิ่มขึ้นจาก 0.2 เป็น 0.3 และ 0.7 มิลลิกรัมต่อลิตรต่อนาที ตามลำดับ แสดงให้เห็นว่าอัตราการเติมอากาศที่สูงขึ้นมีส่วนช่วยอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน (การลดลงของ  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) ให้เร็วขึ้น ในขณะที่ส่วนช่วยอัตราการเติมอากาศที่สูงขึ้นนี้ มีผลยับยั้งอัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (การลดลงของ  $\text{NO}_3\text{-N}$ ) โดยจะสังเกตเห็นว่าปริมาณ  $\text{NO}_2\text{-N}$  และ  $\text{NO}_3\text{-N}$  ในน้ำหลังการบำบัดที่ค่าสูงขึ้นไปเรื่อยๆ ทั้งนี้อาจกล่าวได้ว่าอัตราการเติมอากาศที่สูงขึ้น มีผลต่อกลุ่มของจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ โดยจุลินทรีย์ดีไนตริฟิเคชัน (Denitrifying bacteria) จะถูกยับยั้ง เนื่องจากในช่วงหยุดเติมอากาศ ออกซิเจนที่เหลืออยู่และสารละลายโซเดียมอะซิเตท จะช่วยให้จุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟ (Heterotroph) เจริญเติบโตได้ดีและแทนที่จุลินทรีย์ดีไนตริฟิเคชัน เป็นผลให้กระบวนการดีไนตริฟิเคชันเกิดขึ้นไม่สมบูรณ์

เมื่อเปรียบเทียบสีของสลัดจ์หลังสิ้นสุดการทดลองที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 (ต่ำ), 1(กลาง) และ 2 ลิตรต่อนาที (สูง) จะเห็นว่าสีของสลัดจ์เมื่อเติมอากาศ 0.5 (ต่ำ) สลัดจ์มีสีเข้มเป็นสีดำ เติมอากาศ 1 (กลาง) สลัดจ์มีสีน้ำตาล และเติมอากาศ 2 (สูง) สลัดจ์มีสีน้ำตาลอ่อน

ตารางที่ 3 สรุปอัตราการเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชัน และดีไนตริฟิเคชันที่อัตราการเติมอากาศต่างๆ

อัตราการเติมอากาศ (ลิตรต่อนาที)	ไนตริฟิเคชัน		ดีไนตริฟิเคชัน	
	อัตราการเกิด (มิลลิกรัมต่อลิตรต่อ นาที)	อัตราการเกิด (มิลลิกรัมต่อ ลิตรต่อนาที)	$\text{NO}_2\text{-N}$ (มิลลิกรัมต่อ ลิตร)	$\text{NO}_3\text{-N}$ (มิลลิกรัมต่อ ลิตร)
0.5 (ต่ำ)	0.2	1.8	0	9
1 (กลาง)	0.3	1.6	28	12
2 (สูง)	0.7	1.2	30	18

#### 9. สรุปผลโครงการวิจัย

จากผลการทดลองเรื่องการพัฒนาถังปฏิกรณ์สำหรับกำจัดไนโตรเจนภายใต้การเติมอากาศแบบสลับ สามารถสรุปได้ ดังนี้

1. ถังปฏิกรณ์ที่ออกแบบสามารถบำบัดน้ำเสียไนโตรเจนได้สูงสุด 68%
2. การเติมอากาศแบบสลับ ช่วยสนับสนุนกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันให้เกิดขึ้นภายในถังปฏิกรณ์ โดยในช่วงการเติมอากาศจะเกิดกระบวนการไนตริฟิเคชันเป็นหลัก และในช่วงหยุดการเติมอากาศจะเกิดขึ้นกระบวนการดีไนตริฟิเคชันเป็นหลัก

3. อัตราการเติมอากาศมีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน โดยประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนจะลดลงจาก 68% เป็น 47% และ 30% เมื่ออัตราการเติมอากาศเพิ่มขึ้นจาก 0.5 ลิตรต่อนาที เป็น 1 และ 2 ลิตรต่อนาที ตามลำดับ

4. แม้ว่าอัตราการเติมอากาศสูง มีผลทำให้อัตราการเกิดกระบวนการไนตริเคชันเพิ่มขึ้น แต่ก็ตามก็ มีผลทำให้อัตราการเกิดกระบวนการดีไนตริเคชันลดลง นอกจากนี้แบคทีเรียกลุ่มอื่น เช่น เฮเทอโรโทรป ก็เติบโตได้ดีเช่นกัน ซึ่งมีผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยรวมลดลง

#### 10. ข้อเสนอแนะ

1. ควรพัฒนาระบบบำบัดแบบถังปฏิกรณ์ให้ดีขึ้น เช่น การใช้ระบบป้อนเติมน้ำเข้าระบบ
2. ควรศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนที่ระยะเวลาการเติมอากาศแบบสลับอื่นๆ เช่น 1 หรือ 3 ชั่วโมง เป็นต้น
3. ควรพัฒนาต่อยอระบบและทดลองใช้น้ำเสียชุมชนจริงในการบำบัด

#### 11. เอกสารอ้างอิง

- [1] กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม (2013). ระบบบำบัดน้ำเสีย, [http://www.pcd.go.th/info\\_serv/water\\_wt.html](http://www.pcd.go.th/info_serv/water_wt.html)
- [2] W.Zeng, Y. Zhang, L. Li, Y. Peng, S. Wang (2009). Control and optimization of nitrifying communities for nitrification from domestic wastewater at room temperatures. *Enzyme and Microbial Technology*, 45, 226-232.
- [3] L. Maya-Altamira, A. Baun, I. Angelidaki, J.E. Schmidt (2008). Influence of wastewater characteristics on methane potential in food-processing industry wastewaters. *Water Research*, 42, 2195-2203.
- [3] W. Khanitchaidecha, M. Shakya, Y. Nakano, F. Kazama (2012). Development of an attached growth reactor for NH<sub>4</sub>-N removal at a drinking water supply system in Kathmandu Valley, Nepal. *Journal of Environmental Science and Health: Part A*, 47, 1-10.
- [4] C. Pokasoowan, W. Khanitchaidecha, K.C. Krishna, A.P. Annachhatre (2009). Investigation on laboratory and pilot-scale airlift sulfide oxidation reactor under varying sulfide loading rate. *Journal of Environmental Science and Health: Part A*, 44, 87-98.
- [5] W. Khanitchaidecha, F. Kazama (2012). Denitrification in an attached growth reactor under various operating conditions. *Water Science and Technology: Water Supply*, 12, 72-80.
- [6] กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม (2013). มาตรฐานคุณภาพน้ำ, [http://www.thaiwaterplan.org/dss\\_system/knowledge\\_base/water\\_quality.pdf](http://www.thaiwaterplan.org/dss_system/knowledge_base/water_quality.pdf)

[7] H.T.Q. Kieu, E. Muller, H. Horn (2011). Heavy metal removal in anaerobic semi-continuous stirred tank. *Water Research*, 45, 3863-3870.

[8] F. Chen, Y. Liu, J. Tay, P. Ning (2011). Operational strategies for nitrogen removal in granular sequencing batch reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 189, 342-348.

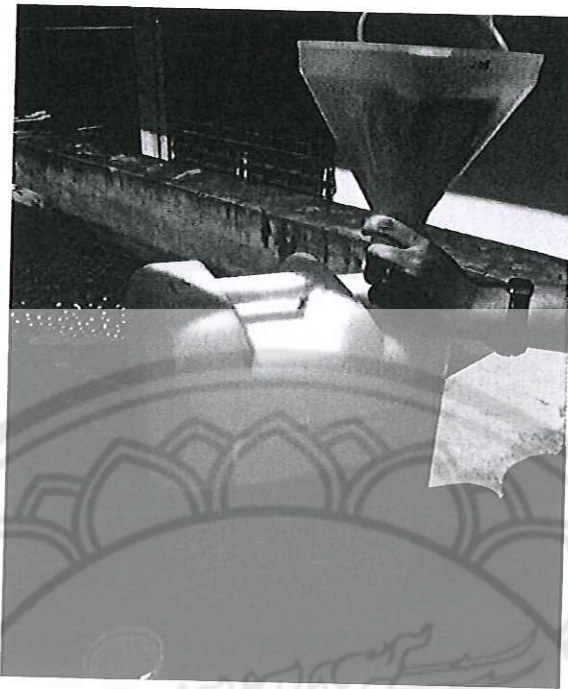
[9] M. Li, G. Nakhla, J. Zhu (2012). Simultaneous carbon and nitrogen removal with enhanced bioparticle circulation in a circulating fluidized bed biofilm reactor. *Chemical Engineering Journal*, 181-182, 36-44.

[10] The Water Planet Company (2013). Nitrification and denitrification, London.

[http://www.thewaterplanetcompany.com/docs/WPC\\_Nitrification%20&%20Denitrification%20.pdf](http://www.thewaterplanetcompany.com/docs/WPC_Nitrification%20&%20Denitrification%20.pdf)







รูปที่ ก1 การเก็บจูลินทรีย์ (สลัดจ์) จากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลวังทอง จังหวัดพิษณุโลก



รูปที่ ก2 การเพาะเลี้ยงจูลินทรีย์ก่อนการทดลอง

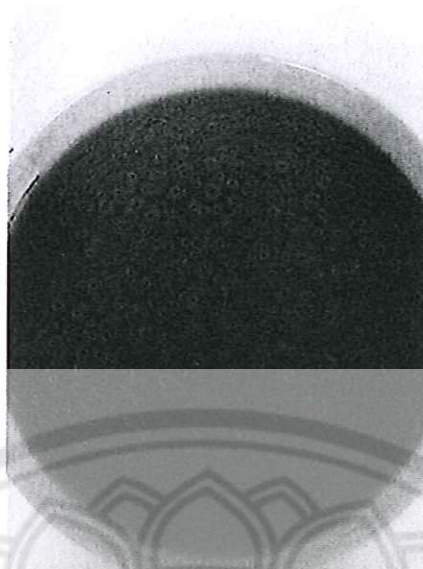


สำนักหอสมุด

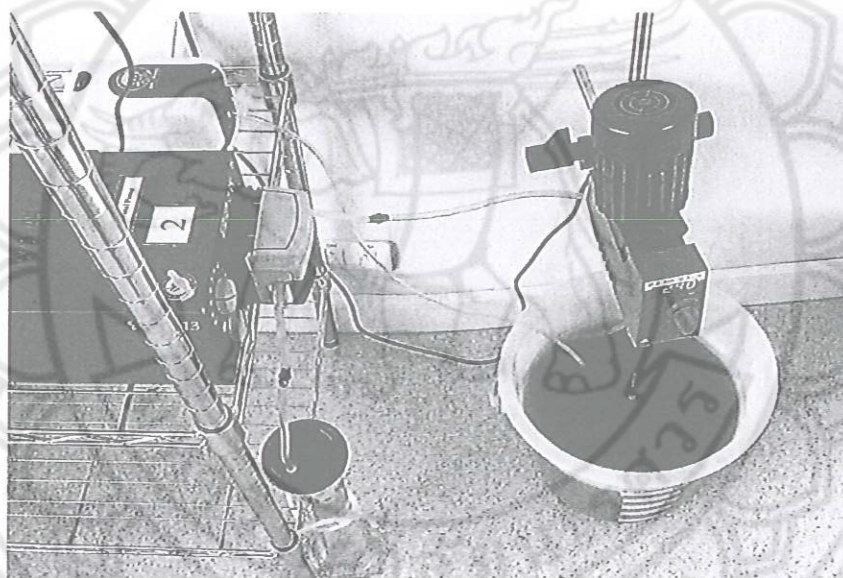
12 ส.ย. 2558

6994866

ว ๓๐  
๓๖๕  
๑๖๑๑  
๒๕๕๗



รูปที่ ก3 จุลินทรีย์ที่สมบูรณ์ สำหรับการทดลอง



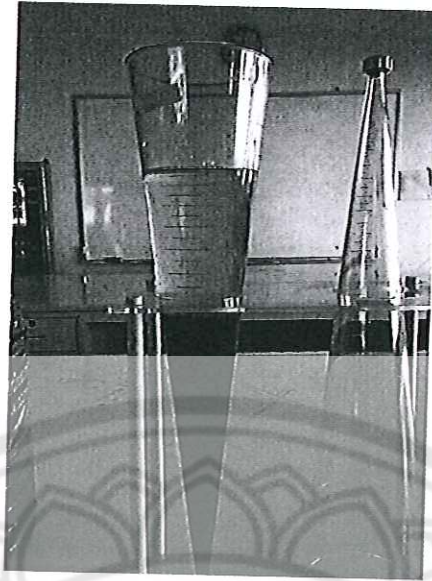
รูปที่ ก4 การติดตั้งระบบบำบัดน้ำเสียในห้องปฏิบัติการ



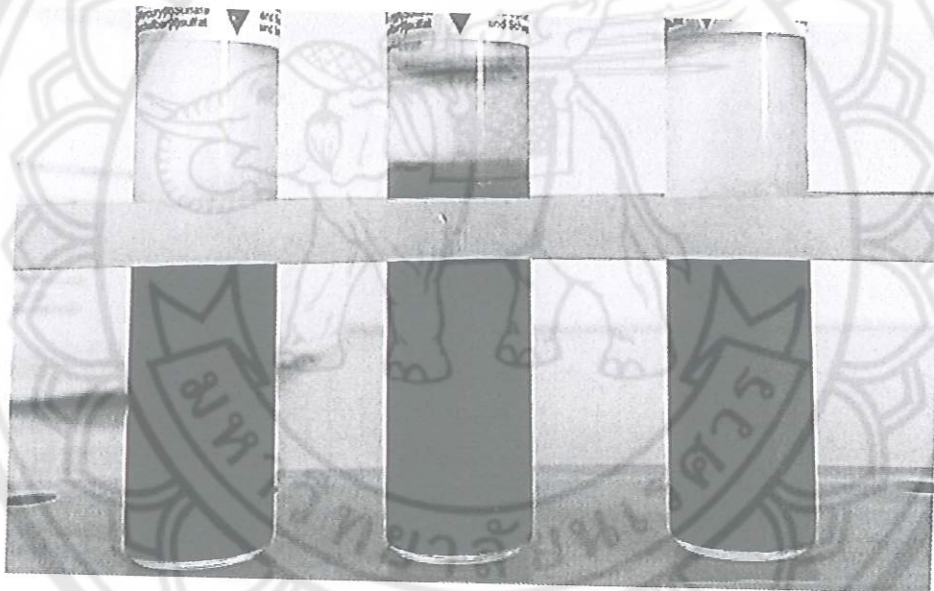
รูปที่ ๓5 ตัวอย่างน้ำหลังการบำบัด



รูปที่ ๓6 การตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำก่อนและหลังบำบัด

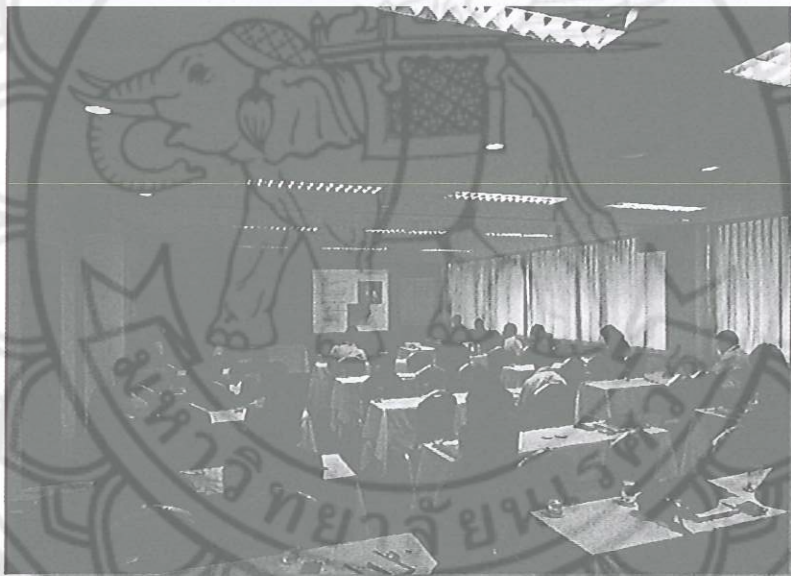


รูปที่ ก7 การวิเคราะห์การตกตัวของจุลินทรีย์



รูปที่ ก8 การเปลี่ยนแปลงของกลุ่มจุลินทรีย์ระหว่างทดลอง





รูปที่ ก9-10

งาน

ประชุมวิชาการ International Young Researchers' Workshop: River Basin Environment and Management ที่ Asian Institute of Technology ระหว่าง 8-9 กุมภาพันธ์ 2557





งบประมาณรายได้มหาวิทยาลัย  
แบบเสนอโครงการวิจัย ประกอบการเสนอขอรับทุนอุดหนุนการวิจัย  
ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2557.....

ชื่อโครงการวิจัย (ภาษาไทย) ...การพัฒนาระบบบำบัดแบบย่อส่วน สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน...  
(ภาษาอังกฤษ) ...Development of a compact treatment system for nitrogen wastewater...

ส่วน ก : ลักษณะโครงการวิจัย

1. ประเภทการวิจัย

- พื้นฐาน
- ประยุกต์
- ทดลองและพัฒนา

2. กลุ่มการวิจัย (ระบุความสอดคล้องกับกลุ่มการวิจัยเพียงข้อเดียว)

- วิทยาศาสตร์เทคโนโลยี
- วิทยาศาสตร์สุขภาพ
- มนุษยศาสตร์และสังคมศาสตร์

3. สาขาวิชาการ (ระบุความสอดคล้องของโครงการวิจัยกับสาขาวิชาการ และกลุ่มวิชาของสภาวิจัยแห่งชาติ เพียงข้อเดียว)

- วิทยาศาสตร์กายภาพและคณิตศาสตร์
- วิทยาศาสตร์การแพทย์
- วิทยาศาสตร์เคมีและเภสัช
- เกษตรศาสตร์และชีววิทยา
- วิศวกรรมศาสตร์และอุตสาหกรรมวิจัย
- ปรัชญา
- นิติศาสตร์
- รัฐศาสตร์และรัฐประศาสนศาสตร์
- เศรษฐศาสตร์
- สังคมวิทยา
- เทคโนโลยีสารสนเทศและนิเทศศาสตร์
- การศึกษา

#### 4. จริยธรรมการวิจัย

เกี่ยวข้อง

- จริยธรรมการวิจัยในมนุษย์ ระบุ เลขที่ใบรับรอง ..... ลงวันที่ .....
- จรรยาบรรณการใช้สัตว์ทดลอง ระบุ เลขที่ใบรับรอง ..... ลงวันที่ .....
- ความปลอดภัยทางชีวภาพ ระบุ เลขที่ใบรับรอง ..... ลงวันที่ .....

ไม่เกี่ยวข้อง ซึ่งข้าพเจ้า ได้รับทราบ และเข้าใจ เกี่ยวกับ

- ประกาศมหาวิทยาลัยนเรศวร เรื่อง คุณสมบัติ หลักเกณฑ์โครงการวิจัยที่ต้องขอรับรองจริยธรรมการวิจัยในมนุษย์
- ประกาศมหาวิทยาลัยนเรศวร เรื่อง การกำหนดวิธีดำเนินงานตามแนวทางปฏิบัติเพื่อความปลอดภัยทางชีวภาพในกำกับของคณะกรรมการเพื่อความปลอดภัยทางชีวภาพ
- จรรยาบรรณการใช้สัตว์เพื่อนงานทางวิทยาศาสตร์ ของสภาวิจัยแห่งชาติ

ทั้งนี้ ข้าพเจ้าขอยืนยันว่าโครงการวิจัยที่ขอส่งรับการสนับสนุนทุนวิจัยนี้ ไม่มีความเกี่ยวข้องกับประกาศดังกล่าว หากภายหลังพบว่าข้อเสนอโครงการวิจัยนี้ มีความเกี่ยวข้อง ข้าพเจ้าจะรับผิดชอบต่อผลกระทบที่จะเกิดขึ้น แต่เพียงผู้เดียว

ส่วน ข : องค์ประกอบในการจัดทำโครงการวิจัย

##### 1. ผู้รับผิดชอบ และคณะผู้วิจัย

ชื่อ - สกุล ..ดร.วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา... สัดส่วนการทำวิจัย (%) ..100.....  
หน่วยงาน ..ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยนเรศวร..  
บทบาทในโครงการ ..หัวหน้าโครงการและผู้วิจัย...

ชื่อ - สกุล ..... สัดส่วนการทำวิจัย (%) .....  
หน่วยงาน .....  
บทบาทในโครงการ .....

##### 2. คำสำคัญ (Keywords) ของโครงการวิจัย

ภาษาไทย ..ระบบบำบัดแบบย่อยส่วน น้ำเสียชุมชน กระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชัน การปนเปื้อนของสารไนโตรเจน..

ภาษาอังกฤษ ..Compact treatment system, domestic wastewater, nitrification and denitrification process, nitrogen contamination..

##### 3. ความสำคัญและที่มาของปัญหาที่ทำการวิจัย

เนื่องจากการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของจำนวนประชากรและโรงงานอุตสาหกรรมในปัจจุบัน ทำให้ปริมาณน้ำเสียเพิ่มมากขึ้นในแต่ละวัน ทั้งจากการอุปโภค-บริโภคในครัวเรือน (น้ำเสียชุมชน) และจากกระบวนการผลิตในโรงงานอุตสาหกรรม (น้ำเสียอุตสาหกรรม) จากการศึกษางานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าน้ำเสียชุมชนถูกผลิตขึ้น ประมาณ 189-482 ลิตร/คน-วัน [1] และประกอบด้วยสารไนโตรเจน (เช่น แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) และไนเตรต-ไนโตรเจน ( $\text{NO}_3\text{-N}$ )) ในปริมาณสูง โดยพบค่าการปนเปื้อนของ  $\text{NH}_4\text{-N}$  เฉลี่ย 65.6 มก./ลิตร [2] ส่วนปริมาณน้ำเสียอุตสาหกรรมที่ถูกผลิตขึ้นและชนิดสารปนเปื้อนจะแตกต่างกันไปขึ้นอยู่กับประเภทของโรงงานอุตสาหกรรม อย่างไรก็ตามสารไนโตรเจนพบว่าเป็นสารปนเปื้อนหลักเช่นเดียวกัน ค่าการปนเปื้อนของสาร  $\text{NH}_4\text{-N}$  ประมาณ 1,800-2,000 มก./ลิตร ในโรงงานผลิตอาหาร [3] ที่สำคัญอย่างยิ่งการปล่อยน้ำเสียปนเปื้อนสารเหล่านี้สู่สิ่งแวดล้อมโดยปราศจากการบำบัดที่เหมาะสมและมีประสิทธิภาพ จะก่อให้เกิดปัญหาการเจริญอย่างรวดเร็วเกินปกติของพืชน้ำ (Eutrophication) การลดลงของออกซิเจนในแหล่งน้ำ และมลพิษทางน้ำตามมา ดังนั้นระบบบำบัดที่มีประสิทธิภาพจึงจำเป็นอย่างยิ่งในการบำบัดสารไนโตรเจนปนเปื้อนออกจากน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรมก่อนปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม

ระบบบำบัดแบบชีวภาพเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้อย่างแพร่หลายในชุมชนและโรงงานอุตสาหกรรม เนื่องจากข้อดีของระบบนี้ คือ มีประสิทธิภาพสูง ราคาถูก และสามารถบำบัดน้ำได้ในปริมาณมาก [3-4] ระบบบำบัดแบบชีวภาพสามารถใช้บำบัดสารปนเปื้อนต่างๆ เช่น สารอินทรีย์คาร์บอน  $\text{NH}_4\text{-N}$  และ  $\text{NO}_3\text{-N}$  [3, 5] เนื่องจากการบำบัดสารปนเปื้อนแต่ละชนิดเหล่านี้ให้มีประสิทธิภาพสูงสุดต้องควบคุมเงื่อนไขการดำเนินระบบที่แตกต่างกัน เช่น ชนิดของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจน อัตราการไหลของน้ำ และความเป็นกรด-ด่าง [3-5] งานวิจัยส่วนใหญ่จึงพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียโดยมุ่งเน้นการบำบัดสารปนเปื้อนชนิดใดชนิดหนึ่งเท่านั้น การบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีสารไนโตรเจนจึงต้องผ่านระบบบำบัดมากกว่า 1 ระบบขึ้นไป ทำให้ชุมชนหรือโรงงานอุตสาหกรรมไม่สะดวกในการติดตั้งระบบทั้งหมด เนื่องจากสิ้นเปลืองค่าใช้จ่าย

#### 4. วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย

1. พัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็ก สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน
2. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดที่ออกแบบในห้องทดลอง

#### 5. ทฤษฎี สมมุติฐาน (ถ้ามี) และกรอบแนวความคิดของโครงการวิจัย

ปกติน้ำเสียชุมชนพบการปนเปื้อนของ  $\text{NH}_4\text{-N}$  เฉลี่ย 65.6 มก./ลิตร [2] แม้ว่าค่าการปนเปื้อนจะมีค่าต่ำกว่าน้ำเสียอุตสาหกรรมค่อนข้างมาก แต่อย่างไรก็ตามค่าการปนเปื้อนนี้ยังคงสูงกว่าค่ามาตรฐาน  $\text{NH}_4\text{-N}$  ที่กำหนดไว้ในมาตรฐานคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำผิวดิน กำหนดโดยกรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม [6] สำหรับแหล่งน้ำประเภทที่ 3 ได้แก่ แหล่งน้ำที่ได้รับน้ำทั้งจากกิจกรรมบางประเภท และสามารถเป็นประโยชน์เพื่อการอุปโภคและบริโภค โดยต้องผ่านกระบวนการปรับปรุงคุณภาพน้ำเป็นพิเศษก่อน และการอุตสาหกรรม จะต้องมีความ  $\text{NH}_4\text{-N}$  และ  $\text{NO}_3\text{-N}$  ไม่เกิน 0.5 มก./ลิตร และ 5 มก./ลิตร ตามลำดับ

#### 6. การทบทวนวรรณกรรม/สารสนเทศ (Information) ที่เกี่ยวข้อง

ระบบบำบัดชีวภาพ คือ ระบบบำบัดที่ใช้จุลินทรีย์ในการย่อยสลายสารปนเปื้อนต่างๆ ในน้ำ โดยระบบบำบัดชีวภาพที่นิยมใช้มีหลายรูปแบบ และแต่ละรูปแบบจะมีหลักการทำงานและข้อดีแตกต่างกัน เช่น

รูปแบบระบบบำบัดชีวภาพ	หลักการทำงาน	ข้อดี
Continuous stirred tank reactor [7]	เติมอากาศ และปั่นกวอย่างสม่ำเสมอ จุลินทรีย์เคลื่อนที่	จุลินทรีย์กระจายอยู่ทั้งระบบ มีประสิทธิภาพสูง
Sequencing batch reactor [8]	เติมอากาศ และปั่นกวไม่สม่ำเสมอ จุลินทรีย์เคลื่อนที่	จุลินทรีย์กระจายอยู่ทั้งระบบ บำบัดได้หลายมลพิษ
Biofilm reactor [9]	เติมอากาศอย่างสม่ำเสมอ และไม่มีการ ปั่นกว จุลินทรีย์ไม่เคลื่อนที่	จุลินทรีย์มีปริมาณมาก

ตัวอย่างปฏิกิริยาที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดชีวภาพ

- บำบัดสารแอมโมเนียม-ไนโตรเจน โดยกระบวนการไนตริฟิเคชัน (Nitrification) [10]
 
$$\text{NH}_4^+ + 1.5\text{O}_2 \rightarrow 2\text{H}^+ + 2\text{H}_2\text{O} + \text{NO}_2^-$$

$$\text{NO}_2^- + 0.5\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$$
- บำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน โดยกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน (Deitrification) [5, 10]
 
$$2\text{NO}_3^- + 5\text{H}_2 \rightarrow \text{N}_2 + 2\text{OH}^- + 4\text{H}_2\text{O}$$

$$6\text{NO}_3^- + 5\text{CH}_3\text{OH} \rightarrow 3\text{N}_2 + 6\text{OH}^- + 7\text{H}_2\text{O} + 5\text{CO}_2$$

ส่วนใหญ่ระบบบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียโรงงานอุตสาหกรรมที่มีปนเปื้อนสารไนโตรเจนจะใช้ระบบ Continuous stirred tank reactor (CSTR) ซึ่งจะประกอบด้วย 2 ถังย่อย คือ ถังไนตริฟิเคชัน สำหรับบำบัดแอมโมเนียม-ไนโตรเจน และถังดีไนตริฟิเคชัน สำหรับบำบัดไนเตรต-ไนโตรเจน จากนั้นปล่อยน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วลงสู่แหล่งน้ำสาธารณะ งานวิจัยนี้จะมุ่งเน้นการพัฒนา

ระบบบำบัดน้ำเสียโดยรวมกระบวนการไนตริฟิเคชันและดีไนตริฟิเคชันในถังปฏิกรณ์เดี่ยว ทำให้ชุมชนและโรงงานอุตสาหกรรมประหยัดพื้นที่และค่าใช้จ่ายในการติดตั้งระบบมากขึ้น นอกจากนี้ยังสนับสนุนการนำน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแล้วมาใช้ประโยชน์อีกครั้ง

#### 7. เอกสารอ้างอิงของโครงการวิจัย

- [1] กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม (2013). ระบบบำบัดน้ำเสีย, [http://www.pcd.go.th/info\\_serv/water\\_wt.html](http://www.pcd.go.th/info_serv/water_wt.html)
- [2] W.Zeng, Y. Zhang, L. Li, Y. Peng, S. Wang (2009). Control and optimization of nitrifying communities for nitrification from domestic wastewater at room temperatures. *Enzyme and Microbial Technology*, 45, 226-232.
- [3] L. Maya-Altamira, A. Baun, I. Angelidaki, J.E. Schmidt (2008). Influence of wastewater characteristics on methane potential in food-processing industry wastewaters. *Water Research*, 42, 2195-2203.
- [3] W. Khanitchaidecha, M. Shakya, Y. Nakano, F. Kazama (2012). Development of an attached growth reactor for NH<sub>4</sub>-N removal at a drinking water supply system in Kathmandu Valley, Nepal. *Journal of Environmental Science and Health: Part A*, 47, 1-10.
- [4] C. Pokasowan, W. Khanitchaidecha, K.C. Krishna, A.P. Annachhatre (2009). Investigation on laboratory and pilot-scale airlift sulfide oxidation reactor under varying sulfide loading rate. *Journal of Environmental Science and Health: Part A*, 44, 87-98.
- [5] W. Khanitchaidecha, F. Kazama (2012). Denitrification in an attached growth reactor under various operating conditions. *Water Science and Technology: Water Supply*, 12, 72-80.
- [6] กรมควบคุมมลพิษ กระทรวงทรัพยากรธรรมชาติและสิ่งแวดล้อม (2013). มาตรฐานคุณภาพน้ำ, [http://www.thaiwaterplan.org/dss\\_system/knowledge\\_base/water\\_quality.pdf](http://www.thaiwaterplan.org/dss_system/knowledge_base/water_quality.pdf)
- [7] H.T.Q. Kieu, E. Muller, H. Horn (2011). Heavy metal removal in anaerobic semi-continuous stirred tank. *Water Research*, 45, 3863-3870.
- [8] F. Chen, Y. Liu, J. Tay, P. Ning (2011). Operational strategies for nitrogen removal in granular sequencing batch reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 189, 342-348.
- [9] M. Li, G. Nakhla, J. Zhu (2012). Simultaneous carbon and nitrogen removal with enhanced bioparticle circulation in a circulating fluidized bed biofilm reactor. *Chemical Engineering Journal*, 181-182, 36-44.
- [10] The Water Planet Company (2013). Nitrification and denitrification, London. [http://www.thewaterplanetcompany.com/docs/WPC\\_Nitrification%20&%20Denitrification%20.pdf](http://www.thewaterplanetcompany.com/docs/WPC_Nitrification%20&%20Denitrification%20.pdf)

#### 8. วิธีการดำเนินการวิจัย และสถานที่ทำการทดลอง/เก็บข้อมูล

1. เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ในห้องทดลอง โดยกำหนดปริมาณ NH<sub>4</sub>-N และสารอื่นๆ ที่เหมาะสม อ้างอิงจากน้ำเสียชุมชนและเอกสารอ้างอิง
2. ออกแบบและติดตั้งระบบบำบัดแบบย่อบริเวณในห้องทดลอง โดยควบคุมเวลาการบำบัด (Hydraulic retention time, HRT) ประมาณ 6 ชม. และปริมาณน้ำเสียเข้าระบบ (loading) ประมาณ 40-50 ลิตร/วัน
3. ศึกษาประสิทธิภาพประสิทธิผลของระบบบำบัดน้ำในห้องทดลอง ภายใต้เงื่อนไขต่างๆ เช่น ระยะเวลาการเติมอากาศ เพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการบำบัด NH<sub>4</sub>-N สูงสุด โดยวัดค่าต่างๆ ระหว่างศึกษา NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N, NO<sub>3</sub>-N, ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved oxygen, DO) และความเป็นกรด-ด่าง (pH)
4. ประสิทธิภาพของระบบจะคำนวณจากเปอร์เซ็นต์การลดลงของไนโตรเจน

9. ระยะเวลาทำการวิจัย และแผนการดำเนินงานตลอดโครงการวิจัย

กิจกรรม	เดือนที่												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
1. ศึกษางานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	←→												
2. เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์			←→										
3. ออกแบบและติดตั้งระบบบำบัดน้ำแบบย่อยสลาย			←→										
4. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำแบบย่อยสลายในห้องทดลอง						←→							
5. สรุปผลงานวิจัย และเตรียมเอกสารสำหรับตีพิมพ์ในวารสาร											←→		

10. งบประมาณของโครงการวิจัย

รายละเอียดค่าใช้จ่าย	งบประมาณ (บาท)
1. หมวดค่าตอบแทน	
1.1 นักศึกษาผู้ช่วยวิจัย 1 (4 เดือน)	5,000
1.2 นักศึกษาผู้ช่วยวิจัย 2 (4 เดือน)	5,000
1.3 นักศึกษาผู้ช่วยวิจัย 3 (4 เดือน)	5,000
1.4 นักศึกษาผู้ช่วยวิจัย 4 (4 เดือน)	5,000
2. หมวดค่าใช้จ่าย	
2.1 ค่าเดินทาง อาหาร และที่พัก สำหรับวิเคราะห์ตัวอย่าง	5,000
2.2 ค่าเข้าร่วมงานประชุมวิชาการระดับนานาชาติ	35,000
2.3 ค่าวิเคราะห์ตัวอย่าง	20,000
3. หมวดค่าวัสดุ	
3.1 ค่าอุปกรณ์เก็บน้ำ เช่น ขวดพลาสติก	10,000
3.2 เครื่องแก้วที่ใช้ในการทดลองทางเคมี	30,000
3.3 สารเคมีที่ใช้ในห้องทดลอง	50,000
3.4 ค่าถังปฏิกรณ์และระบบติดตั้ง	10,000
รวม	180,000

11. ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ (ระบุ ผู้ใช้ประโยชน์ หน่วยงานที่นำผลการวิจัยไปใช้ประโยชน์)

- ทราบเงื่อนไขที่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบย่อยสลาย และสามารถนำข้อมูลนี้ไปใช้ในการอ้างอิงและวิจัยต่อไป สำหรับชุมชน มหาวิทยาลัย และสถาบันวิจัยต่างๆ
- ระบบบำบัดที่ออกแบบ (ประสิทธิภาพสูง ราคาถูก และใช้ง่าย) สามารถนำไปประยุกต์ใช้กับชุมชนหรือโรงงานผลิตอาหารที่ประสบปัญหาน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน

12. แผนการถ่ายทอดเทคโนโลยีหรือผลการวิจัยสู่กลุ่มเป้าหมาย

ระบบบำบัดแบบย่อยสลายที่ออกแบบในห้องทดลอง รวมถึงเทคโนโลยีการบำบัดน้ำเสียที่เกี่ยวข้องจะนำไปประยุกต์ใช้ในชุมชนที่ให้ความร่วมมือต่อไป

13. ผลสำเร็จและความคุ้มค่าของการวิจัยที่คาดว่าจะได้รับ

ผลผลิตและผลลัพธ์ของงานวิจัยนี้ คือ ระบบบำบัดน้ำเสียแบบย่อยสลายต้นแบบ เพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน นอกจากนี้ยังทราบเงื่อนไขเบื้องต้นที่มีผลต่อการดำเนินระบบ ทั้งนี้ผลของงานวิจัยนี้จะเผยแพร่ในวารสารและการประชุมวิชาการระดับนานาชาติ

ประเภท	ผลงาน	จำนวน
การตีพิมพ์และ เผยแพร่	13.1 ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติที่มีค่า Impact Factor	..1.. เรื่อง
	13.2 ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติ (ไม่มีค่า Impact Factor)	—
	13.3 ตีพิมพ์ในวารสารระดับประเทศ	—
	13.4 นำเสนอในการประชุมวิชาการในระดับนานาชาติ ที่มีการตีพิมพ์บทความบน Proceedings	..1.. เรื่อง
	13.5 นำเสนอในการประชุมวิชาการในระดับชาติ ที่มีการตีพิมพ์บทความบน Proceedings	—
	13.6 บทความวิชาการ ตำรา หนังสือที่มีการรับรองคุณภาพ	—
การใช้ประโยชน์	13.7 ถ่ายทอดผลงานวิจัย / เทคโนโลยีสู่กลุ่มเป้าหมาย และได้รับการรับรองการใช้ประโยชน์จากหน่วยงานที่เกี่ยวข้อง	—
	13.8 ได้สิ่งประดิษฐ์ อุปกรณ์ เครื่องมือ หรืออื่นๆ เช่น ฐานข้อมูล Software ที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ต่อไป	—
การจดทะเบียน ทรัพย์สินทางปัญญา	13.9 อนุสิทธิบัตร	—
	13.10 สิทธิบัตร	—

14. คำชี้แจงอื่นๆ (ถ้ามี)

.....  
 .....

..... หัวหน้าโครงการ

(...ดร.วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา...)

วันที่ .....

15. ข้อคิดเห็นต่อโครงการ

.....  
 .....

..... หัวหน้าภาควิชา..วิศวกรรมโยธา...

(.....)

วันที่ .....

16. ข้อคิดเห็นต่อโครงการ

.....  
 .....

..... คณบดีหรือผู้ที่ได้รับมอบหมาย

(.....)

วันที่ .....



ส่วน ก : ประวัติคณะผู้วิจัย

1. ชื่อ - นามสกุล (ภาษาไทย) นาย / นาง / นางสาว...วิลาวลัย คณิตชัยเดชา...

(ภาษาอังกฤษ) Mr. / Miss / Mrs. ...Wilawan Khanitchaidecha...

หมายเลขบัตรประจำตัวประชาชน ...3 2101 00898 52 4.....

ตำแหน่งปัจจุบัน ..อาจารย์.....

สถานที่ติดต่อ

ที่ทำงาน ..ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยนเรศวร...

โทรศัพท์ ..055-964-058..... โทรสาร ..

โทรศัพท์เคลื่อนที่ ..085-952-4842..... E - mail ..wilawank1@gmail.com

ประวัติการศึกษา

ปีการศึกษา	คุณวุฒิ	สถาบันการศึกษา
2544	วท.บ. (เคมี)	สถาบันเทคโนโลยีพระจอมเกล้าเจ้าคุณทหารลาดกระบัง
2548	วท.ม. (วิศวกรรมและการจัดการสิ่งแวดล้อม)	สถาบันเทคโนโลยีแห่งเอเชีย
2553	Ph.D. (Environmental Engineering)	University of Yamanashi

ประสบการณ์การทำงานวิจัย (ในตำแหน่งหัวหน้าโครงการ)

ปีงบประมาณ	โครงการ	แหล่งทุน	สถานะการดำเนินงาน
-	-	-	-
-	-	-	-

สาขาวิชาที่เชี่ยวชาญ ..การวิเคราะห์คุณภาพน้ำและอากาศ มลพิษทางน้ำและอากาศ เทคโนโลยีการบำบัดน้ำทางชีวภาพและเคมี การออกแบบระบบบำบัดและการทำงาน....

ภาระงานในปัจจุบัน ..การสอน 6 ชม./สัปดาห์....

ผลงานวิจัย

ก. ผลงานวิจัยที่ตีพิมพ์ในวารสารระดับชาติ

• -

ข. ผลงานวิจัยที่ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติ

- W. Khanitchaidecha, P. Koshy, T. Kamei, M. Shakya, F. Kazama (2013). Investigation of the effects of hydrogenotrophic denitrification and anammox on the improvement of the quality of the drinking water supply system. *Journal of Environmental Science and Health: Part A*, 48, 1533-1542.
- W. Khanitchaidecha, M. Shakya, K. Tatsuru, F. Kazama (2012). NH<sub>4</sub>-N removal through nitrification and hydrogenotrophic denitrification in simple attached growth reactors. *Water Air Soil Pollution*, 223, 3939-3953.
- W. Khanitchaidecha, F. Kazama (2012). Denitrification in an attached growth reactor under various operating conditions. *Water Science and Technology: Water Supply*, 12, 72-80.

- W. Khanitchaidecha, M. Shakya, Y. Nakano, F. Kazama (2012). Development of an attached growth reactor for  $\text{NH}_4\text{-N}$  removal at a drinking water supply system in Kathmandu Valley, Nepal. *Journal of Environmental Science and Health: Part A*, 47, 1-10.
- W. Khanitchaidecha, Y. Tanaka, T. Sumino, F. Kazama (2011). Modelling of an immobilized sludge reactor with polyethylene glycol (PEG)-pellet to remove  $\text{NH}_4\text{-N}$  from groundwater. *Water Science and Technology: Water Supply*, 11, 534-544.
- W. Khanitchaidecha, T. Sumino, F. Kazama (2011). Effect of free cells and additional supporting material on performance of polyethylene glycol (PEG)-pellet reactor to treat  $\text{NH}_4\text{-N}$  contaminated groundwater. *Journal of Water Resource and Protection*, 3, 12-21.
- W. Khanitchaidecha, T. Nakamura, T. Sumino, F. Kazama (2010). Performance of intermittent aeration reactor on  $\text{NH}_4\text{-N}$  removal from groundwater resources. *Water Sci. Technol.*, 61(12), 3061-3069.
- W. Khanitchaidecha, T. Sumino, F. Kazama (2010). Influence of carbon source on biological nitrogen removal by immobilized bacteria. *Journal of Water Resource and Protection*, 2, 527-531.
- C. Pokasoowan, W. Khanitchaidecha, K.C. Krishna, A.P. Annachatre (2009). Investigation on laboratory and pilot-scale airlift sulfide oxidation reactor under varying sulfide loading rate. *Journal of Environmental Science and Health: Part A*, 44, 87-98.

ค. ผลงานวิจัยที่นำไปใช้ประโยชน์ได้

- -

ง. ผลงานอื่นๆ เช่น ตำรา บทความ สิทธิบัตร ฯลฯ

- W. Khanitchaidecha, M. Shakya, V.P. Pandey, F. Kazama (2012). Attached growth system: A technology for  $\text{NH}_4\text{-N}$  removal from groundwater in Kathmandu Valley, Nepal, pp. 64-73 in *Kathmandu Valley Groundwater Outlook*. Edited by S. Shrestha, D. Pradhananga and V.P. Pandey. Asian Institute of Technology (AIT), The Small Earth Nepal (SEN), Center of Research for Environment Energy and Water (CREEW), and International Research Center for River Basin Environment-University of Yamanashi (ICRE-UY), Kathmandu, Nepal.

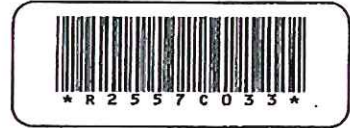
จ. รางวัลผลงานวิจัยที่เคยได้รับ

- Best Poster Award (2008). The 6<sup>th</sup> International Symposium on Southeast Asian Water Environment, Indonesia

**หมายเหตุ :**

1. ระบุข้อมูลโดยละเอียดในแต่ละหัวข้ออย่างถูกต้องและครบถ้วนสมบูรณ์ เพื่อประโยชน์ในการประเมินผล
2. ข้อเสนอโครงการวิจัยต้องผ่านการรับรองจรรยาบรรณการวิจัย ดูรายละเอียด และดาวน์โหลดแบบฟอร์มได้ที่ <http://www.research.nu.ac.th/home/download.php>





**สัญญารับทุนอุดหนุนการวิจัย**  
จากงบประมาณรายได้ มหาวิทยาลัยราชภัฏวชิรเวศน์ ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2557

โครงการ : การพัฒนาระบบบำบัดแบบย่อยสลาย สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน

สัญญานี้ทำขึ้น ณ มหาวิทยาลัยราชภัฏวชิรเวศน์ ตั้งอยู่ที่ 99 หมู่ 9 ตำบลท่าโพธิ์ อำเภอเมือง จังหวัดพิษณุโลก เมื่อวันที่ 1 ตุลาคม 2556 ระหว่างมหาวิทยาลัยราชภัฏวชิรเวศน์ โดย นายภูทพงษ์ พงษ์เจริญ ผู้มีอำนาจลงนามผูกพันในนามมหาวิทยาลัย ตามคำสั่งมหาวิทยาลัยราชภัฏวชิรเวศน์ เรื่อง มอบอำนาจให้รองอธิการบดีปฏิบัติราชการแทนอธิการบดี ลงวันที่ 20 มกราคม 2556 ซึ่งต่อไปในสัญญานี้เรียกว่า "ผู้ให้ทุน" ฝ่ายหนึ่ง กับ นางสาววิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา ซึ่งต่อไปในสัญญานี้เรียกว่า "ผู้รับทุน" อีกฝ่ายหนึ่ง ทั้งสองฝ่ายตกลงกันมีข้อความดังต่อไปนี้

**การให้และรับทุน**

ข้อ 1 ผู้ให้ทุนตกลงให้ทุนอุดหนุนวิจัยแก่ผู้รับทุนเพื่อการวิจัย เรื่อง การพัฒนาระบบบำบัดแบบย่อยสลาย สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน ซึ่งต่อไป ในสัญญานี้จะเรียกว่า "โครงการวิจัย" หรือ "โครงการ" ตามเอกสารแนบหมายเลข 3 ในวงเงิน 180,000.00 บาท (หนึ่งแสนแปดหมื่นบาทถ้วน) โดยมีระยะเวลาดำเนินการของโครงการวิจัย ไม่เกิน 12 เดือน นับตั้งแต่วันที่ 1 ตุลาคม 2556 ถึงวันที่ 30 กันยายน 2557

ข้อ 2 ผู้ให้ทุนจะจ่ายเงินตามสัญญา ให้กับผู้รับทุนเป็นงวดๆ ตามกำหนดเวลา และเงื่อนไขตามเอกสารแนบหมายเลข 1 และตามระเบียบต่างๆ ของผู้ให้ทุน

ผู้รับทุนจะต้องใช้เงินทุนที่ได้รับตามสัญญา เพื่อดำเนินการให้เป็นไปตามวัตถุประสงค์ของโครงการตามสัญญานี้เท่านั้น และจะต้องใช้อย่างประหยัดและเหมาะสม ตามระเบียบการเงินฯ ของผู้ให้ทุน ตลอดจนจัดเตรียมหลักฐานการรับเงิน และการจ่ายเงินให้ถูกต้องครบถ้วน เพื่อให้ผู้ให้ทุนตรวจสอบได้ และในกรณีที่เกิดปัญหาซึ่งต้องพิจารณาว่าการใช้เงินเพื่อดำเนินการของผู้รับทุนเป็นไปตามวัตถุประสงค์ของโครงการหรือไม่ ทั้งสองฝ่ายตกลงให้ผู้ให้ทุนเป็นผู้วินิจฉัยชี้ขาด

ผู้ให้ทุนจะไม่หักเงินอุดหนุนโครงการนี้ เป็นค่าใช้จ่ายทางอ้อมใดๆ (Indirect or overhead cost) ทั้งสิ้น หากมีรายได้ หรือผลประโยชน์ใดๆ ที่เกิดขึ้นระหว่างการดำเนินการวิจัย ผู้รับทุนจะต้องรายงานให้ผู้ให้ทุนทราบเป็นหนังสือโดยเร็ว ตลอดจนบันทึกรายรับดังกล่าวในรายงานการเงินที่เสนอต่อผู้ให้ทุน

หากมีเงินเหลือเมื่อสิ้นสุดโครงการแล้ว ผู้รับทุนจะต้องคืนเงินที่เหลือพร้อมดอกเบี้ยที่เกิดขึ้นให้แก่ผู้ให้ทุนภายใน 60 (หกสิบ) วัน นอกจากนี้จะมีหลักฐานเป็นหนังสือว่าได้มีการตกลงกันเป็นอย่างอื่น

**ข้อ 3 การเบิกจ่ายเงินของผู้รับทุน**

3.1 งวดแรกจำนวนร้อยละ 40 เมื่อส่งแบบคำขออนุมัติเบิกเงิน พร้อมสัญญาซึ่งผ่านความเห็นชอบจากคณะกรรมการวิจัยคณะ ไปยังกองบริหารการวิจัย และส่งต่อไปยังกองคลัง

3.2 งวดที่สอง จำนวนร้อยละ 40 เมื่อส่งแบบคำขออนุมัติเบิกเงิน พร้อมกับส่งรายงานความก้าวหน้า ครั้งที่ 1 และรายงานค่าใช้จ่ายเงินในงวดแรก ซึ่งผ่านความเห็นชอบจากคณะกรรมการวิจัยคณะ ไปยังกองบริหารการวิจัย และส่งต่อไปยังกองคลัง

3.3 งวดที่สาม จำนวนร้อยละ 20 เมื่อส่งแบบคำขออนุมัติเบิกเงิน พร้อมกับส่งรายงานผลการดำเนินงานฉบับสมบูรณ์ และสำเนาต้นฉบับ (Reprint) ที่ได้ตีพิมพ์เผยแพร่ในวารสารวิชาการที่มีมาตรฐานตามเกณฑ์ สมศ. หรือ สกว. หรือการประชุมทางวิชาการที่มีการประเมินบทความวิจัยโดยผู้ทรงคุณวุฒิ เพื่อตีพิมพ์ใน Proceedings หรือรายงานการนำผลงานวิจัยไปใช้ประโยชน์ในรูปแบบอื่นๆ ที่เหมาะสม และรายงานค่าใช้จ่ายเงินทั้งหมดของโครงการไปยังกองบริหารการวิจัย และส่งต่อไปยังกองคลัง

## ต้นฉบับ

โครงการที่ไม่สามารถนำส่งรายงานผลการดำเนินงานฉบับสมบูรณ์ และสำเนาต้นฉบับ (Reprint) ที่ได้ตีพิมพ์เผยแพร่ ในวารสารวิชาการที่มีมาตรฐานตามเกณฑ์ สมศ. หรือ สกว. หรือการประชุมทางวิชาการที่มีการประเมินบทความวิจัยโดยผู้ทรงคุณวุฒิ เพื่อตีพิมพ์ใน Proceedings หรือรายงานการนำผลงานวิจัยไปใช้ประโยชน์ในรูปแบบอื่นๆ ที่เหมาะสมได้ จะไม่รับการพิจารณาการเบิกจ่ายเงินในงวดที่ 3 จนกว่าสามารถดำเนินการในส่วนดังกล่าวให้แล้วเสร็จ หลังจากจากสิ้นสุดระยะเวลาดำเนินการโครงการ

เอกสารหรือหลักฐานแนวทางการเงินต่างๆ ให้ผู้รับทุนเป็นผู้รับผิดชอบในการเก็บหลักฐานดังกล่าว และพร้อมสำหรับการเรียกตรวจสอบหากมีการร้องขอ

### การดำเนินงาน

ข้อ 4 ผู้รับทุนจะต้องทำงานวิจัยตามโครงการนี้ด้วยความวิริยะอุตสาหะ และรับรองว่าจะไม่นำงานตามโครงการวิจัยบางส่วน หรือทั้งหมดไปให้ผู้อื่นรับช่วง เว้นแต่จะได้รับความยินยอมจากผู้ให้ทุนเป็นลายลักษณ์อักษรก่อน

ข้อ 5 ผู้รับทุนต้องดำเนินงานตามโครงการในทันที นับแต่วันลงนามในสัญญา ถ้าหากผู้รับทุนมิได้เริ่มดำเนินการภายใน 30 (สามสิบ) วัน นับจากวันดังกล่าว ผู้ให้ทุนมีสิทธิบอกเลิกสัญญา

ผู้รับทุนต้องดำเนินงานตามวิธีการที่เสนอไว้ตามเอกสารหมายเลข 2 และเอกสารหมายเลข 3 ให้ครบถ้วนสมบูรณ์ หากเกิดอุปสรรคไม่สามารถดำเนินการวิจัยได้ หรือมีความจำเป็นจะต้องแก้ไขเปลี่ยนแปลงแผนงานหรือวิธีการใดๆ ผู้รับทุนจะต้องแจ้งให้ผู้ให้ทุนทราบเป็นหนังสือภายในกำหนด 30 (สามสิบ) วัน ทั้งนี้ผู้ให้ทุนมีสิทธิที่จะยุติการสนับสนุนทุนวิจัย หรือให้ความเห็นชอบกับการแก้ไขเปลี่ยนแปลงโครงการได้ตามความเหมาะสม

กรณีไม่สามารถทำการวิจัยตามโครงการให้แล้วเสร็จได้ภายในกำหนดเวลาตามข้อ 1 ผู้รับทุนต้องแจ้งเหตุผลให้ผู้ให้ทุนทราบเป็นลายลักษณ์อักษร และขออนุมัติขยายเวลาก่อนวันสิ้นสุดสัญญาไม่น้อยกว่า 15 (สิบห้า) วัน ทั้งนี้ ผู้ให้ทุนทรงไว้ซึ่งสิทธิที่จะพิจารณาอนุมัติให้ขยายเวลาหรือไม่ก็ได้ โครงการที่ได้รับอนุมัติให้ขยายเวลาได้จะถือเอาวันสุดท้ายของการขยายเวลาเป็นวันกำหนดส่งผลงาน หากวันกำหนดวันส่งผลงานนั้นให้ถือว่าผู้รับทุนส่งผลงานล่าช้า

ข้อ 6 ผู้รับทุนต้องรับผิดชอบการดำเนินการวิจัย โดยคำนึงถึงความปลอดภัยของผู้เกี่ยวข้อง ตัวอย่างที่ใช้ในการทดลอง และสิ่งแวดล้อม ทั้งนี้ให้เป็นไปตามจริยธรรมการวิจัย

ข้อ 7 ผู้รับทุนต้องอำนวยความสะดวกให้ผู้ให้ทุน หรือผู้ที่ได้รับมอบหมายเข้าไปในสถานที่ทำการของผู้รับทุน หรือสถานที่ทำการวิจัย เพื่อประโยชน์ในการติดตาม และประเมินผลการวิจัยตามโครงการได้

### ผลงาน

ข้อ 8 ผู้ให้ทุน ผู้รับทุน ตกกลงร่วมกันที่จะให้มีการประเมินคุณภาพผลงานวิจัยตาม วิธีการที่ผู้ให้ทุนกำหนดทั้งระหว่างดำเนินการตามโครงการ และ/หรือ เมื่องานวิจัยเสร็จสิ้น และผู้รับทุนต้องปรับปรุงแก้ไขผลงานวิจัยตามผู้ให้ทุนร้องขอ

ในการประเมินผลงานเพื่อการอนุมัติค่าใช้จ่ายในงวดที่ 3 ผู้วิจัยยินดีให้ผู้ให้ทุนประเมินผลงานตามที่ระบุไว้ในรายงานสรุปการเงิน

ข้อ 9 ผู้รับทุนต้องนำส่งผลงาน ซึ่งมีรูปแบบและเนื้อหาตามที่ผู้ให้ทุนกำหนดโดยนำส่งแก่ผู้ให้ทุนหรือผู้ให้ทุนมอบหมายภายใน 60 วัน นับตั้งแต่วันสิ้นสุดโครงการ

กรณีที่ผู้รับทุนไม่สามารถนำส่งรายงานการวิจัยฉบับสมบูรณ์ และสำเนาต้นฉบับ (Reprint) ผลงานที่ได้รับการตีพิมพ์/เผยแพร่ หรือรายงานการนำผลงานวิจัยไปใช้ประโยชน์ในรูปแบบต่างๆ ที่เหมาะสมภายใน 180 วัน ภายหลังจากเสร็จสิ้นระยะเวลาดำเนินการโครงการ ผู้รับทุนยินยอมให้ผู้ให้ทุนระงับค่าใช้จ่ายในงวดที่ 3 ที่ยังคงค้างอยู่ตามที่ระบุไว้ในสัญญา และมีสิทธิบอกเลิกสัญญาได้

# ต้นฉบับ

## สิทธิและการยกเลิกสัญญา

ข้อ 10 สิทธิในทรัพย์สินทางปัญญาใดๆ ที่เกิดขึ้นจากโครงการวิจัยตามสัญญานี้เป็นสิทธิของผู้ให้ทุน โดยให้ผู้ให้ทุนเป็นผู้ทำนิติกรรมใดๆ ที่เกี่ยวข้องกับผลประโยชน์ในผลงานวิจัยแต่ผู้เดียว

หากผู้รับทุนต้องการนำผลการวิจัยไปใช้ประโยชน์ใดๆ จะต้องทำความตกลงเป็นลายลักษณ์อักษรกับผู้ให้ทุนก่อน

ข้อ 11 ผู้รับทุน จะต้องรับผิดชอบ และชดใช้ค่าเสียหายใดๆ อันเกิดขึ้นจากการละเมิดบทบัญญัติแห่งกฎหมาย หรือละเมิดสิทธิใดๆ ในสิทธิบัตร หรือลิขสิทธิ์ของบุคคลที่สาม ซึ่งผู้รับทุน และผู้ที่รับมอบหมายนำมาใช้ในการปฏิบัติงานตามสัญญานี้

ข้อ 12 อุปกรณ์ หรือครุภัณฑ์ใดๆ ที่ผู้รับทุนได้จัดซื้อโดยเงินที่ทุนตามสัญญานี้ ให้ตกเป็นของผู้ให้ทุน

การใช้อุปกรณ์ หรือครุภัณฑ์การวิจัยที่ผู้รับทุนได้จัดซื้อดังกล่าว ผู้รับทุนจะต้องใช้ และบำรุงรักษาอุปกรณ์ หรือครุภัณฑ์การวิจัยดังกล่าวให้อยู่ในสภาพที่ใช้การได้ดีเสมอ และผู้รับทุนยินยอมให้ผู้ให้ทุน หรือผู้ที่ได้รับมอบหมายเข้าตรวจสอบอุปกรณ์ หรือครุภัณฑ์ได้ทุกเวลา ผู้รับทุนจะต้องจัดทำบัญชีแสดงรายการอุปกรณ์หรือครุภัณฑ์การวิจัยมอบให้ผู้ให้ทุน พร้อมกับรายงานการวิจัยที่เสร็จสมบูรณ์แล้ว หรือเมื่อสัญญาสิ้นสุดลง

กรณีอุปกรณ์ หรือครุภัณฑ์การวิจัยเสียหาย โดยเหตุที่ผู้รับทุนต้องรับผิดชอบ ผู้รับทุนต้องจัดการซ่อมแซมให้อยู่ในสภาพใช้งานได้ดังเดิมด้วยค่าใช้จ่ายของตนเอง แต่หากเพิกเฉยไม่จัดการซ่อมแซมอุปกรณ์ หรือครุภัณฑ์ดังกล่าว ผู้ให้ทุนมีสิทธิซ่อมแซมเอง และเรียกให้ผู้รับทุนชดใช้ค่าใช้จ่ายตามจำนวนที่ผู้ให้ทุนออกค่าใช้จ่ายไป

เมื่อเสร็จสิ้นการวิจัยตามสัญญานี้แล้ว ผู้รับทุนจะต้องส่งอุปกรณ์ หรือครุภัณฑ์ที่เหลือจากการวิจัยให้แก่ผู้ให้ทุน เจ้าของอุปกรณ์ หรือครุภัณฑ์ทันที

ข้อ 13 กรณีผู้รับทุนมีรายงานความก้าวหน้า รายงานฉบับสมบูรณ์ และรายงานฉบับสมบูรณ์ ตามเงื่อนไขของมหาวิทยาลัยให้ถือว่าผู้รับทุนผิดเงื่อนไข ผู้รับทุนยินยอมให้หักเงินคืนก่อนที่ผู้รับทุนจะได้รับ และยินยอมให้ผู้ให้ทุนดำเนินการทางวินัยตามสมควรแก่กรณี

ข้อ 14 การระงับงานชั่วคราวและการบอกเลิกสัญญา

14.1 ผู้ให้ทุนมีสิทธิระงับงานทั้งหมด หรือบางส่วน หรือบอกเลิกสัญญานี้ได้ ถ้าผู้ให้ทุนเห็นว่าผู้รับทุนได้ปฏิบัติงานด้วยความล่าช้า หรือด้วยความเอาใจใส่ในวิชาชีพเท่าที่พึงคาดหวังได้จากบุคคลในระดับเดียวกัน หรือมิได้ปฏิบัติตามหนังสือสัญญาข้อใดข้อหนึ่ง หรือเมื่อผู้ให้ทุนเห็นว่าควรระงับหรือโครงการวิจัยตามสัญญา ในกรณีเช่นนี้ ผู้ให้ทุนต้องมีลายลักษณ์อักษรแจ้งให้ผู้รับทุนทราบล่วงหน้าอย่างน้อย 60 (หกสิบ) วัน

14.2 กรณีที่ผู้รับทุนเห็นว่าผู้ให้ทุนมิได้ปฏิบัติตามสัญญานี้ ในกรณีเช่นนี้ผู้รับทุนจะต้องมีลายลักษณ์อักษรถึงผู้ให้ทุน ระบุรายละเอียดถึงสาเหตุ และเหตุผล ถ้าผู้ให้ทุนมิได้ดำเนินการแก้ไขให้ถูกต้องตามสัญญาภายในระยะเวลา 30 (สามสิบ) วัน นับแต่วันที่ได้รับหนังสือบอกกล่าวนั้น ผู้รับทุนมีสิทธิบอกเลิกสัญญาได้

14.3 เมื่อมีการบอกเลิกสัญญาตามข้อ 14.1 หรือ 14.2 ผู้ให้ทุนจะจ่ายเงินให้แก่ผู้รับทุน ตามสัดส่วนที่เป็นธรรม และเหมาะสมเฉพาะตามที่กำหนด และผู้รับทุนจะต้องคืนเงินที่เหลือ ณ วันสัญญาสิ้นสุดลง พร้อมทั้งส่งมอบเครื่องมือเครื่องใช้ และวัสดุอุปกรณ์ที่ผู้รับทุนได้จัดซื้อด้วยทุนทรัพย์ของผู้ให้ทุนให้แก่ผู้ให้ทุนทั้งหมดภายใน 30 (สามสิบ) วัน หลังจากวันบอกเลิกสัญญา

14.4 ในกรณีที่มีเหตุสุดวิสัยหรือเหตุใดๆ อันเนื่องมาจากความผิด หรือความบกพร่องของผู้ให้ทุน หรือเหตุการณ์อันหนึ่งอันใดที่คู่สัญญาไม่ต้องรับผิดชอบตามกฎหมาย ทำให้ผู้รับทุนไม่สามารถทำการวิจัยให้แล้วเสร็จภายในกำหนดเวลาแห่งสัญญานี้ ผู้ให้ทุนมีสิทธิระงับงานตามโครงการชั่วคราว และผู้รับทุนมีสิทธิได้รับการขยายเวลาตามสัญญาข้อ 5 วรรคสาม โดยให้อยู่ในดุลพินิจของผู้ให้ทุนที่จะพิจารณาตามที่เห็นสมควร

# ต้นฉบับ

ข้อ 15 ผู้รับทุนรับรองว่าไม่เคยรับทุนอุดหนุนการวิจัยเรื่องเดียวกันนี้จากแหล่งอื่นมาก่อน และรับรองว่าจะไม่นำโครงการวิจัยที่ได้รับทุนนี้ไปขอทุนจากแหล่งอื่นๆ เพิ่มเติม โดยไม่ได้รับความเห็นชอบจากผู้ให้ทุน

ข้อ 16 เอกสารแนบท้ายสัญญาให้ถือเป็นส่วนหนึ่งของสัญญานี้ ในกรณีที่ข้อความในเอกสารแนบท้ายสัญญาขัดแย้งกับข้อความในสัญญานี้ ให้ถือตามข้อความในสัญญา และในกรณีที่เอกสารแนบท้ายสัญญาขัดหรือแย้งกันเอง หรือมีได้กล่าวไว้ ให้ถือปฏิบัติตามคำวินิจฉัยของผู้ให้ทุน

ข้อ 17 หากมีค่าภาววิชาการ ค่าใช้จ่ายอื่นที่เกิดขึ้นจากการได้รับเงินอุดหนุนการวิจัยตามโครงการแห่งสัญญานี้ ให้เป็นความรับผิดชอบของผู้รับทุนเอง และไม่ถือว่าเป็นค่าใช้จ่ายที่อยู่ในข่ายได้รับการสนับสนุนเงินอุดหนุนภายใต้สัญญานี้

ข้อ 18 ระยะเวลาดำเนินโครงการวิจัย นับตามปีงบประมาณแผ่นดิน ระยะเวลาตั้งแต่ 1 ตุลาคมของปีหนึ่ง ถึงวันที่ 30 กันยายนของปีถัดไป กรณีมีการจัดสรรทุนวิจัยเป็นไตรมาส วันที่เริ่มต้นทำสัญญานับตั้งแต่วันที่ได้รับการอนุมัติทุนวิจัย พร้อมทำแผนแจกแจงรายละเอียดการเบิกจ่ายเงินงวดโดยระบุปีงบประมาณที่เบิกงวดใดบ้าง และงวดที่เหลือผูกผูกพันไปตั้งใหม่ในปีงบประมาณถัดไป กรณีโครงการวิจัยไม่แล้วเสร็จภายในระยะเวลาที่กำหนด ผู้ให้ทุนอาจพิจารณาให้เบิกจ่ายข้ามปีงบประมาณได้ โดยผู้รับทุนต้องแสดงเหตุผลประกอบการพิจารณา

ข้อ 19 มาตรการควบคุมการวิจัยสำหรับโครงการวิจัยที่ไม่แล้วเสร็จภายในระยะเวลาที่กำหนดไม่เกิน 2 ปี ตามสัญญารับทุน

มาตรการที่ 1 ให้คณะกรรมการสอบข้อเท็จจริงเพื่อพิจารณาเห็นควรอนุมัติปิดโครงการได้

มาตรการที่ 2 หากเหตุผลตามมาตรการที่ 1 ไม่เพียงพอให้ตั้งคณะกรรมการสอบสวนตามวินัย พร้อมกำหนดบทลงโทษตามที่ระบุไว้ในสัญญา

มาตรการที่ 3 ให้กองบริหารการวิจัย จัดทำบัญชีรายชื่อนักวิจัย (Blacklist) ที่ดำเนินโครงการวิจัยไม่แล้วเสร็จสืบเนื่องจากมาตรการที่ 2 โดยไม่สามารถขอรับทุนอุดหนุนการวิจัยของมหาวิทยาลัยได้อีกภายในระยะเวลา 2 ปี นับตั้งแต่ปีที่ผลสอบสวนสิ้นสุด (กรณีนักวิจัย ที่ถูกขึ้นบัญชีรายชื่อ (Blacklist) มีความประสงค์จะขอรับทุนอุดหนุนการวิจัยทั้งงบประมาณรายได้ และงบประมาณแผ่นดิน จะถูกจัดลำดับความสำคัญไว้ท้ายสุด)

สัญญานี้ทำขึ้น 3 ฉบับ มีข้อความถูกต้องตรงกัน คู่สัญญาทุกฝ่ายได้อ่านและเข้าใจข้อความโดยตลอดแล้ว จึงได้ลงลายมือชื่อไว้เป็นสำคัญต่อหน้าพยาน และต่างเก็บไว้ฝ่ายละฉบับ

ลงชื่อ ..... ผู้ให้ทุน  
(นายภูพงษ์ พงษ์เจริญ)  
รองอธิการบดีฝ่ายวิจัย

ลงชื่อ ..... ผู้รับทุน  
(นางสาววิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา)  
หัวหน้าโครงการวิจัย

ลงชื่อ ..... พยานที่ 1  
(นางศรินทรทิพย์ แทนธานี)  
คณบดีคณะวิศวกรรมศาสตร์

ลงชื่อ ..... พยานที่ 2  
(นางสาวสิริกร ชูแก้ว)  
ผู้อำนวยการกองบริหารการวิจัย

ลงชื่อ ..... พยานที่ 3  
(นางสาวลัดดาวัลย์ ชูสาย)  
ผู้อำนวยการกองกฎหมาย

สัญญาเลขที่ R2557C033

โครงการ การพัฒนาระบบบำบัดแบบย่อยสลาย สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน  
การจ่ายเงิน

งบประมาณรวม

ในวงเงิน 180,000.00 บาท (หนึ่งแสนแปดหมื่นบาทถ้วน)

งวดที่ 1  
(ร้อยละ 40)

จำนวน 72,000.00 บาท (เจ็ดหมื่นสองพันบาทถ้วน)  
จ่ายภายใน 30 (สามสิบ) วัน หลังจากวันลงนามในสัญญา

งวดที่ 2  
(ร้อยละ 40)

จำนวน 72,000.00 บาท (เจ็ดหมื่นสองพันบาทถ้วน)  
จ่ายภายใน 30 (สามสิบ) วัน หลังจากผู้ให้ทุนเห็นชอบรายงาน  
ความก้าวหน้ารอบ 6 เดือน และรายงานการเงินงวดที่ 1

งวดที่ 3  
(ร้อยละ 20)

จำนวน 36,000.00 บาท (สามหมื่นหกพันบาทถ้วน)  
จ่ายเมื่อผู้ให้ทุนได้รับรายงานผลการดำเนินงานฉบับสมบูรณ์ และสำเนา  
ต้นฉบับ (Reprint) ที่ได้ตีพิมพ์เผยแพร่ในวารสารวิชาการที่มีมาตรฐานตาม  
เกณฑ์ สผศ. หรือ สกว. หรือการประชุมทางวิชาการที่มีการประเมินบทความ  
วิจัยโดยผู้ทรงคุณวุฒิ เพื่อตีพิมพ์ใน Proceedings หรือรายงานการนำ  
ผลงานวิจัยไปใช้ประโยชน์ในรูปแบบอื่นๆ ที่เหมาะสม และรายงานค่าใช้จ่าย  
เงินทั้งหมดของโครงการ ไปยังกองบริหารการวิจัย



สัญญาเลขที่ R2557C033

โครงการ การพัฒนาระบบบำบัดแบบย่อยสลาย สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน  
ตัวชี้วัดเพื่อการประเมินผลสำเร็จของโครงการ

ประเภท	ประเภทของผลงาน	จำนวน
การตีพิมพ์ และเผยแพร่	1. ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติที่มีค่า Impact Factor	1 เรื่อง
	2. ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติ (ไม่มีค่า Impact Factor)	0 เรื่อง
	3. ตีพิมพ์ในวารสารระดับประเทศ	0 เรื่อง
	4. นำเสนอในการประชุมวิชาการในระดับนานาชาติ ที่มีการตีพิมพ์ Proceedings	0 เรื่อง
	5. นำเสนอในการประชุมวิชาการในระดับชาติ ที่มีการตีพิมพ์ Proceedings	1 เรื่อง
	6. บทความวิชาการ ตำรา หนังสือที่มีการรับรองคุณภาพ	0 เรื่อง
การใช้ประโยชน์	7. ถ่ายทอดผลงานวิจัย/เทคโนโลยีสู่กลุ่มเป้าหมายและได้รับการรับรองการใช้ประโยชน์จากหน่วยงานที่เกี่ยวข้อง	0 ฉบับ
	8. ได้สิ่งประดิษฐ์ อุปกรณ์ เครื่องมือ หรืออื่นๆ เช่น ฐานข้อมูล Software ที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์หรือนำไปใช้เชิงพาณิชย์และได้รับการรับรองการใช้ประโยชน์จากหน่วยงานที่เกี่ยวข้อง	0 ฉบับ
การจดทะเบียน ทรัพย์สินทางปัญญา	9. สิทธิบัตร	0 ผลงาน
	10. อื่นสิทธิบัตร	0 ผลงาน

ข้าพเจ้านิติให้ผู้ใช้ทุนประเมินผลการดำเนินโครงการตามตัวชี้วัดที่กำหนดไว้ข้างต้นนี้

ลงนาม



(นางสาววิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา)

หัวหน้าโครงการวิจัยผู้รับทุน



งบประมาณรายได้มหาวิทยาลัย  
แบบเสนอโครงการวิจัย ประกอบการเสนอขอรับทุนอุดหนุนการวิจัย  
ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2557

ชื่อโครงการวิจัย (ภาษาไทย) การพัฒนาระบบบำบัดแบบย่อยส่วน สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน  
(ภาษาอังกฤษ) Development of a compact treatment system for nitrogen wastewater

ผู้รับผิดชอบ และคณะผู้วิจัย

ชื่อ - สกุล ดร.วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา สัดส่วนการทำวิจัย (%) 100  
หน่วยงาน ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยนเรศวร  
โทรศัพท์ 055-964058 โทรสาร -  
โทรศัพท์เคลื่อนที่ 085-9524842 E-mail wilawank1@gmail.com  
บทบาทในโครงการ หัวหน้าโครงการและผู้วิจัย

ความสำคัญและที่มาของปัญหาที่ทำการวิจัย

เนื่องจากการเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็วของจำนวนประชากรและโรงงานอุตสาหกรรมในปัจจุบัน ทำให้ปริมาณน้ำเสียเพิ่มมากขึ้นในแต่ละวัน ทั้งจากการอุปโภค-บริโภคในครัวเรือน (น้ำเสียชุมชน) และจากกระบวนการผลิตในโรงงานอุตสาหกรรม (น้ำเสียอุตสาหกรรม) จากการศึกษางานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าน้ำเสียชุมชนถูกผลิตขึ้น ประมาณ 189-482 ลิตร/คน-วัน [1] และประกอบด้วยสารไนโตรเจน (เช่น แอมโมเนียม-ไนโตรเจน ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) และไนเตรต-ไนโตรเจน ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) ในปริมาณสูง โดยพบค่าการปนเปื้อนของ  $\text{NH}_4\text{-N}$  เฉลี่ย 65.6 มก./ลิตร [2] ส่วนปริมาณน้ำเสียอุตสาหกรรมที่ถูกผลิตขึ้นและชนิดสารปนเปื้อนจะแตกต่างกันไปขึ้นอยู่กับประเภทของโรงงานอุตสาหกรรม อย่างไรก็ตามสารไนโตรเจนพบว่าเป็นสารปนเปื้อนหลักเช่นเดียวกัน ค่าการปนเปื้อนของสาร  $\text{NH}_4\text{-N}$  ประมาณ 1,800-2,000 มก./ลิตร ในโรงงานผลิตอาหาร [3] ที่สำคัญอย่างยิ่งการปล่อยน้ำเสียปนเปื้อนสารเหล่านี้สู่สิ่งแวดล้อมโดยปราศจากการบำบัดที่เหมาะสมและมีประสิทธิภาพ จะก่อให้เกิดปัญหาการเจริญอย่างรวดเร็วเกินปกติของพืชน้ำ (Eutrophication) การลดลงของออกซิเจนในแหล่งน้ำ และมลพิษทางน้ำตามมา ดังนั้นระบบบำบัดที่มีประสิทธิภาพจึงจำเป็นต้องใช้ในการบำบัดสารไนโตรเจนปนเปื้อนออกจากน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรมก่อนปล่อยสู่สิ่งแวดล้อม

ระบบบำบัดแบบชีวภาพเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่ใช้อย่างแพร่หลายในชุมชนและโรงงานอุตสาหกรรม เนื่องจากข้อดีของระบบนี้ คือ มีประสิทธิภาพสูง ราคาถูก และสามารถบำบัดน้ำได้ในปริมาณมาก [3-4] ระบบบำบัดแบบชีวภาพสามารถใช้บำบัดสารปนเปื้อนต่างๆ เช่น สารอินทรีย์คาร์บอน  $\text{NH}_4\text{-N}$  และ  $\text{NO}_3\text{-N}$  [3, 5] เนื่องจากการบำบัดสารปนเปื้อนแต่ละชนิดเหล่านี้ให้มีประสิทธิภาพสูงสุดต้องควบคุมเงื่อนไขการดำเนินระบบที่แตกต่างกัน เช่น ชนิดของแบคทีเรีย ปริมาณออกซิเจน อัตราการไหลของน้ำ และความเป็นกรด-ด่าง [3-5] งานวิจัยส่วนใหญ่จึงพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียโดยมุ่งเน้นการบำบัดสารปนเปื้อนชนิดใดชนิดหนึ่งเท่านั้น การบำบัดน้ำเสียชุมชนและน้ำเสียอุตสาหกรรมที่มีสารไนโตรเจนจึงต้องผ่านระบบบำบัดมากกว่า 1 ระบบขึ้นไป ทำให้ชุมชนหรือโรงงานอุตสาหกรรมไม่สะดวกในการติดตั้งระบบทั้งหมด เนื่องจากสิ้นเปลืองค่าใช้จ่าย

# ต้นฉบับ

## วัตถุประสงค์ของโครงการวิจัย

1. พัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียขนาดเล็ก สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน
2. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดที่ออกแบบในห้องทดลอง

## วิธีการดำเนินการวิจัย และสถานที่ทำการทดลอง/เก็บข้อมูล

1. เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ในห้องทดลอง โดยกำหนดปริมาณ  $\text{NH}_4\text{-N}$  และสารอื่นๆ ที่เหมาะสม อ้างอิงจากน้ำเสียชุมชนและเอกสารอ้างอิง
2. ออกแบบและติดตั้งระบบบำบัดแบบย่อบางส่วนในห้องทดลอง โดยควบคุมเวลาการบำบัด (Hydraulic retention time, HRT) ประมาณ 6 ชม. และปริมาณน้ำเสียเข้าระบบ (loading) ประมาณ 40-50 ลิตร/วัน
3. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำในห้องทดลอง ภายใต้เงื่อนไขต่างๆ เช่น ระยะเวลาการเติมอากาศ เพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการบำบัด  $\text{NH}_4\text{-N}$  สูงสุด โดยวัดค่าต่างๆ ระหว่างศึกษา  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ , ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved oxygen, DO) และความเป็นกรด-ด่าง (pH)
4. ประสิทธิภาพของระบบจะคำนวณจากเปอร์เซ็นต์การลดลงของไนโตรเจน

## ระยะเวลาทำการวิจัย และแผนการดำเนินงานตลอดโครงการวิจัย

กิจกรรม	เดือนที่											
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1. ศึกษางานวิจัยที่เกี่ยวข้อง	←→											
2. เตรียมน้ำเสียสังเคราะห์			←→									
3. ออกแบบและติดตั้งระบบบำบัดน้ำแบบย่อบางส่วน			←→									
4. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำแบบย่อบางส่วนในห้องทดลอง						←→						
5. สรุปผลงานวิจัย และเตรียมเอกสารสำหรับตีพิมพ์ในวารสาร										←→		

# ต้นทุน

## งบประมาณของโครงการวิจัย

รายละเอียดค่าใช้จ่าย	งบประมาณ (บาท)
1. หมวดค่าตอบแทน	
1.1 ค่าตอบแทนผู้ช่วยวิจัย	18,000
2. หมวดค่าใช้สอย	
2.1 ค่าใช้จ่ายในการเดินทางไปราชการ(ค่าเบี้ยเลี้ยง,ค่าที่พัก,ค่าพาหนะ ฯลฯ)	40,000
2.1 ค่าวิเคราะห์ตัวอย่าง	20,000
3. หมวดค่าวัสดุ	
3.1 ค่าอุปกรณ์เก็บน้ำ เช่น ขวดพลาสติก	12,000
3.2 เครื่องแก้วที่ใช้ในการทดลองทางเคมี	30,000
3.3 สารเคมีที่ใช้ในห้องทดลอง	50,000
3.4 ค่าตั้งโปรแกรมและระบบติดตั้ง	10,000
รวม	180,000

หมายเหตุ ทุกรายการสามารถถัวเฉลี่ยได้

ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ (ระบุ ผู้ใช้ประโยชน์ หน่วยงานที่นำผลการวิจัยไปใช้ประโยชน์)

1. ทราบเงื่อนไขที่มีผลกระทบต่อประสิทธิภาพของระบบบำบัดแบบย่อยสลาย และสามารถนำข้อมูลนี้ไปใช้ในการอ้างอิงและวิจัยต่อไป สำหรับชุมชน มหาวิทยาลัย และสถาบันวิจัยต่างๆ

2. ระบบบำบัดที่ออกแบบ (ประสิทธิภาพสูง ราคาถูก และใช้ง่าย) สามารถนำไปประยุกต์ใช้กับชุมชนหรือโรงงานผลิตอาหารที่ประสบปัญหาน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน

เอกสารแนบหมายเลข 5  
ตัวชี้วัดเพื่อการประเมินผลสำเร็จของโครงการ  
วิทยาลัย คณิตชัยเดชา

การพัฒนาระบบบำบัดแบบย่อยสลาย สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน

ที่	ประเภทผลงาน	เป้าหมาย	ทำได้จริง
1	ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติที่มีค่า Impact Factor	1	1
2	ตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติ (ไม่มีค่า Impact Factor)	0	1
3	ตีพิมพ์ในวารสารระดับประเทศ	0	0
4	นำเสนอในการประชุมวิชาการในระดับนานาชาติ ที่มีการตีพิมพ์น Proceedings	0	0
5	นำเสนอในการประชุมวิชาการในระดับชาติ ที่มีการตีพิมพ์น Proceedings	1	1
6	ตีพิมพ์ในบทความทางวิชาการ ตำรา หรือหนังสือที่มีการรับรองคุณภาพ	0	0
7	ถ่ายทอดผลงานวิจัย / เทคโนโลยีสู่กลุ่มเป้าหมายและได้รับการรับรองการใช้ประโยชน์จากหน่วยงานที่เกี่ยวข้อง (ทั้งหมดรวม ..... คน)	0	0
8	ได้สิ่งประดิษฐ์ อุปกรณ์ เครื่องมือ หรืออื่นๆ เช่น ฐานข้อมูล Software ที่สามารถนำไปใช้ประโยชน์ได้ต่อไป	0	0
9	อนุสิทธิบัตร	0	0
10	สิทธิบัตร/ลิขสิทธิ์	0	0

รายละเอียด KPI ที่ได้

วารสารวิชาการระดับนานาชาติที่มีค่า Impact Factor:W. Khanitchaidecha, P. Koshy, T. Kamei, M. Shakya, and F. Kazama, "Investigation of the effects of hydrogenotrophic denitrification and anammox on the improvement of the quality of the drinking water supply system", Journal of Environmental Science and Health: Part A, 2013, 48, 1533-1542.

นำเสนอในการประชุมวิชาการ ที่มีการตีพิมพ์น Proceedings:M. Nojit, W. Thongpat, C. Pokasoowan, A. Nakaruk, W. Khanitchaidecha, "An intermitted aerated reactor for ammonium-rich wastewater under various aeration rates", in proceeding of International Young Researchers' Workshop: River Basin Environment and Management, Asian Institute of Technology, 8-9 Feb 2014.

วารสารวิชาการระดับนานาชาติไม่มีค่า Impact Factor:W. Khanitchaidecha, P. Koshy, T. Kamei, A. Nakaruk, and F. Kazama, "Evaluation of Performance and Microbial Community of NH4-N and NO3-N Bioreactors", Journal of Microbial & Biochemical Technology, S12, 2013, Article No. 007.

ลงชื่อ.....

(.....)

โครงการ : การพัฒนาระบบบำบัดแบบย่อยสลาย สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน

แบบฟอร์มรายงานความก้าวหน้าของโครงการในรอบ 6 เดือนของ  
หัวหน้าโครงการวิจัยผู้รับทุน

ชื่อโครงการ: การพัฒนาระบบบำบัดแบบย่อยสลาย สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน

ระยะเวลาโครงการ: 12 เดือน

ชื่อหัวหน้าโครงการวิจัยผู้รับทุน: ดร.วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา

ชื่อนักวิจัยที่ปรึกษา: -

รายงานในช่วงตั้งแต่วันที่ 1 ตุลาคม 2556 ถึงวันที่ 15 มกราคม 2557

1. การดำเนินงาน  ได้ดำเนินงานตามแผนที่วางไว้  
 ได้ดำเนินงานล่าช้ากว่าแผนที่วางไว้  
 ได้เปลี่ยนแผนงานที่วางไว้ดังนี้

ในขณะนี้ได้ทำการออกแบบ จัดสร้าง และติดตั้งระบบถังปฏิกรณ์เดียวเพื่อใช้ในการบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจนเป็นที่เรียบร้อยแล้ว นอกจากนี้ยังได้ทำการศึกษาลักษณะคุณภาพของน้ำเสียปนเปื้อนไนโตรเจนต่าง ๆ เช่น ปริมาณแอมโมเนียม ไนเตรต ไนเตรต และสารปนเปื้อนอื่น ๆ ที่อยู่ในน้ำเสียจริงในธรรมชาติ เพื่อใช้ในการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์สำหรับการทดลอง ในขั้นต้นได้มีการศึกษาหาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ที่ได้จัดสร้างขึ้น พบว่ามีประสิทธิภาพเป็นที่น่าพอใจ

2. รายละเอียดผลการดำเนินงานของโครงการ

2.1 กิจกรรมที่วางแผนไว้

1. ศึกษางานวิจัยที่เกี่ยวข้อง
2. ศึกษาลักษณะน้ำเสียจริงที่พบในสิ่งแวดล้อม
3. ออกแบบและติดตั้งระบบบำบัดน้ำเสียแบบย่อยสลาย
4. ศึกษาประสิทธิภาพเบื้องต้นของระบบ

2.2 กิจกรรมที่ทำได้จริง

1. ศึกษางานวิจัยที่เกี่ยวข้อง
2. ตรวจวัดน้ำเสียจริงในธรรมชาติ
3. ทำการเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีสมบัติเหมือนน้ำเสียในธรรมชาติ
4. ออกแบบและติดตั้งระบบบำบัดน้ำเสียแบบย่อยสลาย
5. การทดลองระบบในเบื้องต้น

- 2.3 ในกรณีที่ท่านมีความจำเป็นต้องเปลี่ยนแปลงงาน ขอให้ระบุแผนการดำเนินงานที่จะทำใน 6 เดือนข้างหน้าพร้อมทั้งทำแผนกิจกรรมเดิม เปรียบเทียบกับแผนกิจกรรมใหม่ที่จะทำ รวมทั้งบอกเหตุผลในการเปลี่ยนแปลงแผนงาน  
ไม่มีการเปลี่ยนแปลงแผนการดำเนินงานจากที่กำหนดไว้

3. สรุปผลการดำเนินงานของโครงการโดยย่อ

(หากพบอุปสรรคในการดำเนินงาน กรุณาระบุว่ามีอะไรบ้าง และได้แก้ไขอย่างไร)

1. หลังจากโครงการอนุมัติทางผู้วิจัยได้ทำการศึกษางานวิจัยที่เกี่ยวข้องเพื่อทำการออกแบบการทดลอง
2. ทำการศึกษาน้ำเสียชุมชนในพื้นที่จริง เพื่อที่งานวิจัยจะได้สอดคล้องกับปัญหาจริงที่เกิดขึ้น
3. ทำการสังเคราะห์น้ำเสียภายในห้องปฏิบัติการเพื่อที่จะใช้ในงานวิจัยโดยน้ำเสียที่ทำการสังเคราะห์นั้นเป็นน้ำเสียที่มีสมบัติเหมือนน้ำเสียจริงในชุมชน
4. ออกแบบระบบ โดยมุ่งเน้นระบบที่ต้นทุนต่ำ แต่ให้ประสิทธิภาพสูง
5. ทำการจัดซื้ออุปกรณ์ และสารเคมีที่จำเป็นต้องใช้ในขั้นต้น
6. ทำการติดตั้งระบบบำบัด
7. ทำการทดสอบระบบบำบัดในเบื้องต้น

4. ความก้าวหน้าตามตัวชี้วัดเพื่อประเมินผลสำเร็จของโครงการ (เอกสารหมายเลข 5)

จากตัวชี้วัดของโครงการ ทางผู้วิจัยต้องทำการตีพิมพ์ผลงานในวารสารระดับนานาชาติที่มีค่า Impact Factor ในขณะนี้ นั้นทางผู้วิจัยได้ทำการทดลองในขั้นต้น และผลจากการทดลองมีผลที่พอใจ และได้ทำการตีพิมพ์ผลงานในวารสารระดับนานาชาติที่ไม่มีค่า Impact Factor แต่ปรากฏอยู่ในฐานข้อมูล Scopus เป็นจำนวนหนึ่งฉบับ

W. Khanitchaidecha, P. Koshy, T. Kamei, A. Nakaruk, and F. Kazama, "Evaluation of Performance and Microbial Community of  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{NO}_3\text{-N}$  Bioreactors", *Journal of Microbial & Biochemical Technology*, S12, 2013, Article No. 007.

ซึ่งในงานวิจัยฉบับนี้ ผู้วิจัยมีชื่อในบทความเป็นชื่อแรก และเป็น corresponding author

5. ความเห็นและข้อเสนอแนะ

ทั้งนี้เมื่อได้รับงบประมาณสนับสนุนในงวดที่สอง ทางผู้วิจัยจะได้ทำการปรับปรุงการทดลองให้ดียิ่งขึ้นไปเพื่อทำการตีพิมพ์ในวารสารระดับนานาชาติที่มีค่า Impact Factor รวมทั้งการนำเสนอผลงานในระดับนานาชาติต่อไป

ลงนาม .....

ดร.วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา  
(หัวหน้าโครงการวิจัยผู้รับทุน)

โครงการ : การพัฒนาระบบบำบัดแบบย่อยส่วน สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน

แบบฟอร์มรายงานความก้าวหน้าของโครงการในรอบ 12 เดือนของ  
หัวหน้าโครงการวิจัยผู้รับทุน

ชื่อโครงการ: การพัฒนาระบบบำบัดแบบย่อยส่วน สำหรับน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจน

ระยะเวลาโครงการ: 12 เดือน

ชื่อหัวหน้าโครงการวิจัยผู้รับทุน: ดร. วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา

ชื่อนักวิจัยที่ปรึกษา:

รายงานในช่วงตั้งแต่วันที่ 16 มกราคม 2557 ถึงวันที่ 30 พฤษภาคม 2557

1. การดำเนินงาน
- ได้ดำเนินงานตามแผนที่วางไว้
  - ได้ดำเนินงานล่าช้ากว่าแผนที่วางไว้
  - ได้เปลี่ยนแผนงานที่วางไว้ดังนี้

ในขณะนี้ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ที่สร้างขึ้นภายใต้เงื่อนไขต่างๆ เช่น การเติมอากาศแบบสลับด้วยอัตราการเติมอากาศต่างๆ พบว่าที่อัตราการเติมอากาศต่ำ จะให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียปนเปื้อนสารไนโตรเจนสูงสุด ในขณะที่เมื่อเพิ่มอัตราการเติมอากาศ จะทำให้ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียลดลง นอกจากนี้ยังได้มีการนำเสนอผลงานดังกล่าวในระดับนานาชาติเป็นที่เรียบร้อยแล้ว

2. รายละเอียดผลการดำเนินงานของโครงการ

2.1 กิจกรรมที่วางแผนไว้

1. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบภายใต้เงื่อนไขต่างๆ
2. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบในระยะยาว
3. วิเคราะห์และสรุปผลการทดลอง
4. นำเสนอผลงานในระดับนานาชาติ
5. ตีพิมพ์ผลงานในวารสารระดับนานาชาติ

2.2 กิจกรรมที่ทำได้จริง

1. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบภายใต้การเติมอากาศแบบสลับและแบบต่อเนื่อง
2. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบภายใต้อัตราการเติมอากาศ 0.5, 1.0 และ 2.0 ลิตรต่อนาที ตามลำดับ
3. วิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงของจุลินทรีย์ในระบบ
4. ศึกษาประสิทธิภาพของระบบอย่างต่อเนื่องเป็นเวลา 3 เดือน



5. สรุปผลการทดลอง
6. นำเสนอผลงานใน International Young Researchers' Workshop: River Basin Environment and Management ที่ Asian Institute of Technology และ ตีพิมพ์ผลงานใน Workshop proceeding
7. ตีพิมพ์ผลงานในวารสาร Journal of Microbial & Biochemical Technology และ Journal of Environmental Science and Health: Part A.

2.3 ในกรณีที่ท่านมีความจำเป็นต้องเปลี่ยนแปลงแผนงาน ขอให้ระบุแผนการดำเนินงานที่จะทำใน 6 เดือนข้างหน้าพร้อมทั้งทำแผนกิจกรรมเดิม เปรียบเทียบกับแผนกิจกรรมใหม่ที่จะทำ รวมทั้งบอกเหตุผลในการเปลี่ยนแปลงแผนงาน ไม่มีการเปลี่ยนแปลงแผนการดำเนินงานจากที่กำหนดไว้

3. สรุปผลการดำเนินงานของโครงการโดยย่อ

(หากพบอุปสรรคในการดำเนินงาน กรุณาระบุว่ามีอะไรบ้าง และได้แก้ไขอย่างไร)

1. หลังจากรายงานความก้าวหน้าครั้งที่ 1 ทางผู้วิจัยได้ศึกษาประสิทธิภาพของระบบในการบำบัดน้ำเสียสังเคราะห์ภายใต้การเติมอากาศแบบสลับและแบบต่อเนื่อง โดยพบว่าการเติมอากาศแบบสลับทุกๆ 2 ชั่วโมงให้ผลดีที่สุด
2. ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบภายใต้การเติมอากาศแบบสลับทุกๆ 2 ชั่วโมง และเปลี่ยนแปลงอัตราการเติมอากาศเป็น 0.5 1.0 และ 2.0 ลิตรต่อนาที พบว่าที่อัตราการเติมอากาศ 0.5 ลิตรต่อนาทีให้ผลดีที่สุด
3. กลุ่มจุลินทรีย์หลักในระบบเปลี่ยนแปลงไปที่อัตราการเติมอากาศต่างๆ
4. ทำการจัดซื้ออุปกรณ์ และสารเคมีที่ใช้เพิ่มเติม
5. ระหว่างดำเนินการทดลอง พบว่าถังปฏิกรณ์บางจุดรั่วไหล และท่อเติมอากาศอุดตันได้ง่าย จึงทำการปรับปรุงระบบ
6. หลังปรับปรุงระบบ จึงทำการทดสอบระบบอย่างต่อเนื่องเป็นเวลา 3 เดือน ซึ่งให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงสุดประมาณ 70%

4. ความก้าวหน้าตามตัวชี้วัดเพื่อประเมินผลสำเร็จของโครงการ (เอกสารหมายเลข 5)

ผู้วิจัยทำการตีพิมพ์ผลงานในวารสารระดับนานาชาติที่มีค่า Impact Factor 1 ฉบับ และไม่มีค่า Impact Factor แต่ปรากฏอยู่ในฐานข้อมูล Scopus เป็นจำนวนหนึ่งฉบับ ดังนี้

W. Khanitchaidecha, P. Koshy, T. Kamei, A. Nakaruk, and F. Kazama, "Evaluation of Performance and Microbial Community of NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N Bioreactors", *Journal of Microbial & Biochemical Technology*, S12, 2013, Article No. 007.

W. Khanitchaidecha, P. Koshy, T. Kamei, M. Shakya, and F. Kazama, "Investigation of the effects of hydrogenotrophic denitrification and anammox on the improvement of

the quality of the drinking water supply system”, *Journal of Environmental Science and Health: Part A*, 2013, 48, 1533-1542.

นอกจากนี้ยังนำเสนอผลงานในการประชุมวิชาการระดับนานาชาติ 1 ฉบับ ดังนี้

M. Nojit, W. Thongpat, C. Pokasoowan, A. Nakaruk, W. Khanitchaidecha, “An intermitted aerated reactor for ammonium-rich wastewater under various aeration rates”, in proceeding of International Young Researchers’ Workshop: River Basin Environment and Management, Asian Institute of Technology, 8-9 Feb 2014.

ซึ่งในงานวิจัยดังกล่าว ผู้วิจัยมีชื่อในบทความเป็นชื่อแรก และ/หรือเป็น corresponding author

5. ความเห็นและข้อเสนอแนะ

ลงนาม .....

ดร.วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา  
(หัวหน้าโครงการวิจัยผู้รับทุน)



# Investigation of the effects of hydrogenotrophic denitrification and anammox on the improvement of the quality of the drinking water supply system

W. KHANITCHAIDECHA<sup>1</sup>, P. KOSHY<sup>2</sup>, T. KAMEI<sup>3</sup>, M. SHAKYA<sup>4</sup> and F. KAZAMA<sup>5</sup>

<sup>1</sup>Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Naresuan University, Phitsanulok, Thailand

<sup>2</sup>School of Material Science and Engineering, The University of New South Wales, Sydney, Australia

<sup>3</sup>Interdisciplinary Graduate School of Medicine and Engineering, University of Yamanashi, Yamanashi, Japan

<sup>4</sup>Center of Research for Environment Energy and Water, Nepal

<sup>5</sup>International Research Center for River Basin Environment, University of Yamanashi, Yamanashi, Japan

A drinking water supply system operates at Chyasal (in the Kathmandu Valley, Nepal) for purifying the groundwater that has high levels of ammonium nitrogen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ). However, high  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentrations were seen in the water after treatment. To further improve the quality of the drinking water, two types of attached growth reactors were developed for the purification system: (i) a hydrogenotrophic denitrification (HD reactor) and (ii) a concurrent reactor with anammox and hydrogenotrophic denitrification (AnHD reactor). For the HD reactor fed by water containing  $\text{NO}_3\text{-N}$ , the denitrification efficiency was high (95–98%) for all  $\text{NO}_3\text{-N}$  feed rates (20–40 mg/L). The nitrite-nitrogen ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) and nitrate-nitrogen ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) concentrations in the effluent were  $\sim 0.5$  mg/L. On the other hand, the AnHD reactor fed with water containing  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{NO}_2\text{-N}$  was operated under varying flow rates of  $\text{H}_2$  (30–70 mL/min) and intermittent supply periods (1–2 h). The efficiency of the anammox process was found to increase with decreasing  $\text{H}_2$  flow rates or with increasing intermittency of the  $\text{H}_2$  supply, while the efficiency of denitrification decreased under these conditions. For the optimal condition of 1.5 h intermittent  $\text{H}_2$  supply, the anammox and denitrification efficiencies of the AnHD reactor reached 80% and 42%, respectively, while the concentrations of both  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{NO}_2\text{-N}$  in the effluent were  $< 1.0$  mg/L, and no  $\text{NO}_3\text{-N}$  was detected. From the experimental results, it is clear that both HD and AnHD reactors can function as efficient and critical units of the water purification system.

**Keywords:** Hydrogenotrophic denitrification, anammox,  $\text{NH}_4\text{-N}$  contamination, drinking water, intermittent  $\text{H}_2$  supply.

## Introduction

Groundwater is commonly used as potable water in many areas, such as Chyasal in Nepal<sup>[1,2]</sup> and Hanoi in Vietnam.<sup>[3,4]</sup> However, these groundwater sources contain contaminants such as ammonium-nitrogen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) in concentrations higher than that limits prescribed by the World Health Organization (WHO). Even though the consumption of low levels of  $\text{NH}_4\text{-N}$  does not have any negative effects on human health, high concentrations can make the water unsuitable for consumption due to bad taste and smell. Moreover, its derivatives such as nitrite-nitrogen ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ) and nitrate-nitrogen ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) are believed to be

responsible for the occurrence of ‘blue baby syndrome’ and stomach cancer in infants and adults, respectively.<sup>[5,6]</sup>

Recent research works<sup>[7–9]</sup> propose the use of biological processes such as anaerobic ammonium oxidation (anammox) and nitrification for removing  $\text{NH}_4\text{-N}$  from water and groundwater. In the anammox process,  $\text{NH}_4\text{-N}$  is removed as  $\text{N}_2$  in the presence of  $\text{NO}_2\text{-N}$ , as shown in Eq. 1.<sup>[10]</sup> However, some amount of  $\text{NO}_3\text{-N}$  is present in the treated water, as a by-product of this process. Because the anammox system was developed for treating  $\text{NH}_4\text{-N}$  rich wastewater, the remnant amounts of  $\text{NO}_3\text{-N}$  in the treated water are within the acceptable limit prescribed by the United States Environmental Protection Agency (US EPA) for effluent wastewater. The anammox process is an ideal candidate for purification of the drinking water due to advantages like no external carbon addition, low sludge waste production and low energy consumption. However, to develop the anammox system for purification of drinking water, the  $\text{NO}_3\text{-N}$  produced should be removed so as to maintain the limit lower than the prescribed limits.

Address correspondence to Wilawan Khanitchaidecha, Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Naresuan University, Phitsanulok, 65000 Thailand; E-mail: wilawank1@gmail.com

Received December 21, 2012.

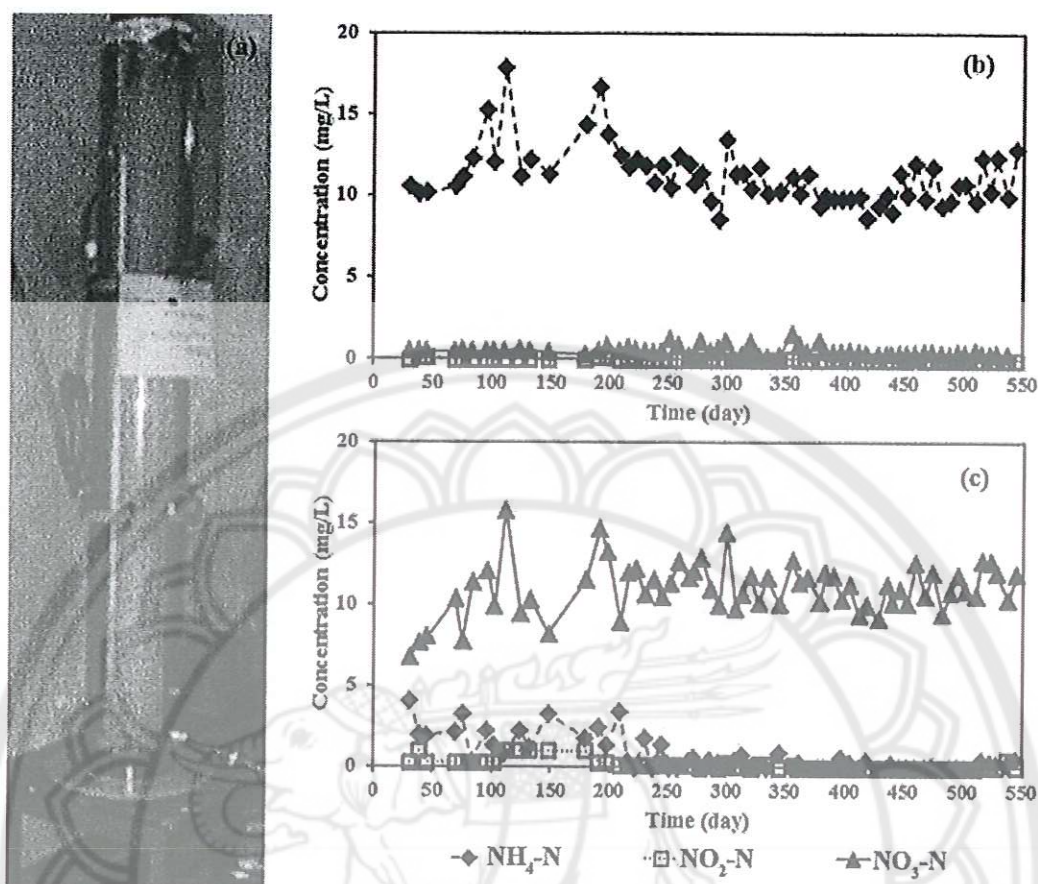
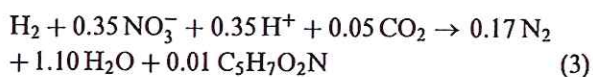
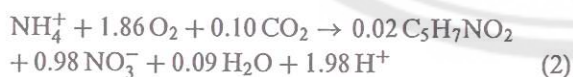
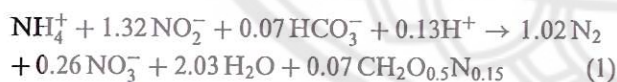


Fig. 1. (a) Pilot-scale nitrification reactor ( $\phi 25 \times 160$  height cm) at Chyasal (Kathmandu Valley, Nepal) and nitrogen concentrations in (b) raw groundwater and (c) treated water (color figure available online).

On the other hand, the nitrification process (in the presence of oxygen) removes  $\text{NH}_4\text{-N}$  by converting it to  $\text{NO}_3\text{-N}$ , as shown in Eq. 2.<sup>[11]</sup> The nitrification system has been implemented for cleaning water supplies in several locations;<sup>[3,12]</sup> however, high levels of  $\text{NO}_3\text{-N}$  (above the limits prescribed by the WHO) were reported.<sup>[13]</sup> Thus, an additional unit is required to remove the  $\text{NO}_3\text{-N}$  present in the effluent from both the nitrification and anammox processes.



Recently, hydrogenotrophic denitrification has become a popular process for the removal of  $\text{NO}_3\text{-N}$  from drinking water and groundwater.<sup>[14–16]</sup> The significant advantage

of this process is the absence of any residual organic carbon, which tends to degrade the quality of treated water by increasing the biochemical oxygen demand (BOD) value. In the hydrogenotrophic denitrification process,  $\text{NO}_3\text{-N}$  is converted to  $\text{N}_2$  in the presence of  $\text{H}_2$  (Eq. 3<sup>[17]</sup>).

However, the design and operation of such systems as proposed in previous research works<sup>[14–19]</sup> are not suitable for implementation in remote areas (i.e., Chyasal). The major hindrance to the implementation is the high energy demands for maintaining a saturated dissolved hydrogen level of 1.6 mg/L during operation,<sup>[18,19]</sup> as well as the limited electricity supply in these areas.

The aim of this research is to investigate the effectiveness of two efficient, economic and low-energy reactors in the removal of nitrogen contaminants from drinking water. One reactor was operated to study the hydrogenotrophic denitrification process; this reactor was fed with water containing varying  $\text{NO}_3\text{-N}$  contents. The second reactor was operated to study the concurrent effects of anammox and hydrogenotrophic denitrification processes; this reactor was fed by water containing  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{NO}_2\text{-N}$  contaminants, and was operated under varying  $\text{H}_2$  flow rates and for

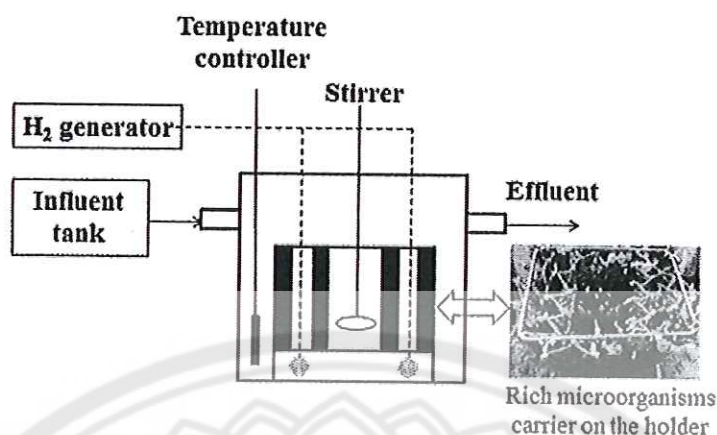


Fig. 2. Schematic diagram of the attached growth reactors; HD reactor fed by NO<sub>3</sub>-N containing water and AnHD reactor fed by water containing NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>2</sub>-N (color figure available online).

intermittent supply periods. The outcomes of this research work will provide suggestions for modification of the purification system to improve the quality of drinking water in this locality.

## Materials and methods

### Study area

Chyasal is a local area in the Lalitpur sub-metropolitan city of Kathmandu Valley, Nepal. This area is currently facing

serious problems arising from the high levels of NH<sub>4</sub>-N contamination present in the groundwater. The concentration of NH<sub>4</sub>-N ranges from 10–20 mg/L, which is higher than the acceptable limit of 1.5 mg/L.<sup>[6]</sup> A purification system including a NH<sub>4</sub>-N removal unit has been set up to provide safe drinking water for the residents.<sup>[12]</sup> The NH<sub>4</sub>-N removal unit (labeled as the pilot-scale nitrification reactor in Fig. 1a) and its recent performance parameters are presented in Figures 1b–1c. Due to the nitrification process, the NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>2</sub>-N concentrations in the treated water were relatively low (~1 mg/L), and the NO<sub>3</sub>-N levels were high (~13 mg/L) in comparison with the standard limits.<sup>[6]</sup>

Table 1. Operating conditions for the experiments.

Reactor	Experiment	Influent conc. (mg/L)			H <sub>2</sub> flow rate (mL/min)	H <sub>2</sub> supply	Experimental days
		NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N			
Hydrogenotrophic denitrification (HD) reactor	i	—	—	20	70	Continuous	30
		—	—	30	70	Continuous	30
		—	—	40	70	Continuous	30
Anammox and hydrogenotrophic denitrification (AnHD) reactor	i	10	10	—	70	Continuous	30
		10	10	—	50	Continuous	30
		10	10	—	30	Continuous	30
	ii	10	10	—	70	1.0 h	30
		10	10	—	70	intermittent*	30
		10	10	—	70	1.5 h	30
					intermittent*		
					2.0 h		
					intermittent*		

\*Intermittent H<sub>2</sub> supply during all 30 days of experimental days.

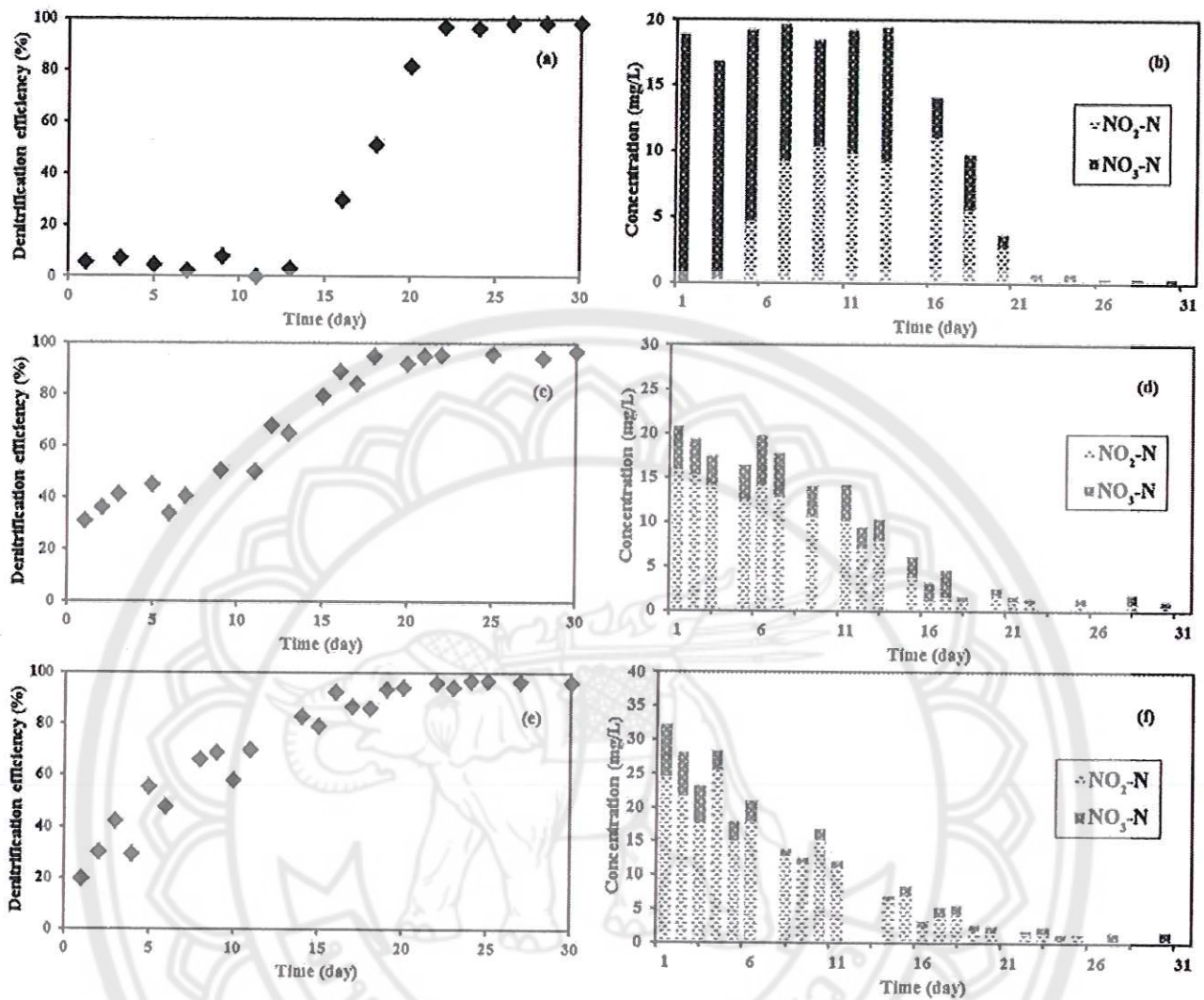


Fig. 3. Denitrification efficiency and nitrogen concentrations of the HD reactor at various  $\text{NO}_3\text{-N}$  feed rates; (a)–(b) 20 mg/L, (c)–(d) 30 mg/L, and (e)–(f) 40 mg/L.

## Reactor setup and operation

### Reactor setup

The lab-scale attached growth reactors were comprised of a rectangular acrylic container with 3 L working volume

( $11.5 \times 16 \times 16 \text{ cm}^3$ ) and contained  $660 \text{ cm}^2$  (area) of fiber carrier (NET Co. Ltd, Japan). The fiber carrier consisted of a polyester mono-filament as the frame and absorbent acrylic fiber as the holder of the microorganisms. The fiber carrier formed a cover over a stainless steel holder (Fig. 2), and the assembly was kept compacted in the reactors.

Table 2. Summary of the denitrification efficiencies and rates at increasing concentrations of  $\text{NO}_3\text{-N}$  in the HD reactor.

$\text{NO}_3\text{-N}$ feeds (mg/L)	Final denitrification efficiencies (%)	Denitrification rates (mg/L-h)	Effluent Conc. (mg/L)	
			$\text{NO}_2\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$
20	98	0.35	0.5	0
30	95	0.28	0.5	0.5
40	95	0.15	0.5	0.5

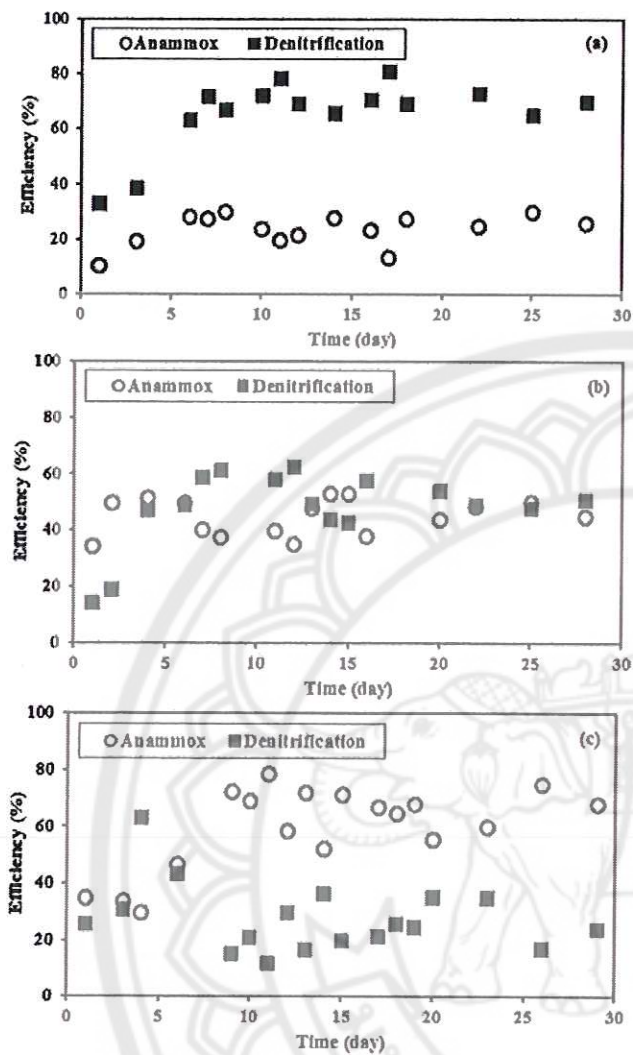


Fig. 4. Anammox and denitrification efficiencies of AnHD reactor at decreasing H<sub>2</sub> flow rates; (a) 70 mL/min, (b) 50 mL/min, and (c) 30 mL/min.

Because the intention was to develop lab-scale reactors using on-site microorganisms, the fiber carrier of the pilot-scale nitrification reactor at Chyasal that was fed with groundwater for 2 years was used for this purpose. The fiber carrier was found to have microorganisms responsible for nitrification as the dominant, while other complex microorganism communities could have been present as well. This would have resulted in the co-existence of microorganisms responsible for anammox and hydrogenotrophic denitrification in the reactors.

**Operation of hydrogenotrophic denitrification (HD) reactor**

The HD reactor was operated in a continuous feed mode with a feed rate of 9.6 L/day of water containing NO<sub>3</sub>-N. The NO<sub>3</sub>-N concentration was varied between 20 and 40 mg/L (Table 1) to determine the reactor performance at varying NO<sub>3</sub>-N feeds. H<sub>2</sub> gas produced from a H<sub>2</sub>-generator (HG260, GL Science, Japan) was supplied continuously to the reactor at a high flow rate of 70 mL/min. The H<sub>2</sub> gas was converted to dissolved hydrogen (DH), which saturated the water; however, residual H<sub>2</sub> gas was released to the atmosphere via the influent and effluent pipes. A slow and continuous stirring at 150 rpm was provided to the reactor to enhance H<sub>2</sub> solubility and microorganism activity. The *in situ* temperature was maintained at 30°C.

**Operation of anammox and hydrogenotrophic denitrification (AnHD) reactor**

The AnHD reactor was continuously fed with water containing NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>2</sub>-N at a flow rate of 9.6 L/day. The NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>2</sub>-N concentrations were kept constant at 10 mg/L. To study the optimisation of anammox and hydrogenotrophic denitrification processes in the single reactor, two experiments were setup (Table 1):

- (i) In the first one, H<sub>2</sub> was continuously fed at varying flow rates of 30–70 mL/min, and
- (ii) H<sub>2</sub> was intermittently fed for periods varying from 1–2 h at a constant flow rate of 70 mL/min.

Table 3. Summary of the anammox and denitrification efficiencies and effluent concentrations at various H<sub>2</sub> flow rates and intermittent H<sub>2</sub> supply periods of AnHD reactor.

Experimental condition	Efficiency (%)		Effluent conc. (mg/L)		
	Anammox	Hydrogenotrophic denitrification	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N
<b>Various H<sub>2</sub> flow rates</b>					
70 mg/L	25	70	6.5	0.5	0
50 mg/L	45	53	4.5	0.5	0
30 mg/L	65	25	2.5	0.5	0
<b>Various intermittent H<sub>2</sub> supply periods</b>					
1.0 h	65	42	4.0	0.5	0
1.5 h	80	42	1.0	0.5	0
2.0 h	80	15	1.0	1.5	0

$$\text{Denitrification efficiency} = \frac{(\text{Influent NO}_2\text{-N} - \text{Effluent NO}_2\text{-N}) - (\text{Influent NH}_4\text{-N} - \text{Effluent NH}_4\text{-N})}{\text{Influent NO}_2\text{-N}} \times 100 \quad (7)$$

## Results and discussion

The results are discussed in terms of (i) the cultivation of the microorganisms and (ii) the performance of the HD and AnHD reactors under different conditions. Suggestions have been provided for improving the quality of the drinking water supply system at Chyasal.

### Hydrogenotrophic denitrification (HD) reactor

**Cultivation of the microorganisms.** In the start-up, the HD reactor containing fiber carrier from the pilot-scale nitrification reactor (a treatment unit of the drinking water supply system at Chyasal) was operated under a NO<sub>3</sub>-N feed of 20 mg/L. The start-up results including the denitrification efficiency and the NO<sub>2</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N concentrations in the effluent are shown in Figs. 3a–b. In the beginning, the denitrification efficiency was relatively low (<5%); however, the conversion of NO<sub>3</sub>-N to NO<sub>2</sub>-N continued to increase from zero to 10 mg/L, which shows that the NO<sub>3</sub>-N-reducing microorganisms co-existed in the pilot-scale nitrification reactor and they grew at an earlier time compared to the NO<sub>2</sub>-N-reducing microorganisms.

Due to the absence of the NO<sub>2</sub>-N-reducing microorganisms, the effectiveness of denitrification could not be determined. After 2 weeks, the denitrification efficiency started to gradually increase, reaching ~98%; this indicates a drastic increase in both the NO<sub>3</sub>-N- and NO<sub>2</sub>-N-reducing microorganisms in the HD reactor. These results reveal the complexity of the microorganism community including microorganisms responsible for hydrogenotrophic denitrification in the pilot-scale nitrification reactor. However, the denitrification process (indicated by a decrease in the NO<sub>3</sub>-N levels) was not found to occur during the operation of this pilot-scale nitrification reactor at the site (Fig. 1c). The absence of the denitrification process is because of the high oxygen levels in the water (~6 mg/L).<sup>[12]</sup> Therefore, under low oxygen conditions (< 0.3 mg/L), the number of hydrogenotrophic denitrification microorganisms increased to rich amounts in the HD reactor.

**Performance under increasing NO<sub>3</sub>-N concentrations.** As seen from the results in the previous experiment, a high denitrification efficiency of 98% was achieved when the HD reactor was operated with a NO<sub>3</sub>-N feed of 20 mg/L. To determine the reactor performance at high NO<sub>3</sub>-N feeds, the NO<sub>3</sub>-N concentrations were increased from 20 to 40 mg/L (in increments of 10 mg/L), and the

results are shown in Figures 3c–f. The denitrification efficiency dropped to 20–30% immediately after the NO<sub>3</sub>-N concentrations were increased, leading to high NO<sub>2</sub>-N levels (15–25 mg/L) remaining in the effluent. These results suggest that the rapid and instantaneous increase in the NO<sub>3</sub>-N concentrations had a negative effect on the activity of the NO<sub>2</sub>-N-reducing microorganisms. However, these microorganisms were capable of adapting to the high NO<sub>3</sub>-N conditions (i.e., 30 and 40 mg/L) in 3 weeks, as indicated by the high denitrification efficiencies (95%) achieved at that point in time.

Batch tests were done to clarify the effects of high NO<sub>2</sub>-N accumulation. The results showed that the denitrification rates decreased from 0.35 mg/L-h for the lowest NO<sub>3</sub>-N feed of 20 mg/L, to 0.28 and 0.15 mg/L-h when the NO<sub>3</sub>-N feeds were increased to 30 mg/L and 40 mg/L, respectively (Table 2). Although NO<sub>2</sub>-N accumulation occurred only for 2 weeks, high denitrification efficiencies (95%) being achieved in the subsequent weeks (days 15–20 in Figs. 3c–3f), the high levels of accumulated NO<sub>2</sub>-N hindered the activity of hydrogenotrophic denitrification microorganisms. However, a long retention time of operation of the HD reactor of 7.5 h was sufficient to achieve hydrogenotrophic denitrification process at decreasing activities of the microorganisms. For the three NO<sub>3</sub>-N feeds used, low concentrations of both NO<sub>2</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N (< 1.0 mg/L) were present in the effluent.

### Anammox and hydrogenotrophic denitrification (AnHD) reactor

**Cultivation of Microorganisms.** The AnHD reactor containing fiber carrier from the pilot-scale nitrification reactor (similar to the case of the HD reactor) was operated under H<sub>2</sub> flow rate of 70 mL/min. In this reactor, NH<sub>4</sub>-N was removed by the anammox process, whereas NO<sub>2</sub>-N was removed by both anammox and hydrogenotrophic denitrification. The efficiencies of anammox and denitrification during startup are presented in Figure 4a.

The increasing anammox and denitrification efficiencies reflect an increase in the amounts of both microorganisms in the AnHD reactor. After a week of operation, a high denitrification efficiency of 70% was achieved, while the anammox efficiency was still low (~25%). The considerable difference between the anammox and denitrification efficiencies was due to the high H<sub>2</sub> supply rate of 70 mL/min. Under the high H<sub>2</sub> flow rate, the hydrogenotrophic denitrification became the dominant process for NO<sub>2</sub>-N removal, resulting in a deficiency of NO<sub>2</sub>-N for the anammox process.

These results reveal the complexity of the microorganism communities involved in anammox and hydrogenotrophic denitrification in the pilot-scale nitrification reactor, and the fact that these microorganisms could be cultivated in a short period. During the startup period, ~0.5 mg/L of



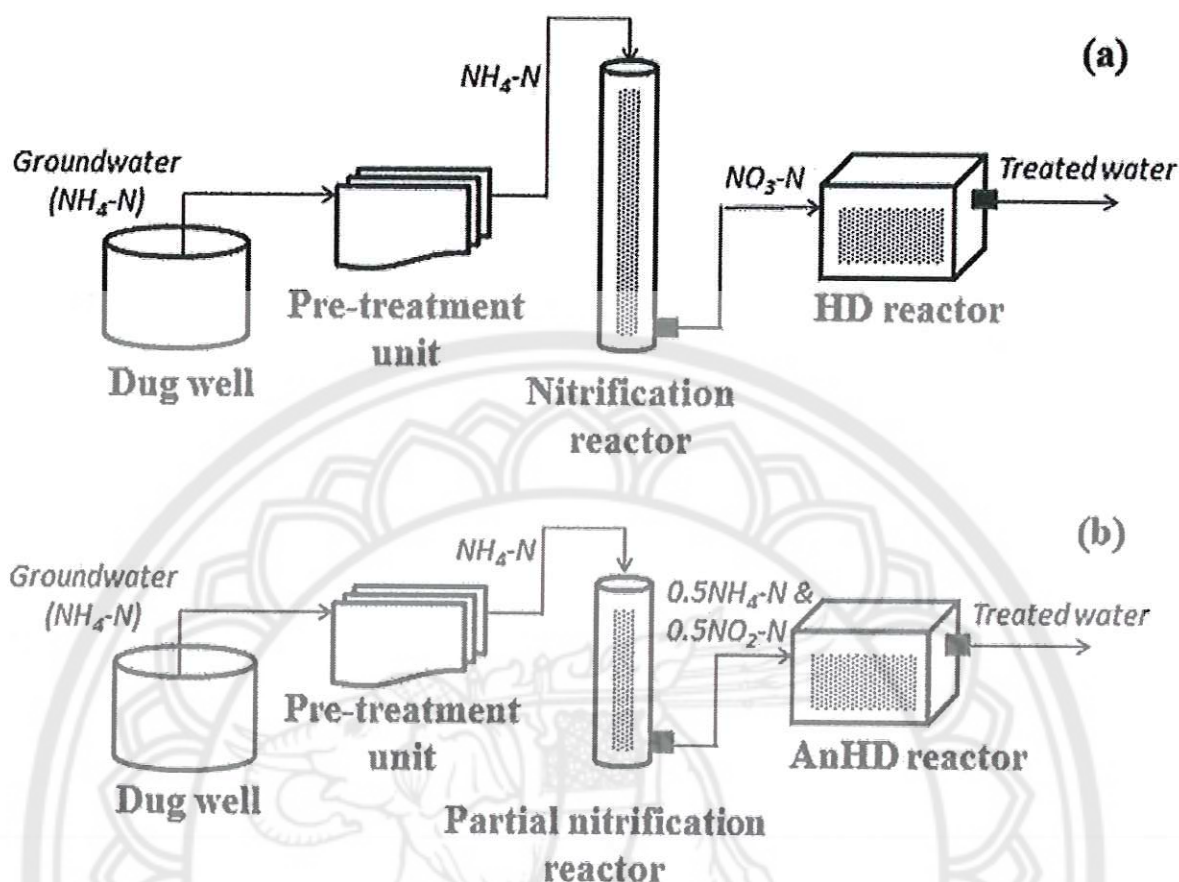


Fig. 6. Schematic diagrams of improved drinking water supply system with (a) hydrogenotrophic (HD) reactor and (b) anammox and hydrogenotrophic (AnHD) reactor (color figure available online).

$\text{NO}_2\text{-N}$  and  $6.5 \text{ mg/L}$  of  $\text{NH}_4\text{-N}$  were present in the effluent, while  $\text{NO}_3\text{-N}$  was not present.

**Performance under decreasing  $\text{H}_2$  flow rates.** In this experiment, the  $\text{H}_2$  supply to the AnHD reactor was decreased by lowering the flow rates from  $70 \text{ mL/min}$  to  $50 \text{ mL/min}$  and  $30 \text{ mL/min}$  to enhance the anammox process; the relevant results are presented in Figures 4b–4c. With decreasing  $\text{H}_2$  flow rates, the anammox efficiency increased to 45% at a flow rate of  $50 \text{ mL/min}$ , and 65% at a rate of  $30 \text{ mL/min}$ . At the same time, the denitrification efficiency reduced to 53% and 25% at  $\text{H}_2$  flow rates of 50 and  $30 \text{ mL/min}$ , respectively. It is observed that the denitrification efficiency dropped slightly for three days after the  $\text{H}_2$  flow rates were decreased. This is attributed to the rapid and instantaneous decrease in  $\text{H}_2$  supply.

The dissolved hydrogen (DH) levels were approximately  $1.0$ ,  $0.5$  and  $0.2 \text{ mg/L}$  for  $\text{H}_2$  flow rates of  $70$ ,  $50$  and  $30 \text{ mL/min}$ , respectively. All results clearly present the achievement of concurrent anammox and hydrogenotrophic denitrification in the single reactor. Although the concentrations of  $\text{NO}_2\text{-N}$  and  $\text{NO}_3\text{-N}$  were

lower than the prescribed standard limit for drinking water,<sup>[6]</sup> the  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration of  $2.5\text{--}6.5 \text{ mg/L}$  was higher than the acceptable value<sup>[6]</sup> (Table 3). With regard to the previous study,<sup>[21]</sup> the DH level should be maintained at  $>0.2 \text{ mg/L}$  for effective hydrogenotrophic denitrification; thus the lowest  $\text{H}_2$  flow rate of  $30 \text{ mL/min}$  was for this experimentation of decreasing  $\text{H}_2$  flow rates. Another experiment where the  $\text{H}_2$  supply was decreased through the use of an intermittent supply is discussed subsequently.

**Performance under intermittent  $\text{H}_2$  supply periods.** Another AnHD reactor was set up to study the enhancement of anammox and hydrogenotrophic denitrification processes under intermittent periods of  $\text{H}_2$  supply. In this experiment,  $\text{H}_2$  at a constant flow rate of  $70 \text{ mL/min}$  was intermittently supplied for 1.0, 1.5 and 2.0 h during 30 days of operation (Table 1).

The anammox and denitrification efficiencies achieved under these three conditions are shown in Figures 5a–c. First, the anammox efficiency was observed to vary in accordance with the intermittency of the  $\text{H}_2$  supply periods with the highest efficiency (80%) achieved in the case of

long intermittent supply periods (1.5 and 2.0 h); the efficiency was 65% for the shorter intermittent supply period of 1.0 h.

In contrast, the highest denitrification efficiency of 42% was found in the case of intermittent H<sub>2</sub> supply periods of 1.0 and 1.5 h, and the efficiency decreased slightly to 15% in the case of the longest intermittent supply period for 2.0 h. For all conditions, the DH concentration was ~1.0 mg/L during the H<sub>2</sub> supply period, and the DH level continuously decreased to zero when no H<sub>2</sub> was supplied. These results suggest that the anammox process could be enhanced by providing a longer intermittent H<sub>2</sub> supply; however, if the intermittent H<sub>2</sub> supply period was too long (i.e., 2 h), it decreases the hydrogenotrophic denitrification process. For the optimal condition of 1.5 h intermittent H<sub>2</sub> supply to the AnHD reactor, the NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>2</sub>-N concentrations in the effluent were 1.0 and 0.5 mg/L respectively, while no NO<sub>3</sub>-N was found.

#### Suggestions for improving the drinking water supply system

Based on the experimental results, both HD and AnHD reactors could be implemented as additional units of the drinking water supply system at Chyasal (Kathmandu Valley, Nepal). The advantages of the HD reactor include: (i) achievement of high denitrification efficiencies of 95–98%, (ii) low concentrations of both NO<sub>2</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N in the treated water (compared to the WHO standard), and (iii) avoidance of modification of the pilot-scale nitrification reactor to incorporate the HD reactor.

Although the denitrification rates decreased with a rapid and instantaneous increase in NO<sub>3</sub>-N concentration, the NO<sub>3</sub>-N levels in the effluent of the pilot-scale nitrification reactor were stable at <20 mg/L (Fig. 1c). Moreover, the NH<sub>4</sub>-N contaminant levels in the groundwater at Chyasal was constant for all seasons.<sup>[1,12]</sup> The proposed new drinking water supply system incorporating a HD reactor is shown in Figure 6a.

For the AnHD reactor, the best performance in terms of efficiencies and effluent concentrations were in the case of the reactor operating with intermittent H<sub>2</sub> supply of 1.5 h. The advantages of this reactor are as follows: (i) high efficiencies of 80% for anammox efficiency and 42% for denitrification efficiency, (ii) relatively low levels of NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N (<1 mg/L) in the effluent, and (iii) low energy consumption from low H<sub>2</sub> supply.

Another new drinking water supply system including the AnHD reactor is proposed in Figure 6b. From Figure 6b, it can be seen that the pilot-scale nitrification reactor needs to be modified by decreasing its height by ~50% to promote the partial nitrification, and to ensure that the water containing NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>2</sub>-N goes through the AnHD reactor. In addition, the performance of lab-scale HD and AnHD reactors should be analysed further at the site with trials including raw groundwater as the feed. This is because

other environmental factors such as temperature<sup>[22,23]</sup> could have an impact on the reactor performance.

#### Conclusions

This research was able to develop two attached growth reactors: one for hydrogenotrophic denitrification (HD) and the other for concurrent processes of anammox and hydrogenotrophic denitrification (AnHD) with the aim of improving the effectiveness of the drinking water supply system at Chyasal (Kathmandu Valley, Nepal). The HD reactor operated with water containing NO<sub>3</sub>-N was able to achieve a high denitrification efficiency of 95–98% at varying NO<sub>3</sub>-N feed rates of 20–40 mg/L. However, high accumulation of NO<sub>2</sub>-N during operation had a negative effect, leading to the lowering of the denitrification rate. For the AnHD reactor operated with water containing NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>2</sub>-N, the anammox efficiency was increased by decreasing the H<sub>2</sub> flow rates (30–70 mL/min) or by increasing the intermittency of the H<sub>2</sub> supply periods (1–2 h). On the other hand, the denitrification efficiency increased with increasing H<sub>2</sub> flow rates and decreasing intermittent H<sub>2</sub> supply periods. The optimal condition that produced the best performance of AnHD reactor in terms of both high efficiencies and low concentrations of nitrogen in the effluent was when H<sub>2</sub> was supplied intermittently for 1.5 h at a flow rate of 70 mL/min to the AnHD reactor. Under this condition, the anammox and denitrification efficiencies reached 80% and 42%, and effluent concentrations of NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N were all <1 mg/L. To improve the quality of the drinking water supply system, it is suggested that both HD and AnHD reactors can be incorporated as additional units of the system.

#### Acknowledgments

The authors are grateful for the financial support provided by the Global COE program (University of Yamanashi, Japan), and Ms. Yuki Hiraga for her assistance in operating the reactors.

#### References

- [1] Chapagain, S.K.; Pandey, V.P.; Shrestha, S.; Nakamura, T.; Kazama, F. Evaluation of deep groundwater quality in Kathmandu Valley using multivariate statistical technique. *Water Air Soil Poll.* 2010, *210*, 277–288.
- [2] Khatiwada, N.R.; Takizawa, S.; Tran, T.V.N.; Inoue, M. Groundwater contamination assessment for sustainable water supply in Kathmandu Valley, Nepal. *Water Sci. Technol.* 2002, *46*, 147–154.
- [3] Ha, D.T.; Kusumoto, R.; Koyama, T.; Fujii, T.; Furukawa, K. Evaluation of the swim-bed attached growth process for nitrification of Hanoi groundwater containing high levels of Iron. *J. Water Treat. Biol.* 2005, *41*, 181–192.
- [4] Kurosawa, K.; Hai, D.N.; Thanh, N.H.; Tra, H.T.L.; Ha, T.T.L.; Canh, N.T.; Egashira, K. Temporal and spatial variations of

- inorganic nitrogen levels in surface and groundwater around Hanoi, Vietnam. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 2006, 3-4, 403-415.
- [5] Bouman, B.A.M.; Castaneda, A.R.; Bhuiyan, S.I. Nitrate and pesticide contamination of groundwater under rice-based cropping systems: Past and current evidence from the Philippines. *Agri. Ecosyst. Environ.* 2002, 92, 185-199.
- [6] World Health Organisation. *Guidelines for Drinking Water Quality*, 2nd Ed.; Author: Geneva, 2004.
- [7] Tekerlekopoulou, A.G.; Papazafiris, P.G.D.; Vayenas, D.V. A full-scale trickling filter for the simultaneous removal of ammonium, iron and manganese from potable water. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 2010, 85, 1023-1026.
- [8] van der Wielen, P.W.J.J.; Voost, S.; van der Kooij, D. Ammonia-oxidizing bacteria and archaea in groundwater treatment and drinking water distribution systems. *Appl. Environ. Microbiol.* 2009, 75, 4687-4695.
- [9] Lipponen, M.T.T.; Suutari, M.H.; Martikainen, P.J. Occurrence of nitrifying bacteria and nitrification in Finnish drinking water distribution systems. *Water Res.* 2002, 36, 4319-4329.
- [10] Dapena-Mora, A.; van Hulle, S.W.H.; Campos, J.L.; Mendez, R.; Vanrolleghem, P.A.; Jetten, M. Enrichment of Anammox biomass from municipal activated sludge: Experimental and modeling results. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 2004, 79, 1421-1428.
- [11] Tchobanoglous, G.; Burton, F.; Stensel, H.D. *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, 4th Ed.; McGraw-Hill: Singapore, 2004.
- [12] Khanitchaidecha, W.; Shakya, M.; Nakano, Y.; Tanaka, Y.; Kazama, F. Development of an attached growth reactor for NH<sub>4</sub>-N removal at a drinking water supply system in Kathmandu Valley, Nepal. *J. Environ. Sci. Health: Pt. A* 2012, 47, 1-10.
- [13] Khanh, D.P.; Ha, D.T.; Furukawa, K. Renovation of Water Treatment Process for Effective Ammonia Removal from Hanoi Groundwater. In *Proceedings of 1st International Symposium on Groundwater Environment*, Kumamoto University, Japan, Dec 21-22, 2010; Groundwater Environmental Leader Program of Kumamoto: Japan, 2010; 99-102.
- [14] Haugen, K.S.; Semmens, M.J.; Novak, P.J. A novel in situ technology for the treatment of nitrate contaminated groundwater. *Water Res.* 2002, 36, 3497-3506.
- [15] Karanasios, K.A.; Vasiliadou, I.A.; Pavlou, S.; Vayenas, D.V. Hydrogenotrophic denitrification of potable water: A review. *J. Hazard. Mater.* 2010, 180, 20-37.
- [16] Zhang, Y.; Zhong, F.; Xia, S.; Wang, X.; Li, J. Autohydrogenotrophic denitrification of drinking water using a polyvinyl chloride hollow fiber membrane biofilm reactor. *J. Hazard. Mater.* 2009, 170, 203-209.
- [17] Ergas, S.J.; Reuss, A.F. Hydrogenotrophic denitrification of drinking water using a hollow fibre membrane bioreactor. *J. Water Suppl.: Res. Technology - AQUA* 2001, 50, 161-171.
- [18] Mo, H.; Oleszkiewicz, J.A.; Cicek, N.; Rezanian, B. Incorporating membrane gas diffusion into a membrane bioreactor for hydrogenotrophic denitrification of groundwater. *Water Sci. Technol.* 2005, 51, 357-364.
- [19] Ghafari, S.; Hasan, M.; Aroua, M.K. Improvement of autohydrogenotrophic nitrite reduction rate through optimization of pH and sodium bicarbonate dose in batch experiments. *J. Biosci. Bioeng.* 2009, 107, 275-280.
- [20] American Public Health Association (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 19th Ed.; Author: Springfield, NY, 1998.
- [21] Khanitchaidecha, W.; Kazama, F. Denitrification in an attached growth reactor under various operating conditions. *Water Sci. Technol.: Water Suppl.* 2012, 12, 72-80.
- [22] Dosta, J.; Fernandez, I.; Vazquez-Padin, J.R.; Mosquera-Corral, A.; Campos, J.L.; Mata-Alvarez, J.; Mendez, R. Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process. *J. Hazard. Mater.* 2008, 154, 688-693.
- [23] Rezanian, B.; Cicek, N.; Oleszkiewicz, J.A. Kinetics of Hydrogen-dependent denitrification under varying pH and temperature conditions. *Biotechnol. Bioeng.* 2005, 95, 900-906.



# Evaluation of Performance and Microbial Community of NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N Bioreactors

Khanitchaidecha W<sup>1\*</sup>, Koshy P<sup>2</sup>, Kamei T<sup>3</sup>, Nakaruk A<sup>4,5</sup> and Kazama F<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Naresuan University, Thailand

<sup>2</sup>School of Materials Science and Engineering, The University of New South Wales, Australia

<sup>3</sup>International Research Centre for River Basin Environment, University of Yamanashi, Japan

<sup>4</sup>Center of Excellence for Environmental Health and Toxicology, Naresuan University, Thailand

<sup>5</sup>Department of Industrial Engineering, Faculty of Engineering, Naresuan University, Thailand

## Abstract

Nitrogen contamination of groundwater has become an increasingly serious issue affecting the quality of drinking water. An energy efficient and low cost drinking water treatment method involving two attached growth bioreactors were developed for both NH<sub>4</sub>-N removal and NO<sub>3</sub>-N removal. Continuous flow of the groundwater through the NH<sub>4</sub>-N bioreactor resulted in the removal of NH<sub>4</sub>-N by nitrification without any aeration. The efficiency of NH<sub>4</sub>-N removal was determined to be 70% in the laboratory and 95% in on-site trials. The higher efficiency of the on-site bioreactor resulted from the presence of various groups of local microorganisms (8 groups and 3 classes) which were cultivated from the on-site groundwater. The NO<sub>3</sub>-N bioreactor was capable of removing NO<sub>3</sub>-N from the groundwater efficiently by hydrogenotrophic denitrification at low H<sub>2</sub> supply rates. A high NO<sub>3</sub>-N removal efficiency of 98% was found in the bioreactors that used both local microorganisms and other microorganisms that were cultivated from a drinking water system. Although the microbial community present in both NO<sub>3</sub>-N bioreactors were different, the dominant bacterial taxonomic groups were found to be similar, i.e., *Belaproteobacteria* and *Gammaproteobacteria*. The NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N bioreactors are alternative methods with high efficiency and various microbial groups for nitrogen-contaminated groundwater treatment.

**Keywords:** Nitrogen contaminated groundwater; Nitrification; Hydrogenotrophic denitrification; Microbial community

## Introduction

Nitrogen is one of the most significant contaminants commonly present in groundwater. Nitrogen can be present in different forms in contaminated water and these include ammonium-nitrogen (NH<sub>4</sub>-N), nitrite-nitrogen (NO<sub>2</sub>-N) and nitrate-nitrogen (NO<sub>3</sub>-N). Groundwater is commonly polluted by anthropogenic activities such as disposal of sewage, and industrial effluents and fertilizer uses [1,2] and produced naturally by mineralization of organic matter *in situ* and by sorption of metal oxide [3]. Groundwater is a major drinking water source and there are severe health risks that arise from consumption of nitrogen-contaminated water. The World Health Organization (WHO) has set up guidelines for safe drinking water, whereby the specified concentrations of NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N must be lower than 1.5, 0.9 and 11.3 mg/L, respectively [4].

Several technologies have been developed for removing nitrogen from the groundwater to provide safe drinking water. These technologies can be broadly categorised as *in-situ* technology (applying to aquifer) [5,6] and *ex-situ* technology (applying to pumped groundwater) [7,8]. The *ex-situ* technology is more preferable compared to the former because of the ease in operation and maintenance. Two well-known *ex-situ* technologies for nitrogen removal are nitrification and hydrogenotrophic denitrification. The nitrification process has been proposed for treating water containing NH<sub>4</sub>-N contaminants; the basic operating concept involves NH<sub>4</sub>-N oxidation to NO<sub>2</sub>-N under a supply of oxygen (air). The hydrogenotrophic denitrification process is used for removing NO<sub>2</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N under hydrogen supply and involves the reduction of both NO<sub>2</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N to nitrogen gas (N<sub>2</sub>). One of the major issues with the bioreactors for nitrification and hydrogenotrophic denitrification developed in previous studies are the high costs which make them unsuitable for use in remote areas. These

high costs arise from the costs of infrastructure and maintenance, the high levels of energy consumption and the technical difficulties in operation.

The objective of this research work is to develop attached growth bioreactors that are simple to operate, energy-efficient and economical for removing NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N from groundwater. The performance of both bioreactors containing various initial microorganisms is discussed, while tests were done to determine the major groups present in the microbial communities.

## Materials and Methods

### Reactor set-up and operation

**Bioreactor for NH<sub>4</sub>-N removal:** The NH<sub>4</sub>-N bioreactor consisted of a 2 cm $\phi$ ×100 cm long acrylic column that contained 250 cm<sup>3</sup> polyester fibre carriers (supported by NET Co. Ltd., Japan). The fibre carriers were kept along the column for the purpose of microorganisms' attachment and water pathway. The synthetic NH<sub>4</sub>-N groundwater (influent) was allowed to flow to the top of the fibre carriers at a flow rate of 2.9 L/day; then the influent penetrated through the fibre carriers until the end of column (effluent). The effluent was collected frequently

\*Corresponding author: Khanitchaidecha W, Department of Civil Engineering, Faculty of Engineering, Naresuan University, Phitsanulok, Thailand, Tel: (66)-55-964-058; E-mail: wilawank1@gmail.com

Received October 15, 2013; Accepted November 13, 2013; Published November 18, 2013

Citation: Khanitchaidecha W, Koshy P, Kamei T, Nakaruk A, Kazama F (2013) Evaluation of Performance and Microbial Community of NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N Bioreactors. J Microb Biochem Technol S12: 007. doi:10.4172/1948-5948.S12-007

Copyright: © 2013 Khanitchaidecha W, et al. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited

for further analysis. A schematic diagram of the operating  $\text{NH}_4\text{-N}$  bioreactor is presented in Figure 1a. Before starting the bioreactor, 200 mL of concentrated activated sludge from the drinking water system in Kofu city (in Yamanashi, Japan) was fed to the bioreactor for providing the initial microorganisms on the fibre carriers.

Another  $\text{NH}_4\text{-N}$  bioreactor was scaled up and established at Chyusal area (Kathmandu Valley, Nepal), which was the location of this research program. The on-site  $\text{NH}_4\text{-N}$  bioreactor was composed of a 25 cm  $\phi$   $\times$  160 cm long acrylic column and contained approximately 1m<sup>2</sup> of polyester fibre carriers. The fibre carriers covered three stainless steel holders (2 cm  $\phi$   $\times$  150 cm, 8 cm  $\phi$   $\times$  150 cm and 12 cm  $\phi$   $\times$  150 cm), which were concentrically arranged in the bioreactor (Figure 1b). Droplets of groundwater were generated via 20 small droppers provided around the top of the fibre carriers and the overall flow rate was 200-250 L/day. During the experiment (with no activated sludge addition), the local microorganisms present in the groundwater were cultivated and attached to the fibre carriers [9].

**Bioreactor for  $\text{NO}_3\text{-N}$  removal:** The  $\text{NO}_3\text{-N}$  bioreactor consisted of an 11.5  $\times$  16  $\times$  16 cm acrylic container (working volume 3L) that contained 660 cm<sup>2</sup> polyester fibre carriers (supported by NET Co. Ltd., Japan). The fibre carriers covered a stainless steel holder and were

provided for microorganism attachment (Figure 2). The synthetic  $\text{NO}_3\text{-N}$  groundwater (influent) was fed continuously to the bioreactor at a flow rate of 9.6 L/day.  $\text{H}_2$  gas was supplied via a  $\text{H}_2$  generator (HG260, GL Science, Japan) to the reactor at a flow rate of 70 mL/min. The liquid inside the reactor was completely mixed at 150 rpm using a stirrer. A schematic diagram of the set up is illustrated in Figure 2. Before starting the experiment, 200 mL of concentrated activated sludge (from the drinking water system in Kofu city) was fed to the bioreactor to provide initial microorganisms for attachment on the fibre carriers.

Another laboratory  $\text{NO}_3\text{-N}$  bioreactor (11.5  $\times$  16  $\times$  16 cm; working volume of 3 L) was set up, and this was comprised of the fibre carriers taken from the on-site  $\text{NH}_4\text{-N}$  bioreactor. The local microorganisms were used as the initial microorganisms for this bioreactor. In this experiment, the bioreactor was operated under the same conditions as the previous  $\text{NO}_3\text{-N}$  bioreactor. The operating conditions used for all experiments are summarised in Table 1.

#### Synthetic groundwater preparation

In this research, the groundwater at Chyusal was standardised in order to prepare the synthetic groundwater. The amount (mg/L) of different ions in the groundwater at Chyusal was determined to be:

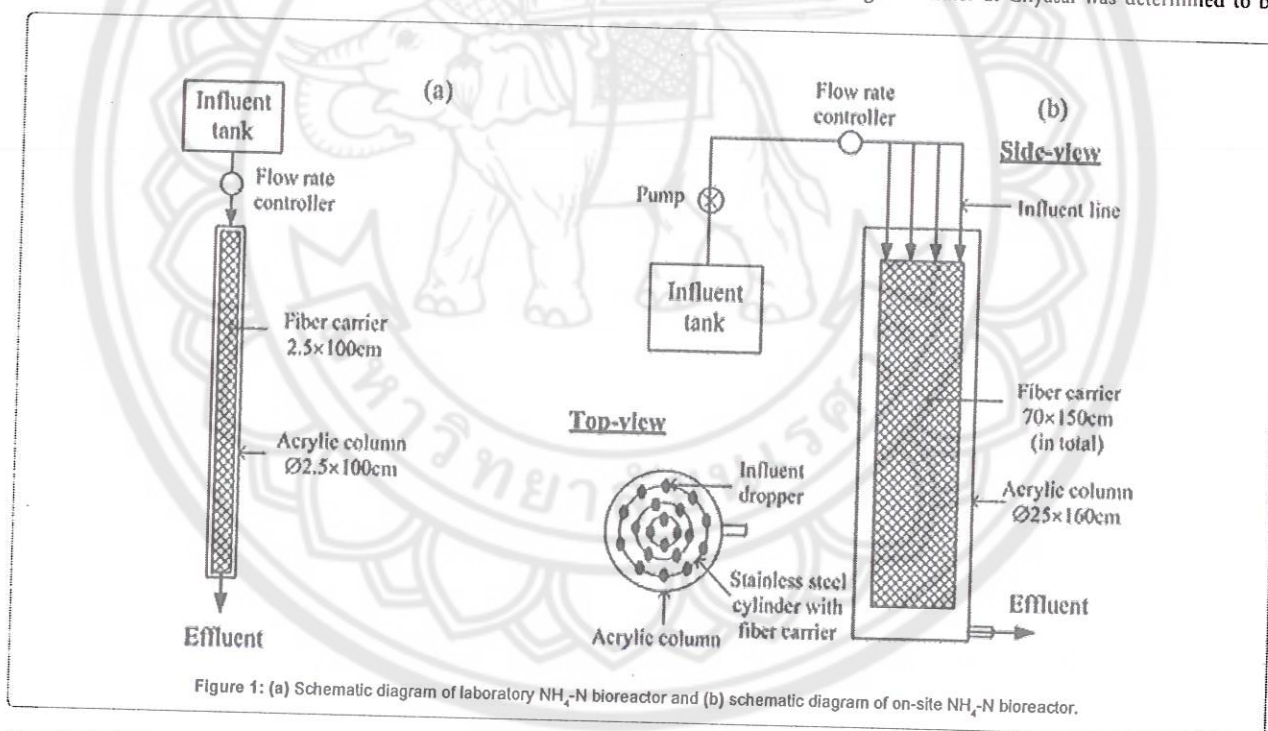
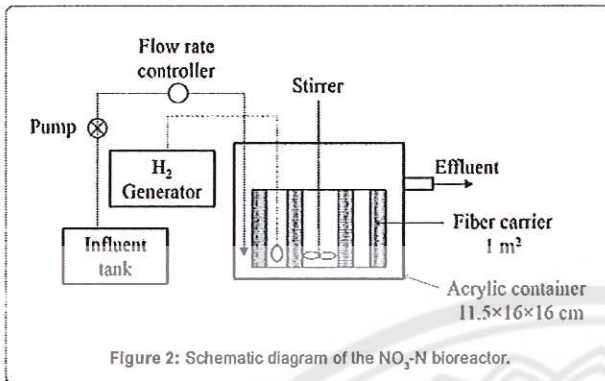


Figure 1: (a) Schematic diagram of laboratory  $\text{NH}_4\text{-N}$  bioreactor and (b) schematic diagram of on-site  $\text{NH}_4\text{-N}$  bioreactor.

Bioreactor	Experiment	Initial Microorganisms Source	Operating Conditions				Period (days)
			$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/L)	$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/L)	Air Supply (mL/min)	$\text{H}_2$ Supply (mL/min)	
$\text{NH}_4\text{-N}$ bioreactor	I	Activated sludge from drinking water system	30	-	-	-	60
	II	On-site groundwater	30	-	-	-	
$\text{NO}_3\text{-N}$ bioreactor	III	Activated sludge from drinking water system	-	30	-	70	30
	IV	On-site groundwater	-	30	-	70	30

Table 1: Summary of the operating conditions used in the experimental studies.



NH<sub>4</sub>-N 15; Ca<sup>2+</sup> 34; Mg<sup>2+</sup> 10; K<sup>+</sup> 20; Na<sup>+</sup>30; SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>30; and Cl<sup>-</sup> 42 [10]. The NH<sub>4</sub>-N containing synthetic groundwater was prepared by adding the following chemicals (g/L):(NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0.14; NaHCO<sub>3</sub> 0.48; KCl 0.05; CaCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O 0.11; MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.10; and Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>·12H<sub>2</sub>O 0.02. The synthetic NO<sub>3</sub>-N containing groundwater was prepared by adding the following chemicals (g/L): NaNO<sub>3</sub> 0.18; NaHCO<sub>3</sub> 0.48; KCl 0.05; CaCl<sub>2</sub>·2H<sub>2</sub>O 0.11; MgSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O 0.10; and Na<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>·12H<sub>2</sub>O 0.02.

#### Analytical methods

**Water quality:** The concentrations of NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N in both the influent and effluent were measured using phenate, colorimetric and ultraviolet spectrophotometric screening methods, respectively in accordance with the standard methods used for the examination of water and wastewater [11]. The NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N removal efficiency of the NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N bioreactors were calculated using Equations 1 and 2, respectively.

$$\text{NH}_4\text{-N removal efficiency} = \left(1 - \frac{[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{eff}}}{[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{inf}}}\right) \times 100 \quad (1)$$

$$\text{NO}_3\text{-N removal efficiency} = \left(1 - \frac{[\text{NO}_3\text{-N}]_{\text{eff}} + [\text{NO}_2\text{-N}]_{\text{eff}}}{[\text{NO}_3\text{-N}]_{\text{inf}}}\right) \times 100 \quad (2)$$

where, [NH<sub>4</sub>-N]<sub>inf</sub> = NH<sub>4</sub>-N concentration (mg/L) in the influent

[NH<sub>4</sub>-N]<sub>eff</sub> = NH<sub>4</sub>-N concentration (mg/L) in the effluent

[NO<sub>3</sub>-N]<sub>inf</sub> = NO<sub>3</sub>-N concentration (mg/L) in the influent

[NO<sub>3</sub>-N]<sub>eff</sub> = NO<sub>3</sub>-N concentration (mg/L) in the effluent

[NO<sub>2</sub>-N]<sub>eff</sub> = NO<sub>2</sub>-N concentration (mg/L) in the effluent

#### Microbial analysis

The microbial communities present on the fibre carriers were identified by using a culture-independent method based on 16S rRNA gene sequencing. The total nucleic acids extracted from the fibre carriers were used as the template for amplifying 16S rRNA genes by polymerase chain reaction (PCR). The amplified DNA fragments were cloned into the *E. coli* strain DH5α [12-14]. The clonal DNAs obtained from the 16S rRNA gene libraries were subjected to restriction fragment length polymorphism (RFLP) analysis by separate digestion with HhaI and HaeIII (Takara, Shiga, Japan). The nucleotide sequence data from the representative clones of each of the RFLP groups were compared with those in the database of Ribosomal Database project by using the CLASSIFIER program developed by Michigan State University [15].

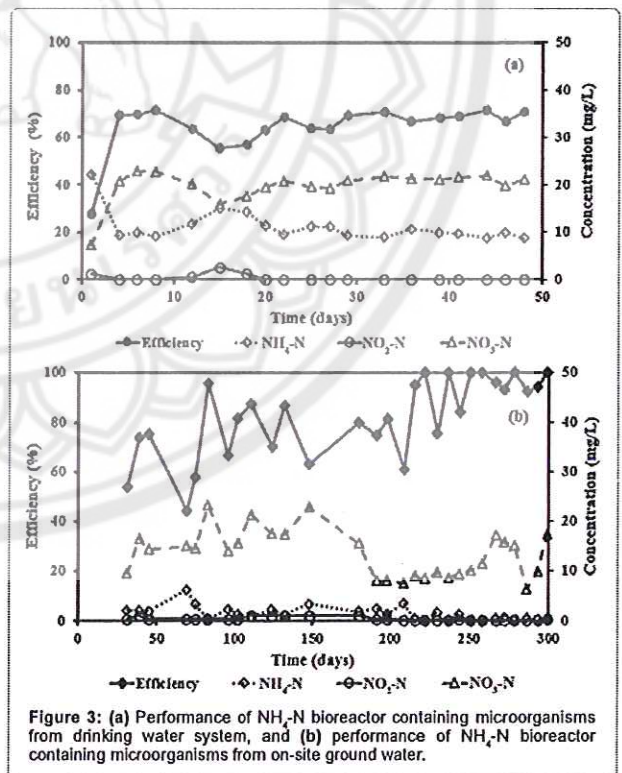
## Results and Discussion

### Performance of NH<sub>4</sub>-N bioreactor

The NH<sub>4</sub>-N bioreactor (containing initial microorganisms from the drinking water system) was operated by feeding the synthetic NH<sub>4</sub>-N groundwater through it. The experimental results showed that the NH<sub>4</sub>-N removal efficiency was 28% on the 1<sup>st</sup> day and it increased significantly to 68% on the 4<sup>th</sup> day. This indicates that microorganisms are present which are responsible for NH<sub>4</sub>-N removal (e.g. nitrifiers), and moreover, the concentrations of these microorganisms were increasing rapidly. The presence of high amounts of these microorganisms is indicated by the stable value (70%) of the NH<sub>4</sub>-N removal efficiency for 50 days. Previous studies [16,17] have identified that the major biological process for removing NH<sub>4</sub>-N from contaminated water is nitrification. In the nitrification process, NH<sub>4</sub>-N is oxidised to NO<sub>3</sub>-N via the formation of intermediate NO<sub>2</sub>-N, and high amounts of oxygen are required for complete nitrification (Equation 3 [18]).



From Figure 3a, the NH<sub>4</sub>-N concentration was seen to decrease from 40 mg/L in the influent to 10 mg/L in the effluent, while the NO<sub>3</sub>-N concentration increased from zero in the influent to 20 mg/L in the effluent. These results clearly support the occurrence of nitrification in this bioreactor. It should be noted that although the NH<sub>4</sub>-N bioreactor had no air and/or oxygen supply entering it, oxygen from the air could have diffused into the reaction, and this appears to have been utilized for nitrification by the microorganisms. However, the oxygen levels appear to be insufficient for complete NH<sub>4</sub>-N removal and thus the maximal removal efficiency was ~70% in this experiment. From the results, it



is seen that the NH<sub>4</sub>-N bioreactor developed in this research can be used as an alternative method for biological groundwater treatment. The advantages of this bioreactor are lower energy consumption from aeration and pumping systems comparing to the reactors used in previous studies [19,20].

The NH<sub>4</sub>-N bioreactor was scaled-up and operated at the site (Chyasal) and for this purpose; the microorganisms attached on the fibre carriers were cultivated from the local microorganisms present in the groundwater at Chyasal. From the experimental results, it is seen that the on-site bioreactor required a longer period to achieve the NH<sub>4</sub>-N removal efficiency of 70%; however the efficiency of NH<sub>4</sub>-N removal was seen to gradually increase to ~95% in 220 days. The NO<sub>2</sub>-N in the effluent was very low (<3 mg/L) as the previous NH<sub>4</sub>-N bioreactor. The higher efficiency of the on-site NH<sub>4</sub>-N bioreactor is believed to result from the differences in the microbial community present in these two bioreactors, and this is discussed in the following section.

#### Microbial community in NH<sub>4</sub>-N bioreactor

At the conclusion of the previous experiments, the microorganisms attached to the fibre carriers of the two NH<sub>4</sub>-N bioreactors were identified. As seen in Figures 4a and 4b, the bioreactor that used microorganisms from the drinking water system contained 5 groups and 3 classes of bacteria, of which *Alphaproteobacteria* (25%), *Betaproteobacteria* (24%) and *Nitrospirae* (20%) were the most abundant phylogenetic groups. In contrast, bacteria in the on-site NH<sub>4</sub>-N bioreactor consisted of 8 groups and 4 classes of which *Firmicutes* (34%) and *Alphaproteobacteria* (26%) were the dominant groups. Therefore, the greater variety of bacteria and the rich of *Firmicutes* were reasons for enhancing the nitrification process of the NH<sub>4</sub>-N bioreactor. Another significant reason for enhancement of the bioreactor performance was the increase in total microorganisms in accordance with increasing fibre carriers area. *Firmicutes* contains the 3 classes of *Bacilli*, *Clostridia* and *Mollicutes* and are found in food- and beverage-related industries. Moreover, the abundance of *Firmicutes* in laboratory-scale nitrification bioreactor and wastewater treatment plant was also reported in literatures [21,22].

#### Performance of NO<sub>3</sub>-N bioreactor

From the previous sections, the effect of the microbial community on the performance of bioreactor and dominant microbial community was observed to be different in different initial microorganisms (i.e., from the drinking water system and on-site groundwater). Two NO<sub>3</sub>-N bioreactors were set up: one using the initial microorganisms from the drinking water system and another using the local microorganisms which were taken from the on-site NH<sub>4</sub>-N bioreactor. The results for 30 days of experimental testing are shown in Figures 5a and 5b; both bioreactors were able to achieve high NO<sub>3</sub>-N removal efficiencies >90%. The efficiency of bioreactor that used initial microorganisms from the drinking water system reached 95% within two days, with both the NO<sub>2</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N concentrations in the effluent being <5 mg/L. On the other hand, the bioreactor that used local microorganisms required a longer period of 20 days to achieve a similar efficiency of 95%. This longer duration is attributed to the following: the microorganisms responsible for nitrification were present in greater concentrations in the fibre carriers, and thus the microorganisms responsible for denitrification (i.e., hydrogen-oxidising denitrifiers) were cultivated at a slower rate. The presence of NO<sub>2</sub>-N in the effluent indicates the cultivation of small numbers of hydrogen-oxidising denitrifiers. The decrease in the NO<sub>2</sub>-N concentration to almost zero in 25 days reflects

the rich presence of hydrogen-oxidising denitrifiers in the bioreactor. To confirm the occurrence of hydrogenotrophic denitrification in the NO<sub>3</sub>-N bioreactor, the supply of H<sub>2</sub> to the bioreactors was stopped after finishing the experiments. However, this resulted in a cessation of the NO<sub>3</sub>-N removal (data not shown). Therefore, NO<sub>3</sub>-N was removed by hydrogenotrophic denitrification, as presented in Equation 4 [23]). From the results, it can be concluded that the NO<sub>3</sub>-N bioreactor can remove NO<sub>3</sub>-N from groundwater at a very high efficiency, and moreover, this system has advantages of being simple, easy to operate and requiring less H<sub>2</sub> comparing to the reactors used in previous studies [24,25].



#### Microbial community of NO<sub>3</sub>-N bioreactor

At the end of the experimental work, the microbial community in the fibre carriers in both NO<sub>3</sub>-N bioreactors were identified. The results reveal that the microbial community in the NO<sub>3</sub>-N bioreactor that used initial microorganisms from the drinking water system consisted of 7 bacterial taxonomic groups and 3 classes, with the *Betaproteobacteria*

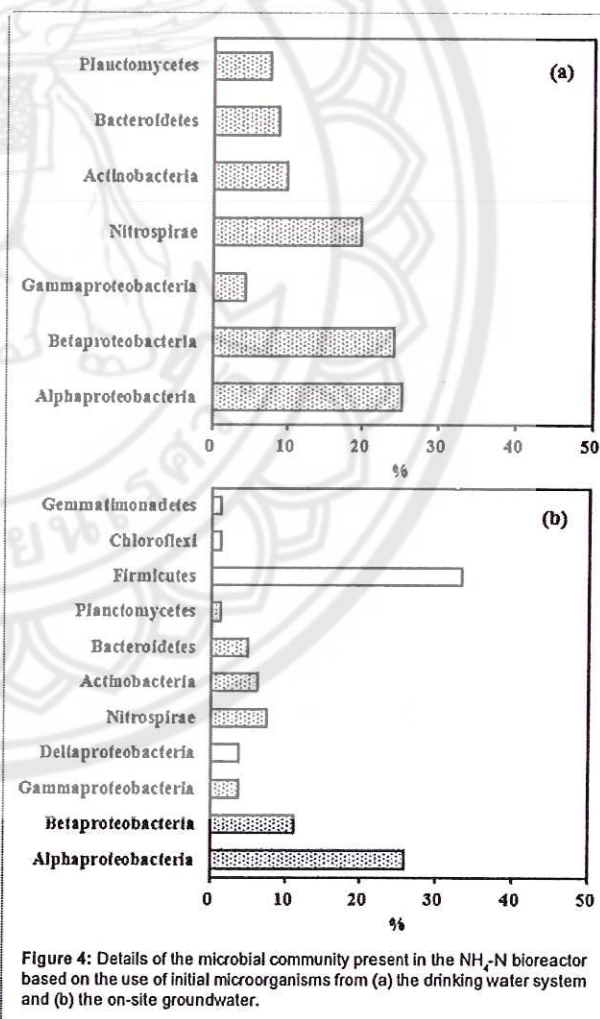


Figure 4: Details of the microbial community present in the NH<sub>4</sub>-N bioreactor based on the use of initial microorganisms from (a) the drinking water system and (b) the on-site groundwater.







	highlands of Viet Nam	Nam National University, Ho Chi Minh City
11:00-11:20	P4: Research on water regime space division of the main rivers in Ho Chi Minh area by mathematical model	Tran Thi Kim, Institute of Meteorology Hydrology Oceanography and Environment, Viet Nam
11:20-11:40	P5: Resource and Environmental Carrying Capacity Assessment of Inner Mongolia	Tian Yanan; Beijing Normal University, China
11:40-12:00	P6: Assessment of Water Footprint of Major Biofuel Crops in Thailand	Russel Mohammad Fazlul Haque, Asian Institute of Technology, Thailand
<b>Lunch Break (12:00-13:00)</b>		

#### TECHNICAL SESSION: Hydrological Modeling and Applications

Chairs: Dr. Hiroshi Ishidaira and Dr. Jun Magome (University of Yamanashi)

13:00-13:25	Plenary speaker	Dr. Anthony Kiem, University of New Castle, Australia
13:25-13:45	P1: Evaluating measures of catchment similarity index for use in the physical similarity-based regionalization approach	Sokchhay Heng; University of Yamanashi, Japan
13:45-14:05	P2: Estimation of Discharge of Langtang River Basin, Rasuwa District, Central Nepal Positive Degree Day Model	Ahuti Shrestha; Kathmandu University, Nepal
14:05-14:25	P3: Application of Sacramento Rainfall Runoff Model for Gin-River Basin, Sri Lanka	Dinusha Prabhath Ransara; University of Ruhuna, Sri Lanka
14:25-14:45	P4: Rainfall-runoff model of Yesilirmak catchment, Turkey using ARCSWAT	Ayisyah Cindy Harifa; University of Brawijaya, Indonesia
14:45-15:05	P5: Estimation of Peak Discharge and Selection of Manning's coefficient for Sangda River and Langtang River of Nepal	Bikas Chandra Bhattarai; Kathmandu University, Nepal
15:05-15:25	P6: Comparison of Uncertainty Analysis Techniques for a SWAT application in Bagmati River Basin Nepal	Vaskar Dahal, Tribhuwan University, Nepal

**CLOSING OF 1<sup>ST</sup> DAY**



15:25-15:30	Closing remarks	
17:30-18:30	Dinner Party	

**2<sup>nd</sup> Day: 9 February 2014**

8:00	Arrival
8:00-8:30	Registration

**OPENING SESSION**

8:30-8:35	Welcome note	
-----------	--------------	--

**TECHNICAL SESSION: Water Contaminant, Treatment and Public Health**

Chairs: Prof. Futaba Kazama (University of Yamanashi) and Dr. Willan Khantichaidecha (Naresuan University, Thailand)

8:35-9:00	Plenary speaker	Dr. Kei Nishida, University of Yamanashi, Japan
9:00-9:20	P1: Assessing heavy metal contamination in porewater upon simulated onland disposal of industrial waste	Tran Thi Thu Dung; Viet Nam National University, Ho Chi Minh City
9:20-9:40	P2: Analyses and assessment sources, exchange and transport of heavy metals and nutrients in water and sediment environments in downstream of Cau River basin: a case study in Hai Duong province	Le Si Hung; Hanoi University of Science, Viet Nam
<b>Tea/coffee Break (9:40-10:00)</b>		
10:00-10:20	P3: Risk of diarrhea from shallow groundwater contaminated with enteropathogens in the Kathmandu Valley, Nepal	Dr. Sadhana Shrestha, university of Yamanashi, Japan
10:20-10:40	P4: Simultaneous removal of ammonia and nitrate conducted by combination of ANAMMOX and hydrogenotrophic denitrification	Tatsuru Kamei; University of Yamanashi, Japan
10:40-11:00	P5: An intermittent aerated reactor for ammonium-rich wastewater under various aeration rates	M. Nojit; Naresuan University, Thailand

## **An intermittent aerated reactor for ammonium-rich wastewater under various aeration rates**

M. Nojit<sup>1</sup>, W. Thongpat<sup>1</sup>, C. Pokasoowan<sup>2</sup>, A. Nakaruk<sup>3, 4</sup>, W. Khanitchaidecha<sup>1, 5\*</sup>

<sup>1</sup>Faculty of Civil Engineering, Naresuan University, Thailand

<sup>2</sup>School of Management Technology, Energy and Environmental Management, Shinawatra University, Thailand

<sup>3</sup>Faculty of Industrial Engineering, Naresuan University, Thailand

<sup>4</sup>Center of Excellent for Environmental Health and Toxicology, Naresuan University, Thailand

<sup>5</sup>Center of Excellent for Innovation and Water Treatment technology, Naresuan University, Thailand

\*Corresponding authors: wilawank1@gmail.com, [wilawank@nu.ac.th](mailto:wilawank@nu.ac.th)

### **Abstract**

*Discharging of the municipal wastewater has become serious issues affecting the water quality and environment. The significant pollutant in the municipal wastewater is ammonium-nitrogen (NH<sub>4</sub>-N). An alternative wastewater treatment system was developed in this research for ammonium-rich wastewater. The developed bioreactor was operated under two-hour intermittent aeration for achieving nitrification and denitrification processes. Air was supplied at various flow rates of 0.5-2.0 L/min in the aeration period, and air supply unit was off during the non-aeration period. At the lowest aeration (of 0.5 L/min), the nitrogen removal efficiency reached 68% and nitrification and denitrification rates were approximately 0.2 and 1.8 mg/L-min. The efficiencies were decreased to 47% and 38%, when the aeration rates were increased to 1.0 and 2.0 L/min respectively. Although the nitrification rates were increased at higher aeration rates, the denitrification rates were found decrease due to competitive microorganisms. To obtain the best performance of intermittent aerated bioreactor, the aeration rate should be maintained at 0.5 L/min.*

## Introduction

Several areas in Thailand are facing serious issues on water quality and water pollution, causing of rapid growth of aquatic plants (such as algae) on surface water (known as Algae bloom or Eutrophication). The main cause of Eutrophication is discharging of municipal wastewater which has high nitrogen content especially ammonium-nitrogen ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) content. As reported in a previous study (Nguyen et al., 2014), high  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration of 44 mg/L was found in the municipal wastewater. The rich  $\text{NH}_4\text{-N}$  becomes a significant nutrient source for algae and aquatic plants growth. According to the water quality standard of surface water, the  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration should be less than 0.5 mg/L (PCD, 2014). Due to high population and economic growth, the amount of discharged municipal wastewater has been increasing. To avoid the water pollution, the municipal wastewater should be treated by efficient system before discharging. The aim of this research is to study a performance of intermittent aerated bioreactor to treat the ammonium-rich wastewater. The overall efficiency and nitrogen removal processes under different air supply rates were discussed.

## Methodology

### *Synthetic wastewater*

The ammonium-rich wastewater was prepared by mixing the following chemicals (g/L);  $\text{NH}_4\text{Cl}$  0.15 g,  $\text{NaHCO}_3$  0.48 g,  $\text{KH}_2\text{PO}_3$  0.02 g,  $\text{MgSO}_4$  0.06 g,  $\text{CaCl}_2$  0.36 g,  $\text{FeSO}_4$  0.003 and trace element 0.5 mL (Guo et al., 2013). The  $\text{NH}_4\text{-N}$  concentration was approximately 40 mg/L and <1 mg/L of other nitrogen forms (i.e.,  $\text{NO}_2\text{-N}$  and  $\text{NO}_3\text{-N}$ ). The 10 L of fresh wastewater was prepared on the daily basis and the 7 L of wastewater was replaced with the treated wastewater in the bioreactor.

### *Bioreactor set-up and operation*

Sludge was taken from the wastewater treatment system of Wongtong Hospital (Phitsanulok, Thailand) and acclimatized in the synthetic wastewater for 1 month. For starting the experiment, the 2 L of acclimatized sludge and 8 L of synthetic wastewater were added in a bioreactor having a working volume of 10 L ( $\phi 24 \times 40$  cm). Air was intermittently supplied to the bioreactor for 24 hours (see in Fig. 1). During the aeration period, air was supplied for two hours with various flow rates; low aeration (0.5 L/min), medium aeration (1.0 L/min) and high aeration (2.0 L/min). During the non-aeration period, no air was supplied to the bioreactor, thus the dissolved oxygen concentration (DO) was sharply dropped to 0.5 mg/L.

Acetate solution was added in the first non-aeration period as a carbon source for complete nitrogen removal. The nitrogen removal efficiency of the bioreactor was calculated using Eq. 1.

$$\text{Efficiency} = \left(1 - \frac{[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{eff}} + [\text{NO}_3\text{-N}]_{\text{eff}} + [\text{NO}_2\text{-N}]_{\text{eff}}}{[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{inf}}}\right) \times 100 \quad (1)$$

where,  $[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{inf}}$  = concentration of ammonium in the synthetic wastewater

$[\text{NH}_4\text{-N}]_{\text{eff}}$ ,  $[\text{NO}_3\text{-N}]_{\text{eff}}$ ,  $[\text{NO}_2\text{-N}]_{\text{eff}}$  = concentrations of ammonium, nitrate and nitrite in the treated water

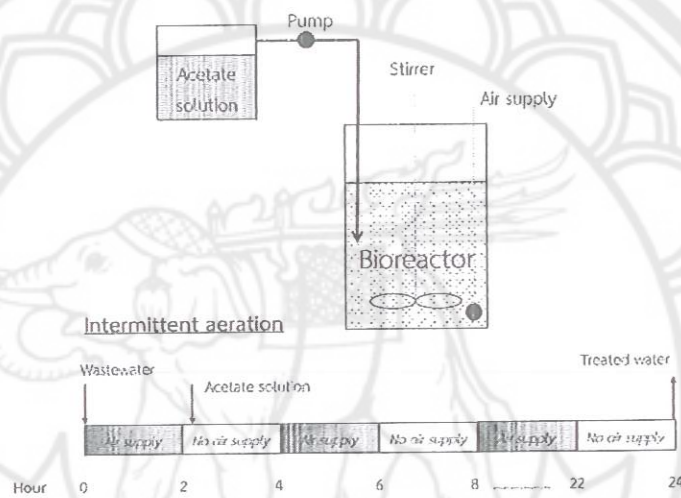


Fig. 1 Schematic diagram of intermittent aerated bioreactor.

### Results and discussion

The intermittent aerated bioreactor was operated under three aeration rates of 0.5 L/min (low aeration), 1.0 L/min (medium aeration) and 2.0 L/min (high aeration) for 3 months. The average nitrogen removal efficiencies are presented in Fig. 2. The highest efficiency was found at the lowest aeration; the nitrogen was removed 68% from the initial concentration. There were no  $\text{NH}_4\text{-N}$  and  $\text{NO}_2\text{-N}$  in the treated water, however approximately 15 mg/L of  $\text{NO}_3\text{-N}$  was found. The insufficient carbon from limited acetate addition was a main reason for incomplete nitrogen removal of the bioreactor. When the aeration rates were increased from 0.5 L/min to 1.0 and 2.0 L/min, the removal efficiencies were decreased to 47% and 38% respectively. These results present clearly that increase in aeration rates had effects on decreasing efficiency of the bioreactor.

The nitrification and denitrification rates were determined at different aeration rates, and the results are presented in Table 1. The nitrification rates were gradually increasing from 0.2 mg/L-min to 0.3 and 0.7 mg/L-min by increasing aeration rates. The high oxygen enhances the microorganism's activity for nitrification process (Jia et al., 2013). However, some oxygen remained in the bioreactor during the non-aeration period. Therefore, the competitive microorganisms, which are typically heterotroph, were increasing and become dominant after consuming oxygen and carbon. The denitrification process was inhibited as presented by decreasing denitrification rates (see in Table 1), this is due to lack of carbon. The carbon concentration in treated water was approximately 10 mg/L of COD (Chemical oxygen demand). Moreover, the sludge colour was changed from dark brown to light brown by operating times, referring the change in dominant microorganism's community effecting to the bioreactor performance.

### Conclusion

The intermittent aerated bioreactor which was developed in this research can be alternative system for treating ammonium-rich wastewater. This study found that the high aeration rate resulted in decreasing efficiency. The optimum performance of 68% removal efficiency was achieved at the lowest aeration of 0.5 L/min. The nitrogen removal process including nitrification and denitrification and microorganisms' community were all impacted from various aeration rates.

### References

- Guo J., Zhang L., Chen W., Ma F., Liu H., Tian Y. (2013). The regulation and control strategies of a sequencing batch reactor for simultaneous nitrification and denitrification at different temperatures. *Bioresource Technology*, 133, 59-67.
- Jia W., Liang S., Ngo H.H., Guo W., Zhang J., Wang R., Zou Y. (2013). Effect of phosphorus load on nutrients removal and N<sub>2</sub>O emission during low-oxygen simultaneous nitrification and denitrification process. *Bioresource Technology*, 141, 123-130.
- Nguyen D.D., Ngo H.H., Yoon Y.S. (2014). A new hybrid treatment system of bioreactors and electrocoagulation for superior removal of organic and nutrient pollutants from municipal wastewater. *Bioresource Technology*, 153, 116-125.
- Pollution Control Department (PCD), Ministry of Natural Resources and Environment, Thailand (<http://www.pcd.go.th>).

### Acknowledgement

The authors are grateful for the financial support of Somkiat Tungpitakkul, M.D. which has allowed this research to be undertaken.

