



การกำจัดไนเตรตด้วยกระบวนการร่วมของไฮโดรจีโนโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชันและเฮเทอโร
โทรฟิเคชันในตรีฟิเคชัน



ปริญชยา พึ่งทิม

วิทยานิพนธ์เสนอบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยนเรศวร
เพื่อเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา หลักสูตรวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา 2563
ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยนเรศวร

การกำจัดไนเตรดด้วยกระบวนการร่วมของไฮโดรจิโนโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชันและเฮเทอโร
โทรฟิเคชันในตรีฟิเคชัน



วิทยานิพนธ์เสนอบัณฑิตวิทยาลัย มหาวิทยาลัยนครสวรรค์
เพื่อเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษา หลักสูตรวิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต
สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
ปีการศึกษา 2563
ลิขสิทธิ์เป็นของมหาวิทยาลัยนครสวรรค์

วิทยานิพนธ์ เรื่อง "การกำจัดไนเตรดด้วยกระบวนการร่วมของไฮโดรจิโนโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชันและ
เฮเทอโรโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชัน"

ของ ปรัชญา พึ่งทิม

ได้รับการพิจารณาให้นับเป็นส่วนหนึ่งของการศึกษาตามหลักสูตร

วิศวกรรมศาสตรมหาบัณฑิต สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม

คณะกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

..... ประธานกรรมการสอบวิทยานิพนธ์

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.คณางค์ รัตนานิคม)

..... ประธานที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา)

..... กรรมการที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์

(ดร.ภาควงศ์ ทรัพย์สุนทร)

..... กรรมการผู้ทรงคุณวุฒิภายใน

(ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.ปาจรีย์ ทองสนิท)

อนุมัติ

.....
(ศาสตราจารย์ ดร.ไพศาล มณีสว่าง)

คณบดีบัณฑิตวิทยาลัย

ชื่อเรื่อง	การกำจัดไนเตรตด้วยกระบวนการร่วมของไฮโดรจีโนโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชันและเฮเทอโรโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชัน
ผู้วิจัย	ปรีณชยา พิงทิม
ประธานที่ปรึกษา	ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร. วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา
กรรมการที่ปรึกษา	ดร.ภาคภูมิ ทรัพย์สุนทร
ประเภทสารนิพนธ์	วิทยานิพนธ์ วศ.ม. สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม, มหาวิทยาลัย นเรศวร, 2563
คำสำคัญ	ปฏิกิริยาไฟฟ้าเคมี กระบวนการชีวภาพ การกำจัดไนเตรต เฮเทอโร โทรฟิเคชันในตรีฟิเคชัน ไฮโดรจีโนโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชัน จุลินทรีย์

บทคัดย่อ

ถังปฏิกรณ์แบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี (bio-electrochemical reactors) ได้รับการพัฒนาขึ้นในการวิจัยนี้ เพื่อปรับปรุงคุณภาพของน้ำปนเปื้อนไนเตรต เช่น น้ำใต้ดินบริเวณพื้นที่เกษตรกรรม โดยใช้แผ่นแกรไฟต์เป็นขั้วแอโนด ขณะที่ขั้วแคโทดจะใช้ลวดทองแดง (เรียกว่า ถังปฏิกรณ์ Cu) และลวดสแตนเลส (เรียกว่า ถังปฏิกรณ์ SS) จากการทดลองพบว่า เมื่ออัตราส่วน C/N ในน้ำก่อนบำบัดลดลง ถังปฏิกรณ์ Cu จะให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตที่ดีที่สุด รองลงมาเป็นถังปฏิกรณ์ SS และถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ทั้งนี้ในถังปฏิกรณ์ Cu และ SS จะเกิดปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสของน้ำที่ขั้วแคโทด และปฏิกิริยาออกซิเดชันของแกรไฟต์ที่ขั้วแอโนด จากนั้นจะกระตุ้นให้เกิดการกำจัดไนเตรต ผ่านกระบวนการไฮโดรจีโนโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชันร่วมกับเฮเทอโรโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชัน โดยประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตเพิ่มขึ้นตามกระแสไฟฟ้า อย่างไรก็ตาม พบตะกอนเคมีเกิดขึ้นที่ขั้วแคโทดจากความกระด้างของน้ำ ส่งผลให้การแพร่ของไฮโดรเจนจากขั้วไฟฟ้าลดลง และลดประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต นอกจากนี้การวิเคราะห์จุลินทรีย์ที่ขั้วแคโทดและแขวนลอยในถังปฏิกรณ์ พบแบคทีเรียกลุ่มออโทโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชันมีจำนวนมากกว่าแบคทีเรียกลุ่มเฮเทอโรโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชัน โดยเฉพาะในถังปฏิกรณ์ Cu จะพบ *Archromobacter* มากที่ขั้วแคโทด ขณะที่ *Flavobacterium* พบมากในจุลินทรีย์แขวนลอย ทั้งนี้ *Hydrogenophaga* ซึ่งยืนยันว่าเป็นแบคทีเรียกลุ่มไฮโดรจีโนโทรฟิเคชันในตรีฟิเคชัน ยังถูกพบทั้งในตัวอย่างจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ Cu และ SS แต่ไม่พบในตัวอย่างจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

Title	NITRATE REMOVAL BY COOPERATING HYDROGENOTROPHIC DENITRIFICATION AND HETEROTROPHIC DENITRIFICATION
Author	PRARUNCHAYA PEUNGTIM
Advisor	Assistant Professor Wilawan Khanitchaidecha, Ph.D.
Co-Advisor	Dr. Pakpoom Subsoontorn, Ph.D.
Academic Paper	Thesis M.Eng. in Environmental Engineering, Naresuan University, 2020
Keywords	Electrochemistry reaction biological process nitrate removal heterotrophic denitrification hydrogenotrophic denitrification microbial community

ABSTRACT

Two bio-electrochemical reactors were developed to improve the quality of nitrate contaminated water, such as groundwater in agricultural area. The graphite plate was controlled as the anode material, while the cathode was copper wire (Cu reactor) and stainless steel wire (SS reactor). Under decreasing C/N ratio, the great denitrification performance was obtained in the Cu reactor, followed by the SS reactor and the bioreactor respectively. The water hydrolysis and graphite oxidation at electrodes encouraged the occurrence of hydrogenotrophic denitrification together with heterotrophic denitrification for nitrate removal. The denitrification performance was enhanced by increasing applied currents. However, the chemical precipitation at the cathode from water hardness affected on hydrogen transfer and denitrification performance. The number of autotrophic denitrification bacteria was greater than heterotrophic denitrification bacteria. The abundant *Archromobacter* was found at the cathode of Cu reactor, whereas *Flavobacterium* were plenty in the suspended sludge. *Hydrogenophaga* were detected in both biomass samples, and this genus was no observed in biomass sample of traditional bioreactor.

ประกาศคุณูปการ

ผู้วิจัยขอกราบขอบพระคุณ ผู้ช่วยศาสตราจารย์ ดร.วิลาวัลย์ คณิตชัยเดชา ประธานที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ในความกรุณาที่สละเวลาอันมีค่ามาเป็นทีปรึกษา พร้อมทั้งให้คำแนะนำ ช่วยเหลือ ชี้แนะแนวทางการแก้ไขปัญหาต่าง ๆ และใส่ใจดูแลเป็นอย่างดีในทุก ๆ เรื่อง ตลอดระยะเวลาในการทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้ และขอกราบขอบพระคุณ ดร. ภาคภูมิ ทรัพย์สุนทร กรรมการที่ปรึกษาวิทยานิพนธ์ ที่กรุณาให้คำแนะนำ ชี้แนะ ในการทำการทดลองด้านจุลินทรีย์ จึงขอกราบขอบพระคุณเป็นอย่างสูง ที่ทุกท่านให้ความเมตตาและเอาใจใส่จนทำให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงได้อย่างสมบูรณ์

ขอขอบพระคุณ ห้องปฏิบัติการสิ่งแวดล้อม ภาควิชาวิศวกรรมโยธา คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยนเรศวร และภาควิชาชีวเคมี คณะวิทยาศาสตร์การแพทย์ มหาวิทยาลัยนเรศวร ที่เอื้อเพื่ออาคารสถานที่และเครื่องมือทุกอย่างในการทำวิทยานิพนธ์เป็นอย่างดีตลอดมา

ขอขอบพระคุณท่านอาจารย์ทุกท่านในคณะวิศวกรรมศาสตร์ ที่ได้ประสิทธิ์ประสาทความรู้ และคอยให้คำแนะนำเป็นอย่างดีแก่ผู้วิจัย

ขอขอบพระคุณ คุณวิชญา อิ่มกระจาง และคุณนิภาวรรณ จันทคุณ เจ้าหน้าที่ประจำห้องปฏิบัติการสิ่งแวดล้อมที่คอยให้คำแนะนำ และให้การช่วยเหลือต่าง ๆ

ขอขอบพระคุณทุก ๆ ท่านที่มีได้เอื้อนามในที่นี้ ที่มีส่วนร่วมช่วยให้วิทยานิพนธ์ฉบับนี้สำเร็จลุล่วงไปได้ด้วยดี

ขอบคุณเพื่อน ๆ พี่ ๆ ที่คอยรับฟังเวลาเครียดและมีปัญหา และที่ขาดไม่ได้คือขอขอบพระคุณ บิดา มารดา และครอบครัว ที่คอยให้กำลังใจ สนับสนุนด้านค่าใช้จ่ายและทุก ๆ อย่าง จนสามารถศึกษาและทำวิทยานิพนธ์ฉบับนี้จนสำเร็จลุล่วงได้

สุดท้ายนี้ ถ้าเกิดข้อผิดพลาดประการใดจากการดำเนินงานวิจัย ผู้วิจัยต้องกราบขออภัยมา ณ ที่นี้

ปรัณชยา พึ่งทิม

สารบัญ

	หน้า
บทคัดย่อภาษาไทย.....	ค
บทคัดย่อภาษาอังกฤษ.....	ง
ประกาศคุณูปการ.....	จ
สารบัญ.....	ฉ
สารบัญตาราง.....	ฉ
สารบัญรูปภาพ.....	ญ
บทที่ 1 บทนำ.....	1
ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา.....	1
จุดมุ่งหมายของการศึกษา.....	2
ขอบเขตของงานวิจัย.....	2
ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ.....	2
แผนการดำเนินงานวิจัย.....	4
บทที่ 2 เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	5
การปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน.....	5
การใช้ปุ๋ยกับการปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน.....	6
สาเหตุการปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน.....	8
ไนเตรตกับการปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน.....	9
เทคโนโลยีการบำบัดน้ำ.....	13
การพัฒนาระบบบำบัดน้ำแบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี.....	19

แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องในการกำจัดไนเตรต.....	22
วิธีวัดการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย.....	24
งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง.....	30
บทที่ 3 วิธีดำเนินการวิจัย.....	33
อุปกรณ์และสารเคมี.....	33
การเตรียมน้ำปนเปื้อนไนเตรต.....	34
การติดตั้งระบบและขั้นตอนดำเนินการ.....	34
การวิเคราะห์คุณภาพน้ำ.....	37
การวิเคราะห์พื้นผิวและธาตุของขี้วัวไฟฟ้า.....	39
การวิเคราะห์แบคทีเรีย.....	39
การคำนวณประสิทธิภาพ.....	40
บทที่ 4 ผลการวิเคราะห์ข้อมูล.....	41
การคัดเลือกสไลด์ (Acclimatization).....	41
กระบวนการเฮเทอโรโทรฟิเคชันในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ (Bioreactor).....	43
กลไกที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี (Bio-electrochemical reactor).....	45
ผลของกระแสไฟฟ้าและการเกิดตะกอนต่อถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี.....	49
การใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี.....	54
การวิเคราะห์จุลินทรีย์.....	56
การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชของถังปฏิกรณ์ชีวภาพและถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี.....	61
ผลของความกระด้างของน้ำต่อการทำงานของถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี.....	63
บทที่ 5 บทสรุป.....	65

บรรณานุกรม.....66

ภาคผนวก.....71

ประวัติผู้วิจัย88



สารบัญตาราง

	หน้า
ตาราง 1 แผนการดำเนินงานวิจัย.....	4
ตาราง 2 มาตรฐานคุณภาพน้ำบาดาลที่ใช้บริโภค	6
ตาราง 3 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของการดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดแบบชีวภาพ ร่วมกับไฟฟ้าเคมี	22
ตาราง 4 ปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการเตรียมน้ำปนเปื้อนไนเตรต	34
ตาราง 5 สรุปเงื่อนไขที่ใช้ในการดำเนินการทดลอง.....	38
ตาราง 6 พารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำ	39
ตาราง 7 อัตราการใช้อินทรีย์คาร์บอนและการเกิดอนินทรีย์คาร์บอนที่เงื่อนไขต่าง ๆ.....	55
ตาราง 8 จำนวนแบคทีเรีย Autotrophic and Heterotrophic denitrifying bacteria	57

สารบัญรูปภาพ

	หน้า
ภาพ 1 วัฏจักรน้ำใต้ดินที่มีฝนเป็นตัวสะสมสารปนเปื้อนในดินไปสู่ น้ำใต้ดิน.....	8
ภาพ 2 วัฏจักรไนโตรเจน.....	12
ภาพ 3 กลไกการบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการทางชีวภาพ.....	14
ภาพ 4 หลักการของกระบวนการทางไฟฟ้าเคมี.....	15
ภาพ 5 หลักการทำงานของเครื่องแลกเปลี่ยนไอออน.....	16
ภาพ 6 หลักการรีเวอร์สออสโมซิส.....	17
ภาพ 7 หลักการของการอิเล็กโทรไดอะไลซิส.....	18
ภาพ 8 หลักการทำงานของเครื่องตกตะกอนทางเคมี.....	19
ภาพ 9 ส่วนประกอบของเครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี (BER) ที่ใช้สำหรับการดีไนตริฟิเคชัน.....	20
ภาพ 10 การใช้สไลด์ Petroff – Hausser counting chamber นับจำนวนจุลินทรีย์.....	25
ภาพ 11 การเจือจางน้ำตัวอย่างที่ละ 10 เท่า.....	26
ภาพ 12 วิธีการนับจำนวนแบคทีเรียบนอาหารเลี้ยงเชื้อแบบ Pour plate.....	26
ภาพ 13 วิธีการนับจำนวนแบคทีเรียบนอาหารเลี้ยงเชื้อแบบ Spread plate.....	27
ภาพ 14 วิธีการนับจำนวนแบคทีเรียบนอาหารเลี้ยงเชื้อแบบ Drop plate.....	27
ภาพ 15 แสดงการนับจำนวนแบคทีเรียบนเยื่อกรอง.....	28
ภาพ 16 แสดงการวัดหาความหนาแน่นของเซลล์โดยวัดความขุ่น.....	29
ภาพ 17 การติดตั้งถังปฏิกรณ์แบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมีที่ใช้ในห้องปฏิบัติการ.....	35
ภาพ 18 ภาพถ่ายถังปฏิกรณ์แบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมีในห้องปฏิบัติการ.....	36

ภาพ 19 การเก็บสถิติจากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลวังทอง	36
ภาพ 20 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดระหว่างการคัดแยก	41
ภาพ 21 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดระหว่างการคัดแยก	42
ภาพ 22 ค่าพีเอชของน้ำก่อนและหลังบำบัดระหว่างการคัดแยก	42
ภาพ 23 ค่าออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกรณ์ระหว่างการคัดแยก	43
ภาพ 24 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ในการทดลองที่ 1	44
ภาพ 25 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ในการทดลองที่ 1	44
ภาพ 26 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ Cu ในการทดลองที่ 1	47
ภาพ 27 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ Cu ในการทดลองที่ 1	47
ภาพ 28 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ SS ในการทดลองที่ 1	48
ภาพ 29 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ SS ในการทดลองที่ 1	48
ภาพ 30 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ Cu ในการทดลองที่ 2	49
ภาพ 31 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ Cu ในการทดลองที่ 2	50
ภาพ 32 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ SS ในการทดลองที่ 2	50

ภาพ 33 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ SS ในการทดลองที่ 2	51
ภาพ 34 การวิเคราะห์ธาตุที่เป็นองค์ประกอบด้วยเทคนิค EDS ที่ข้าวแคโทด (ลวดทองแดง)	52
ภาพ 35 การวิเคราะห์พื้นผิวด้วยเทคนิค SEM ที่ข้าวแคโทด (ลวดทองแดง).....	53
ภาพ 36 ค่าต่ำสุด สูงสุด และค่าเฉลี่ยของปริมาณ TOC ในน้ำหลังบำบัด (TOC ในน้ำเสียสังเคราะห์; C/N 2.0 = 40 มิลลิกรัมต่อลิตร, C/N 1.5 = 30 มิลลิกรัมต่อลิตร และ C/N 1.0 = 20 มิลลิกรัมต่อลิตร.....	54
ภาพ 37 กลุ่มจุลินทรีย์ในระดับไฟลัม (Phylum) ของตัวอย่างต่าง ๆ; ไปโอฟิล์มบนลวดทองแดง, จุลินทรีย์แขวนลอยในถังปฏิกรณ์ Cu และจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ....	59
ภาพ 38 กลุ่มจุลินทรีย์ในระดับจีนัส (Genus) ของตัวอย่างต่าง ๆ; ไปโอฟิล์มบนลวดทองแดง, จุลินทรีย์แขวนลอยในถังปฏิกรณ์ Cu และจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ..	60
ภาพ 39 ค่าพีเอชในน้ำก่อนและหลังบำบัดระหว่างการทดลองที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ	61
ภาพ 40 ค่าพีเอชในน้ำก่อนและหลังบำบัดระหว่างการทดลองที่ 1 และ 2 ของถังปฏิกรณ์ Cu.....	62
ภาพ 41 ค่าพีเอชในน้ำก่อนและหลังบำบัดระหว่างการทดลองที่ 1 และ 2 ของถังปฏิกรณ์ SS	62
ภาพ 42 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ SS (ใช้ในน้ำปราศจากไอออนในการเตรียมน้ำสังเคราะห์ไนเตรต).....	63
ภาพ 43 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ SS (ใช้ในน้ำปราศจากไอออนในการเตรียมน้ำสังเคราะห์ไนเตรต).....	64

บทที่ 1

บทนำ

ความเป็นมาและความสำคัญของปัญหา

น้ำ จัดเป็นหนึ่งในปัจจัยสำคัญต่อการดำรงชีวิตของมนุษย์ ไม่ว่าจะเป็นเพื่อการอุปโภค-บริโภค แหล่งอาหาร คมนาคม เกษตรกรรม และอุตสาหกรรม จากการพัฒนาของประชากรและการพัฒนาทางเศรษฐกิจส่งผลให้ความต้องการใช้น้ำเพิ่มสูงขึ้นในทุก ๆ ปี จนทำให้เกิดปัญหาการขาดแคลนน้ำได้ในอนาคต โดยปกติน้ำที่ใช้ในชีวิตประจำวันจะมาจาก 2 แหล่ง ได้แก่ แหล่งน้ำผิวดิน (เช่น แม่น้ำ และลำคลอง) และแหล่งน้ำใต้ดิน (ที่เรียกว่า น้ำใต้ดิน หรือบาดาล) ทั้งนี้ในหลายพื้นที่จะนิยมตักน้ำใต้ดินโดยตรง หรือผ่านกระบวนการบำบัดเบื้องต้น เช่น การต้ม การกรอง และตกตะกอนด้วยสารส้ม ซึ่งการกระบวนการบำบัดเบื้องต้นเหล่านี้สามารถกำจัดสารมลพิษบางชนิดออกจากน้ำได้ เช่น ของแข็งแขวนลอย อย่างไรก็ตาม สารมลพิษบางชนิดก็ไม่สามารถกำจัดได้ เช่น ไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$)

ไนเตรต-ไนโตรเจน เป็นหนึ่งในสารมลพิษที่พบได้ในน้ำใต้ดิน สาเหตุของการปนเปื้อนเกิดได้จาก 1) การชะของฝนผ่านขยะชุมชนที่ทิ้งอย่างไม่ถูกสุขลักษณะ และไหลพาสารมลพิษลงแหล่งน้ำใต้ดิน 2) น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ และ 3) การใช้ปุ๋ยเคมี โดยเฉพาะปุ๋ยไนโตรเจน ทั้งนี้การชะของฝนจะพาสารไนโตรเจนนี้ปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน (Ghafari, Hasan, & Aroua, 2009) จากมาตรฐานน้ำดื่มอย่างปลอดภัยของ World Health Organization (WHO) ความเข้มข้นของไนเตรต-ไนโตรเจนในน้ำดื่ม ไม่ควรเกิน 45 มิลลิกรัมต่อลิตร ทั้งนี้การดื่มที่มีไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) ปนเปื้อนอยู่สูงเป็นสาเหตุของการเกิดโรคบลูเบบี้ (Blue baby syndrome หรือ Methemoglobinemia) ในทารก จนอาจอันตรายถึงขั้นเสียชีวิตได้ (Agrawal, Lunkad, & Malkhed, 1999; Gupta, Gupta, Seth, Gupta, & Bassin, 2000) และเป็นสาเหตุทำให้เกิดมะเร็งหลายชนิดในผู้ใหญ่ด้วย (Zhao et al., 2011)

พื้นที่ในภาคเหนือ เช่น จังหวัดพิษณุโลกและจังหวัดเพชรบูรณ์ ถือเป็นแหล่งเกษตรกรรมที่สำคัญของประเทศไทย และมีการใช้ปุ๋ยเคมีเป็นจำนวนมาก เพื่อเพิ่มผลผลิตทางการเกษตร จึงอาจส่งผลให้เกิดการปนเปื้อนของไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) ในน้ำใต้ดินได้ ดังนั้น การพัฒนาเทคโนโลยีเพื่อใช้ในการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) อย่างมีประสิทธิภาพจึงมีความสำคัญอย่างมาก เพื่อให้ประชาชนตักน้ำได้อย่างสะอาดและปลอดภัย อย่างไรก็ตาม เทคโนโลยีการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) นี้ต้องมีความเหมาะสมกับลักษณะของน้ำใต้ดินด้วย เช่น มีสารอินทรีย์ต่ำ นอกจากนี้ควรติดตั้งได้ง่าย ราคาไม่แพง และดำเนินระบบได้ด้วยประชาชนในพื้นที่

โครงการวิจัยนี้มุ่งเน้นการพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำปนเปื้อนไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) โดยใช้กระบวนการร่วมระหว่างไฟฟ้าเคมีและชีวภาพ (Bio-electrochemical system) ทั้งนี้จะศึกษาผลของชนิดขั้วไฟฟ้า ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า ปริมาณสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจน (C/N) ต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) นอกจากนี้ยังศึกษาถึงชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบอีกด้วย

จุดมุ่งหมายของการศึกษา

1. พัฒนาระบบบำบัดน้ำแบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี เพื่อใช้ในการบำบัดน้ำปนเปื้อนไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$)
2. ศึกษาผลของชนิดขั้วไฟฟ้า ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า และปริมาณสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจน (C/N) ต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$)
3. อธิบายกลไกการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) ที่เกิดขึ้นในระบบบำบัดน้ำแบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี
4. ศึกษาชนิดและปริมาณจุลินทรีย์ที่มีอยู่ในระบบ

ขอบเขตของงานวิจัย

1. งานวิจัยนี้จะใช้น้ำปนเปื้อนไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) สังเคราะห์ โดยเตรียมได้จากการละลายสารเคมี NaNO_3 ในน้ำประปา ให้ได้ความเข้มข้นตามที่ต้องการ
2. จุลินทรีย์ตั้งต้นที่ใช้ในระบบบำบัดน้ำแบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี ได้จากสลัดจ์ของระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) ที่โรงพยาบาลวังทอง จังหวัดพิษณุโลก จากนั้นคัดแยกเชื้อในระบบแบบไร้อากาศ เพื่อให้ได้แบคทีเรียดีไนตริไฟอิง (Denitrifying bacteria) ในการสลายไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) ต่อไป
3. ระบบบำบัดน้ำแบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี ขนาด 1.4 ลิตร ติดตั้งไว้ในห้องปฏิบัติการ โดยใช้แผ่นแกรไฟต์เป็นขั้วแอโนด และลวดสแตนเลสหรือลวดทองแดงเป็นขั้วแคโทด ทดลองต่อเนื่องภายใต้เงื่อนไขต่าง ๆ

ประโยชน์ที่คาดว่าจะได้รับ

1. ทราบความเป็นไปได้ของการนำเทคโนโลยีไฟฟ้าเคมีและชีวภาพ มาใช้ร่วมกันในการบำบัดน้ำปนเปื้อนไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) รวมถึงข้อดีและข้อจำกัดต่าง ๆ
2. ทราบผลของชนิดขั้วไฟฟ้า ความเข้มข้นกระแสไฟฟ้า และปริมาณสารอินทรีย์ต่อไนโตรเจน (C/N) ต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$)

3. ทราบถึงจุลินทรีย์กลุ่มหลักที่มีบทบาทสำคัญในการกำจัดไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) เพื่อใช้ในการพัฒนาระบบต่อไป

4. เพื่อเป็นต้นแบบในการแก้ไขปัญหาไน้ใต้ดินปนเปื้อนไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) ในพื้นที่เกษตรกรรมต่อไป และทำให้ประชาชนสามารถใช้น้ำได้อย่างปลอดภัย



บทที่ 2

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

การปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน

การปนเปื้อนในดินและน้ำใต้ดิน (soil and groundwater contamination) เป็นปัญหาเรื้อรังและส่งผลกระทบต่อสังคมอย่างยิ่ง โดยแตกต่างจากปัญหามลพิษในบรรยากาศและในน้ำผิวดิน เนื่องจากการปนเปื้อนในดินและน้ำใต้ดินบางครั้งเป็นสิ่งที่มองไม่เห็น และจะไม่ใช่ประเด็นเลยจนกระทั่งการปนเปื้อนนั้นส่งผลกระทบต่อสุขภาพมนุษย์ ปัญหาการปนเปื้อนในดินและน้ำใต้ดินเป็นมลพิษที่ควบคุมได้ยาก ปัญหาการลักลอบทิ้งขยะอันตราย การแอบเติมสารอันตรายลงในบ่อน้ำใต้ดิน เป็นสิ่งที่ยากในการติดตามตรวจสอบ และยังมี การพบเห็นการกระทำดังกล่าวเป็นระยะ ๆ การกระทำที่เกิดขึ้นอาจสืบเนื่องจากการขาดความสำนึกรับผิดชอบต่อสิ่งแวดล้อม หรือเป็นเพราะความรู้เท่าไม่ถึงการณ์ ซึ่งการบำบัดฟื้นฟูดินและน้ำใต้ดินต้องใช้ระยะเวลาและใช้งบประมาณมหาศาล ทั้งนี้ในประเทศไทยซึ่งพบปัญหาการปนเปื้อนในหลายพื้นที่ กรณีตัวอย่าง เช่น การปนเปื้อนสารอินทรีย์ระเหยในดินและน้ำใต้ดินโดยรอบนิคมอุตสาหกรรมภาคเหนือ จังหวัดลำพูน การปนเปื้อนโลหะหนักและสารอินทรีย์ระเหยในดินและน้ำใต้ดินในพื้นที่โดยรอบนิคมอุตสาหกรรมมาบตาพุด จังหวัดระยอง การปนเปื้อนสารอันตรายในน้ำใต้ดินเนื่องจากการลักลอบทิ้งขยะในพื้นที่ปากช่อง เป็นต้น

สาเหตุหลักของปัญหาการปนเปื้อนของสารอันตรายในดินและน้ำใต้ดิน มาจากกิจกรรมของมนุษย์ จากการทิ้งของเสีย ขยะมูลฝอยจากชุมชน สารอันตรายจากโรงงานอุตสาหกรรม และจากหลุมฝังกลบขยะที่เสื่อมสภาพหรือไม่ได้มาตรฐานตามหลักวิชาการหรือจากการลักลอบทิ้ง ซึ่งเมื่อสารอันตรายหกหรือถูกทิ้งในดิน บางส่วนจะระเหยออก (หากมีคุณสมบัติของการระเหย) บางส่วนจะอิมมัลชันอยู่ในดิน ซึ่งส่วนที่อยู่ในดินนั้น บางส่วนจะเกาะติดกับอนุภาคของดิน บางส่วนซึมลงตามชั้นดินในแนวตั้งตามแรงโน้มถ่วงของโลกจนกระทั่งถึงชั้นน้ำใต้ดิน ซึ่งเมื่อถึงชั้นน้ำใต้ดินสารอันตรายจะละลายไปกับน้ำใต้ดินและถูกพัดพาไปในทิศทางเดียวกับน้ำใต้ดิน และจะเข้าสู่บ่อน้ำใต้ดินที่ใกล้ที่สุดหรือไหลไปยังบ่อที่มีการใช้น้ำในการอุปโภคบริโภค ซึ่งสารอันตรายบางชนิด เช่น สารในกลุ่มสารอินทรีย์ระเหยบางชนิดส่งผลกระทบต่อสุขภาพ (กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม, 2558)

ตาราง 2 มาตรฐานคุณภาพน้ำบาดาลที่ใช้บริโภค

ดัชนีคุณภาพน้ำ	หน่วย	ค่ามาตรฐาน	
		เกณฑ์กำหนดที่ เหมาะสม	เกณฑ์อนุโลม สูงสุด
สี (Colour)	แพลทินัม-โคบอลต์	5	15
ความขุ่น (Turbidity)	NTU	5	20
ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	-	7.0-8.5	6.5-9.2
เหล็ก (Fe)	มก./ล.	ไม่เกินกว่า 0.5	1.0
แมงกานีส (Mn)	มก./ล.	ไม่เกินกว่า 0.3	0.5
ทองแดง (Cu)	มก./ล.	ไม่เกินกว่า 1.0	1.5
สังกะสี (Zn)	มก./ล.	ไม่เกินกว่า 5.0	15.0
ฟลูออไรด์ (F)	มก./ล.	ไม่เกินกว่า 0.7	1.0
ไนเตรต (NO ₃)	มก./ล.	ไม่เกินกว่า 45	45
ความกระด้างทั้งหมด (Total Hardness as CaCO ₃)	มก./ล.	ไม่เกินกว่า 300	500

ที่มา: (กรมควบคุมมลพิษ)

การใช้ปุ๋ยกับการปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน

ปุ๋ย คือสารที่ใส่ลงไปในดินเพื่อเพิ่มธาตุอาหารให้แก่พืชและเร่งการเจริญเติบโต ซึ่งธาตุอาหารที่พืชต้องการ ได้แก่ ออกซิเจน ไฮโดรเจน คาร์บอน ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส โพแทสเซียม กำมะถัน แคลเซียม แมกนีเซียม เหล็ก สังกะสี แมงกานีส ทองแดง โบรอน โมลิบดีนัม และคลอรีน

ไนโตรเจน ฟอสฟอรัส และโพแทสเซียม ถูกจัดเป็นธาตุอาหารหลักที่พืชต้องการในปริมาณมาก เมื่อเทียบกับธาตุอื่น ๆ ที่พืชได้รับ โดยในดินมักมีธาตุอาหารหลักเหล่านี้ไม่เพียงพอ ดังนั้นปุ๋ยจึงเป็นที่นิยมและถูกนำมาใช้ในการเพิ่มธาตุอาหารให้แก่พืช ซึ่งถือว่ามีความจำเป็นในด้านเกษตรกรรม เช่น การเพิ่มผลผลิตในการเพาะปลูก เป็นต้น โดยปุ๋ยสามารถแบ่งออกเป็น 2 ชนิดหลัก ๆ ได้แก่ ปุ๋ยอินทรีย์และปุ๋ยเคมี

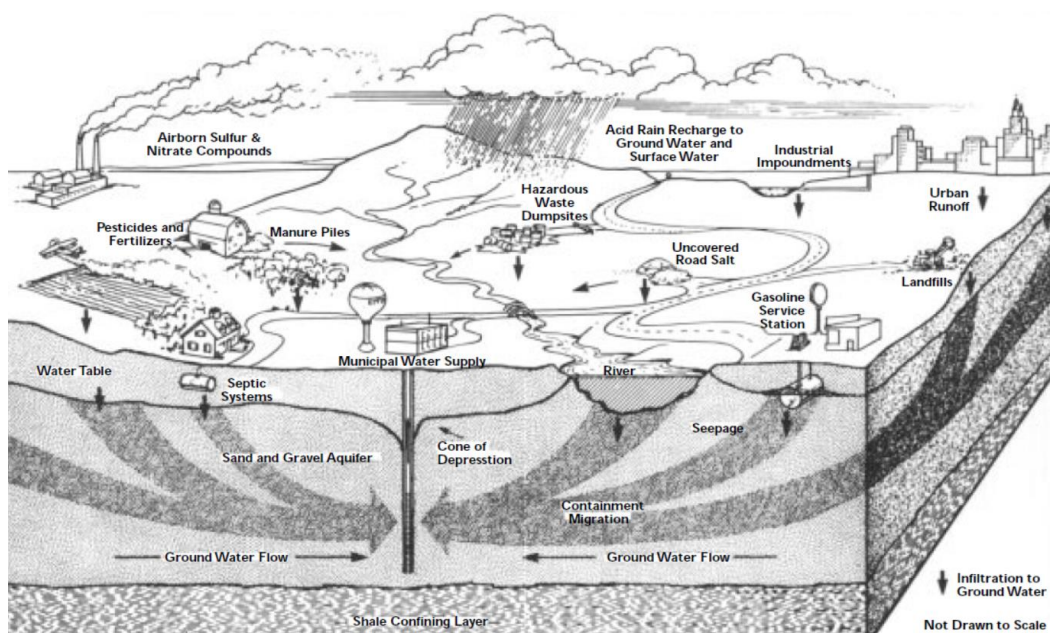
1. ปุ๋ยอินทรีย์ คือ ปุ๋ยที่ได้มาจากการเน่าเปื่อยของซากสิ่งมีชีวิต ถือเป็นกระบวนการผลิตสารอาหารจากธรรมชาติ ธาตุอาหารส่วนใหญ่ที่ได้เกิดจากการย่อยสลายของจุลินทรีย์ ซึ่งโดยส่วนใหญ่ปุ๋ยอินทรีย์มักจะใช้ประโยชน์ในด้านการปรับปรุงคุณภาพดิน กระบวนการคือเมื่อพืชได้รับปุ๋ยจากการใส่ลงในดิน จะเกิดการสลายตัวของซากสิ่งมีชีวิตและทำให้ได้ธาตุอาหารออกมาในที่สุด เป็นผลให้ดินมีความร่วนซุย ทว่ามีข้อเสียคือ ธาตุอาหารที่ได้ออกมามีปริมาณน้อยและมีสัดส่วนที่ไม่แน่นอน ทำให้ต้องใช้ปุ๋ยเป็นปริมาณมาก จึงจะเพียงพอต่อความต้องการของพืช

2. ปุ๋ยเคมี คือ ปุ๋ยที่ทำขึ้นจากสิ่งไม่มีชีวิต ได้แก่ การสังเคราะห์ขึ้นทางวิทยาศาสตร์ เช่น ปุ๋ยยูเรีย แอมโมเนียมซัลเฟต หินฟอสเฟตบด และปุ๋ยเคมีสูตรต่าง ๆ ซึ่งประกอบไปด้วยธาตุอาหาร และมีปริมาณไนโตรเจน ฟอสฟอรัส โพแทสเซียม ที่เข้มข้นมากกว่าปุ๋ยอินทรีย์ หรืออาจทำมาจากหินและเหมืองแร่ต่าง ๆ จึงทำให้ปุ๋ยเคมีได้รับความนิยมมากกว่าปุ๋ยอินทรีย์ เนื่องจากได้รับสารอาหารที่มากกว่าในปริมาณการใช้ปุ๋ยที่น้อยลง

ถึงแม้ว่าปุ๋ยเคมีจะมีธาตุอาหารหลักมากกว่าปุ๋ยอินทรีย์ แต่ปุ๋ยเคมีไม่มีคุณสมบัติในการปรับปรุงโครงสร้างของดินให้โปร่งและร่วนซุยได้ นอกจากนี้ปุ๋ยเคมีส่วนใหญ่จะไม่มีธาตุอาหารรอง (แมกนีเซียม แคลเซียม กำมะถัน) และธาตุอาหารเสริม (เหล็ก แมงกานีส ทองแดง โบรอน โมลิบดินัม คลอรีน) ที่มีอยู่ในปุ๋ยอินทรีย์ ซึ่งในปัจจุบันจะพบว่ามีการผสมธาตุอาหารรองเข้าไปในปุ๋ยเคมีบางประเภทแล้ว

3. ปุ๋ยละลายช้า (ปุ๋ยควบคุมการละลาย) คือปุ๋ยที่จะทยอยปล่อยสารอาหารออกมาให้แก่พืช ช่วยทำให้พืชได้รับธาตุอาหารอย่างสม่ำเสมอ และลดความเสี่ยงจากภาวะที่เรียกว่าจุกหรืออด คือการที่พืชได้รับธาตุอาหารมากเกินไปในช่วงแรก และหลังจากธาตุอาหารถูกชะล้างไปหมดก็จะเกิดการขาดสารอาหาร โดยมีอยู่หลายชนิด เช่น ชนิดเคลือบพลาสติก (อัตราการปล่อยสารอาหารจะขึ้นกับความหนาของพลาสติกที่เคลือบอยู่) ชนิดเคลือบสารละลายช้า และชนิดเคลือบกำมะถัน เป็นต้น แต่ละชนิดมีคุณสมบัติแต่ต่างกัน นอกจากนี้ปุ๋ยละลายช้ายังมีข้อดีต่อสิ่งแวดล้อม เพราะสามารถลดปริมาณสารเคมีที่จะถูกชะล้างจากแหล่งเพาะปลูก ลงสู่แหล่งน้ำธรรมชาติอีกด้วย (Scherer et al., 2006)

ปุ๋ยเมื่อถูกนำมาใช้ในด้านเกษตรเพื่อเป็นธาตุอาหารให้แก่พืช มันจะถูกสะสมอยู่ในดินเมื่อระยะเวลาผ่านไป ปริมาณของปุ๋ยจะถูกสะสมเพิ่มมากขึ้นเรื่อย ๆ และซึมลึกลงสู่ชั้นดินด้านล่าง อันมาจากการรดน้ำหรือฝนที่ตกตามธรรมชาติชะล้างพาปุ๋ยไหลซึมผ่านชั้นดินไปสู่ น้ำใต้ดิน จนเกิดการปนเปื้อนในที่สุด



ภาพ 1 วัฏจักรน้ำใต้ดินที่มีฝนเป็นตัวสะสมสารปนเปื้อนในดินไปสู่ น้ำใต้ดิน

สาเหตุการปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน

1. แหล่งธรรมชาติ

สารบางชนิดที่พบตามธรรมชาติในหินหรือดิน เช่น เหล็ก แมงกานีส สารหนู คลอไรด์ ฟลูออไรด์ ซัลเฟต และกำมะถันภาพรังสี สามารถละลายในน้ำใต้ดินได้ สารที่เกิดขึ้นตามธรรมชาติอื่น ๆ เช่น การสลายตัวของสารอินทรีย์ สามารถเคลื่อนที่ในน้ำใต้ดินตั้งอนุภาค สารเหล่านี้จะปรากฏในน้ำใต้ดินหรือไม่ขึ้นอยู่กับสภาพท้องถิ่น สารบางชนิดอาจก่อให้เกิดอันตรายต่อสุขภาพหากบริโภคในปริมาณที่มากเกินไป และอาจทำให้น้ำเกิดกลิ่น รสชาติหรือสีที่ไม่พึงประสงค์ หากน้ำใต้ดินมีความเข้มข้นของสารที่ไม่เป็นที่ยอมรับ มันจะไม่ถูกนำมาใช้สำหรับการอุปโภค-บริโภค เว้นแต่จะได้รับการบำบัดเพื่อกำจัดสิ่งปนเปื้อนเหล่านี้

2. บ่อเกรอะ

หนึ่งในสาเหตุหลักของการปนเปื้อนในน้ำใต้ดินของสหรัฐอเมริกาคือ น้ำทิ้ง(รั่วไหล) จากบ่อเกรอะ บ่อซึมและห้องส้วม ถึงแม้ว่าแต่ละระบบจะมีการปล่อยของเสียออกมาในปริมาณที่ค่อนข้างน้อย แต่เมื่อใช้กันอย่างแพร่หลายและมีจำนวนมาก ทำให้พวกมันกลายเป็นแหล่งปนเปื้อนที่ร้ายแรง และระบบบำบัดน้ำเสียที่ออกแบบ ก่อสร้างหรือบำรุงรักษาอย่างไม่เหมาะสม สามารถปนเปื้อนสู่ น้ำใต้ดินได้ ได้แก่ แบคทีเรีย ไวรัส ไนเตรต ผงซักฟอก น้ำมันและสารเคมี พร้อมกันนั้นสารทำความสะอาด

ระบบบำบัดน้ำเสียที่มีสารเคมีอินทรีย์สังเคราะห์ เช่น 1,1,1-trichloroethane หรือเมทิลคลอไรด์ สามารถปนเปื้อนในบ่อน้ำประปาและระบบท่อน้ำดื่มตามธรรมชาติในระบบบำบัดน้ำเสีย

3. การทิ้งขยะอันตรายที่ไม่ถูกสุขลักษณะ

ของเสียอันตรายควรได้รับการกำจัดอย่างถูกต้อง สารเคมีจำนวนมากไม่ควรทิ้งลงในระบบบำบัดน้ำเสียในครัวเรือน อันได้แก่ น้ำมัน (เช่นจากการปรุงอาหารหรือเครื่องยนต์) สารเคมีสำหรับสนามหญ้าและสวน สีและทินเนอร์ น้ำยาฆ่าเชื้อ ยารักษาโรค สารจากเคมีถ่ายภาพและสารเคมีจากสระว่ายน้ำ ในทำนองเดียวกันสารหลายชนิดที่ใช้ในกระบวนการอุตสาหกรรมไม่ควรทิ้งในท่อระบายน้ำ เพราะสามารถปนเปื้อนสู่แหล่งน้ำดื่มได้

4. หลุมฝังกลบ

ขยะมูลฝอยถูกกำจัดในหลุมฝังกลบของเทศบาลและอุตสาหกรรมทั่วประเทศ สารเคมีที่ควรกำจัดในหลุมฝังกลบขยะอันตราย บางครั้งจบลงด้วยการฝังกลบในเขตเทศบาล นอกจากนี้การกำจัดขยะในครัวเรือนจำนวนมากไม่มีการควบคุม เมื่อขยะอันตรายอยู่ในหลุมฝังกลบ สารเคมีสามารถชะลงไปในน้ำใต้ดินโดยการไหลบ่าของพื้นผิว

5. การใช้ยาฆ่าแมลงและปุ๋ย

ปุ๋ยและยากำจัดศัตรูพืชถูกใช้อย่างแพร่หลายในการเพิ่มผลผลิต นอกจากเกษตรกรแล้วเจ้าของบ้านธุรกิจ เช่น สนามกอล์ฟ สาธารณูปโภคและเทศบาล ต่างก็ใช้สารเคมีเหล่านี้ สารกำจัดศัตรูพืชและปุ๋ยบางชนิดมีพิษสูง และจะปนเปื้อนสู่บ่อน้ำใต้ดินตามการใช้งาน สารกำจัดศัตรูพืชบางชนิดยังคงอยู่ในดินและน้ำเป็นเวลาหลายเดือนถึงหลายปี

นอกจากนั้นแหล่งที่มาของการปนเปื้อนน้ำใต้ดินอีกอย่างหนึ่งคือของเสียจากสัตว์ซึ่งไหลซึมลงสู่พื้นดินจากแหล่งอาหารสัตว์ (United states environmental protection agency, 2015)

ไนเตรตกับการปนเปื้อนในน้ำใต้ดิน

ไนเตรต-ไนโตรเจน ($\text{NO}_3\text{-N}$) เป็นสารประกอบไนโตรเจนที่เป็นผลิตภัณฑ์สุดท้ายของวงจรไนโตรเจน มีพิษต่ำมาก เกิดจากที่แบคทีเรียเปลี่ยนจากไนไตรต์ร่วมกับออกซิเจนแล้วเกิดเป็นไนเตรต ไนเตรตมีความสำคัญต่อระบบนิเวศคือเป็นปุ๋ยชนิดหนึ่ง ที่สร้างการเจริญเติบโตให้กับปะการังสาหร่าย ต้นไม้ในน้ำ และทำให้พืชนั้นเจริญเติบโต และผลิตออกซิเจนออกมาให้กับตู้ปลาได้อีกด้วย โดยไนโตรเจนในธรรมชาติจะอยู่ในรูปของ แอมโมเนีย ซึ่งการย่อยสลายของเศษอาหารหรือสิ่งปฏิกูลจะทำให้เกิดแอมโมเนียซึ่งจะถูกออกซิไดซ์กลายเป็นไนไตรต์และไนเตรตต่อไป

1. แหล่งที่มาของไนเตรต

1.1 แหล่งธรรมชาติ

ไนเตรตในดิน น้ำผิวดิน และน้ำใต้ดินเกิดขึ้นเนื่องจากการย่อยสลายสารอินทรีย์ไนโตรเจน โดยจุลินทรีย์ เช่น โปรตีนในพืช สัตว์และของเสียจากสัตว์ จากการใช้แอมโมเนียมไอออนจะถูก ออกซิไดซ์เป็นไนเตรตและไนเตรต การเกิดไนเตรตและไนเตรตตามธรรมชาติจึงเป็นผลเนื่องมาจากวัฏจักรของไนโตรเจน แต่โดยปกติไนเตรตจะพบในปริมาณต่ำมาก

1.2 กิจกรรมของมนุษย์

1) ปุ๋ย โดยเฉพาะปุ๋ยสังเคราะห์ เป็นแหล่งที่มาขนาดใหญ่ของไนเตรตในสิ่งแวดล้อม ได้แก่ สารประกอบไนเตรตของแอมโมเนีย แคลเซียม โปแตสเซียม และโซเดียมรวมทั้งยูเรีย เนื่องจากพืชไม่สามารถใช้ไนโตรเจนในดินได้อย่างสมบูรณ์ ดังนั้นจึงมีบางส่วนที่สะสมในดินและไหลลงสู่แหล่งน้ำ โดยจากการศึกษาพบว่าไนโตรเจนในน้ำที่ไหลมาจากพื้นที่ที่ใช้ปุ๋ย มีปริมาณสูงกว่าพื้นที่ที่ไม่ได้ใช้ปุ๋ยในบริเวณเดียวกันถึง 3-10 เท่า

2) ของเสียจากสัตว์ การทำฟาร์มเลี้ยงสัตว์ก่อให้เกิดสารประเภทไนโตรเจน ซึ่งสามารถเปลี่ยนไปเป็นไนเตรตได้ ของเสียที่ได้จากวัว 7-8 ตัว สามารถนำมาใช้อย่างมีประสิทธิภาพในพื้นที่ทุ่งหญ้าเลี้ยงสัตว์เป็นจำนวนถึง 6 ไร่ และการใช้ในปริมาณมากอาจก่อให้เกิดการสะสมของปริมาณไนเตรตในชั้นน้ำใต้ดินสูงกว่า 10 มิลลิกรัมต่อลิตร

3) ของเสียจากโรงงานอุตสาหกรรม ปริมาณไนโตรเจนของเสียจากอุตสาหกรรมจะแตกต่างกันตามชนิดของอุตสาหกรรม แต่อุตสาหกรรมเชื้อเพลิงปิโตรเลียม และการผลิตอาหารอาจเป็นแหล่งใหญ่ของปัญหาภาวะมลพิษจากไนโตรเจนออกไซด์ของไนโตรเจน ที่ปล่อยเข้าสู่บรรยากาศจากแหล่งเผาไหม้ที่ใช้อุณหภูมิสูง เช่น การเผาไหม้ของเครื่องยนต์ การเผาไหม้ของถ่านหินและกระบวนการอุตสาหกรรม มีประมาณ 50 ล้านตันต่อปี ปริมาณดังกล่าวส่วนใหญ่จะหมุนเวียนกลับไปยังพื้นโลกในรูปของไนเตรต

4) การใช้สารไนโตรเจนและไนเตรตเป็นสารปรุงแต่งอาหาร ทั้งไนเตรตและไนเตรต มีการใช้อย่างกว้างขวางในการผลิตเนื้อสัตว์และการรักษาคุณภาพปลาในบางประเทศ ปริมาณไนเตรตที่ใช้ในเนื้อประมาณ 50 มิลลิกรัมต่อกิโลกรัม การใส่ไนเตรตจะสามารถป้องกันแบคทีเรียประเภท *Clostridium botulinus* ซึ่งก่อให้เกิด botulism และสามารถป้องกันแบคทีเรียที่เป็นอันตรายอื่น ๆ อย่างไรก็ตามยังไม่เป็นที่ทราบแน่ชัดว่าปริมาณไนเตรตเท่าใดที่จำเป็นในการป้องกัน botulism (กรมควบคุมมลพิษ, 2541)

2. ผลกระทบของไนเตรต

2.1 การสะสมของธาตุอาหาร

เช่น ไนโตรเจน และฟอสฟอรัสในแหล่งน้ำธรรมชาติ หากมีปริมาณที่มากเกินไปจะทำให้เกิดปัญหาการเจริญเติบโตอย่างผิดปกติของสาหร่ายและพืชน้ำ (Algae Bloom) นอกจากนี้การระบายน้ำทิ้งที่มีแอมโมเนียลงไปในลำน้ำ จะทำให้เกิดการใช้ออกซิเจนที่มีอยู่ในลำน้ำนั้นและอาจทำให้น้ำเน่าเสีย

2.2 อันตรายต่อสุขภาพ

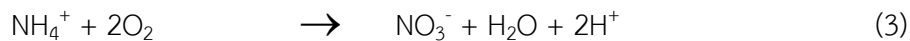
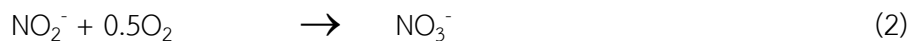
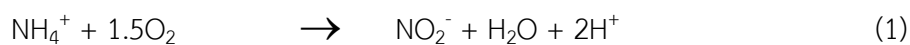
ปริมาณไนไตรต์และไนเตรตที่พบในเครื่องดื่ม จะไม่ก่อให้เกิดความเสี่ยงและอันตรายต่อสุขภาพในผู้ใหญ่โดยทั่วไปและในเด็กโต ความเป็นพิษหลักที่เกิดขึ้นจากการรับประทานไนไตรต์และไนเตรตคือ Methaemoglobinaemia ซึ่งเด็กทารกมีความเสี่ยงและอันตรายเป็นพิเศษ เนื่องจากความเป็นกรดในกระเพาะต่ำ มีผลต่อจุลินทรีย์ที่มีเอ็นไซม์ซึ่งสามารถรีดิวซ์ไนไตรต์และไนเตรตเจริญเติบโตได้ดี โดยฮีโมโกลบินของทารกในครรภ์และเม็ดเลือดแดงของเด็กอาจเปลี่ยนเป็นเม็ทฮีโมโกลบินจากปฏิกิริยาของไนไตรต์อย่างง่าย ซึ่งเด็กทารกขาดระบบเอ็นไซม์ที่สามารถรีดิวซ์เม็ทฮีโมโกลบินเป็นฮีโมโกลบิน และการรับของเหลวในร่างกายของเด็กทารกสูงกว่าผู้ใหญ่เมื่อเทียบกับน้ำหนักร่างกาย (กรมควบคุมมลพิษ, 2541)

3. การกำจัดไนโตรเจนด้วยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน

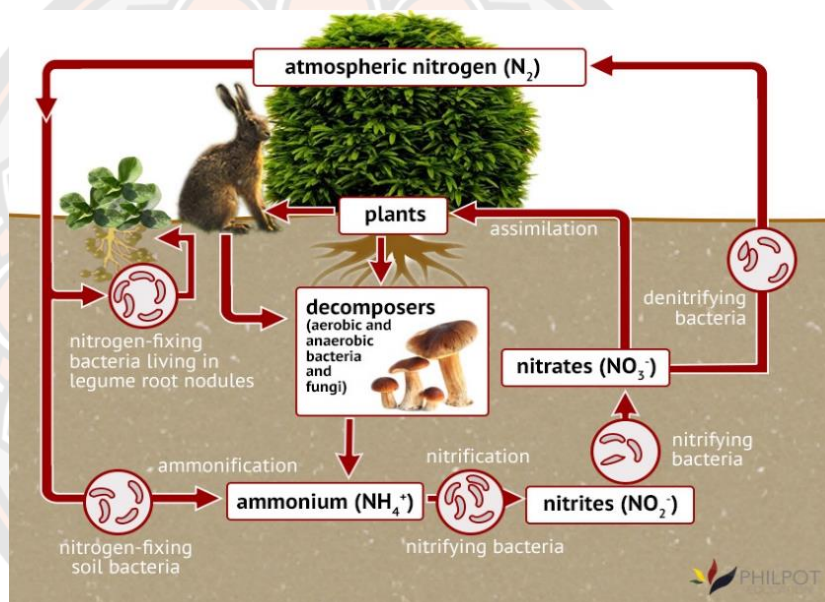
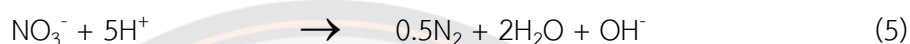
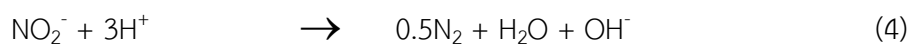
สารประกอบไนโตรเจนที่พบในน้ำเสียมียู่ 4 ชนิดคือ แอมโมเนีย (NH_3) สารอินทรีย์ไนโตรเจน (Organic Nitrogen) ไนไตรต์ (NO_2^-) และไนเตรต (NO_3^-) วิธีการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนในน้ำเสีย ประกอบด้วยวิธีทางกายภาพ เช่น การไล่ก๊าซแอมโมเนีย (Ammonia Stripping) วิธีทางเคมี เช่น การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion exchange) และวิธีทางชีวภาพโดยอาศัยปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน (Nitrification-Denitrification)

ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน-ดีไนตริฟิเคชัน สามารถนำมาประยุกต์ใช้ในการกำจัดสารประกอบไนโตรเจนได้ โดยขั้นตอนแรกคือ ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน เป็นปฏิกิริยาทางชีวภาพที่ทำให้ไนโตรเจนในรูปของแอมโมเนีย ถูกออกซิไดซ์ให้เป็นไนไตรต์ (NO_2^-) และไนเตรต (NO_3^-) ในสภาพที่มีออกซิเจน โดยออโตโทรฟิกแบคทีเรีย (Autotrophic bacteria) ไนโตรโซโมนัส (Nitrosomonas) และไนโตรแบคทีเรีย (Nitrobacter) ตามลำดับ และขั้นตอนดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งไนไตรต์และไนเตรตจะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน ในสภาพที่ไม่มีออกซิเจน โดยเฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรียที่เป็นพวกแพคัลเททีฟ ซึ่งสามารถหายใจด้วยออกซิเจนในสภาพที่มีอากาศ และหายใจด้วยไนเตรตหรือไนไตรต์ในสภาพที่ไม่มีออกซิเจน โดยมีสารอินทรีย์คาร์บอนเป็นตัวให้อิเล็กตรอน

ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน



ปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน



ภาพ 2 วัฏจักรไนโตรเจน

ที่มา: (Philpoteducation)

การออกซิไดซ์แอมโมเนียม (NH₄-N) เป็นไนเตรต (NO₃-N) ต้องใช้ออกซิเจน 4.6 กิโลกรัมต่อ NH₄⁺ 1 กิโลกรัม นอกจากนี้ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะมี H⁺ เกิดขึ้น จึงมีความจำเป็นต้องเติมต่าง เพื่อรักษาค่าพีเอชภายในถังบำบัดให้มีค่าเหมาะสม ในทางกลับกันการรีดิวซ์ ไนเตรต (NO₂-N) และ ไนเตรต (NO₃-N) ให้เป็นก๊าซไนโตรเจน จะต้องใช้ H⁺ และเกิด OH⁻ ทำให้อ่างพีเอชสูงขึ้น ในทางปฏิบัติสามารถเติม H⁺ ให้กับระบบโดยการเติมสารอินทรีย์ เช่น เมทานอล กรดอะเซติก หรือใช้สารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสีย สารอินทรีย์จะทำหน้าที่เป็นแหล่งคาร์บอนในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน และถูกใช้ในการสังเคราะห์เซลล์ของแบคทีเรีย

3.1 ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาไนตริฟิเคชัน

1) อายุสลัดจ์ เนื่องจากอัตราการเจริญเติบโตของไนตริฟายเออร์ จะช้ากว่าแบคทีเรียที่ทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ในระบบ Activated sludge ดังนั้นอายุสลัดจ์ที่เหมาะสมคือ 3 - 5 วัน

2) ค่าพีเอช มีผลต่อการเจริญเติบโตของไนตริฟายเออร์เป็นอย่างมาก ค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อการเจริญเติบโตของไนโตรโซโมนัส และไนโตรแบคเทอร์ คือ 8.0 - 8.5 และ 7.0 - 8.0 ตามลำดับ นอกจากนี้ค่าพีเอชยังมีผลต่อปริมาณแอมโมเนียและปริมาณไนไตรต์ ซึ่งมีความเป็นพิษต่อไนตริฟายเออร์และความเป็นต่าง ดังนั้นจึงมีความจำเป็นที่ต้องควบคุมค่าพีเอชให้มีความเหมาะสมโดยค่าพีเอชที่เหมาะสมต่อระบบ คือสภาพค่าพีเอชที่เป็นกลาง

3) อุณหภูมิ มีผลต่อการเจริญเติบโตของไนตริฟายเออร์ มากกว่าแบคทีเรียที่ทำการย่อยสลายสารอินทรีย์ ปฏิกิริยาไนตริฟิเคชันจะมีอัตราเร็วสูงขึ้นเมื่อน้ำมีอุณหภูมิสูงขึ้น

4) สารพิษ สารประกอบอินทรีย์และอนินทรีย์หลายชนิด แสดงความเป็นพิษและขัดขวางการเจริญเติบโตของไนตริฟายเออร์ เช่น แอมโมเนียอิสระ กรดไนตริกอิสระ

5) ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำที่เหมาะสมคือ 2 - 3 มิลลิกรัมต่อลิตร

3.2 ปัจจัยที่มีผลต่อปฏิกิริยาดีไนตริฟิเคชัน

1) สภาพแอนแอโรบิกที่เหมาะสม ควรมีค่าออกซิเดชัน-รีดักชันโพเทนเชียล (ORP) ประมาณ -200 ถึง -300 มิลลิโวลต์

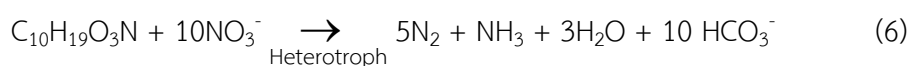
2) สารอินทรีย์ที่เป็นแหล่งคาร์บอนที่เหมาะสม สารอินทรีย์คาร์บอนอาจมาจากภายนอกเซลล์ของจุลินทรีย์ ได้แก่ ปิไอดีที่มีอยู่ในน้ำเสียหรือสารเคมีที่เติมลงไป เช่น เมทานอล กรดอะเซติก ในกรณีที่ไม่มีแหล่งคาร์บอนภายนอกเซลล์ ดีไนตริฟิเคชันอาจยังเกิดขึ้นได้โดยใช้แหล่งคาร์บอนภายในเซลล์จุลินทรีย์ (กรมโรงงานอุตสาหกรรม, 2549)

เทคโนโลยีการบำบัดน้ำ

1. กระบวนการทางชีวภาพ

1.1 เฮเทอโรโทรฟิกดีไนตริฟิเคชัน (Heterotrophic denitrification)

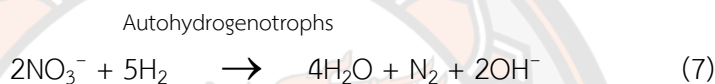
เฮเทอโรโทรฟิกดีไนตริฟิเคชัน จะใช้แบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟิกในขั้นตอนการดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งไนไตรต์และไนเตรตจะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน โดยใช้แหล่งอินทรีย์คาร์บอนในน้ำเสียเป็นแหล่งคาร์บอนให้แก่แบคทีเรีย และเป็นตัวให้อิเล็กตรอน ดังสมการด้านล่าง



- 1) ข้อดี คือ ประสิทธิภาพสูง ใช้งานง่ายและคุ้มค่า
- 2) ข้อเสีย คือ สารอินทรีย์คาร์บอนที่มากเกินไปทำให้เกิด secondary pollution และต้องการการบำบัดขั้นหลัง (post treatment) เพื่อกำจัดสารชีวมวล (biomass) ซึ่งการเติบโตของแบคทีเรียในระบบ ทำให้เกิดความขุ่นในน้ำออก ต้องมีการควบคุมอุณหภูมิ เกิดการปล่อย NO_2^- , NO_x และ N_2O และจำเป็นต้องมีการปรับค่าพีเอช

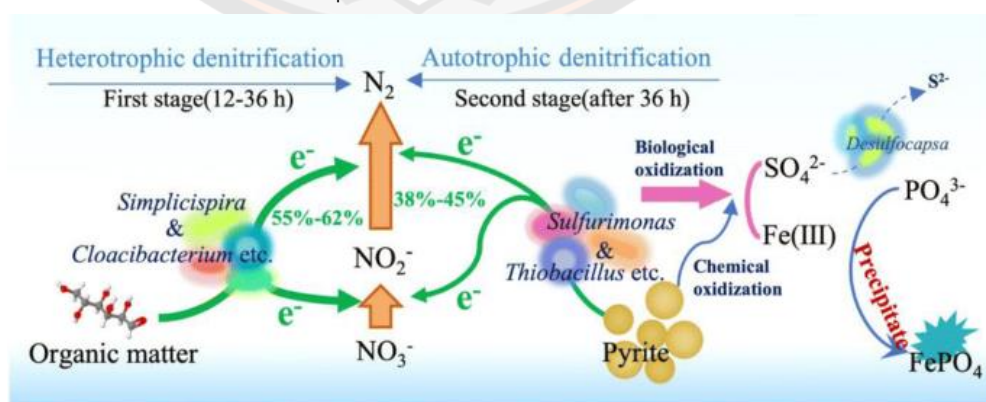
1.2 ออโทโทรฟิเคชันในไตรฟิเคชัน (Autohydrogenotrophic denitrification)

ออโทโทรฟิเคชันในไตรฟิเคชัน จะใช้แบคทีเรียออโทโทรฟิเคชันในขั้นตอนการดีไนตริฟิเคชัน ซึ่งไนไตรต์และไนเตรตจะถูกเปลี่ยนเป็นก๊าซไนโตรเจน โดยใช้อินทรีย์คาร์บอน เช่น คาร์บอนไดออกไซด์ ไบคาร์บอเนตและโมเลกุลไฮโดรเจน เป็นแหล่งพลังงานให้แก่แบคทีเรีย



1) ข้อดี คือ การใช้ H_2 ไม่อันตราย ราคาถูก ไม่ก่อมลพิษ และมีความสามารถในการละลายน้ำต่ำมาก ดังนั้นในเปรียบเทียบกับผู้ให้อิเล็กตรอนอื่น ๆ ไม่จำเป็นต้องมีขั้นตอน post treatment เพื่อกำจัดสารตั้งต้นส่วนเกิน โดยมีการสร้างมวลชีวภาพของจุลินทรีย์ (microbial biomass) แค่ 50% และการก่ตัวของผลพลอยได้ (by-product) น้อยกว่าแบบ heterotrophic denitrification

2) ข้อเสีย คือ มีการปล่อย NO_2^- , NO_x และ N_2O การควบคุมค่าพีเอชเป็นสิ่งจำเป็น เช่นเดียวกับระบบแบบชีวภาพทั่วไป ความสามารถในการละลายของ H_2 ในฐานะผู้บริจาคอิเล็กตรอนต่ำ และมีความเสี่ยงต่อการระเบิดของ H_2 ทำให้ต้องมีระบบการขนส่งและการจัดเก็บที่ได้คุณภาพ (Prüsse, Hähnlein, Daum, & Vorlop, 2000)



ภาพ 3 กลไกการบำบัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสด้วยกระบวนการทางชีวภาพ

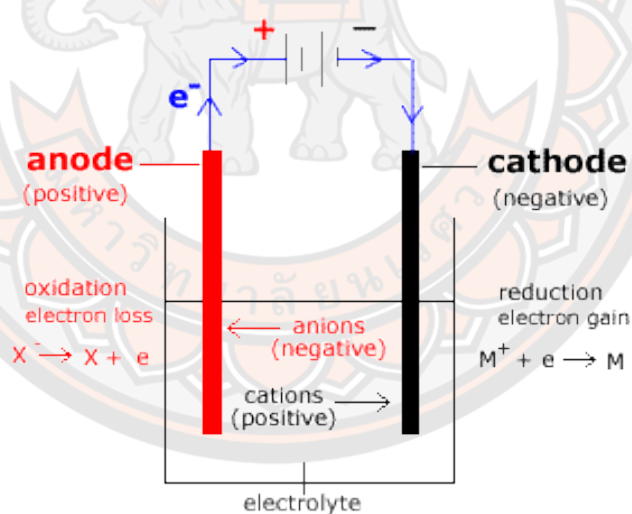
ที่มา: (Zhang, Huang, & Hu, 2020)

2. กระบวนการทางไฟฟ้าเคมี (Electrochemical process)

กระบวนการทางไฟฟ้าเคมี คือปฏิกิริยาเคมีที่ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงระหว่างพลังงานไฟฟ้าและพลังงานเคมีแบ่งออกเป็น 2 ประเภท คือ spontaneous เป็นกระบวนการที่เกิดขึ้นได้เองสามารถใช้เป็นแหล่งกำเนิดไฟฟ้าได้ เช่นในเซลล์ไฟฟ้าเคมีหรือแบตเตอรี่และ non-spontaneous เป็นกระบวนการที่ไม่สามารถเกิดขึ้นเองได้ ต้องใช้แรงดันไฟฟ้าเพื่อทำให้เกิดปฏิกิริยา โดยปฏิกิริยาเคมีที่ทำให้มีการเปลี่ยนแปลงพลังงานไฟฟ้าและเคมี จะเกี่ยวข้องกับกระบวนการถ่ายเทอิเล็กตรอนของสารเคมีที่เรียกว่า ปฏิกิริยารีดอกซ์ (redox reaction) โดยสารที่รับอิเล็กตรอนเรียกว่าตัวออกซิไดซ์ (oxidizing agent) และสารให้อิเล็กตรอนเรียกว่า ตัวรีดิวซ์ (reducing agent)

1) **ข้อดี** คือใช้งานง่าย เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อม ค่าใช้จ่ายต่ำ เหมาะสำหรับการกำจัดไนเตรตให้กลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ไม่ต้องการเวลาในการ start up และในการบำบัดน้ำ โดยน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว ไม่จำเป็นต้องผ่านการบำบัดขั้นหลัง (post treatment)

2) **ข้อเสีย** คือการสร้างแอมโมเนีย ไนไตรต์ และมีความเป็นไปได้ในการก่อตัวของ N_2O , NO และ NH_2OH (Dash & Chaudhari, 2005)



ภาพ 4 หลักการของกระบวนการทางไฟฟ้าเคมี

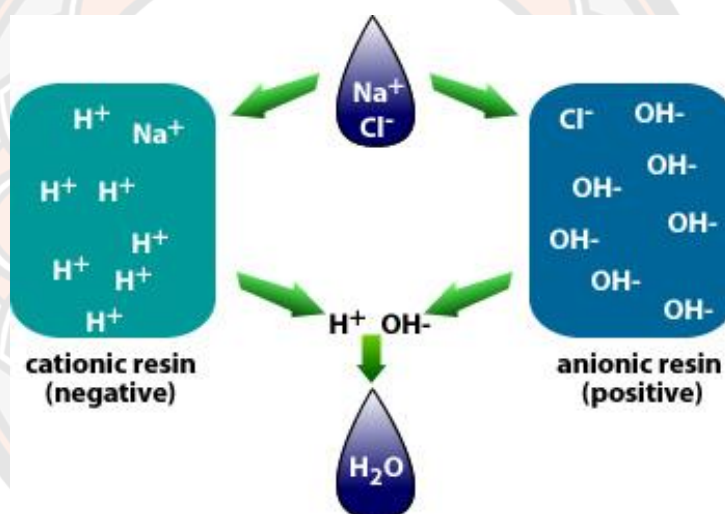
ที่มา: (Look4chemistry, 2011)

3. กระบวนการแลกเปลี่ยนไอออน (Ion exchange process)

การแลกเปลี่ยนไอออนสามารถกำจัดไอออนประจุบวก (Cation) และไอออนประจุลบ (Anion) จากน้ำเสียได้ โดยแบ่งเป็น 2 ประเภท คือ ซีโอไลต์ (Zeolite) และสารกรองเรซิน (Ion Exchange Resin) ซึ่งสารกรองเรซินเป็นที่นิยมเนื่องจากมีประสิทธิภาพสูงกว่า โดยน้ำเสียจะไหลผ่าน

ถึงที่บรรจุสารกรองเรซิน ไอออนประจุบวกในน้ำเสียจะแลกเปลี่ยนกับไอออนของไฮโดรเจนหรือไอออนของโซเดียม ได้แก่ เรซินแบบกรดแก่ (Strong Acid Cation Resin) และเรซินแบบกรดอ่อน (Weak Acid cation Resin) ส่วนไอออนประจุลบในน้ำเสียจะถูกแลกเปลี่ยนกับไอออนของไฮดรอกไซด์ของสารกรองเรซินแบบต่างแก่ (Strong Base Anion Resin) เรซินทุกชนิดเมื่อใช้ไปในระยะเวลาหนึ่งจะหมดประสิทธิภาพ แต่สามารถปรับปรุงประสิทธิภาพกลับคืนมาได้อีกโดยการทำการฟื้นฟูสภาพ (Regeneration) ซึ่งเรซินแต่ละชนิดจะมีประสิทธิภาพในการฟื้นฟูต่างกัน

- 1) **ข้อดี** คือใช้งานง่าย มีประสิทธิภาพ และคุ้มค่าสำหรับผู้ผลิตน้ำรายย่อย/ขนาดเล็ก
- 2) **ข้อเสีย** คือ เกิดของเสียจากสารละลายต่าง ๆ ที่มีความเข้มข้นของเกลือสูง (brine waste) และเปลี่ยนองค์ประกอบของน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว ต้องมีการฟื้นฟูตัวกลางบ่อยครั้ง และมีค่าใช้จ่ายสูงสำหรับการบำบัดในเตรตที่มีความเข้มข้นสูง (S. Lee, Maken, Jang, Park, & Park, 2006)



ภาพ 5 หลักการทำงานของ การแลกเปลี่ยนไอออน

ที่มา: (GlobalSpec)

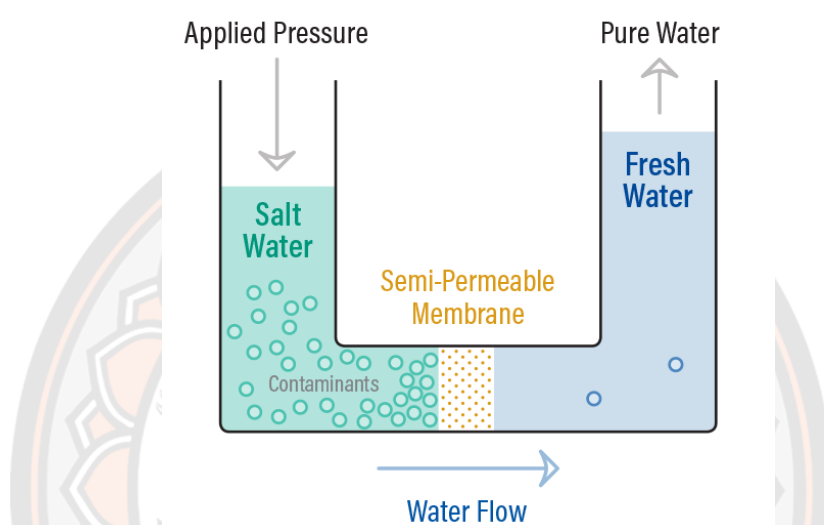
4. กระบวนการรีเวอร์สออสโมซิส (Reverse osmosis process)

การรีเวอร์สออสโมซิสหรืออัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration) จะอาศัยแรงดันภายนอกเพื่อหักล้างกับแรงดันภายใน ทำให้น้ำบริสุทธิ์แยกอยู่ด้านหนึ่งของแผ่นเยื่อ และแร่ธาตุที่ไม่ต้องการจะแยกไปอยู่อีกด้านหนึ่ง โดยทั่วไปนิยมใช้ในการลดความเค็มของน้ำใต้ดิน นอกจากนี้ยังใช้ในการกำจัดสารปนเปื้อนจำพวก สี กลิ่น และรสชาติ เช่น คลอไรด์และซัลเฟต ทั้งนี้ยังสามารถใช้กำจัดฟลูออไรด์ ตะกั่ว พรอท และไนเตรตได้ การทำงานของระบบนี้จะขึ้นอยู่กับคุณภาพน้ำเป็นสำคัญ เพราะแผ่นเยื่อ

จะถูกทำลายได้ง่ายหากในน้ำที่มีของแข็งแขวนลอย สารอินทรีย์ละลายน้ำ ก๊าซไข่น้ำ เหล็ก และสารออกซิไดซ์ เช่น คลอรีน โอโซน และเปอร์มังกานต

1) ข้อดี คือควบคุมด้วยระบบอัตโนมัติขนาดใหญ่ ทำให้ต้องการการควบคุมที่น้อยลงและไม่จำเป็นต้องมีการบำบัดขั้นหลัง (post treatment)

2) ข้อเสีย คือค่าใช้จ่ายค่อนข้างสูง เกิดของเสียจากสารละลายต่าง ๆ ที่มีความเข้มข้นของเกลือสูง (brine waste) ไม่เป็นที่นิยมในการกำจัดไนเตรต



ภาพ 6 หลักการรีเวอร์สออสโมซิส

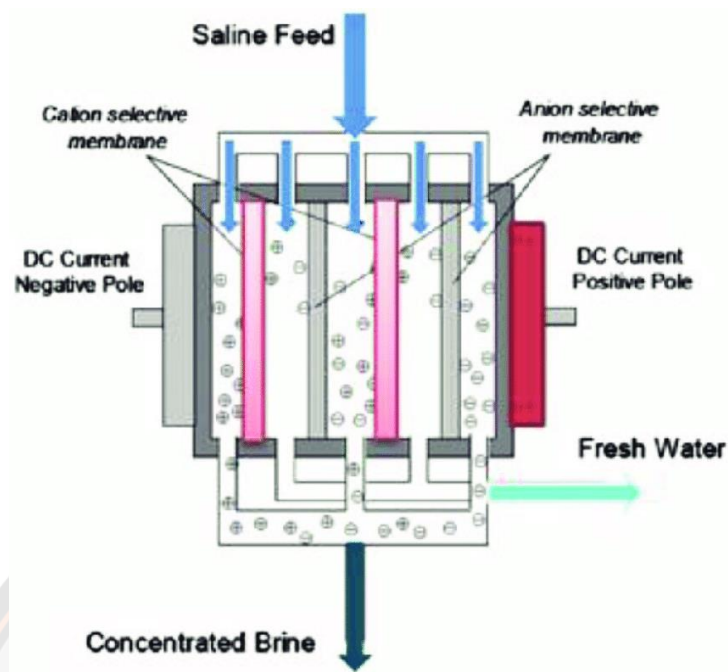
ที่มา: (Puretec Industrial Water)

5. กระบวนการอิเล็กโทรไดอะไลซิส (Electrodialysis process)

การกำจัดแร่ธาตุด้วยวิธีอิเล็กโทรไดอะไลซิส จะอาศัยหลักการเกี่ยวกับการออสโมซิส โดยการใช้เยื่อเลือกผ่านแบบเจาะจงไอออน (Ion-selective membrane) ร่วมกับสนามไฟฟ้าในการแยกไอออนลบและบวกออกจากสารละลาย โดยไอออนจะเคลื่อนที่ผ่านเยื่อแลกเปลี่ยนไอออนซึ่งเป็นเยื่อบาง ๆ ไปยังขั้วไฟฟ้าที่มีขั้วตรงกันข้ามทำให้สารละลายมีความเข้มข้นลดลง

1) ข้อดี คือควบคุมด้วยระบบอัตโนมัติขนาดใหญ่ ทำให้ต้องการการควบคุมที่น้อยลงและไม่จำเป็นต้องมีการบำบัดขั้นหลัง (post treatment)

2) ข้อเสีย คือ ค่าใช้จ่ายสูง เกิดของเสียจากสารละลายต่าง ๆ ที่มีความเข้มข้นของเกลือสูง (brine waste) ทำให้เกิดการเปลี่ยนแปลงองค์ประกอบของน้ำที่ผ่านการบำบัดแล้ว (Samatya, Kabay, Yüksel, Arda, & Yüksel, 2006)



ภาพ 7 หลักการของการอิเล็กโทรไดอะไลซิส

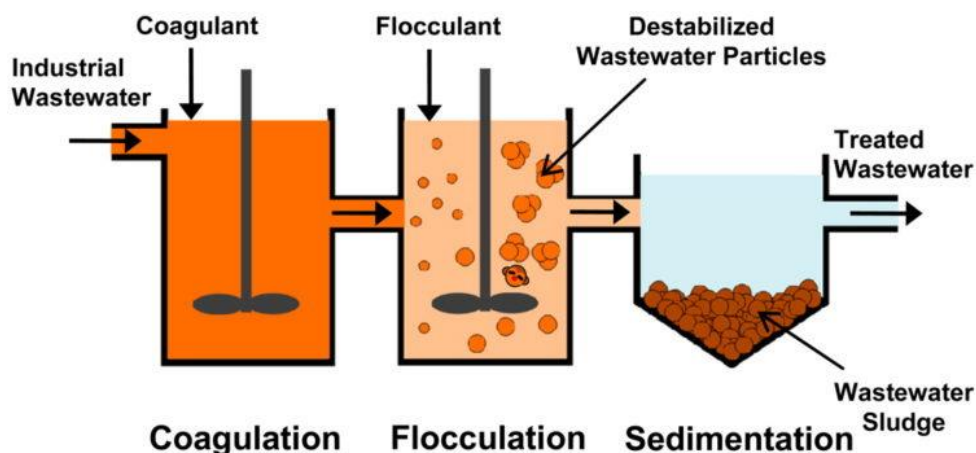
ที่มา: (Zrelli, 2017)

6. กระบวนการทางเคมี (Chemical process)

การบำบัดน้ำทางเคมี เหมาะสำหรับการบำบัดน้ำเสียที่มีลักษณะดังต่อไปนี้ มีของแข็งแขวนลอยขนาดเล็ก ของแข็งที่ตกตะกอนด้วยตัวเองได้ช้า สภาพกรดหรือด่างสูงเกินไป สารโลหะหนักที่เป็นพิษ สารประกอบอินทรีย์ละลายน้ำที่เป็นพิษ ไขมันและน้ำมันที่ละลายน้ำ โดยการเติมสารเคมีต่าง ๆ ลงไป เพื่อให้เกิดการทำปฏิกิริยาจนสามารถแยกสารหรือสิ่งปนเปื้อนต่าง ๆ ในน้ำได้ ตัวอย่างเช่น กระบวนการโคแอกกูเลชัน (Coagulation) การแลกเปลี่ยนไอออน (Ion exchange) และกระบวนการตกตะกอนผลึก (Precipitation) เป็นต้น

1) ข้อดี คือ กำจัดไนเตรตได้เร็วกว่าวิธีการทางชีวภาพ และมีค่าใช้จ่ายที่ประหยัดกว่าวิธีการเคมีฟิสิกส์หลาย ๆ วิธี

2) ข้อเสีย คือ ค่าใช้จ่ายสูง ขึ้นอยู่กับค่าพีเอชของสารละลายเป็นสำคัญ และผลิตผลพลอยได้ที่เป็นพิษ (Choi & Batchelor, 2008)



ภาพ 8 หลักการทำงานของ การตกตะกอนทางเคมี

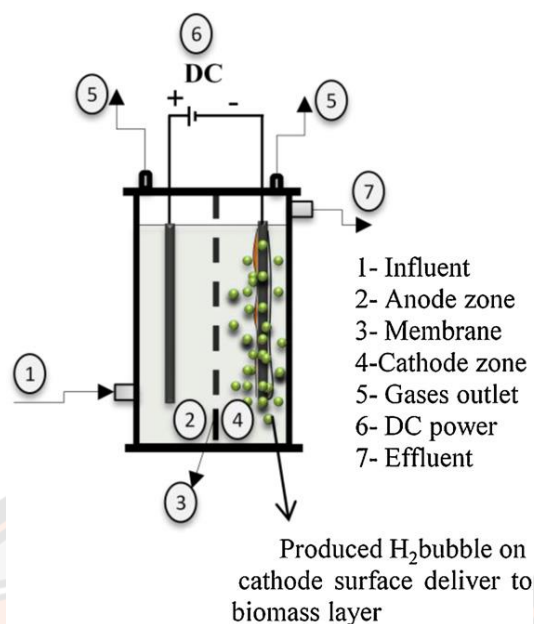
ที่มา: (Teh, Budiman, Shak, & Wu, 2016)

การพัฒนาระบบบำบัดน้ำแบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี

การใช้ autohydrogenotrophs ในเครื่องปฏิกรณ์ ต้องใช้วิธีการที่เหมาะสมในการจัดหา H_2 ให้กับจุลินทรีย์ การฉีดก๊าซ H_2 ลงในเครื่องปฏิกรณ์ เป็นวิธีเริ่มต้นอย่างง่ายของการจ่าย H_2 ให้กับ autohydrogenotrophs ซึ่งจากงานวิจัยก่อนหน้านี้พบว่า มีข้อจำกัด (K.-C. Lee & Rittmann, 2002) เนื่องจากความสามารถในการละลายน้ำของ H_2 ต่ำ ซึ่งทำให้การเข้าถึงและเวลาสัมผัส สำหรับปฏิกิริยาของจุลินทรีย์ลดลง ส่งผลให้อัตราการกำจัดไนเตรตลดลงเมื่อเทียบกับ heterotrophic denitrification (Prosnansky, Sakakibara, & Kuroda, 2002; Vasiliadou, Pavlou, & Vayenas, 2006) ข้อเสียอื่น ๆ ในการใช้ H_2 คือการจัดหาก๊าซไฮโดรเจนซึ่งมีราคาแพง ติดไฟได้ ระเบิดได้ ปัญหาการขนส่งและการเก็บรักษา

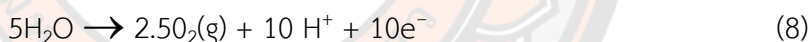
การสร้างแหล่งกำเนิดไฮโดรเจน ได้รับการแนะนำว่าเป็นเทคนิคที่มีประสิทธิภาพในการแก้ปัญหาข้างต้นได้ โดยมีสองทางหลัก คือปฏิกิริยาทางเคมีในเครื่องปฏิกรณ์และอิเล็กโทรไลซิสของน้ำ ข้อบกพร่องบางประการของการฉีด H_2 เช่น อัตราการเกิดปฏิกิริยาช้าและมีความเป็นไปได้สูงในการสร้างผลพลอยได้ที่ไม่ต้องการ ในขณะที่วิธีอิเล็กโทรไลซิสของน้ำนั้นเป็นวิธีการที่สะอาด ในการผลิต H_2 ซึ่งควบคุมอัตราได้อย่างสมบูรณ์แบบ โดยการตั้งค่ากระแสไฟฟ้า

การรวมกระแสไฟฟ้าเข้ากับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันทางชีวภาพ ทำให้เกิดเครื่องปฏิกรณ์ชนิดใหม่ที่เรียกว่า BER (Bio-electrochemical reactor) พื้นผิวของแคโทดใน BERs ทำให้ดีไนตริฟายอิงแบคทีเรีย มีพื้นที่สมบูรณ์สำหรับการตรึง ซึ่งแบคทีเรียสามารถสัมผัสโดยตรงกับ H_2 ที่สร้างขึ้นจากแหล่งกำเนิด ดังแสดงในภาพ 9 (S. Mousavi, Ibrahim, Aroua, & Ghafari, 2012)

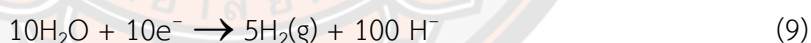


ภาพ 9 ส่วนประกอบของเครื่องปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี (BER) ที่ใช้สำหรับการดีไนตริฟิเคชัน

สมการด้านล่างแสดงการอิเล็กโทรไลซิสของน้ำ ที่มีการผลิตออกซิเจนและก๊าซไฮโดรเจน การสร้างออกซิเจนโดยปฏิกิริยาขั้วบวก :



การสร้างไฮโดรเจนโดยปฏิกิริยาขั้วลบ :



ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด

1) กระแสไฟฟ้า (Electric current)

กระบวนการดีไนตริฟิเคชันทางชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี เกี่ยวข้องกับกระแสไฟฟ้าโดยสิ้นเชิง การปรับกระแสมีบทบาทสำคัญต่อการใช้ระบบ BER ในการกำหนดเงื่อนไขที่เหมาะสมสำหรับแบคทีเรีย hydrogenotrophic และทำให้ได้อัตราการดีไนตริฟิเคชันสูงขึ้น โดยค่าพีเอชและความเข้มข้นของแหล่งพลังงาน (H₂) จะขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของกระแสไฟฟ้า ในกระบวนการอิเล็กโทรไลซิส H₂ และ OH⁻ จะถูกสร้างขึ้นบริเวณขั้วลบ และความเข้มข้นของ OH⁻ จะเพิ่มขึ้นเมื่อใช้กระแสไฟฟ้าที่สูงขึ้น และเป็นผลให้ค่าพีเอชเพิ่มขึ้นตามไปด้วย ทว่าประสิทธิภาพของเครื่องปฏิกรณ์อาจลดลง อย่างไรก็ตามกิจกรรมของแบคทีเรีย hydrogenotrophic ขึ้นอยู่กับความเข้มข้นของผู้บริจาดอิเล็กตรอน (H₂) ซึ่งเป็นปัจจัยควบคุมในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน

2) ระยะเวลาการกักเก็บน้ำ (HRT)

เนื่องจากความสามารถในการละลายของ H_2 นั้นต่ำ ดังนั้นการใช้เวลาสัมผัส (contact time) ที่เพียงพอจะช่วยลดการยับยั้งและเพิ่มอัตราการดีไนตริฟิเคชัน แต่ถ้าใช้ HRT และความเข้มข้นของแอสที่สูงจนเกินไป จะนำไปสู่การยับยั้งกระบวนการโดยเกิดการสะสมของไนไตรต์ เนื่องจากไฮโดรเจนส่วนเกินในไบโอฟิล์มหรือความเข้มข้นของ OH^- ที่เพิ่มขึ้น การกำจัดไนเตรทที่มีประสิทธิภาพสูงทำได้ในสภาวะที่เหมาะสม คือ HRT 8 ชั่วโมง และกระแสไฟฟ้า 40 มิลลิแอมป์ โดยไม่มีการสะสมของไนไตรต์

3) ค่าพีเอช (pH)

ค่าพีเอชซึ่งเป็นปัจจัยควบคุม จะต้องถูกควบคุมตามความเหมาะสม เพื่อให้ได้อัตราการดีไนตริฟิเคชันที่สูงจากการทำงานของแบคทีเรีย autohydrogenotrophic ใน BER เช่นเดียวกับกระบวนการดีไนตริฟิเคชันทางชีวภาพอื่น ๆ ที่จะต้องมีการพิจารณาเพื่อหาค่าที่เหมาะสมของพีเอช โดยการเพิ่มขึ้นของค่าพีเอช เป็นสาเหตุของการสะสมไนไตรต์ และค่าพีเอชที่ต่ำทำให้เกิดการแตกตัวของคาร์บอเนตไอออนและคาร์บอนไดออกไซด์ ซึ่งลดแหล่งกำเนิดคาร์บอนและยับยั้งการทำงานของจุลินทรีย์

4) แหล่งคาร์บอน (Carbon source)

ปริมาณคาร์บอนที่ไม่เพียงพอหรือแหล่งคาร์บอนที่ถูกย่อยสลายได้ไม่ดี อาจเป็นปัจจัยจำกัดในกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังนั้นการใช้แหล่งที่มาของคาร์บอนที่เหมาะสมและการควบคุมอัตราส่วน C / N จึงเป็นสิ่งสำคัญ (Zhao et al., 2011; Zhou, Fu, Gu, & Lei, 2007)

เห็นได้ว่าประสิทธิภาพของการดีไนตริฟิเคชัน โดยระบบบำบัดแบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี (BER) จะมีประสิทธิภาพการบำบัดสูงหรือต่ำ ขึ้นอยู่กับปัจจัยหลายอย่างเป็นตัวกำหนด โดยตัวแปรสำคัญในการประกอบเครื่องปฏิกรณ์คือชนิดของวัสดุที่ใช้ จำนวน รวมทั้งการออกแบบ ดังนั้นเพื่อลดข้อเสียบางประการในระบบ BER การหาข้อบกพร่องและการปรับพารามิเตอร์เหล่านี้ให้มีความเหมาะสมจำเป็นอย่างมาก เพื่อให้ได้ประสิทธิภาพการบำบัดที่สูงสุด

ตาราง 3 เปรียบเทียบประสิทธิภาพของการดีไนตริฟิเคชันในระบบบำบัดแบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี

Type of reactor	Feed solution	Cathode	Anode	Carbon source	I mA	NO ₃ -N mgL ⁻¹	HRT ^a (h)	% Nitrogen removal
CBSAD ^b	Groundwater	Stainless steel	Carbon rod	CO ₂	30 - 1200	20.9 – 22.0	4.2 - 2.1	95 - 100
UBER ^c	Contaminated water	Stainless steel	Stainless steel mesh	NaHCO ₃	0–20	20	6–36	100
3DBER ^d	Groundwater	Activated carbon fiber	Beta-lead dioxide	CO ₂	8-32	30	8	99.80
BER ^e	Synthetic wastewater	Graphite felt	Dimensionally stable anode (DSA)	NaHCO ₃	N/A	20 to 492	1-7 (4)	98
BER	Municipal sewage	Stainless steel	Graphite	N/A	20-120	TN=37.2–68	6	75
CBSAD	Drinking water	Cylindrical stainless steel	Carbon rod	CO ₂	2-20	30	1.9–5	90 - 100
BER-MF	Synthetic groundwater	GAC with platinum	Pt-coated titanium coated	CO ₂	40-300	15-40 (25)	0.33-6 (2.88)	80
BER +Absorber	Ground water	Stainless	Amorphous carbon	CO ₂	0–10	24	10	>95
BER	Groundwater	Metal	Pt-coated	NaHCO ₃	80-960	13.8–20.8	2-6	80
BER	Feed solution (groundwater)	Carbon material	Carbon material	NaHCO ₃	0-100	20	10–13	98
BER	groundwater	Stainless	Amorphous carbon	CO ₂	2-10	20	10	100
BER	Contaminated groundwater	Stainless	Amorphous carbon	CO ₂	1–10	20–24	10–50	N/A

a Units used for HRT (h) .

b Combined bio-electrochemical and sulfur autotrophic denitrification system (CBSAD)

c Upflow bio-electrochemical reactor (UBER)

d Three-dimensional bio-electrochemical reactor(3DBER)

e Bio-electrochemical reactor (BER)

ที่มา: (S. A. Mousavi, Ibrahim, Aroua, & Ghafari, 2011)

แบคทีเรียที่เกี่ยวข้องในการกำจัดไนเตรต

แบคทีเรีย คือ จุลินทรีย์ที่เป็นเซลล์เดี่ยว มีขนาดเล็กไม่สามารถมองเห็นได้ด้วยตาเปล่า มีผนังหุ้มเซลล์ 2 ชั้น ไม่มีเยื่อหุ้มนิวเคลียส ส่วนใหญ่ไม่มีคลอโรฟิลล์ พบอยู่ทั่วไปในสิ่งแวดล้อม ร่างกายของคนและสัตว์ มีรูปร่างได้หลายแบบ เช่น รูปแท่ง รูปทรงกลม รูปขดเป็นวง การดำรงชีพของแบคทีเรียต้องใช้พลังงานและสารประกอบต่าง ๆ ทั้งในรูปของสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ ธาตุที่สำคัญในสารประกอบคือคาร์บอน

การเจริญเติบโตของแบคทีเรีย หมายถึง การแบ่งเซลล์ทำให้มีปริมาณเพิ่มขึ้น ในการบำบัดน้ำเสียโดยใช้กิจกรรมของแบคทีเรีย โดยจำเป็นต้องทำให้แบคทีเรียมีการเจริญเติบโตให้สูงสุด เพื่อให้การบำบัดน้ำเสียมีประสิทธิภาพสูงด้วย แบคทีเรียต้องการสารอาหารและสภาพแวดล้อมที่เหมาะสมเพื่อการเจริญเติบโต

1. เฮเทอโรโทรฟิกแบคทีเรีย (Heterotrophic bacteria)

ใช้สารประกอบอินทรีย์คาร์บอนเป็นแหล่งคาร์บอนและพลังงาน แบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟิกเป็นที่ต้องการอย่างมากสำหรับกำจัดไนเตรตจากน้ำเสีย เนื่องจากสารประกอบอินทรีย์ในน้ำเสียสามารถใช้เป็นแหล่งคาร์บอนได้ และถูกใช้ในการดีไนตริฟิเคชันทางชีวภาพของน้ำดื่ม อย่างไรก็ตามการใช้แบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟิกในระบบเพื่อกำจัดไนเตรต มีข้อบกพร่องบางประการ เช่น แหล่งคาร์บอนที่เหลือและผลพลอยได้ และการอุดตันในเครื่องปฏิกรณ์ซึ่งมักจะเกิดขึ้นหลังการบำบัดขั้นหลัง (post treatment)

ดีไนตริฟายอิง (Denitrifying bacteria) เป็นแบคทีเรียอยู่ในกลุ่มของอนุกรมวิธาน และสรีรวิทยาของแบคทีเรีย เช่น Organotrophs, Lithotrophs และ Phototrophs และยังมีแบคทีเรียจำพวกต่อไปนี้ *Bacillus*, *Spirillum*, *Hyphomicrobium*, *Agrobacterium*, *Propionobacterium*, *Acinetobacter*, *Rhizobium*, *Corynebacterium* และ *Cytophaga* ซึ่งมีหน้าที่ในการดีไนตริฟิเคชัน นอกจากนี้สกุลที่พบมากที่สุดอาจเป็น *Pseudomonas* (*P. fluorescens*, *P. aeruginosa*, *P. denitrificans*) และ *Alcaligenes* ซึ่งพบได้บ่อยใน ดิน น้ำ และน้ำเสีย ยังมีพวก *halophilic archaea* บางส่วน เช่น *Halobacterium* และ *Haloferax* เช่นเดียวกับแบคทีเรียแกรมบวก เช่น *Bacillus* และ *Jonesia* นั้นมีความสามารถในการดีไนตริฟิเคชัน และแบคทีเรียของดีไนตริฟายอิงบางสายพันธุ์ สามารถทำการดีไนตริฟิเคชันในที่ที่มีออกซิเจนได้ ในสถานการณ์เช่นนี้ออกซิเจนและไนเตรตจะทำงานร่วมกัน

2. ออโตโทรฟิกแบคทีเรีย (Autotrophic bacteria)

ใช้อินทรีย์คาร์บอน เช่น คาร์บอนไดออกไซด์หรือไบคาร์บอเนตเป็นแหล่งคาร์บอน และใช้ประโยชน์จากการที่สารประกอบอินทรีย์ลดลง เช่น แอมโมเนีย ไนโตรเจนซัลไฟด์ เหล็กเฟอร์รัส หรือโมเลกุลไฮโดรเจน (H_2) เป็นแหล่งอิเล็กตรอนเพื่อได้รับพลังงาน โดยแบคทีเรียออโตโทรฟิกจะใช้สารประกอบอินทรีย์ที่มีราคาถูกลงกว่าเมื่อเทียบกับส่วนประกอบอินทรีย์ และสารตกค้างในน้ำดื่มที่ผ่านการบำบัดแล้วนั้นไม่เป็นอันตราย ซึ่งส่วนประกอบอินทรีย์ที่ลดลงทำให้เกิดปัญหา เช่น การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอช และความต้องการในการบำบัดขั้นหลัง (post treatment) ดังนั้น H_2 จึงเป็นทางเลือกที่สมบูรณ์แบบในการบรรเทาปัญหาดังกล่าว นอกเหนือจากข้อเท็จจริงที่ว่า H_2 เป็นผู้บริจาคอิเล็กตรอนที่ดีที่สุดท่ามกลางธาตุอื่น ๆ โดยออโตโทรป (Autotrophs) ที่ใช้ H_2 ในฐานะผู้บริจาค

อเล็กตรอนเป็นที่รู้จักกันในชื่อ “Autohydrogenotrophs” เช่น *Paracoccus denitrificans*, *Alcaligenes eutrophus* และ *Pseudomonas pseudotiara* ซึ่งถูกนำไปใช้ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันในน้ำหรือน้ำเสีย ในการศึกษาที่แตกต่างกัน (S. Mousavi et al., 2012)

แบคทีเรียจะเจริญเติบโตได้ดีในสภาวะค่าพีเอชที่เป็นกลางและอุณหภูมิที่เหมาะสม พวกที่เจริญได้ดีในอุณหภูมิต่ำๆ (ไซโครไฟล์ หรือ Psychrophile) อุณหภูมิที่เหมาะสมคือ 15 - 20 °ซ พวกที่เจริญได้ดีที่อุณหภูมิปานกลาง (เมโซไฟล์ หรือ Mesophile) อุณหภูมิที่เหมาะสมคือ 20 - 45 °ซ และพวกที่เจริญได้ดีที่อุณหภูมิก่อนข้างสูง (เทอร์โมไฟล์ หรือ Thermophile) อุณหภูมิที่เหมาะสมคือ 45 - 55 °ซ นอกจากนี้แบคทีเรียยังสามารถแบ่งตามลักษณะความต้องการออกซิเจนได้ 3 ประเภท คือ

1) แอโรบิกแบคทีเรีย (Aerobic Bacteria) คือ แบคทีเรียที่ใช้ ออกซิเจนอิสระเป็นองค์ประกอบในการเจริญเติบโต

2) แอนแอโรบิกแบคทีเรีย (Anaerobic Bacteria) คือ แบคทีเรียที่ไม่ใช้ออกซิเจนอิสระเป็นองค์ประกอบในการเจริญเติบโต

3) แฟคัลเททีฟแบคทีเรีย (Facultative Bacteria) คือ แบคทีเรียที่สามารถเจริญได้ทั้งในสภาพมีและไม่มีออกซิเจนอิสระ

วิธีวัดการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย

เป็นการวัดปริมาณของแบคทีเรียในตัวอย่างที่ทำการทดสอบ หากต้องการทราบปริมาณของแบคทีเรียว่าเพิ่มขึ้นเท่าใด ต้องวัดปริมาณแบคทีเรียเริ่มต้นและหลังสิ้นสุดการเลี้ยง จากนั้นนำค่าที่ได้มาคำนวณหาปริมาณที่เจริญเพิ่มขึ้นของแบคทีเรีย โดยมีวิธีการวัดหลายวิธี

1. การนับจำนวนเซลล์แบคทีเรีย (cell count)

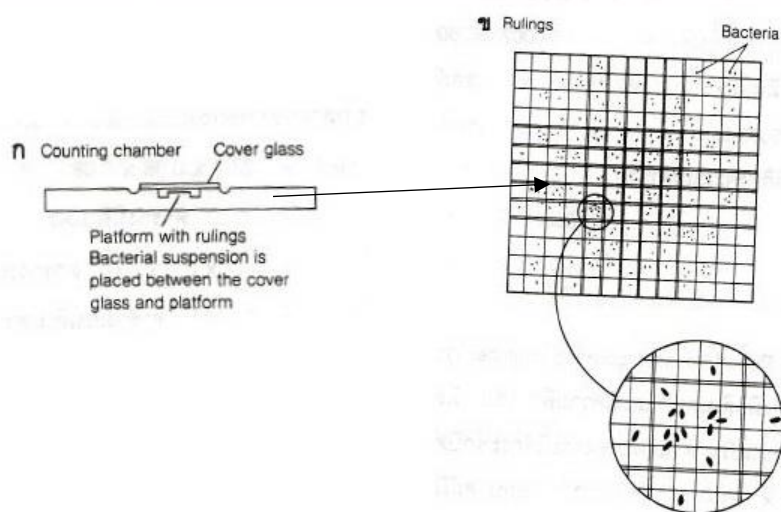
1.1 การนับโดยตรง (direct count)

เป็นการนับจำนวนโดยตรงจากกล้องจุลทรรศน์ มีหลายวิธีคือ

1) การนับเชื้อแบคทีเรียที่ผ่านการตรึงและย้อมสี (stained film) วิธีนี้เป็นการนับเชื้อแบคทีเรียปริมาตร 0.01 มิลลิลิตร ที่ถูกตรึงและย้อมสี(เมทิลีนบลู) อยู่บนสไลด์ภายในพื้นที่ 1 ตารางเซนติเมตร วิธีนี้มีข้อดีตรงที่ทำงาน รวดเร็ว ค่าใช้จ่ายในการวิเคราะห์ไม่แพง แต่มีข้อเสียตรงที่เป็นการนับจำนวนแบคทีเรียทั้งหมด ทั้งเซลล์ที่มีชีวิตและไม่มีชีวิต นอกจากนี้ตัวอย่างที่จะตรวจนับต้องมีจำนวนเชื้อแบคทีเรียมาก

2) การนับเชื้อบนสไลด์ Petroff – Hausser counting chamber โดยสไลด์พวกนี้จะมีแอ่งซึ่งรู้ความลึกของ chamber และที่พื้นของ chamber จะมีตารางสี่เหลี่ยมซึ่งทราบความกว้างความยาว ดังนั้นเมื่อหยดเชื้อจุลินทรีย์ลงไป chamber ที่มี cover glass ปิดอยู่ ตรวจนับ

เชื้อจุลินทรีย์ด้วยกล้องจุลทรรศน์กำลังขยาย 400X ในสไลด์เหลี่ยมลูกบาศก์เล็ก โดยการนับให้นับเฉพาะเซลล์ที่แตะหรือทับด้านบนหรือด้านขวาของสี่เหลี่ยมจตุรัส แต่จะไม่นับเซลล์ใดก็ตามที่แตะหรือทับด้านล่างและทางซ้ายมือของสี่เหลี่ยมจตุรัส ก็จะทำให้สามารถคำนวณหาจำนวนเซลล์ต่อมิลลิลิตรของตัวอย่างได้ สำหรับข้อดีข้อเสียของ counting chamber จะเหมือนกับนับด้วยวิธี stained film

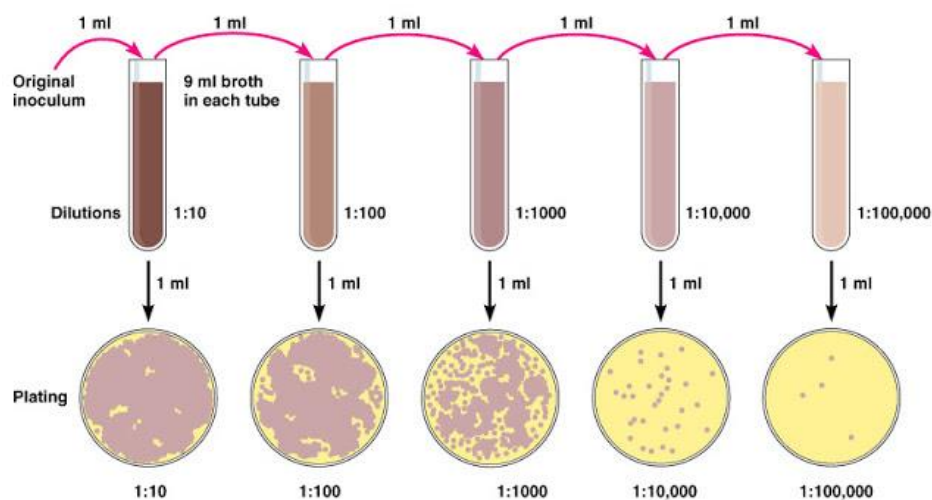


ภาพ 10 การใช้สไลด์ Petroff – Hausser counting chamber นับจำนวนจุลินทรีย์

1.2 การนับจำนวนแบคทีเรียในอาหารเลี้ยงเชื้อ (plate count)

เป็นการเพาะเชื้อแบคทีเรียแบบ Suspension ลงในจานเพาะเลี้ยงเชื้อ โดยการเติมอาหารเลี้ยงเชื้อที่มีวุ้นเป็นองค์ประกอบเพื่อให้เกิดความแข็ง และนำเชื้อจุลินทรีย์ไปบ่ม 24-48 ชั่วโมง จากนั้นนับจำนวนโคโลนีที่เกิดขึ้น ปกติมักแสดงในรูปของ CFU/ml หรือ colony forming unit สามารถตรวจสอบเฉพาะแบคทีเรียที่มีชีวิต เป็นวิธีการที่นิยมใช้ห้องปฏิบัติการ

ในการนับเซลล์จุลินทรีย์ด้วยวิธีนี้ จำนวนโคโลนีที่เจริญบนจานอาหารมีความสำคัญ จำนวนโคโลนีควรมี 30-300/จาน หากมากกว่านี้ให้เจือจางน้ำตัวอย่างที่ละ 10 เท่า (serial dilution) แล้วทำการเพาะเชื้อจุลินทรีย์ลงบนจานอาหาร เมื่อเชื้อจุลินทรีย์เจริญบนจานอาหารแล้ว นับจำนวนและทำการคำนวณหาจุลินทรีย์ต่อกรัมหรือมิลลิลิตรของตัวอย่างได้ ซึ่งการนับจำนวนด้วยวิธี plate count มีหลายวิธีได้แก่



ภาพ 11 การเจือจางน้ำตัวอย่างทีละ 10 เท่า

ที่มา: (BigBoss, 2556)

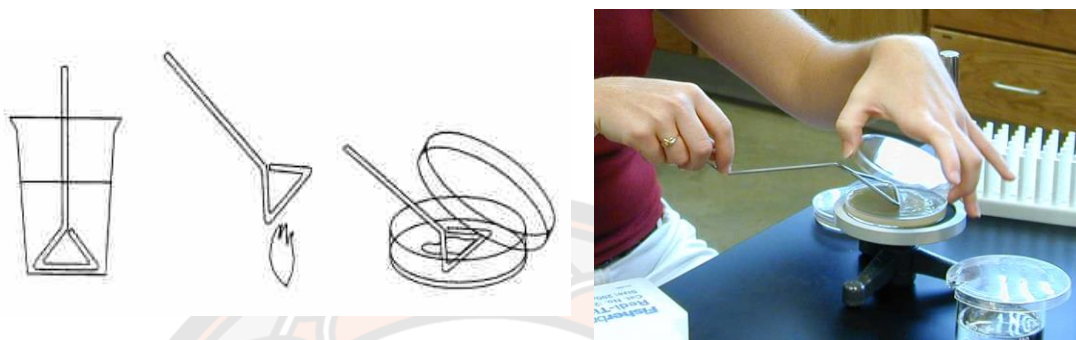
1) Pour plate เมื่อตัวอย่างถูกเจือจางลงระดับละ 10 เท่า ทำการเพาะเชื้อจุลินทรีย์จากตัวอย่างที่มีระดับการเจือจางเหมาะสม โดยใช้เชื้อจุลินทรีย์ 1 มิลลิลิตร หรือ 0.1 มิลลิลิตร หยดไปบนจานอาหารแล้วเทอาหารเลี้ยงเชื้อที่มีอุณหภูมิ 44 – 46 องศาเซลเซียส ลงไปผสมเชื้อจุลินทรีย์ โดยแกว่งจานอาหารไปมาเบา ๆ ทิ้งให้อาหารแข็งตัวแล้วนำไปบ่ม ภายหลังบ่มแล้ว โคโลนีของจุลินทรีย์จะเจริญทั้งในและบนอาหารเลี้ยงเชื้อ นับจำนวนจุลินทรีย์ในจานอาหาร วิธีนี้หากใช้วุ้นที่ร้อนไปอาจทำให้เซลล์ที่มีความ sensitive ตายหรือบาดเจ็บไม่สามารถสร้างโคโลนีได้



ภาพ 12 วิธีการนับจำนวนแบคทีเรียบนอาหารเลี้ยงเชื้อแบบ Pour plate

2) Spread plate เป็นวิธีการนับจำนวนโคโลนีของจุลินทรีย์ที่เจริญบนอาหารเลี้ยงเชื้อ โดยใช้เชื้อจุลินทรีย์ 0.1 มิลลิลิตร หยดลงบนจานอาหารที่มีอาหารเลี้ยงเชื้อซึ่งแข็งตัวแล้ว (solidified agar medium) เชื้อจุลินทรีย์จะถูกแผ่กระจายทั่วผิวน้ำอาหารเลี้ยงเชื้อด้วยแท่งแก้วพิเศษที่ผ่านการฆ่าเชื้อแล้ว (spreader) วิธีนี้ผู้วิเคราะห์จะสามารถสังเกตลักษณะโคโลนีของจุลินทรีย์

ได้ง่าย ในบางครั้งวิธี spread plate อาจนับปริมาณเซลล์ได้มากกว่าวิธี pour plate เนื่องจาก จุลินทรีย์ไม่ได้เจอกับความร้อนจากอาหารเลี้ยงเชื้อที่ลอมเหลวเหมือนวิธี pour plate ในกรณีที่ ตัวอย่างมีเซลล์จุลินทรีย์อยู่น้อย การใช้วิธีนี้อาจขาดความถูกต้องแม่นยำเนื่องจากใช้ปริมาณตัวอย่าง ค่อนข้างน้อย (0.1 มิลลิลิตร) ในการ plating



ภาพ 13 วิธีการนับจำนวนแบคทีเรียบนอาหารเลี้ยงเชื้อแบบ Spread plate

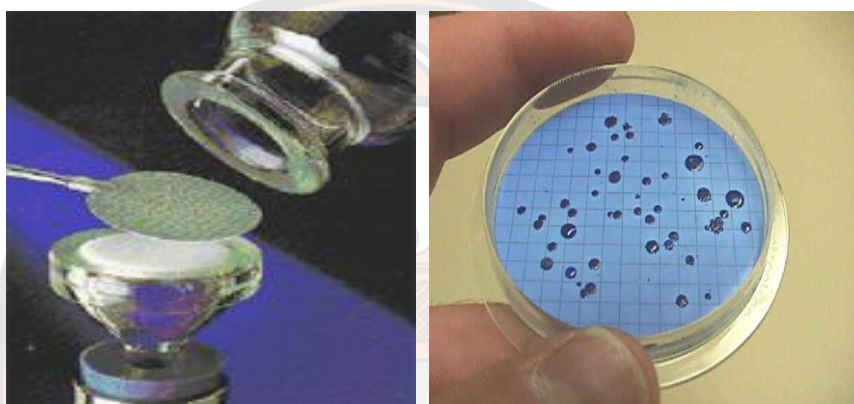
3) Drop plate วิธีนี้มีหลักการเหมือนกันกับ spread plate โดยจะหยดตัวอย่างที่ ระดับการเจือจางที่เหมาะสมลงบนจานอาหารหนึ่งจานต่อ 5 จุด โดยแต่ละจุดใช้ปริมาณ 0.02 มิลลิลิตร ตัวอย่างจะถูกปล่อยให้แห้งอยู่บนอาหารเลี้ยงเชื้อในจานอาหาร ซึ่งโดยปกติจะมีความยาว เส้นผ่านศูนย์กลางระหว่าง 1.5 ถึง 3 เซนติเมตร การนับและคำนวณจำนวนโคโลนีขึ้นอยู่กับจำนวน หยดต่อจานอาหาร จำนวนหยดต่อมิลลิลิตร และค่าการเจือจาง โดยทั่วไปเมื่อบ่มจนเชื้อเจริญแล้วให้ เลือจานอาหารที่มีระดับการเจือจางเหมาะสม คือมีเชื้อจุลินทรีย์บนจานอาหารแต่ละจุดไม่เกิน 10 โคโลนี เมื่อนับจำนวนโคโลนีทั้ง 5 จุดรวมกันในแต่ละระดับการเจือจาง ก็จะสามารถคำนวณหา จำนวนเชื้อจุลินทรีย์ต่อมล.หรือต่อกรัมตัวอย่าง



ภาพ 14 วิธีการนับจำนวนแบคทีเรียบนอาหารเลี้ยงเชื้อแบบ Drop plate

1.3 การนับจำนวนแบคทีเรียบนเยื่อกรอง (membrane-filter count)

วิธีนี้เหมาะสำหรับตัวอย่างที่มีจำนวนจุลินทรีย์อยู่น้อย และจำเป็นต้องใช้ปริมาตรของตัวอย่างมาก เพื่อความแม่นยำในการตรวจหาจุลินทรีย์แบบปริมาณวิเคราะห์ ตัวอย่าง 100 มิลลิลิตรหรือมากกว่าจะถูกกรองผ่าน membrane filter ซึ่งมีรูขนาด 0.45 ไมครอน (แบคทีเรียไม่สามารถผ่านได้) จากนั้นนำกระดาษกรองวางในจานอาหารที่มีกระดาษซึ่งชุ่มด้วยอาหารเหลวอยู่แล้ว โคโลนีของจุลินทรีย์จะเจริญบนกระดาษกรอง วิธีนี้มักใช้กับการตรวจวิเคราะห์ coliform bacteria ซึ่งเป็นตัวบ่งชี้การปนเปื้อนจากอุจจาระในอาหารหรือน้ำ

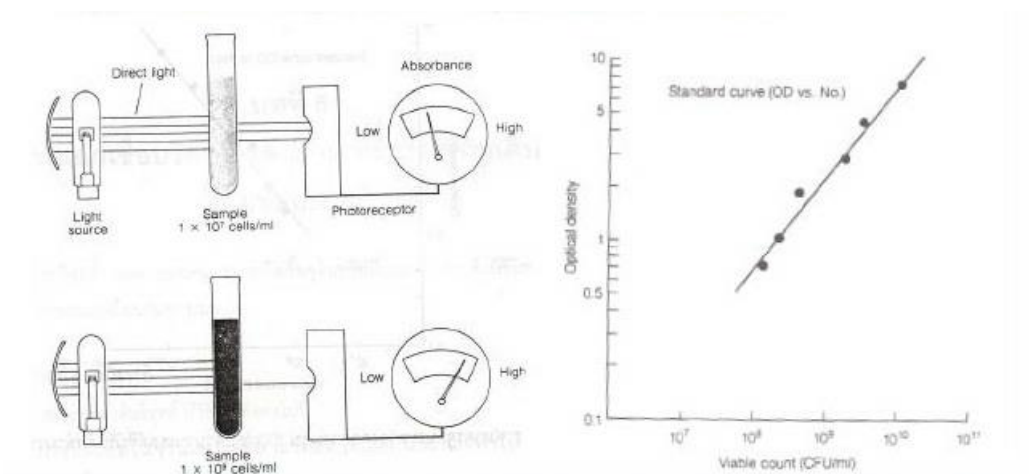


ภาพ 15 แสดงการนับจำนวนแบคทีเรียบนเยื่อกรอง

2. การวัดหาความหนาแน่นของเซลล์โดยวัดความขุ่น (Turbidimetric method)

ใช้หลักการดูดกลืนคลื่นแสงที่ไม่เท่ากันของจำนวนแบคทีเรียที่มากขึ้น ปริมาณแสงที่ดูดกลืนไว้และกระจายออกจะเป็นสัดส่วนกับความหนาแน่นของเซลล์ เครื่องมือที่ใช้คือ Spectrophotometer โดยการนำ suspension ของแบคทีเรียใส่ในหลอดวัด (cuvette) อ่านเปอร์เซ็นต์แสงที่ผ่านออกมา (%transmittance) ถ้า suspension มีความขุ่นมากเปอร์เซ็นต์ที่แสงจะผ่านได้มีน้อย

ข้อดี คือสะดวกรวดเร็ว หาความสัมพันธ์ระหว่างความขุ่นกับจำนวนเซลล์ได้เพื่อสร้างเป็นกราฟมาตรฐาน เพื่อใช้ในการคำนวณจำนวนเซลล์ของแบคทีเรีย ข้อเสีย คือเชื่อที่จะนำมาวัดต้องมีความขุ่นมากพอ เป็นการวัดทั้งเซลล์ที่มีชีวิตและไม่มีชีวิต



ภาพ 16 แสดงการวัดหาความหนาแน่นของเซลล์โดยวัดความขุ่น

3. การวัดความเข้มข้นของเซลล์โดยวัดจากปริมาณไนโตรเจน

องค์ประกอบที่สำคัญของเซลล์คือโปรตีน ซึ่งมีไนโตรเจนเป็นองค์ประกอบ สามารถวัดปริมาณไนโตรเจนเพื่อเป็นตัวแทนของจุลินทรีย์ได้ ปกติจะมีไนโตรเจน 14% ของน้ำหนักแห้ง การวัดชนิดนี้ต้องล้างเซลล์ให้สะอาดจากอาหารเลี้ยงเชื้อที่ติดมาด้วย เป็นวิธีการที่ง่ายมากแต่ต้องใช้เซลล์แบบที่เรียจำนวนมาก เหมาะสำหรับงานวิจัยทางจุลชีววิทยาเท่านั้น

4. การหาน้ำหนักแห้งของเซลล์

เป็นวิธีการหามวลของเซลล์ ซึ่งจะแปรผันไปตามจำนวนเซลล์ วิธีนี้ต้องทำให้เซลล์แห้งจนน้ำหนักคงที่และต้องไม่มีสารอื่นปะปนมาด้วยเป็นวิธีที่เสียเวลา เหมาะสำหรับงานวิจัยเท่านั้น

5. การวัดกิจกรรมการเปลี่ยนแปลงของเซลล์ในด้านต่างๆ

เป็นการวัดกิจกรรมของจุลินทรีย์ทางอ้อม โดยการวัดปริมาณการสร้างกรดหรือก๊าซจากกระบวนการหมักที่เกิดขึ้นจากการใช้สารอาหารตั้งต้น วิธีนี้แม้ไม่ได้นับจำนวนเซลล์โดยตรงแต่ก็เป็นวิธีวัดการเจริญเติบโตทางอ้อมว่ามีการเจริญของจุลินทรีย์มากน้อยเพียงใด (นักศึกษาการประมง 2 ปี (การเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ), 2553)

งานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

การปนเปื้อนของไนเตรตในน้ำใต้ดิน ได้กลายเป็นปัญหาสิ่งแวดล้อมที่เพิ่มมากขึ้นเรื่อย ๆ เพื่อปรับปรุงอัตราการดีไนตริฟิเคชันให้มีประสิทธิภาพ Three-dimensional (3D) bio-electrochemical reactor จึงได้รับการพัฒนาขึ้น (Zhou et al., 2007) โดยอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลอง ได้แก่ β -PbO₂ ดัดแปลงโดยฟลูออรีนเรซินใช้เป็นขั้วบวก เพื่อปรับปรุงความต้านทานต่อการกัดกร่อนในน้ำเสีย ขั้วลบคือ ACF (Activated Carbon Fiber) ซึ่งมีพื้นที่ผิวที่มีประสิทธิภาพ 500 ตารางเมตรสำหรับการยึดเกาะจุลินทรีย์ เยื่อเซลล์โลหะอะซิเตทถูกนำมาใช้เพื่อป้องกันก๊าซออกซิเจนที่เกิดจากปฏิกิริยาด้านขั้วบวกจากการขนส่งเข้าไปในห้องแคโทด เพื่อรักษาสภาพที่ไม่ใช้ออกซิเจนเพื่อการเจริญเติบโตของแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง และอิเล็กโทรดลำดับที่สามที่บรรจุในห้องแคโทดคือ AC (Activated Carbon) จากการทดลองพบว่าเครื่องปฏิกรณ์สามารถกำจัดไนเตรตได้ดีที่อุณหภูมิปานกลางคือ 30-35 องศาเซลเซียส และจะมีการสะสมของไนเตรตที่อุณหภูมิสูงหรือต่ำกว่า ซึ่ง CO₂ ที่ผลิตจากขั้วบวกและขั้วลบทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์ที่ดี ทำให้เครื่องปฏิกรณ์ทำงานได้ดีในช่วงค่า pH ที่กว้าง โดยค่าความเป็นกรด - ด่างที่เหมาะสมที่สุดในงานปัจจุบันสำหรับการดีไนตริฟิเคชัน คือ ประมาณ 7.6-8.5 และเมื่อมีการเพิ่มขึ้นของกระแสไฟฟ้าทำให้อัตราการดีไนตริฟิเคชันสูงขึ้น แต่เมื่อให้กระแสไฟฟ้าสูงเกินกว่า 15 มิลลิแอมป์ จะสังเกตเห็นได้ว่าอัตราการดีไนตริฟิเคชันถูกระงับ และแม้ว่าความเข้มข้นของไนเตรตเริ่มต้นต่ำจะเป็นที่นิยมในการกำจัดไนเตรต แต่อัตราดีไนตริฟิเคชันจะเพิ่มขึ้น เมื่อโหลดไนเตรตและสามารถเข้าถึงได้สูงถึง 0.222 mgNO₃-N / cm²/ d โดยเครื่องปฏิกรณ์นี้ดูเหมือนว่าจะเหมาะสำหรับการฟื้นฟูน้ำบาดาล สำหรับการมีอยู่ของสารมลพิษอินทรีย์ที่กว้างขึ้น เนื่องจากการทำงานร่วมกันระหว่างอโรโทรฟิก และเฮเทอโรโทรฟิก สรุปได้ว่าระบบนี้มีอัตราดีไนตริฟิเคชันสูง และมีประสิทธิภาพที่ดีขึ้นในเงื่อนไขที่กว้างขึ้น มีศักยภาพในการประยุกต์ใช้สำหรับการกำจัดไนเตรตจากน้ำใต้ดิน

เพื่อบำบัดน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนไนเตรตได้อย่างมีประสิทธิภาพ Intensified biofilm-electrode reactor (IBER) โดยกระบวนการร่วมระหว่าง heterotrophic และ autotrophic denitrification ได้รับการพัฒนา (Zhao et al., 2011) โดยอุปกรณ์ที่ใช้ในการทดลองได้แก่ ขั้วบวกคือ แท่งคาร์บอน และขั้วลบคือ ขดลวดสแตนเลส เครื่องปฏิกรณ์ถูกทดสอบด้วยน้ำใต้ดินสังเคราะห์ โดยมีความเข้มข้นของไนเตรต 50 มิลลิกรัมต่อลิตร ภายใต้เงื่อนไขที่แตกต่างกัน โดยมีระยะเวลาเก็บ (HRTs = 24, 20, 16, 12, 8) อัตราส่วนคาร์บอนต่อไนโตรเจน (C / N = 3, 2, 1.5, 1.25, 1, 0.75) และกระแสไฟฟ้า (I = 20, 40, 60, 80, 100 mA) ผลการทดลองแสดงให้เห็นว่า ประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตสูงกว่า 97% ที่ระดับ C / N = 0.75 HRT = 8 ชั่วโมง และ I = 40 มิลลิแอมป์ และไม่มีการสะสมไนเตรตจนกว่า C / N จะลดลงเป็น 0.75 แอมโมเนียและอินทรีย์คาร์บอนที่เหลือ (เมทานอล) ไม่ถูกตรวจพบในสถานะที่ดีที่สุด สรุปได้ว่ากระบวนการร่วมของ heterotrophic และ

autotrophic denitrification ใน IBER มีแนวโน้มสำหรับการปรับปรุงการบำบัดน้ำที่ปนเปื้อนไนเตรต พร้อมกันนั้น CO_2 ที่ผลิตจากขั้วบวกทำหน้าที่เป็นบัฟเฟอร์ที่ดี ควบคุมค่าพีเอชในระบบโดยอัตโนมัติ สรุปได้ว่าเครื่อง intensified biofilm-electrode reactor ที่พัฒนาขึ้นในการศึกษานี้มีประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำใต้ดินที่ปนเปื้อนด้วยไนเตรต

ระบบ Heterotrophic/biofilm-electrode autotrophic denitrification reactor (HAD-BER) ถูกพัฒนาขึ้นเพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพการดีไนตริฟิเคชัน และลดการใช้แหล่งอินทรีย์คาร์บอน (Tong et al., 2013) จากการทดลองประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตสูงสุด 99.9% ภายใต้ความหนาแน่นกระแสที่เหมาะสมที่ 200 mA/m^2 จำนวนแบคทีเรีย heterotrophic denitrification (HDB) 2.0×10^5 และ hydrogen autotrophic denitrification bacteria (ADB) 2.0×10^3 ต่อมิลลิลิตร สารละลายไปโอฟิล์มถูกตรวจพบโดยการเพาะเชื้อ (MPN) แสดงให้เห็นว่า HDB และ ADB อยู่ร่วมกันใน HAD-BER โดยแหล่งกำเนิดอินทรีย์คาร์บอนสำหรับ autotrophic denitrification คือคาร์บอนไดออกไซด์ที่ละลายในน้ำ ที่วิวัฒนาการมาจาก heterotrophic denitrification process ระบุว่ามีการทำงานร่วมกันระหว่าง HDB และ ADB เช่น แหล่งอินทรีย์คาร์บอนที่ใช้สำหรับการดีไนตริฟิเคชันสามารถลดลงได้ใน HAD-BER ดังนั้นการพัฒนา HAD-BER จึงเป็นแนวทางที่มีแนวโน้มในการกำจัดไนเตรตออกจากน้ำใต้ดิน

การปรับปรุงประสิทธิภาพการดีไนตริฟิเคชันและการย่อยสลายของสารอินทรีย์มลพิษจาก micro-polluted ใน น้ำ ใต้ ดิน ไป พ ร ้อม ๆ กัน A novel three-dimensional (3 D) bio-electrochemical reactor จึงได้ถูกพัฒนาขึ้น (Zhou, Wang, & Chi, 2009) ซึ่งได้รวมปฏิกิริยาออกซิเดชันทางไฟฟ้าเคมี และ autotrophic denitrification ทางชีวภาพไว้ในเครื่องปฏิกรณ์เดียวกัน โดยทำการเปรียบเทียบกับประสิทธิภาพของเครื่องปฏิกรณ์ 2D แบบดั้งเดิม และเครื่องปฏิกรณ์แบบ 3D ที่ไม่เพียงแต่พัฒนาให้ประสิทธิภาพสำหรับการกำจัด TOC และไนเตรตไปพร้อมๆ กัน แต่ยังทำให้ผลพลอยได้จากไนเตรตลดลงด้วย จากการปรับปรุงดังกล่าวบทบาทของ AC ทำหน้าที่เป็นขั้วไฟฟ้าแบบสองขั้ว ซึ่งทำให้มีพื้นที่สำหรับไปโอฟิล์มมากขึ้นในการเจริญเติบโตของแบคทีเรียดีไนตริฟายอิง ค่าพีเอชที่มีการปรับจากการผลิต CO_2 เพื่อให้เกิดสถานการณ์ที่เอื้ออำนวยต่อการดีไนตริฟิเคชัน จากการทดลองในเครื่องปฏิกรณ์แบบ 3D อัตราการดีไนตริฟิเคชันเพิ่มขึ้นเป็น $0.288 \text{ mg NO}_3\text{-N / cm}^2\text{/d}$ และประสิทธิภาพปัจจุบันสูงถึง 285% และทำงานได้เสถียรในช่วงกระแสที่กว้างขึ้น นอกจากนี้มันแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพที่ดีขึ้นกับสภาวะที่มีการแปรปรวน ซึ่งบ่งบอกถึงเครื่องปฏิกรณ์สามมิติแบบใหม่นี้มีศักยภาพในการประยุกต์ใช้สำหรับการฟื้นฟูน้ำใต้ดิน

Central composite design (CCD) and Response surface methodology (RSM) การศึกษานี้ได้นำมาใช้เพิ่มประสิทธิภาพ C / N และความหนาแน่นของกระแสใน heterotrophic/biofilm-electrode autotrophic denitrification reactor (HAD-BER) (Tong et al., 2014) ผลการศึกษาพบว่าไนเตรตสามารถลดลงได้อย่างมีประสิทธิภาพในช่วงกว้างของ C / N ตั้งแต่ 0.84–1.3535 และความหนาแน่นของกระแสที่ 96.8–370.0 mA/m² อย่างไรก็ตามได้ค่า C / N ที่เหมาะสมคือ 1.13 และความหนาแน่นของกระแสไฟฟ้าที่เหมาะสมคือ 239.6 mA/m² นอกจากนี้ประสิทธิภาพของ HAD-BER ภายใต้สภาวะที่เหมาะสม ส่งผลให้ประสิทธิภาพในการกำจัดไนเตรตได้เกือบ 100% ซึ่งการสะสมของไนไตรต์และแอมโมเนียยังต่ำอีกด้วย นอกจากนี้ภายใต้สภาวะที่เหมาะสม H₂ ที่สร้างจากอิเล็กโทรไลซิสของน้ำจะจับคู่กับ CO₂ ที่ผลิตโดย heterotrophic denitrification โดยการคำนวณเชิงปริมาณ ดังนั้น CCD และ RSM สามารถใช้เพื่อให้ได้สภาวะการทำงานที่เหมาะสมที่สุดและปรับปรุงประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและการใช้พลังงานใน HAD-BER



บทที่ 3

วิธีดำเนินการวิจัย

อุปกรณ์และสารเคมี

1. อุปกรณ์

- 1.1 ปีกเกอร์
- 1.2 เครื่องชั่ง
- 1.3 สายยาง
- 1.4 แท่งแม่เหล็กขนาดเล็ก
- 1.5 เครื่องกวนแบบแม่เหล็ก
- 1.6 เครื่องกวนสารแบบ Overhead
- 1.7 แผ่นกราฟไฟต์
- 1.8 ขดลวดสแตนเลส
- 1.9 ขดลวดทองแดง
- 1.10 เครื่องกำเนิดไฟฟ้า
- 1.11 ปุ่มดูดจ่ายของเหลวแบบรีดท่อ

2. สารเคมี

- 2.1 โซเดียมไนเตรต (Sodium Nitrate; NaNO_3)
- 2.2 โซเดียมอะซิเตทไฮเดรต (Sodium Acetate Hydrated; $\text{CH}_3\text{COONa}\cdot 3\text{H}_2\text{O}$)
- 2.3 โพแทสเซียมไดไฮโดรเจน ออโรฟอสเฟต (Potassium Dihydrogen Orthophosphate; KH_2PO_4)

3. เครื่องมือที่ใช้ในการวิเคราะห์

- 3.1 เครื่องวิเคราะห์การดูดกลืนแสง (UV-VIS Spectrophotometer)
- 3.2 เครื่องวิเคราะห์ปริมาณรวมของอินทรีย์คาร์บอน (Total Organic Carbon Analyzer)
- 3.3 กล้องจุลทรรศน์อิเล็กตรอนแบบส่องกราด (Scanning electron microscope and energy dispersive x-ray spectrometer (SEM-EDS))
- 3.4 เครื่องวัดความเป็นกรด-ด่าง (pH meter)

3.5 เครื่องวัดออกซิเจนละลายน้ำ (DO meter)

การเตรียมน้ำปนเปื้อนไนเตรต

น้ำปนเปื้อนไนเตรต เตรียมได้จากการละลายสารเคมีต่อไปนี้ ได้แก่ NaNO_3 , $\text{CH}_3\text{COONa}\cdot 3\text{H}_2\text{O}$ และ KH_2PO_4 ลงในน้ำประปา โดยมีความเข้มข้นของไนเตรต 20 มิลลิกรัมต่อลิตร และสัดส่วนของ C/N แสดงดังตารางที่ 4

ตาราง 4 ปริมาณสารเคมีที่ใช้ในการเตรียมน้ำปนเปื้อนไนเตรต

สารเคมี	C/N = 2.0	C/N = 1.5	C/N = 1.0
NaNO_3	0.1214	0.1214	0.1214
$\text{CH}_3\text{COONa}\cdot 3\text{H}_2\text{O}$	0.2268	0.1701	0.1134
KH_2PO_4	0.0175	0.0175	0.0175

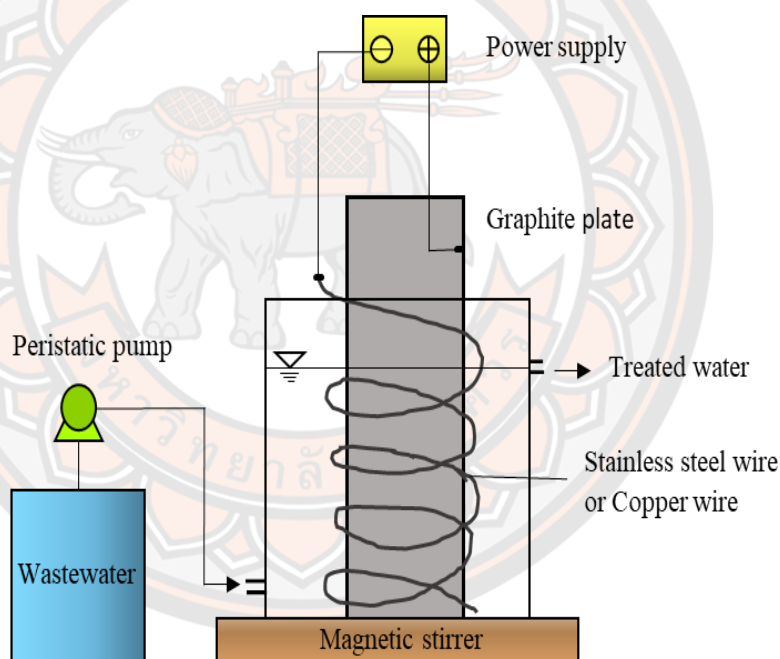
การติดตั้งระบบและขั้นตอนดำเนินการ

1. การติดตั้งระบบ

ถังปฏิกรณ์แบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี (Bio-electrochemical reactor) เตรียมได้จากบีกเกอร์พลาสติกทนความร้อนขนาด 2 ลิตร ภายในบรรจุแผ่นแกรไฟต์ ขนาด $1 \times 7.5 \times 30$ เซนติเมตร (Submerged area $1 \times 7.5 \times 8$ เซนติเมตร) ทำหน้าที่เป็นขั้วแอโนด โดยต่อเข้ากับขั้วบวกของเครื่องกำเนิดไฟฟ้า และใช้ลวดทองแดงหรือลวดสแตนเลส ความยาว 250 เซนติเมตร (Submerged area 1×30 เซนติเมตร) ทำหน้าที่เป็นขั้วแคโทด โดยพันรอบแผ่นแกรไฟต์และต่อเข้ากับขั้วลบของเครื่องกำเนิดไฟฟ้า (ดังภาพ 17) ปริมาตรในการบำบัดน้ำของถังปฏิกรณ์เป็น 1.4 ลิตร ทั้งนี้ด้านล่างของถังปฏิกรณ์เป็นเครื่องกวนแบบแม่เหล็ก ความเร็ว 100 รอบต่อนาที น้ำปนเปื้อนไนเตรตเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ทางด้านล่าง และน้ำหลังบำบัดไหลออกทางด้านบนของถังปฏิกรณ์ รวมระยะเวลาที่เก็บ 8 ชั่วโมง

2. การคัดแยกสลัดจ์

- 1) เก็บสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่งของโรงพยาบาลวังทอง จังหวัดพิษณุโลก
- 2) เตรียมน้ำปนเปื้อนไนเตรต 10 มิลลิกรัมต่อลิตร และสัดส่วน C/N เป็น 2 จากนั้นใส่น้ำปนเปื้อนไนเตรตลงในถังปฏิกรณ์ที่มีสลัดจ์ 2 ลิตร จนได้ปริมาตรรวมเป็น 8 ลิตร
- 3) เปลี่ยนน้ำปนเปื้อนไนเตรตใหม่ทุกวัน ประมาณ 6 ลิตร โดยทดแทนน้ำที่มีอยู่ในถังปฏิกรณ์ (ระยะเวลาพักเก็บ 24 ชั่วโมง)
- 4) เพิ่มความเข้มข้นของไนเตรตในน้ำสังเคราะห์เป็น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร
- 5) วิเคราะห์ความเข้มข้นของ $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ในน้ำหลังบำบัดอย่างสม่ำเสมอ



ภาพ 17 การติดตั้งถังปฏิกรณ์แบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมีที่ใช้ในห้องปฏิบัติการ



ภาพ 18 ภาพถ่ายถึงปฏิกรณ์แบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมีในห้องปฏิบัติการ



ภาพ 19 การเก็บสลัดจ์จากระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลวังทอง

3. การดำเนินการทดลอง

- 1) นำสลัดจ์ที่ผ่านการคัดแยกแล้ว ปริมาณ 100 มิลลิลิตร ใส่ลงในถังปฏิกรณ์แบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี
- 2) ป้อนน้ำปนเปื้อนไนเตรตเข้าสู่ถังปฏิกรณ์ด้วยอัตราไหล 3 มิลลิลิตร/นาที (ระยะเวลาเก็บกัก 8 ชั่วโมง) และควบคุมให้ค่าออกซิเจนละลายน้ำน้อยกว่า 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร
- 3) ปรับค่ากระแสไฟฟ้า และสัดส่วน C/N ในน้ำปนเปื้อนไนเตรต ดังตารางที่ 5
- 4) วิเคราะห์ความเข้มข้นของ $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ในน้ำหลังบำบัดอย่างสม่ำเสมอ

การวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

วัดคุณภาพน้ำของน้ำปนเปื้อนไนเตรตและน้ำหลังบำบัดในพารามิเตอร์ต่าง ๆ ต่อไปนี้ ได้แก่ พีเอช ออกซิเจนละลายน้ำ (DO), $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ และ $\text{NO}_3\text{-N}$ ตามมาตรฐานการวิเคราะห์คุณภาพน้ำ (American Public Association, 2005) นอกจากนี้วิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (Total organic carbon; TOC) และอนินทรีย์คาร์บอน (Inorganic carbon; IC) ดังแสดงในตารางที่ 6



ตาราง 5 สรุปเงื่อนไขที่ใช้ในการดำเนินการทดลอง

การทดลอง	ถึงปฏิกรณ์	ชีวแคโทด	ชีวแอโนด	กระแสไฟฟ้า (mA)	อัตราส่วน C/N	ระยะเวลา (วัน)
1	ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพ (Bioreactor)	-	-	-	2.0	1-14
		-	-	-	1.5	15-24
	ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพ ร่วมกับไฟฟ้าเคมี (Cu reactor)	ลวดทองแดง	แผ่นแกรไฟต์	10	1.5	15-24
		ลวดสแตนเลส	แผ่นแกรไฟต์	10	1.0	25-39
		ลวดทองแดง	แผ่นแกรไฟต์	10	2.0	1-14
		ลวดสแตนเลส	แผ่นแกรไฟต์	10	1.5	15-24
2	ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพ ร่วมกับไฟฟ้าเคมี (Cu reactor)	ลวดทองแดง	แผ่นแกรไฟต์	20	1.0	40-59
		ลวดทองแดง	แผ่นแกรไฟต์	30	1.0	60-73
	ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพ ร่วมกับไฟฟ้าเคมี (SS reactor)	ลวดทองแดง	แผ่นแกรไฟต์	10	1.0	25-39
		ลวดสแตนเลส	แผ่นแกรไฟต์	20	1.0	40-59
		ลวดสแตนเลส	แผ่นแกรไฟต์	30	1.0	60-73
		ลวดสแตนเลส	แผ่นแกรไฟต์	30	1.0	60-73

ตาราง 6 พารามิเตอร์และวิธีวิเคราะห์คุณภาพน้ำ

พารามิเตอร์	วิธีวิเคราะห์
ความเป็นกรด-ด่าง (pH)	pH meter
ออกซิเจนละลายน้ำ (DO)	DO meter
แอมโมเนีย ($\text{NH}_4 - \text{N}$)	Phenate Method
ไนไตรต์ ($\text{NO}_2 - \text{N}$)	Colorimetric Method
ไนเตรต ($\text{NO}_3 - \text{N}$)	Ultraviolet Spectrophotometric- Screening Method
อินทรีย์คาร์บอนรวม (TOC)	TOC Analyser meter
อนินทรีย์คาร์บอน (IC)	TOC Analyser meter

การวิเคราะห์พื้นผิวและธาตุของข้าวไฟฟ้า

นำข้าวแคโทดทั้ง 2 ชนิด ได้แก่ ลวดทองแดงและลวดสแตนเลส หลังสิ้นสุดการทดลองไป

วิเคราะห์ด้วยเทคนิค SEM-EDS

การวิเคราะห์แบคทีเรีย

1. ปริมาณ Autotrophic denitrification bacteria และ Heterotrophophic denitrification bacteria

1) หลังสิ้นสุดการทดลอง เก็บสลัดจ์จาก 2 ตำแหน่งในถังปฏิกรณ์ ได้แก่ ลวดทองแดงและลวดสแตนเลสของข้าวแคโทด และที่แขวนลอยภายในถังปฏิกรณ์

2) แยกชนิดของแบคทีเรียเฮเทอโรโทรฟิกกับออโทโทรฟิกดีไนตริฟิเคชันบนอาหารเลี้ยงเชื้อโดยวิธี Spread plate

2.1) ขั้นตอนการเตรียมอาหารเลี้ยงเชื้อสำหรับ Autotrophic และ Heterotrophic bacteria โดยเติม M9 (1x Stock) 20 มิลลิลิตร, NaHCO_3 1 มิลลิลิตร (สำหรับการแยกแบคทีเรีย Autotrophic) หรือ CH_3COONa 1 มิลลิลิตร (สำหรับการแยกแบคทีเรีย Heterotrophic), NaNO_3 0.1 กรัม และ Agar powder 1.5 กรัม ในขวดใส่สารเคมี และนำไปละลายในน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตร จากนั้นนำไปเข้าเครื่อง Autoclave และทำการเทลงบน plate

2.2) ขั้นตอนการ Spread plate เริ่มจากการเจือจางน้ำตัวอย่างที่ละ 10 เท่า (serial dilution) โดยเติม phosphate buffer saline 900 ไมโครลิตร ลงใน Eppendorf ตามจำนวนที่ต้องการทดลอง แล้วใช้ micropipette ปิเปตตัวอย่างมา 100 ไมโครลิตร ใส่ลงใน

Eppendorf อันแรก และเขียนฉลากกำกับว่า 10^{-1} ทำให้ผสมกันด้วยเครื่อง vortex จากนั้นปิเปตสารละลายจากหลอดแรก 100 ไมโครลิตร ไปใส่ในหลอดที่ 2 และเขียนฉลากกำกับว่า 10^{-2} ทำแบบนี้ซ้ำไปเรื่อยๆจนครบจำนวนที่ต้องการ จากนั้นปิเปตสารละลาย 100 ไมโครลิตร จากการเจือจางลงบนกึ่งกลางของ plate และทำการ Spread plate รอประมาณ 4 วัน จากนั้นทำการ count colonies

2. ชนิดของแบคทีเรีย Denitrification bacteria ในระดับ Phylum และ Genus

1) สกัด DNA ของสไลด์ที่ซั้วแคโทด และที่แขวนลอยภายในถังปฏิกรณ์ด้วยชุดเครื่องมือ Nucleospin® DNA stool (Macherey-nagel, Germany)

2) ส่งแบคทีเรียที่สกัดเสร็จแล้วให้บริษัท Gibthai เพื่อวิเคราะห์ของชนิดแบคทีเรียในระดับจีโนม (Genus) ด้วยระบบ Illumina MiSeq system (การทำ PCR) และ QIIME program (ข้อมูลเชิงลึกในเชิงปริมาณเกี่ยวกับนิเวศวิทยาของจุลินทรีย์)

การคำนวณประสิทธิภาพ

ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนและไนเตรตของถังปฏิกรณ์แบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมีสามารถคำนวณได้จากเปอร์เซ็นต์การลดลงของไนโตรเจนในรูปต่าง ๆ ดังแสดงในสมการที่ 10 และ 11

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน (\%)} = \frac{A-(B+C)}{A} \times 100 \quad (10)$$

$$\text{ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต (\%)} = \frac{A-C}{A} \times 100 \quad (11)$$

โดยกำหนดให้ A = ความเข้มข้นของ $\text{NO}_3\text{-N}$ ในน้ำก่อนบำบัด (มิลลิกรัมต่อลิตร)

B = ความเข้มข้นของ $\text{NO}_2\text{-N}$ ในน้ำออก (มิลลิกรัมต่อลิตร)

C = ความเข้มข้นของ $\text{NO}_3\text{-N}$ ในน้ำออก (มิลลิกรัมต่อลิตร)

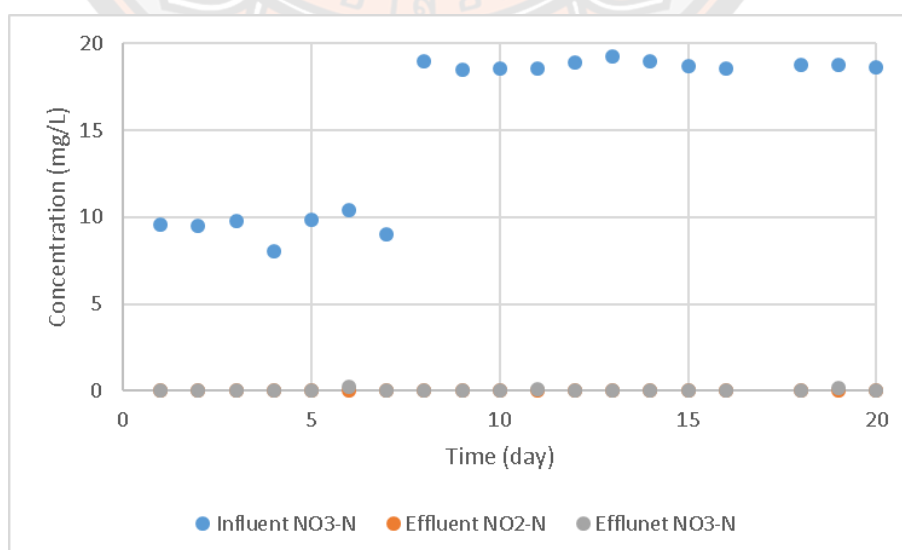
บทที่ 4

ผลการวิเคราะห์ข้อมูล

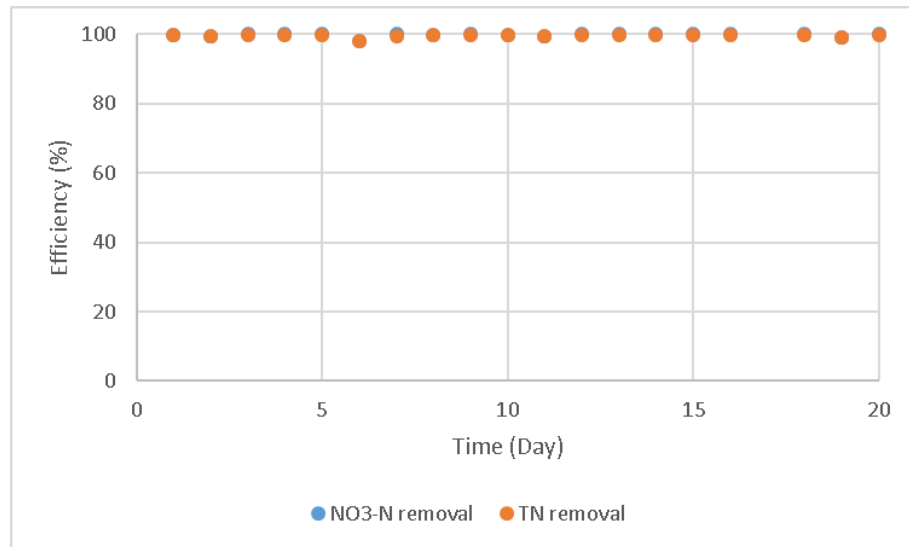
การคัดแยกสลัดจ์ (Acclimatization)

ในส่วนเริ่มแรกของการทดลอง ดำเนินการเก็บสลัดจ์ตั้งต้นจากระบบบำบัดน้ำเสียแบบตะกอนเร่ง (Activated sludge) ของโรงพยาบาลวังทอง จังหวัดพิษณุโลก ซึ่งในการทดลองนี้ต้องการใช้จุลินทรีย์ที่สามารถเจริญได้ในสภาวะไร้อากาศ จึงนำสลัดจ์ตั้งต้นมาเลี้ยงในถังปฏิกรณ์แบบไร้อากาศ เพื่อคัดแยกและเพิ่มจำนวนจุลินทรีย์กลุ่มดีไนตริไฟอิงที่สามารถสลายไนเตรตได้ โดยควบคุมค่าออกซิเจนละลายน้ำให้ < 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร และใช้น้ำสังเคราะห์ที่มีความเข้มข้นของไนเตรต 10 มิลลิกรัมต่อลิตร (C/N เท่ากับ 2) เพื่อให้จุลินทรีย์ปรับตัวในเริ่มแรกจากความเข้มข้นที่ต่ำก่อน จากนั้นเพิ่มความเข้มข้นของไนเตรตเป็น 20 มิลลิกรัมต่อลิตร (C/N เท่ากับ 2) โดยตลอดระยะเวลาการคัดแยก พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดอยู่ที่ประมาณ 99% ดังภาพ 20 และ 21 แสดงให้เห็นว่าสลัดจ์ตั้งต้นจากโรงพยาบาลวังทองมีจุลินทรีย์ที่สามารถกำจัดไนเตรตได้ และสามารถคัดแยกให้มีปริมาณมากพอที่สามารถกำจัดไนเตรตได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยการกำจัดไนเตรตที่เกิดขึ้นจะผ่านกระบวนการดีไนตริฟิเคชัน ดังสมการ 12

Heterotrophic denitrification

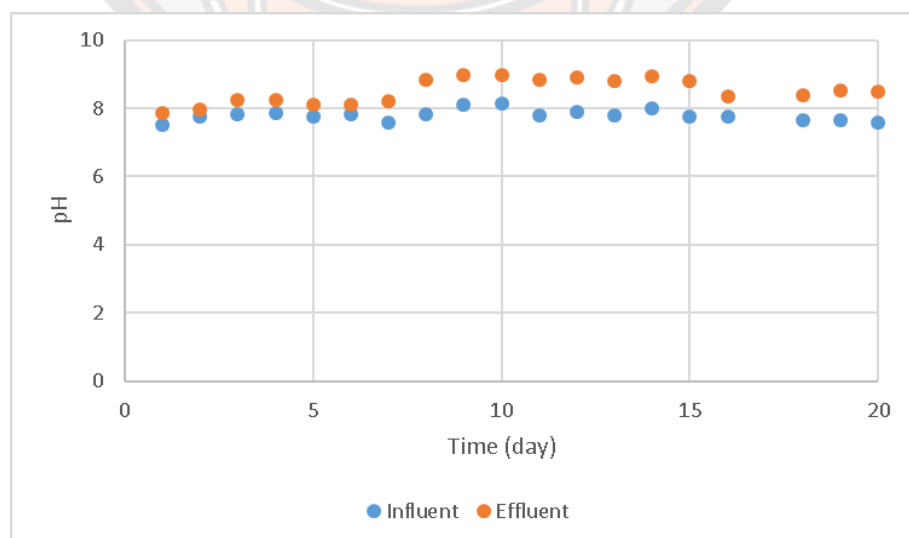


ภาพ 20 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดระหว่างการคัดแยก

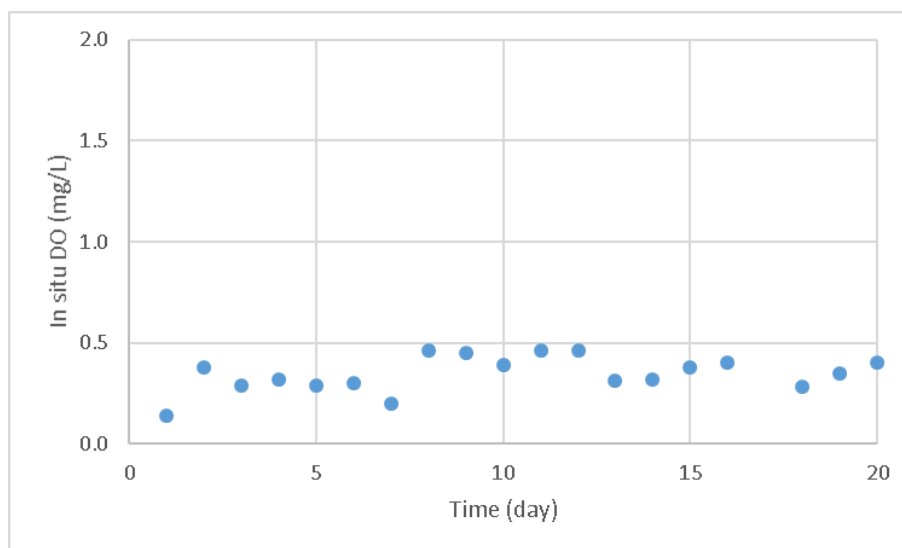


ภาพ 21 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดระหว่างการตัดแยก

การเปลี่ยนแปลงของค่าพีเอชในน้ำก่อนและน้ำหลังบำบัดสามารถยืนยันการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันได้เช่นเดียวกัน จากสมการ 12 เกิดการใช้ H^+ ในกระบวนการดีไนตริฟิเคชันส่งผลให้ค่าพีเอชของน้ำหลังบำบัดสูงขึ้น จากภาพ 22 หลังวันที่ 8 พบว่า ค่าพีเอชของน้ำหลังบำบัดประมาณ 8.7 ซึ่งสูงกว่าค่าพีเอชของน้ำก่อนบำบัดที่มีค่าประมาณ 7.8 อย่างเห็นได้ชัด นอกจากนี้ภาพ 23 แสดงค่าออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกรณ์ โดยมีค่าออกซิเจนละลาย < 0.5 มิลลิกรัมต่อลิตร ซึ่งมีค่าต่ำเพียงพอที่จะเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันที่ไม่ต้องการออกซิเจนได้



ภาพ 22 ค่าพีเอชของน้ำก่อนและน้ำหลังบำบัดระหว่างการตัดแยก



ภาพ 23 ค่าออกซิเจนละลายน้ำในถังปฏิกรณ์ระหว่างการตัดแยก

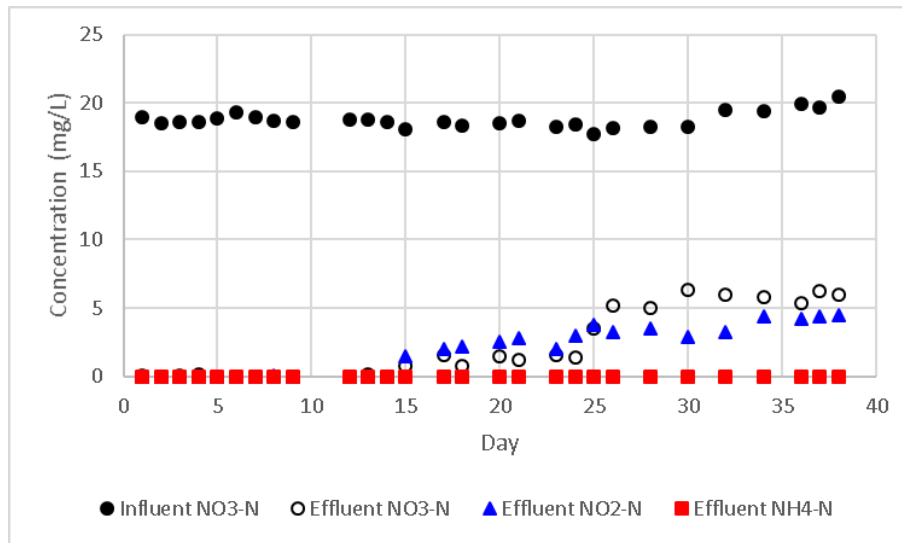
กระบวนการเฮเทอโรโทรฟิเคชันในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ (Bioreactor)

เนื่องจาก Bioreactor จะไม่มีการให้กระแสไฟฟ้า ดังนั้นกระบวนการกำจัดไนเตรตที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์นี้จะเป็นเฮเทอโรโทรฟิเคชัน (Heterotrophic denitrification) โดยจุลินทรีย์กลุ่มเฮเทอโรโทรฟ (Heterotroph) ที่อาศัยสารอินทรีย์คาร์บอนในสภาวะไร้อากาศ ดังแสดงในสมการที่ 12

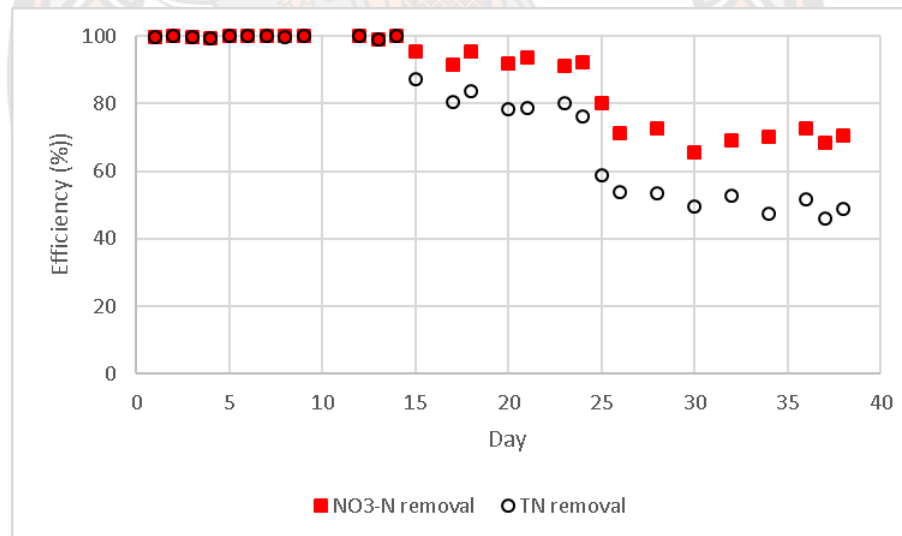
จากภาพ 25 เมื่อ C/N เท่ากับ 2 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดเป็น 99.9% และ 99.8% ตามลำดับ แสดงให้เห็นถึงการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ โดยไนเตรตจะถูกรีดิวซ์เป็นไนไตรต์และกลายเป็นก๊าซไนโตรเจน ตามลำดับ

เมื่อ C/N เท่ากับ 1.5 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตลดลงเหลือ 93.1% และประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนทั้งหมดลดลงเหลือ 80.7% เนื่องจากคาร์บอนที่มีอยู่ไม่เพียงพอต่อการเกิดกระบวนการดีไนตริฟิเคชันอย่างสมบูรณ์ โดยจุลินทรีย์จะเลือกใช้คาร์บอนที่มีอยู่จำกัดในการเปลี่ยนรูปไนเตรตเป็นไนไตรต์อันดับแรก ส่งผลให้เกิดไนไตรต์สะสมในน้ำหลังการบำบัด หรือที่เรียกว่า Partial denitrification ซึ่งสังเกตได้จากความเข้มข้นของไนไตรต์สูงกว่าไนเตรตในน้ำหลังบำบัดเป็น 2.3 และ 1.7 มิลลิกรัมต่อลิตร

เมื่อ C/N เท่ากับ 1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดลดลงเหลือ 67.4% และ 47.5% ตามลำดับ โดยความเข้มข้นของไนไตรต์และไนเตรตในน้ำหลังบำบัดเป็น 3.8 และ 6.3 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ดังภาพ 24



ภาพ 24 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ
ในการทดลองที่ 1



ภาพ 25 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ
ในการทดลองที่ 1

กลไกที่เกิดขึ้นในถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี (Bio-electrochemical reactor)

การทดลองที่ 1 ได้ดำเนินการปรับลด C/N ในน้ำสังเคราะห์จาก 2 ในวันที่ 1-14 เป็น 1.5 ในวันที่ 15-24 และ 1 ในวันที่ 25-39 โดยควบคุมกระแสไฟฟ้าที่ 10 มิลลิแอมแปร์ ตลอดการทดลอง

ถังปฏิกรณ์ Cu เป็นหนึ่งในถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี โดยใช้ลวดทองแดงเป็นขั้วแคโทด และแผ่นแกรไฟต์เป็นขั้วแอโนด จะเห็นได้ว่า เมื่อ C/N เท่ากับ 2 และ 1.5 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมด ประมาณ 97.4-94.5% และ 96.6-97.1% และเมื่อ C/N เท่ากับ 1 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดลดลงเหลือ 73.6% และ 53.8% ดังภาพ 26-27 จะเห็นได้ว่า ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์ Cu สูงกว่าถังปฏิกรณ์ชีวภาพ โดยเฉพาะที่ C/N ต่ำ ทั้งนี้เนื่องจากปฏิกิริยาไฟฟ้าเคมีที่เกิดขึ้นที่ขั้วไฟฟ้า ทำให้เกิดก๊าซไฮโดรเจน (H_2) จากปฏิกิริยาไฮโดรไลซิสที่ขั้วแคโทด (สมการ 13) และเกิดคาร์บอนไดออกไซด์ (CO_2) จากแกรไฟต์ออกซิเดชันที่ขั้วแอโนด (สมการ 17) ซึ่งก่อให้เกิดกระบวนการไฮโดรจีโนโทรฟิเคชันในตรินิ (Hydrogenotrophic denitrification) ในการสลายไนเตรตของจุลินทรีย์กลุ่มออโทโทรป (Autotroph) โดยใช้ H_2 และสารอนินทรีย์คาร์บอน เช่น CO_2 และ HCO_3^- ในสภาวะไร้อากาศ ดังสมการ 20

ดังนั้น การใช้ถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี เช่น ถังปฏิกรณ์ Cu ในการบำบัดน้ำปนเปื้อนไนเตรตที่มีคาร์บอนต่ำ กลไกการกำจัดไนเตรตที่เกิดขึ้น ก็คือ Heterotrophic denitrification ร่วมกับ Hydrogenotrophic denitrification ซึ่งส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนสูงขึ้น

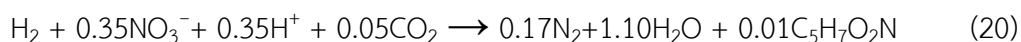
การเกิดปฏิกิริยาที่ขั้วลบ (Cathode)



การปฏิกิริยาที่ขั้วบวก (Anode)



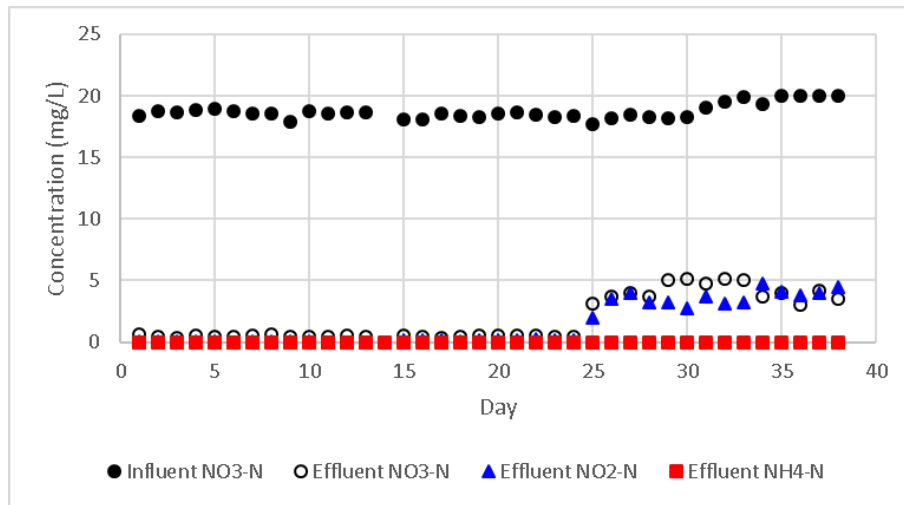
Hydrogenotrophic denitrification



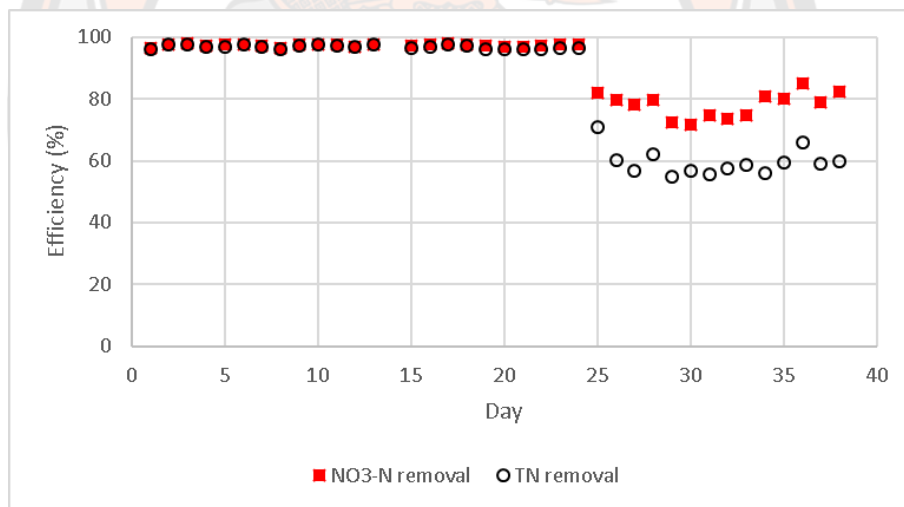
สำหรับถังปฏิกรณ์ SS พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดเป็น 96.8-97.9% ที่ C/N เท่ากับ 2 และ 1.5 เช่นเดียวกับถังปฏิกรณ์ Cu และลดลงเหลือ 72.6% และ 52.6% ที่ C/N เท่ากับ 1 ดังภาพ 28-29 จะเห็นได้ว่า ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์ SS สูงกว่าถังปฏิกรณ์ชีวภาพ เนื่องจากกระบวนการร่วมของ Heterotrophic denitrification และ Hydrogenotrophic denitrification อย่างไรก็ตาม ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนของถังปฏิกรณ์ SS จะต่ำกว่าถังปฏิกรณ์ Cu เล็กน้อย ทั้งนี้เนื่องจากความสามารถในการรับอิเล็กตรอนของลวดทองแดงและลวดสแตนเลส (Reduction potential; E^0) โดยลวดทองแดงสามารถรับอิเล็กตรอนได้ดีกว่า จึงทำให้สามารถผลิต H_2 และ CO_2 ได้มากกว่า ส่งผลให้เกิด Hydrogenotrophic denitrification ได้มากกว่า

นอกจากนี้ เมื่อ C/N เท่ากับ 1 ความเข้มข้นของไนเตรตและไนเตรตในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ Cu ประมาณ 3.8 และ 5.0 มิลลิกรัมต่อลิตร ขณะที่ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ SS จะมีปริมาณไนเตรตและไนเตรตเท่ากับ 2.8 และ 6.3 มิลลิกรัมต่อลิตร พบไนเตรตคงเหลือเป็นส่วนมาก ดังภาพ 26 และ 28 ตามลำดับ

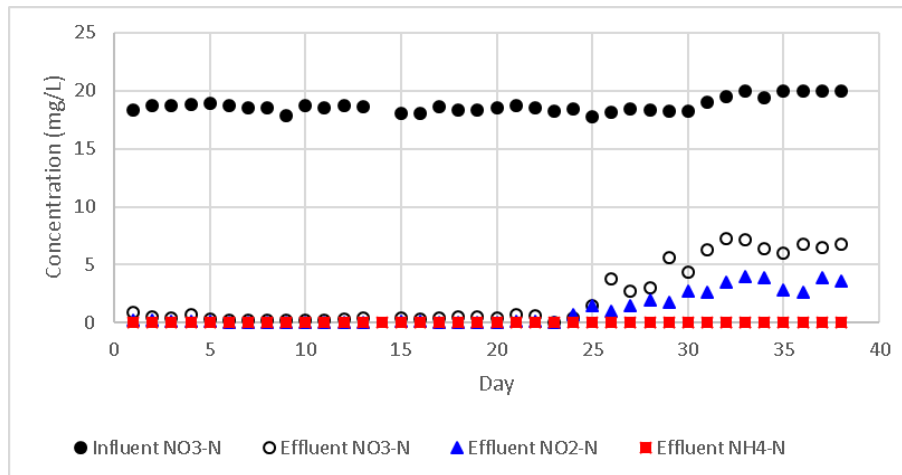
ประสิทธิภาพการดีไนตริฟิเคชันของถังปฏิกรณ์ Cu และ SS ลดลงอย่างรวดเร็วในช่วงวันที่ 25-30 โดยเฉพาะถังปฏิกรณ์ SS ที่มีประสิทธิภาพการกำจัดใกล้เคียงกับถังปฏิกรณ์ชีวภาพ สมมติฐานที่สำคัญคือ H_2 ที่ละลายน้ำ ไม่เพียงพอที่จะส่งเสริมประสิทธิภาพของกระบวนการ Hydrogenotrophic denitrification ดังนั้นกระแสที่เพิ่มขึ้นจึงถูกนำไปใช้กับถังปฏิกรณ์ Cu และ SS ในขั้นตอนการทดลองถัดไป



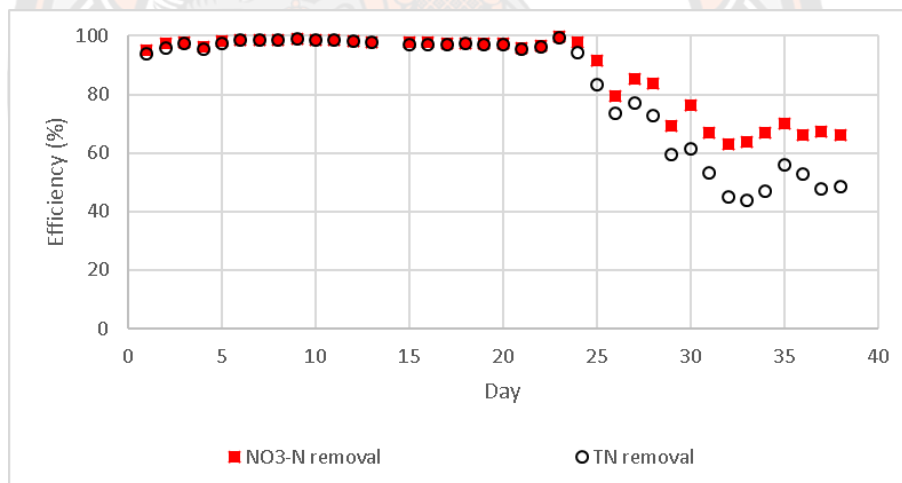
ภาพ 26 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ Cu ในการทดลองที่ 1



ภาพ 27 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ Cu ในการทดลองที่ 1



ภาพ 28 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ SS ในการทดลองที่ 1

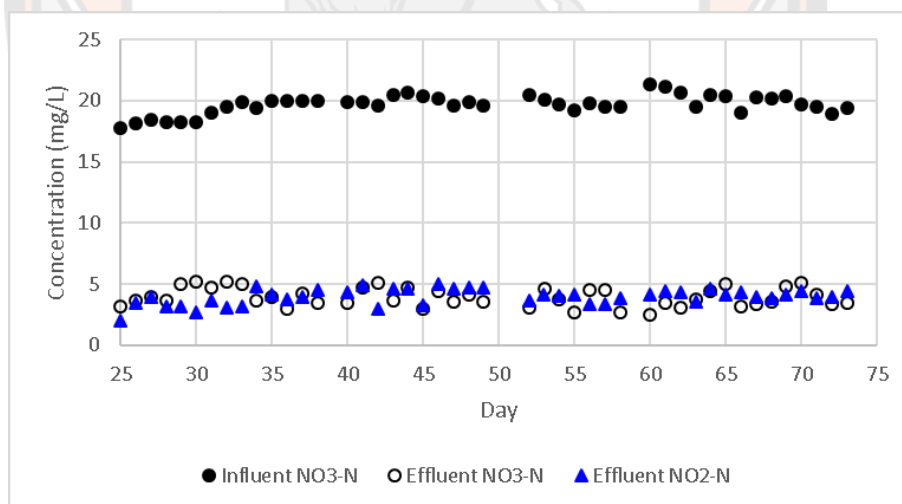


ภาพ 29 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ SS ในการทดลองที่ 1

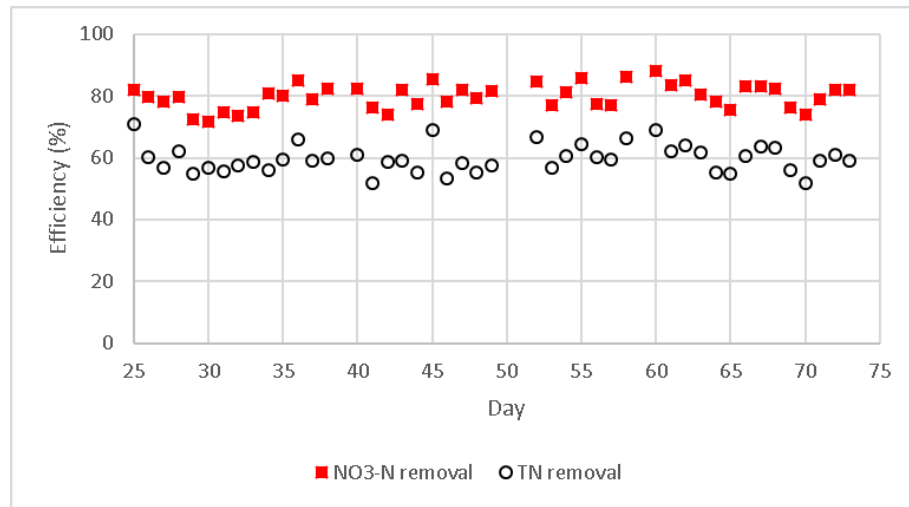
ผลของกระแสไฟฟ้าและการเกิดตะกอนต่อถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี

การทดลองที่ 2 ได้ดำเนินการ โดยปรับกระแสไฟฟ้าจาก 10 มิลลิแอมแปร์ ในวันที่ 25-39 เป็น 20 มิลลิแอมแปร์ ในวันที่ 40-59 และ 30 มิลลิแอมแปร์ ในวันที่ 60-73 โดยควบคุม C/N เท่ากับ 1 ตลอดการทดลอง

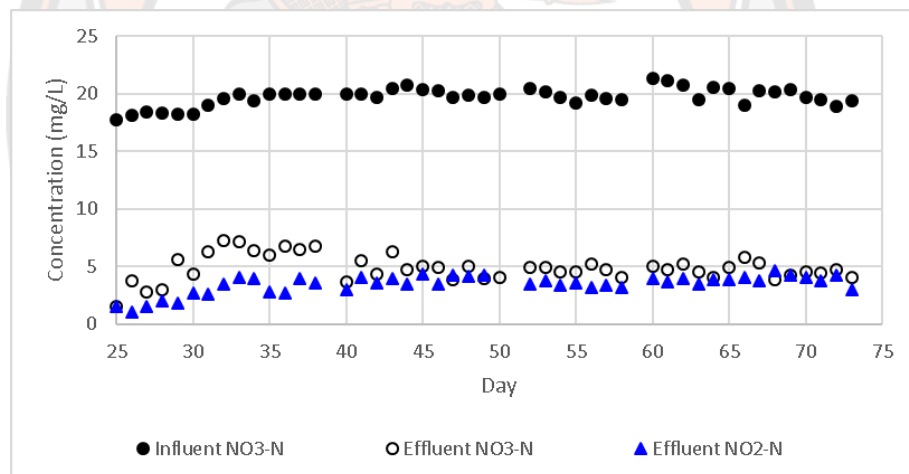
สำหรับถังปฏิกรณ์ Cu ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดเพิ่มจาก 73.7% และ 53.8% ที่กระแสไฟฟ้า 10 มิลลิแอมแปร์ เป็น 80.5-80.9% และ 59.7-60.1% ที่กระแสไฟฟ้า 20 และ 30 มิลลิแอมแปร์ ดังภาพ 30-31 ทั้งนี้ที่กระแสไฟฟ้าสูงสุด พบไนเตรตในน้ำหลังบำบัด 4.2 มิลลิกรัมต่อลิตร มากกว่าไนเตรตในน้ำหลังบำบัด 3.8 มิลลิกรัมต่อลิตร สำหรับถังปฏิกรณ์ SS ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดเพิ่มจาก 67.2% และ 52.6% ที่กระแสไฟฟ้า 10 มิลลิแอมแปร์ เป็น 76.4-76.7% และ 57.4-59.9% ที่กระแสไฟฟ้า 20 และ 30 มิลลิแอมแปร์ และพบการสะสมของไนเตรตมากขึ้นกว่าการทดลองที่ 1 (ไนเตรต 3.8 มิลลิกรัมต่อลิตร และไนเตรต 5.0 มิลลิกรัมต่อลิตร) ดังภาพ 32-33 อย่างไรก็ตาม การเพิ่มขึ้นของประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนไม่สอดคล้องตามการเพิ่มขึ้นของปริมาณกระแสไฟฟ้า ดังนั้น จึงนำข้อจำกัดของถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมไฟฟ้าเคมีไปวิเคราะห์เพื่อปรับปรุงประสิทธิภาพของระบบต่อไป



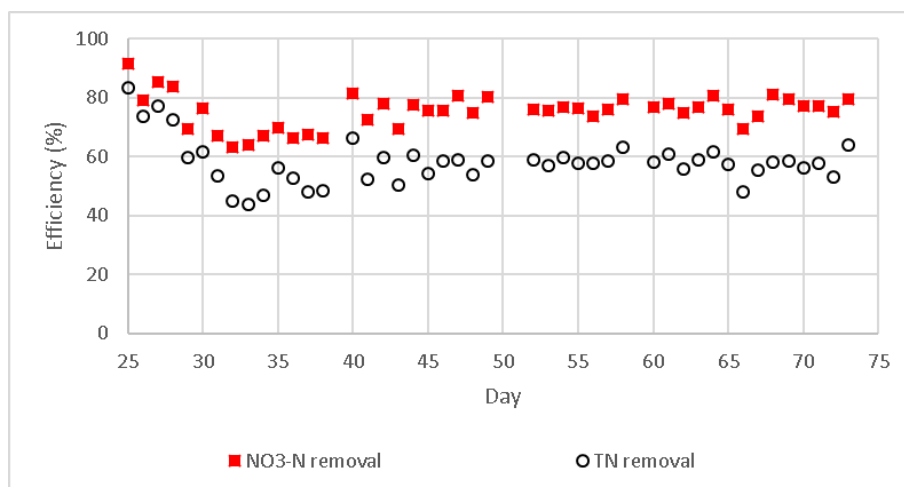
ภาพ 30 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ Cu ในการทดลองที่ 2



ภาพ 31 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ Cu ในการทดลองที่ 2

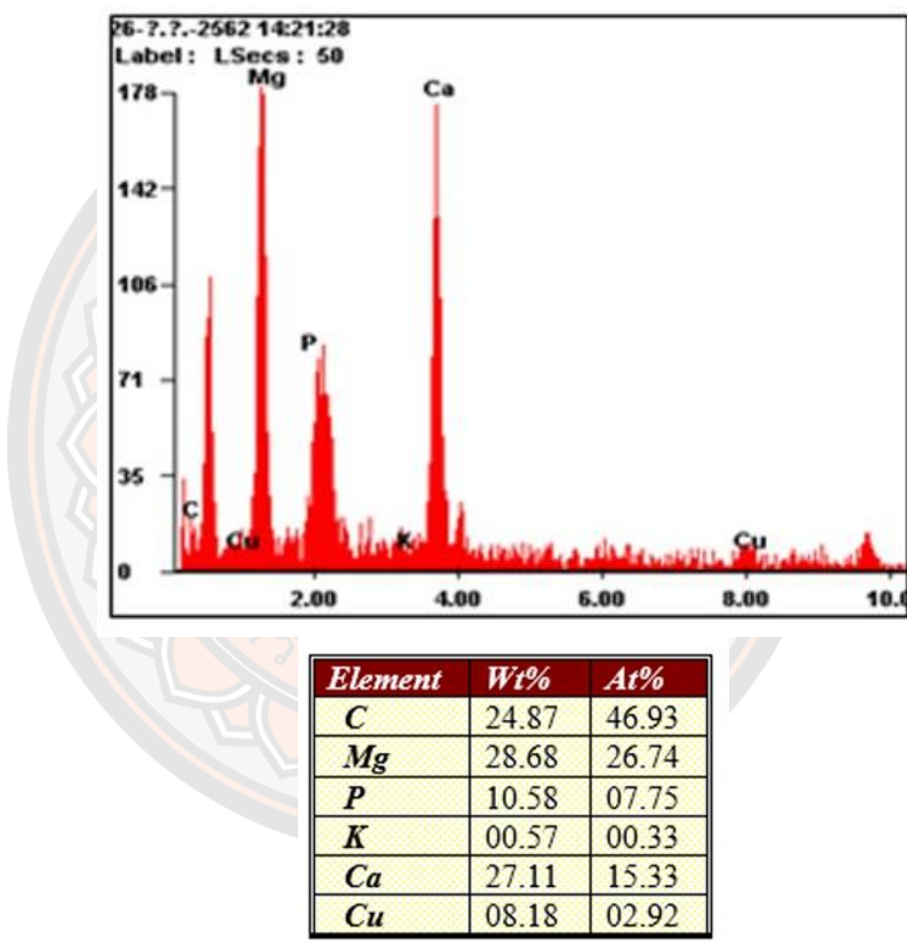
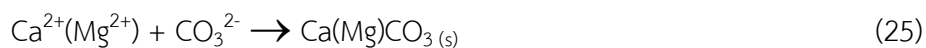


ภาพ 32 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ SS ในการทดลองที่ 2

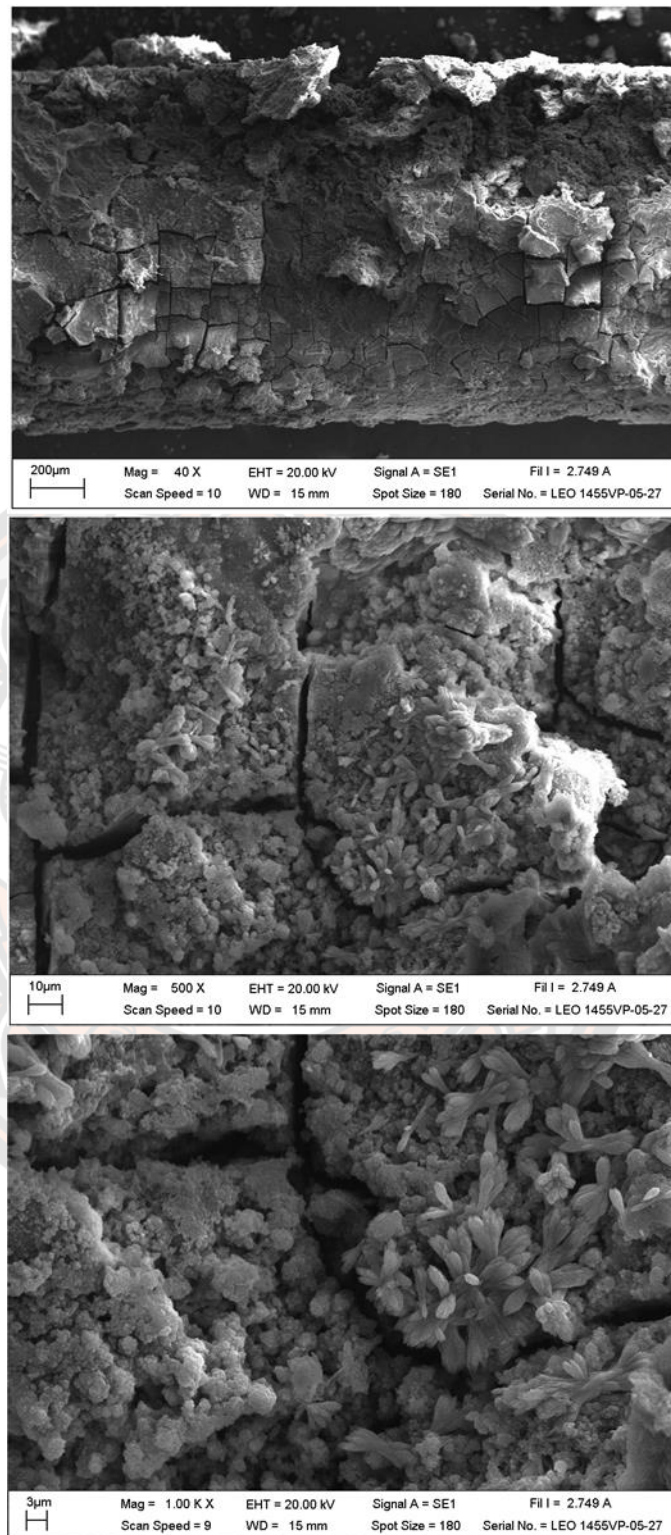


ภาพ 33 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ SS ในการทดลองที่ 2

เนื่องจากถังปฏิกรณ์ Cu ให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนดีกว่าถังปฏิกรณ์ SS จึงนำชีวแคโทดที่มีจุลินทรีย์ปกคลุมอยู่ในลักษณะของฟิล์มชีวภาพ (Biofilm) ของถังปฏิกรณ์ Cu ไปวิเคราะห์พื้นผิวและธาตุที่เป็นองค์ประกอบด้วยเทคนิค SEM-EDS แสดงดังภาพ 34-35 จากค่าเฉลี่ย 3 จุด พบปริมาณธาตุเป็นองค์ประกอบ (% โดยน้ำหนัก) ดังนี้ C 28 wt.%, Mg 27 wt.%, P 9 wt.%, K 0.5 wt.%, Ca 28 wt.% และ Cu 7.5 wt.% โดยธาตุ C แสดงถึงจุลินทรีย์ที่ปกคลุมอยู่ ธาตุ Cu แสดงถึงลวดทองแดงที่ใช้เป็นขั้วไฟฟ้า นอกจากนี้ธาตุ P และ K ที่พบมาจากสารเคมี KH_2PO_4 ที่ใช้ในการเตรียมน้ำสังเคราะห์ไนเตรต ส่วนธาตุ Mg และ Ca น่าจะเป็นตะกอนที่เกาะบนผิวขั้วแคโทด อันเกิดจากปฏิกิริยารีดักชันของความกระด้างของน้ำ เนื่องจากน้ำประปาที่ใช้ในการเตรียมน้ำสังเคราะห์ปนเปื้อนไนเตรตมีความกระด้าง ประมาณ 100 มิลลิกรัมต่อลิตร ทั้งนี้ CO_2 ที่เกิดจากการออกซิเดชันของแกรไฟต์สามารถเปลี่ยนอยู่ในรูปของ HCO_3^- และ CO_3^{2-} ดังสมการที่ 21-22 ส่วนตะกอนที่เกิดขึ้นจะอยู่ในรูปของ CaCO_3 , MgCO_3 และ Ca(Mg)CO_3 ดังสมการ 23-25 ทั้งนี้ตะกอนที่เกิดขึ้นบนขั้วแคโทดส่งผลต่อการแพร่กระจายที่ลดลงของ H_2 จากขั้วแคโทดผ่านชั้นไบโอฟิล์ม และออกสู่สารละลายในถังปฏิกรณ์ที่มีจุลินทรีย์แขวนลอยอยู่ โดยเฉพาะอย่างยิ่งกระบวนการ Hydrogenotrophic denitrification ดังนั้น อาจกล่าวได้ว่า สาเหตุหลักของการเพิ่มขึ้นของประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนเพียงเล็กน้อยที่กระแสไฟฟ้า 20 และ 30 มิลลิแอมแปร์ มาจากตะกอนบนลวดทองแดงและลวดสแตนเลส ในทางปฏิบัติ จึงควรพิจารณาค่าความกระด้างและไอออนต่าง ๆ ในน้ำที่ต้องการบำบัดด้วย ซึ่งจะส่งผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจนโดยรวมถึงการซ่อมบำรุงระบบด้วย เช่น การเปลี่ยนขั้วไฟฟ้า เป็นต้น



ภาพ 34 การวิเคราะห์ธาตุที่เป็นองค์ประกอบด้วยเทคนิค EDS ที่ข้าวแคโทด (ลาวทองแดง)



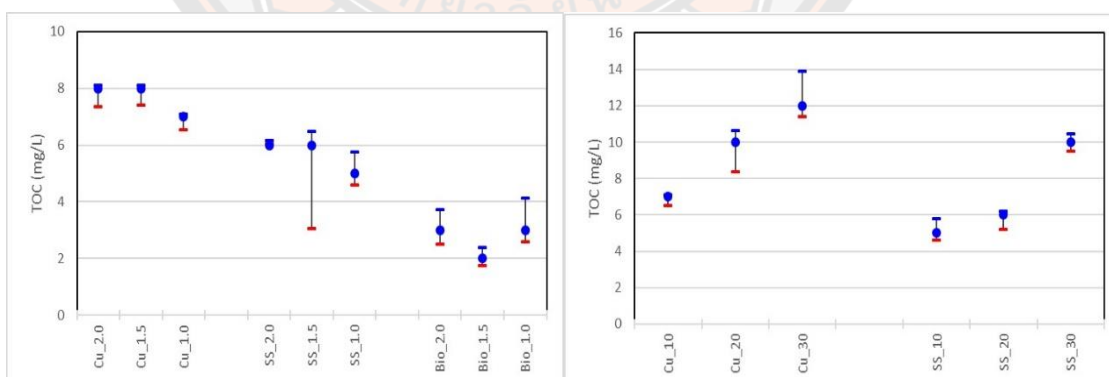
ภาพ 35 การวิเคราะห์พื้นผิวด้วยเทคนิค SEM ที่ซัวแคโทด (ลวดทองแดง)

การใช้สารอินทรีย์คาร์บอนในถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี

นำน้ำหลังบำบัดด้วยถังปฏิกรณ์ Cu, SS และถังปฏิกรณ์ชีวภาพไปวิเคราะห์ปริมาณสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (TOC) และสารอินทรีย์คาร์บอนทั้งหมด (TIC)

จากภาพ 36 พบว่า ในการทดลองที่ 1 น้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ Cu ในทุก ๆ สัปดาห์ C/N มีค่า TOC สูงสุด รองลงมาเป็นถังปฏิกรณ์ SS และถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ตามลำดับ ทั้งนี้ สารอินทรีย์คาร์บอนจะถูกใช้ผ่านกระบวนการ Heterotrophic denitrification เป็นสำคัญ และเมื่อคำนวณค่าการใช้ TOC ในรูปของมิลลิกรัม-C ที่ใช้ต่อมิลลิกรัม-N ที่ถูกกำจัด (ดังตาราง 7) พบว่าค่าการใช้ TOC ประมาณ 1.7-1.9 ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ อย่างไรก็ตาม ค่าการใช้ TOC ลดลงในถังปฏิกรณ์ Cu และ SS ที่มีการให้กระแสไฟฟ้า เพราะเกิดกระบวนการ Hydrogenotrophic denitrification ร่วมกับ Heterotrophic denitrification ทำให้ความต้องการใช้สารอินทรีย์คาร์บอนลดลง อย่างไรก็ตาม สาเหตุสำคัญที่ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตลดลงในช่วงท้ายของการทดลองที่ 1 (C/N เท่ากับ 1) คือ การเกิดตะกอนทางเคมี เช่น CaCO_3 , MgCO_3 และ $\text{Ca}(\text{Mg})\text{CO}_3$ และสะสมบนผิวของขั้วแคโทด ทำให้การซึมผ่านของ H_2 จากขั้วไฟฟ้าสู่สารละลายลดลง

ในการทดลองที่ 2 เมื่อปรับกระแสไฟฟ้าเพิ่มขึ้นในถังปฏิกรณ์ Cu และ SS พบว่า TOC ในน้ำหลังบำบัดเพิ่มสูงขึ้นตามการเพิ่มของกระแสไฟฟ้า ทั้งนี้ค่าการใช้ TOC จะลดลงเป็น 0.7-0.9 เนื่องจากการเพิ่มประสิทธิภาพของกระบวนการ Hydrogenotrophic denitrification ขณะเดียวกัน CO_2 ที่เกิดมากขึ้นจากปฏิกิริยาออกซิเดชันของแกรไฟต์ที่ขั้วแอโนด ส่งผลให้ค่าการเกิด TIC สูงขึ้นตามการเพิ่มของกระแสไฟฟ้า



ภาพ 36 ค่าต่ำสุด สูงสุด และค่าเฉลี่ยของปริมาณ TOC ในน้ำหลังบำบัด (TOC ในน้ำเสียสังเคราะห์; C/N 2.0 = 40 มิลลิกรัมต่อลิตร, C/N 1.5 = 30 มิลลิกรัมต่อลิตร และ C/N 1.0 = 20 มิลลิกรัมต่อลิตร)

ตาราง 7 อัตราการใช้อินทรีย์คาร์บอนและการเกิดอนินทรีย์คาร์บอนที่เงื่อนไขต่าง ๆ

ตั้งปฏิกรณ์	กระแสไฟฟ้า (มิลลิแอมแปร์)	C/N 2.0			C/N 1.5			C/N 1.0		
		การใช้ TOC (มก-TOC/มก-N)	การเกิด IC (มก-IC/มก-N)	การใช้ TOC (มก-TOC/มก-N)	การเกิด IC (มก-IC/มก-N)	การใช้ TOC (มก-TOC/มก-N)	การเกิด IC (มก-IC/มก-N)	การใช้ TOC (มก-TOC/มก-N)	การเกิด IC (มก-IC/มก-N)	
	10	1.65	1.65	1.13	1.39	1.20	1.30			
Cu	20	-	-	-	-	0.83	1.08			
	30	-	-	-	-	0.67	1.08			
	10	1.73	1.68	1.24	1.29	1.42	1.32			
SS	20	-	-	-	-	1.21	1.38			
	30	-	-	-	-	0.88	1.40			
ชีวภาพ	10	1.85	1.55	1.73	1.60	1.70	1.50			

การวิเคราะห์จุลินทรีย์

ระหว่างทำการทดลองในถังปฏิกรณ์ Cu และ SS จุลินทรีย์ตั้งต้นได้พัฒนาเป็นไบโอฟิล์ม (Biofilm) เกาะบนขั้วแคโทด และจุลินทรีย์บางส่วนแขวนลอยอยู่ในถังปฏิกรณ์ ในขั้นตอนนี้จึงเป็นการวิเคราะห์ปริมาณแบคทีเรียกลุ่ม Autotroph และ Heterotroph ของทั้ง 2 ถังปฏิกรณ์ โดย Hydrogenotrophic denitrification จัดอยู่ในแบคทีเรียกลุ่ม Autotroph ด้วย

จากตาราง 8 พบว่า จำนวนโคโลนีของ Autotrophic denitrifying bacteria ในไบโอฟิล์ม มีค่าเท่ากับ 6.7×10^6 CFU/มิลลิลิตร ในถังปฏิกรณ์ Cu และ 7.7×10^5 CFU/มิลลิลิตร ในถังปฏิกรณ์ SS ซึ่งสูงกว่าจำนวนโคโลนีของ Heterotrophic denitrifying bacteria ขณะเดียวกัน จำนวนโคโลนีของ Autotrophic denitrifying bacteria ในไบโอฟิล์มก็มีค่าสูงกว่าในจุลินทรีย์แขวนลอยของทั้ง 2 ถังปฏิกรณ์เช่นเดียวกัน แสดงให้เห็นว่า การกำจัดไนเตรตด้วยกระบวนการ Hydrogenotrophic denitrification จะเกิดขึ้นที่ชั้นไบโอฟิล์มเป็นสำคัญ ขณะที่การกำจัดไนเตรตด้วยกระบวนการ Heterotrophic denitrification จะเกิดขึ้นโดยจุลินทรีย์ที่แขวนลอยในถังปฏิกรณ์ ทั้งนี้สามารถอธิบายเพิ่มเติมได้ว่า H_2 ที่สร้างขึ้นที่ขั้วแคโทดจะถูกใช้โดย Hydrogenotrophic denitrifying bacteria ในไบโอฟิล์ม ส่วนที่เหลือของ H_2 จะแพร่กระจายสู่สารละลาย ร่วมกับตะกอนที่เกิดขึ้นที่ขั้วแคโทดส่งผลให้การแพร่กระจายของ H_2 สู่สารละลายลดลงด้วย

หากเปรียบเทียบระหว่าง 2 ถังปฏิกรณ์ พบว่า จำนวนโคโลนีของทั้ง Autotrophic denitrifying bacteria และ Heterotrophic denitrifying bacteria ของถังปฏิกรณ์ Cu สูงกว่าถังปฏิกรณ์ SS ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตโดยรวมของถังปฏิกรณ์ Cu ดีกว่าถังปฏิกรณ์ SS จากการวิเคราะห์จุลินทรีย์ในการทดลองนี้ แสดงให้เห็นถึงการทำงานร่วมกันของ Hydrogenotroph และ Heterotroph ในถังปฏิกรณ์ Cu และ SS เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตในสถานะที่มีสารอินทรีย์คาร์บอนจำกัด

ตาราง 8 จำนวนแบคทีเรีย Autotrophic and Heterotrophic denitrifying bacteria

ตัวอย่าง	Autotrophic denitrifying bacteria			Heterotrophic denitrifying bacteria		
	การเจือจาง	จำนวนโคโลนี เฉลี่ย (CFU)	CFU/มล	การเจือจาง	จำนวนโคโลนี เฉลี่ย (CFU)	CFU/มล
ถังปฏิกรณ์ Cu - ไปโอฟิล์ม	10^{-4}	66	6.7×10^6	10^{-4}	52	5.2×10^6
ถังปฏิกรณ์ Cu - จุดินทรีย์แขวนลอย	10^{-3}	138	1.4×10^6	10^{-3}	88	8.8×10^5
ถังปฏิกรณ์ SS - ไปโอฟิล์ม	10^{-3}	77	7.7×10^5	10^{-3}	67	6.7×10^5
ถังปฏิกรณ์ SS - จุดินทรีย์แขวนลอย	10^{-2}	157	1.6×10^5	10^{-2}	211	2.1×10^5

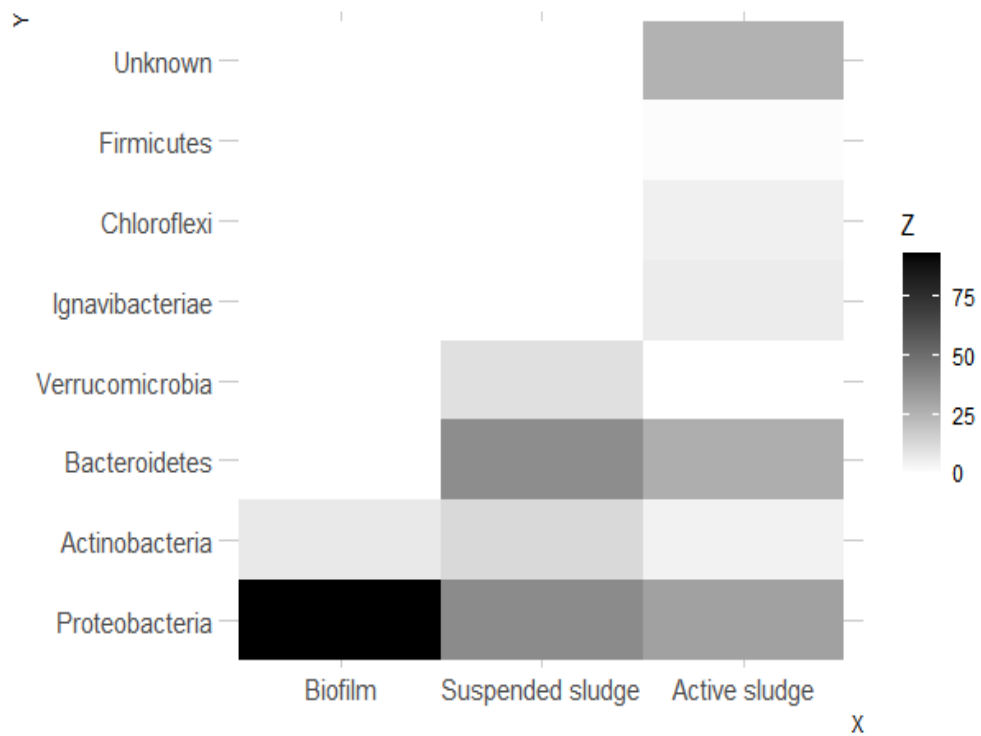
เมื่อนำตัวอย่างจุลินทรีย์ของถังปฏิกรณ์ Cu ทั้งไบโอฟิล์มและที่แขวนลอยไปวิเคราะห์ในระดับไฟลัม (Phylum) และจีนัส (Genus) ด้วยเทคนิค 16S rDNA gene amplicon sequencing และเปรียบเทียบกับความหลากหลายของจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ (Active sludge) ผลการวิเคราะห์แสดงดังภาพ 37-38

ในระดับไฟลัม แบคทีเรียในไบโอฟิล์มประกอบด้วย 2 ไฟลัมหลัก คือ Proteobacteria และ Actinobacteria ขณะที่แบคทีเรียที่แขวนลอยจะมีความหลากหลายมากกว่า ได้แก่ Bacteroidetes, Proteobacteria, Actinobacteria และ Verrucomicrobia และความหลากหลายสูงสุด พบในแบคทีเรียของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ทั้งนี้หลายแบคทีเรียไฟลัมที่ได้รับการยืนยันว่าเป็น Heterotroph และมีบทบาทสำคัญในการกำจัดไนโตรเจน ภายใต้สภาวะที่ใช้อากาศและไม่ใช้อากาศ เช่น Proteobacteria, Firmicutes, Bacteroidetes, Chloroflexi Acidobacteria, Actinobacteria และ Gemmatimonadetes (Gao et al., 2020) ที่สำคัญอย่างยิ่ง แบคทีเรียกลุ่มนี้สามารถพบได้ทั่วไปในสภาพแวดล้อมต่าง ๆ เช่น ดิน แม่น้ำ ตะกอน และสลัดจ์ในระบบบำบัดน้ำเสีย (Rajta, Bhatia, Setia, & Pathania, 2019) ซึ่งเป็นแหล่งที่มาของสลัดจ์ตั้งต้นในการวิจัยครั้งนี้

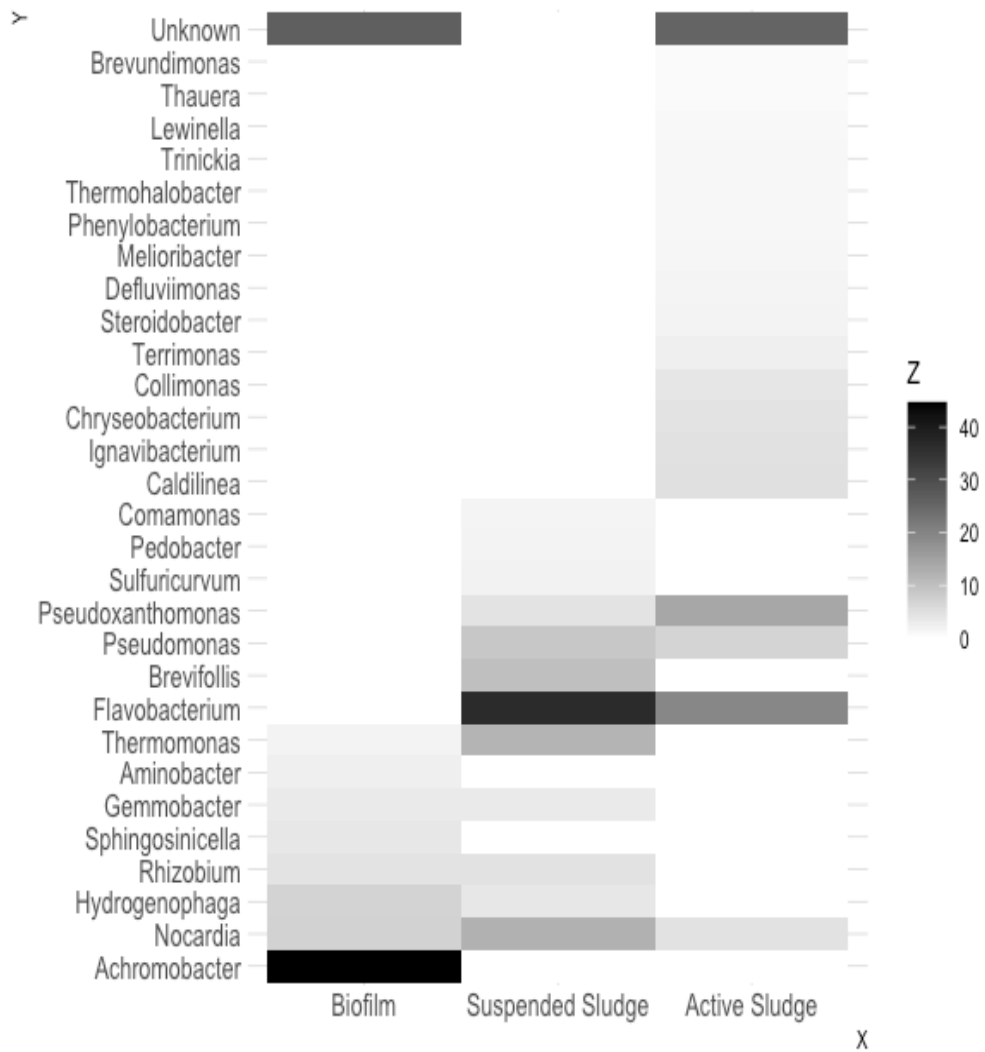
ในระดับจีนัส พบแบคทีเรีย *Hydrogenophaga*, *Thermomonas*, *Gemmobacter* และ *Nocardia* ทั้งในไบโอฟิล์มและที่แขวนลอยของถังปฏิกรณ์ Cu โดยมี *Hydrogenophaga* 6.7% ในไบโอฟิล์ม และ 3.5% ในจุลินทรีย์แขวนลอย จากการศึกษาของงานวิจัยอื่น ๆ พบ *Hydrogenophaga* ในระบบ Hydrogen-driven denitrification (Eamrat et al., 2020; Liu, Huang, Bao, Tang, & Fang, 2020; Xing et al., 2018) สำหรับ *Thermomonas* 1.9% ในไบโอฟิล์ม และ 11.9% ในจุลินทรีย์แขวนลอย พบว่าแบคทีเรียนี้เกี่ยวข้องกับ Heterotrophic denitrification จากการพบจำนวนแบคทีเรียที่เพิ่มขึ้นตามการเพิ่มของสารอินทรีย์คาร์บอนในน้ำ (Xing et al., 2018) ส่วน *Nocardia* เป็นแบคทีเรียที่ออกซิโดไซโตรเจน สามารถในการใช้ H_2 ในฐานะผู้ให้อิเล็กตรอน โดยมี O_2 เป็นตัวรับอิเล็กตรอน และเพื่อตรึง CO_2 (Aragno & Schlegel, 1981)

สำหรับแบคทีเรียในระดับจีนัสที่พบปริมาณมากที่สุด คือ *Archromobacter* 44.7% ในไบโอฟิล์ม และไม่พบในตัวอย่างจุลินทรีย์อื่น ๆ ทั้งนี้พบการทำงานของ denitrifying เช่น ไนเตรตรีดักเทส (*nirS*), ไนตริกออกไซด์รีดักเทส (*qnorB*) และไนตัสออกไซด์รีดักเทส (*nosZ*) ในแบคทีเรียกลุ่มนี้ ซึ่งมีความสามารถในการดีไนตริฟิเคชัน และทนต่อออกซิเจน (Velusamy & Krishnani, 2013) ส่วน *Flavobacterium* 33.0% พบมากสุดในจุลินทรีย์แขวนลอย และ 17.4% ในจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ แบคทีเรียกลุ่มนี้มีส่วนช่วยในการสร้างตะกอนให้จับเป็นก้อน และผลิตไนโตรเจนในกระบวนการ Partial denitrification (Cao, Du, Zhang, & Peng, 2019)

จากผลการวิเคราะห์นี้ยืนยัน ปฏิสัมพันธ์ร่วมกันระหว่างแบคทีเรีย Hydrogenotroph และ Heterotroph ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพของการกำจัดไนเตรต



ภาพ 37 กลุ่มจุลินทรีย์ในระดับไฟลัม (Phylum) ของตัวอย่างต่าง ๆ; ไบโอฟิล์มบนลวดทองแดง, จุลินทรีย์แขวนลอยในถังปฏิกรณ์ Cu และจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

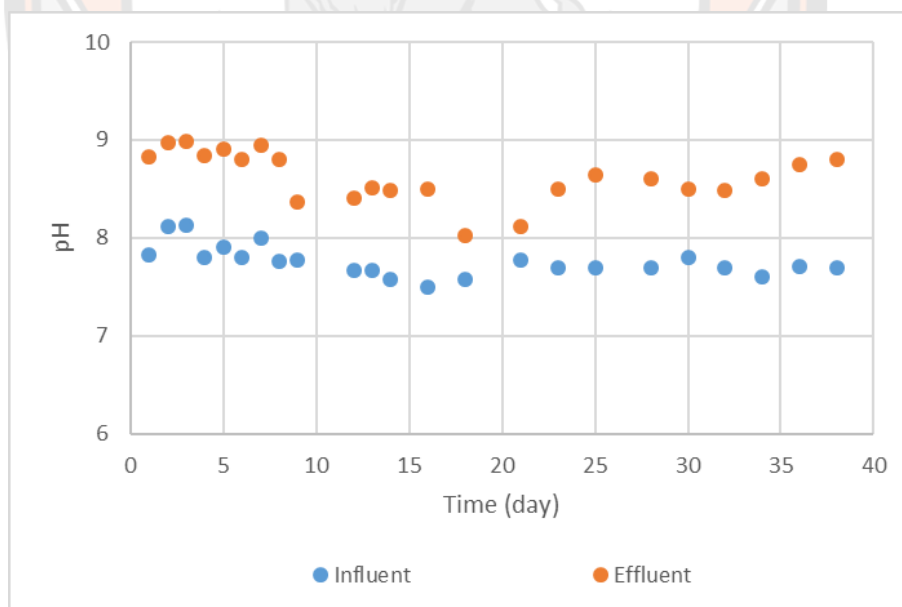


ภาพ 38 กลุ่มจุลินทรีย์ในระดับจีแนส (Genus) ของตัวอย่างต่าง ๆ; ไบโอฟิล์มบนลวดทองแดง, จุลินทรีย์แขวนลอยในถังปฏิกรณ์ Cu และจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ

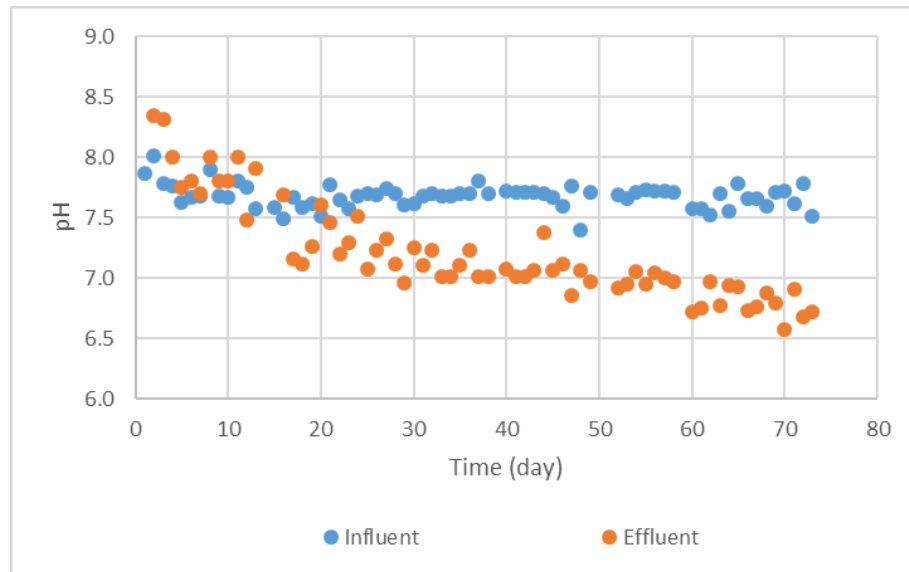
การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชของถังปฏิกรณ์ชีวภาพและถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี

ภาพ 39-40 แสดงการเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชในน้ำก่อนและหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ ถังปฏิกรณ์ Cu และ SS จะเห็นได้ว่า ถังปฏิกรณ์ชีวภาพที่กำจัดไนเตรตผ่านกระบวนการ Heterotrophic denitrification เพียงอย่างเดียว ค่าพีเอชในน้ำหลังบำบัดจะสูงกว่าในน้ำก่อนบำบัด สอดคล้องตามสมการ 12

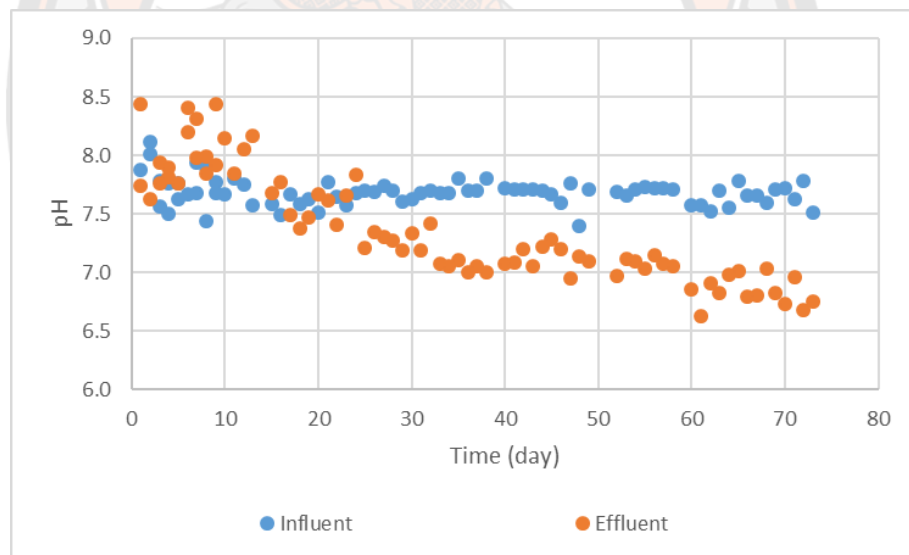
สำหรับถังปฏิกรณ์ Cu และ SS ที่กำจัดไนเตรตผ่านกระบวนการ Hydrogenotrophic denitrification และ Heterotrophic denitrification พบว่า ค่าพีเอชมีการเปลี่ยนแปลงที่แตกต่างไป โดยในวันที่ 1-14 ค่าพีเอชในน้ำหลังบำบัดจะมีค่าสูงกว่าน้ำก่อนบำบัดเล็กน้อย และในวันที่ 15-39 ค่าพีเอชในน้ำหลังบำบัดลดลงอย่างต่อเนื่อง และต่ำกว่าน้ำก่อนบำบัด ทั้งนี้เนื่องจากสัดส่วน C/N ที่ลดลงเหลือ 1.0 และ 0.5 ส่งผลให้กระบวนการ Heterotrophic denitrification ถูกยับยั้ง และกระบวนการ Hydrogenotrophic denitrification มีบทบาทในการกำจัดไนเตรตมากขึ้น ขณะเดียวกัน เมื่อกระแสไฟฟ้าเพิ่มขึ้นเป็น 20 และ 30 มิลลิแอมแปร์ ส่งผลให้เกิดปฏิกิริยาแกรไฟต์ ออกซิเดชันสูงขึ้น ดังสมการที่ 20 และจากปฏิกิริยานี้จะเห็นได้ว่า เกิด CO_2 และ H^+ เพิ่มขึ้น ซึ่งส่งผลโดยตรงต่อการลดลงของค่าพีเอชของน้ำหลังบำบัด โดยเฉพาะอย่างยิ่งในวันที่ 40-72



ภาพ 39 ค่าพีเอชในน้ำก่อนและหลังบำบัดระหว่างการทดลองที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ



ภาพ 40 ค่าพีเอชในน้ำก่อนและหลังบำบัดระหว่างการทดลองที่ 1 และ 2 ของถังปฏิกรณ์ Cu

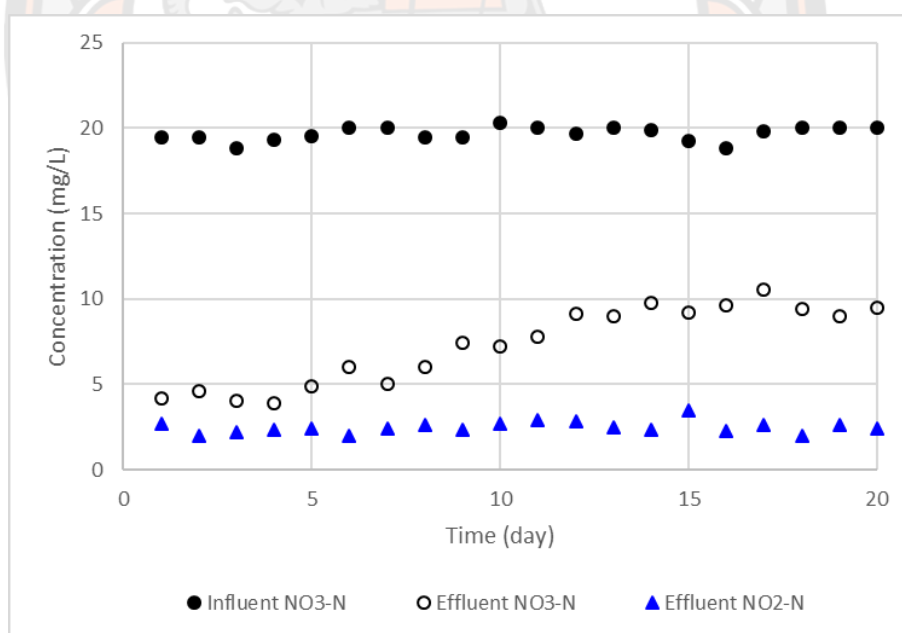


ภาพ 41 ค่าพีเอชในน้ำก่อนและหลังบำบัดระหว่างการทดลองที่ 1 และ 2 ของถังปฏิกรณ์ SS

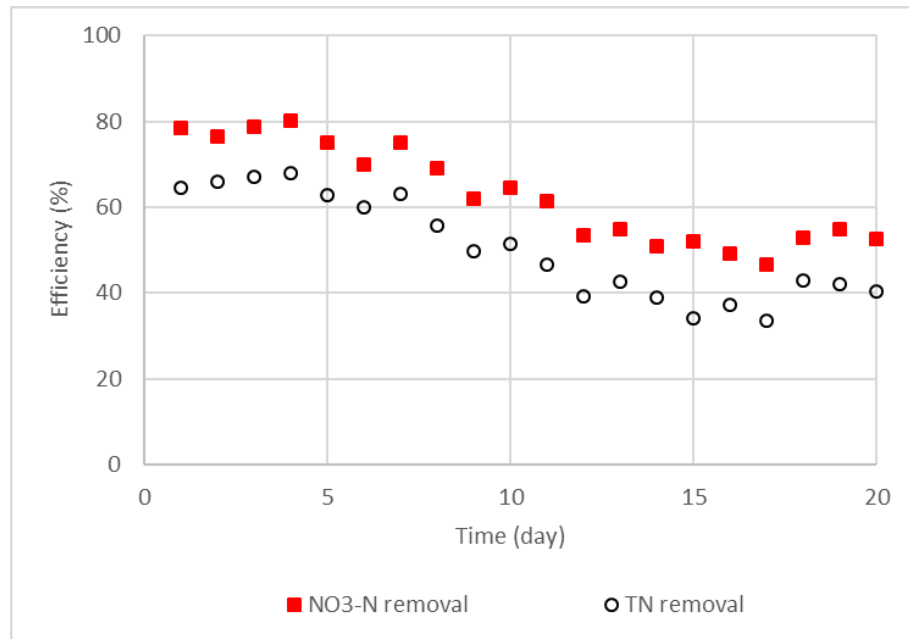
ผลของความกระด้างของน้ำต่อการทำงานของถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี

การทดลองนี้ต้องการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรต โดยใช้ น้ำปราศจากไอออนในการเตรียมน้ำสังเคราะห์ เพื่อลดการเกิดตะกอนบนขั้วแคโทดในระหว่างดำเนินปฏิกิริยา ทั้งนี้ น้ำสังเคราะห์เตรียมได้จากน้ำปราศจากไอออน ที่มีความเข้มข้นไนเตรต 20 มิลลิกรัมต่อลิตร สัดส่วน C/N เท่ากับ 2 และใช้กระแสไฟฟ้า 10 มิลลิแอมแปร์ โดยในวันที่ 1-14 ไม่มีการเติม NaCl และวันที่ 15-20 มีการเติม NaCl 1 กรัมต่อลิตร

จากรูปที่ 42-43 พบว่า ในวันที่ 1-14 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตลดลงอย่างต่อเนื่องเนื่องจากไอออนที่มีอยู่ในน้ำสังเคราะห์ ได้แก่ NaNO_3 , $\text{CH}_3\text{COONa}\cdot 3\text{H}_2\text{O}$ และ KH_2PO_4 มีปริมาณไม่เพียงพอที่จะทำหน้าที่เป็นอิเล็กโทรไลต์ให้ปฏิกิริยาเคมีที่ขั้วแคโทดและแอโนดเกิดขึ้นอย่างสมบูรณ์ จากนั้นเมื่อให้น้ำมีสภาพเป็นอิเล็กโทรไลต์ด้วยการเติม NaCl พบว่า ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดคงที่ ประมาณ 52.1% และ 34.2% ตามลำดับ ดังนั้น ไอออนที่มีอยู่ในน้ำปนเปื้อนไนเตรตในรูปของความกระด้างหรือไอออนอื่น ๆ มีผลต่อประสิทธิภาพของถังปฏิกรณ์ชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี



ภาพ 42 ความเข้มข้นของไนโตรเจนต่าง ๆ ในน้ำหลังบำบัดของถังปฏิกรณ์ SS (ใช้น้ำปราศจากไอออนในการเตรียมน้ำสังเคราะห์ไนเตรต)



ภาพ 43 ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตและไนโตรเจนทั้งหมดของถังปฏิกรณ์ SS (ใช้น้ำปราศจากไอออนในการเตรียมน้ำสังเคราะห์ไนเตรต)

บทที่ 5

บทสรุป

5.1 สรุปผลการวิเคราะห์

งานวิจัยนี้ได้พัฒนาถึงปฏิกรณ์แบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมี โดยใช้วัสดุราคาถูกเป็นขั้วไฟฟ้า ได้แก่ แผ่นแกรไฟต์ ลวดทองแดง และลวดสแตนเลส เพื่อใช้ประโยชน์ในการกำจัดไนเตรตออกจากน้ำใต้ดิน จากผลการทดลองพบว่า

1. ถึงปฏิกรณ์แบบชีวภาพร่วมกับไฟฟ้าเคมีที่พัฒนาขึ้นให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตสูงกว่าถึงปฏิกรณ์ชีวภาพโดยทั่วไป โดยเฉพาะอย่างยิ่ง เมื่อสัดส่วน C/N ในน้ำต่ำ ทั้งนี้กลไกการกำจัดไนเตรตที่เกิดขึ้น คือ Hydrogenotrophic denitrification ที่พบมากบริเวณไบโอฟิล์มที่ขั้วแคโทด และ Heterotrophic denitrification ที่พบมากในจุลินทรีย์แขวนลอย
2. การลดลงของสัดส่วน C/N ในน้ำก่อนบำบัด ส่งผลยับยั้งกระบวนการ Heterotrophic denitrification ขณะที่การเพิ่มกระแสไฟฟ้า ส่งผลให้ขั้วไฟฟ้าผลิต H_2 และ CO_2 มากขึ้น และเพิ่มกระบวนการ Hydrogenotrophic denitrification
3. เมื่อใช้แผ่นแกรไฟต์เป็นขั้วแอโนด และใช้ลวดทองแดง (ถึงปฏิกรณ์ Cu) /ลวดสแตนเลส (ถึงปฏิกรณ์ SS) เป็นขั้วแคโทด พบว่า ถึงปฏิกรณ์ Cu ให้ประสิทธิภาพการกำจัดไนเตรตสูงกว่าถึงปฏิกรณ์ SS
4. แบคทีเรียที่มีปริมาณมากที่สุดในไบโอฟิล์มและจุลินทรีย์แขวนลอยของถึงปฏิกรณ์ Cu คือ *Archromobacter* และ *Flavobacterium* ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบ *Hydrogenophaga* ที่มีบทบาทในกระบวนการ Hydrogenotrophic denitrification ในทั้งไบโอฟิล์มและจุลินทรีย์แขวนลอยด้วย

5.2 ข้อเสนอแนะ

1. ศึกษาเกี่ยวกับปริมาณความกระด้างในน้ำที่ทำให้เกิดตะกอนบริเวณขั้วแคโทด ซึ่งส่งผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน
2. เปลี่ยนขั้วไฟฟ้าของถึงปฏิกรณ์เป็นวัสดุอื่น ๆ เพื่อเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดไนโตรเจน หรืออาจมีการซ่อมบำรุงระหว่างทดลอง เช่น เปลี่ยนขั้วไฟฟ้าเมื่อตะกอนเริ่มเกาะเยอะจนเกินไป
3. เนื่องจากจุดประสงค์ของงานวิจัยคือการนำน้ำที่บำบัดแล้วไปบริโภค ดังนั้นหลังบำบัดควรมีการวิเคราะห์จุลินทรีย์ หรือมีระบบเมมเบรนอีกหนึ่งขั้นตอน เพื่อให้ระบบมีความสมบูรณ์มากยิ่งขึ้น

บรรณานุกรม

- Agrawal, G. D., Lunkad, S. K., & Malkhed, T. (1999). Diffuse agricultural nitrate pollution of groundwaters in India. *Water Science and Technology*, 39(3), 67-75. doi: [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00033-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00033-5)
- American Public Association. (2005). *Standard methods for examination of water and wastewater* (21 ed.). USA: American Public Association.
- Aragno, M., & Schlegel, H. G. (1981). The Hydrogen-Oxidizing Bacteria. In M. P. Starr, H. Stolp, H. G. Trüper, A. Balows & H. G. Schlegel (Eds.), *The Prokaryotes: A Handbook on Habitats, Isolation, and Identification of Bacteria* (pp. 865-893). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- BigBoss, A. (2556). จุลชีววิทยา. Retrieved 8 กรกฎาคม 2562, from <http://anonmicrobiology.blogspot.com/2013/07/>
- Cao, S., Du, R., Zhang, H., & Peng, Y. (2019). Understanding the granulation of partial denitrification sludge for nitrite production. *Chemosphere*, 236, 124389. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124389>
- Choi, J., & Batchelor, B. (2008). Nitrate reduction by fluoride green rust modified with copper. *Chemosphere*, 70(6), 1108-1116. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.07.053>
- Dash, B. P., & Chaudhari, S. (2005). Electrochemical denitrification of simulated ground water. *Water Research*, 39(17), 4065-4072. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.07.032>
- Eamrat, R., Tsutsumi, Y., Kamei, T., Khanitchaidecha, W., Ito, T., & Kazama, F. (2020). Microbubble Application to Enhance Hydrogenotrophic Denitrification for Groundwater Treatment. *The Environment and Natural Resources Journal*, 18, 156-165. doi: 10.32526/enrj.18.2.2020.15
- Gao, L., Han, F., Zhang, X., Liu, B., Fan, D., Sun, X., . . . Wei, D. (2020). Simultaneous nitrate and dissolved organic matter removal from wastewater treatment plant effluent in a solid-phase denitrification biofilm reactor. *Bioresource Technology*, 314, 123714. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123714>

- Ghafari, S., Hasan, M., & Aroua, M. (2009). Effect of Carbon Dioxide and Bicarbonate as Inorganic Carbon Sources on Growth and Adaptation of Autohydrogenotrophic Denitrifying Bacteria. *Journal of hazardous materials*, 162, 1507-1513. doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.06.039
- GlobalSpec, I. Ion Exchange Resins Information. Retrieved 21 June, 2019, from https://www.globalspec.com/learnmore/manufacturing_process_equipment/filtration_separation_products/ion_exchange_resins
- Gupta, S., Gupta, R., Seth, A., Gupta, A., & Bassin, J. (2000). Methaemoglobinemia in areas with high nitrate concentration in drinking water. *The National medical journal of India*, 13, 58-61.
- Lee, K.-C., & Rittmann, B. E. (2002). Applying a novel autohydrogenotrophic hollow-fiber membrane biofilm reactor for denitrification of drinking water. *Water Research*, 36(8), 2040-2052. doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00425-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00425-0)
- Lee, S., Maken, S., Jang, J.-H., Park, K., & Park, J.-W. (2006). Development of physicochemical nitrogen removal process for high strength industrial wastewater. *Water Research*, 40(5), 975-980. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.01.018>
- Liu, X., Huang, M., Bao, S., Tang, W., & Fang, T. (2020). Nitrate removal from low carbon-to-nitrogen ratio wastewater by combining iron-based chemical reduction and autotrophic denitrification. *Bioresource Technology*, 301, 122731. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122731>
- Look4 chemistry. (2011). Electrolytic Cell. Retrieved 21 June, 2019, from <http://look4chemistry.blogspot.com/2011/12/electrolytic-cell.html>
- Mousavi, S., Ibrahim, S., Aroua, M. K., & Ghafari, S. (2012). Development of nitrate elimination by autohydrogenotrophic bacteria in bio-electrochemical reactors – A review. *Biochemical Engineering Journal*, 67, 251-264. doi: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2012.04.016>
- Mousavi, S. A., Ibrahim, S., Aroua, M., & Ghafari, S. (2011). Bio-electrochemical denitrification - a review. *Int. J. Chem. Environ. Eng.*, 2, 140-146.
- Philpoteducation. Nitrogen and phosphorus cycles (HL). Retrieved 20 June, 2019, from <https://www.philpoteducation.com/mod/book/view.php?id=908&chap>

terid=1326#

- Prosnansky, M., Sakakibara, Y., & Kuroda, M. (2002). High-rate denitrification and SS rejection by biofilm-electrode reactor (BER) combined with microfiltration. *Water Research*, 36(19), 4801-4810. doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00206-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00206-3)
- Prüsse, U., Hähnlein, M., Daum, J., & Vorlop, K.-D. (2000). Improving the catalytic nitrate reduction. *Catalysis Today*, 55(1), 79-90. doi: [https://doi.org/10.1016/S0920-5861\(99\)00228-X](https://doi.org/10.1016/S0920-5861(99)00228-X)
- Puretec Industrial Water. What is Reverse Osmosis?. Retrieved 21 June, 2019, from <https://puretecwater.com/reverse-osmosis/what-is-reverse-osmosis>
- Rajta, A., Bhatia, R., Setia, H., & Pathania, P. (2019). Role of heterotrophic-aerobic denitrifying bacteria in nitrate removal from wastewater. *Journal of Applied Microbiology*, 128, 1261-1278. doi: 10.1111/jam.14476
- Samatya, S., Kabay, N., Yüksel, Ü., Arda, M., & Yüksel, M. (2006). Removal of nitrate from aqueous solution by nitrate selective ion exchange resins. *Reactive and Functional Polymers*, 66(11), 1206-1214. doi: <https://doi.org/10.1016/j.reactfunctpolym.2006.03.009>
- Scherer, H. W., Mengel, K., Dittmar, H., Drach, M., Vosskamp, R., Trenkel, M. E., . . . Kummer, K.-F. (2006). Fertilizers. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. doi: [doi:10.1002/14356007.a10_323.pub2](https://doi.org/10.1002/14356007.a10_323.pub2)
- Teh, C. Y., Budiman, P. M., Shak, K. P. Y., & Wu, T. Y. (2016). Recent Advancement of Coagulation-Flocculation and Its Application in Wastewater Treatment. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 55(16), 4363-4389. doi: [10.1021/acs.iecr.5b04703](https://doi.org/10.1021/acs.iecr.5b04703)
- Tong, S., Chen, N., Wang, H., Liu, H., Tao, C., Feng, C., . . . Zhao, J. (2014). Optimization of C/N and current density in a heterotrophic/biofilm-electrode autotrophic denitrification reactor (HAD-BER). *Bioresource Technology*, 171, 389-395. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.08.117>
- Tong, S., Zhang, B., Feng, C., Zhao, Y., Chen, N., Hao, C., . . . Zhao, L. (2013). Characteristics of heterotrophic/biofilm-electrode autotrophic denitrification for

- nitrate removal from groundwater. *Bioresource Technology*, 148, 121-127. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.146>
- United states environmental protection agency. (2015). Getting up to speed ground water contamination. Retrieved 21 June, 2019, from <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-08/documents/mgwc-gwc1.pdf>
- Vasiliadou, I. A., Pavlou, S., & Vayenas, D. V. (2006). A kinetic study of hydrogenotrophic denitrification. *Process Biochemistry*, 41(6), 1401-1408. doi: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2006.02.002>
- Velusamy, K., & Krishnani, K. (2013). *Pseudomonas aeruginosa* and *Achromobacter* sp.: Nitrifying aerobic denitrifiers have a plasmid encoding for denitrifying functional genes. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*. doi: 10.1007/s11274-013-1543-6
- Xing, W., Li, J., Li, P., Wang, C., Cao, Y., Li, D., . . . Zuo, J. (2018). Effects of residual organics in municipal wastewater on hydrogenotrophic denitrifying microbial communities. *Journal of Environmental Sciences*, 65, 262-270. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2017.03.001>
- Zhang, W., Huang, F., & Hu, W. (2020). Performance and mechanism of synchronous nitrate and phosphorus removal in constructed pyrite-based mixotrophic denitrification system from secondary effluent. *Environmental Science and Pollution Research*. doi: 10.1007/s11356-020-09780-3
- Zhao, Y., Feng, C., Wang, Q., Yang, Y., Zhang, Z., & Sugiura, N. (2011). Nitrate removal from groundwater by cooperating heterotrophic with autotrophic denitrification in a biofilm–electrode reactor. *Journal of hazardous materials*, 192(3), 1033-1039. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.06.008>
- Zhou, M., Fu, W., Gu, H., & Lei, L. (2007). Nitrate removal from groundwater by a novel three-dimensional electrode biofilm reactor. *Electrochimica Acta*, 52(19), 6052-6059. doi: <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2007.03.064>
- Zhou, M., Wang, W., & Chi, M. (2009). Enhancement on the simultaneous removal of nitrate and organic pollutants from groundwater by a three-dimensional bio-electrochemical reactor. *Bioresource Technology*, 100(20), 4662-4668. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.002>

Zrelli, A. (2017). Solar Membrane Distillation: Use of a Helically Coiled Fiber *Distillation - Innovative Applications and Modeling*.

กรมโรงงานอุตสาหกรรม. (2549). ตำราระบบบำบัดมลพิษน้ำ. กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย.

กรมควบคุมมลพิษ. มาตรฐานคุณภาพน้ำ. Retrieved 4 มิถุนายน, 2562, from http://www.pcd.go.th/info_serv/reg_std_water01.html#s3

กรมควบคุมมลพิษ. (2541). ไนเตรต ไนไตรต์ และสารประกอบเอ็น-ไนโตรโซ (2 ed.). กรุงเทพฯ: บริษัท อินทิเกรเต็ด โปรโมชัน เทคโนโลยี จำกัด.

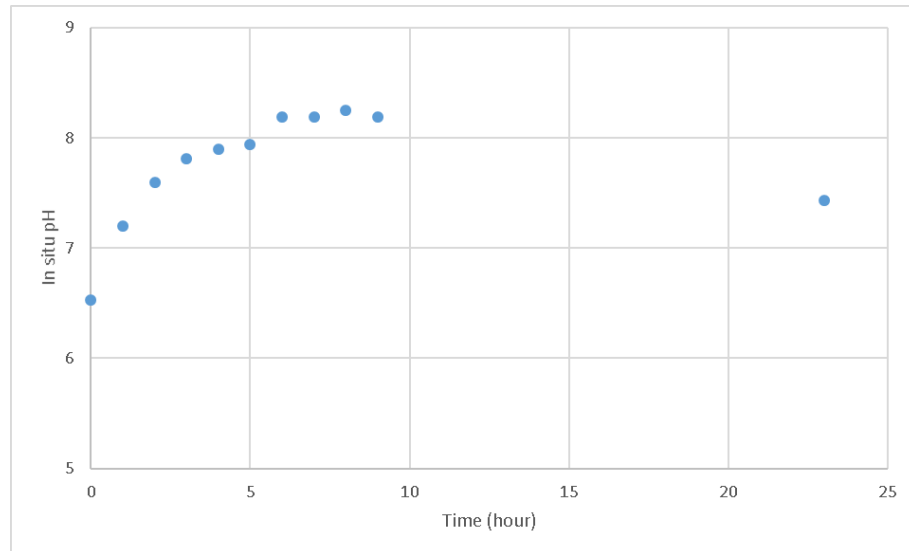
กรมส่งเสริมคุณภาพสิ่งแวดล้อม. (2558). ทำไมต้องให้ความสำคัญกับปัญหาการปนเปื้อนของสารอันตรายในดินและน้ำใต้ดิน. Retrieved 28 พฤษภาคม, 2562, from <https://bit.ly/2JK6fXL>

นักศึกษาการประมง 2 ปี (การเพาะเลี้ยงสัตว์น้ำ). (2553). การเตรียมอาหารเลี้ยงเชื้อและการนับจำนวนแบคทีเรีย มี ซี วิ ต . Retrieved 8 กรกฎาคม, 2562, from <http://lms.mju.ac.th/Courses/29/dropbox/1819/student/26686/>

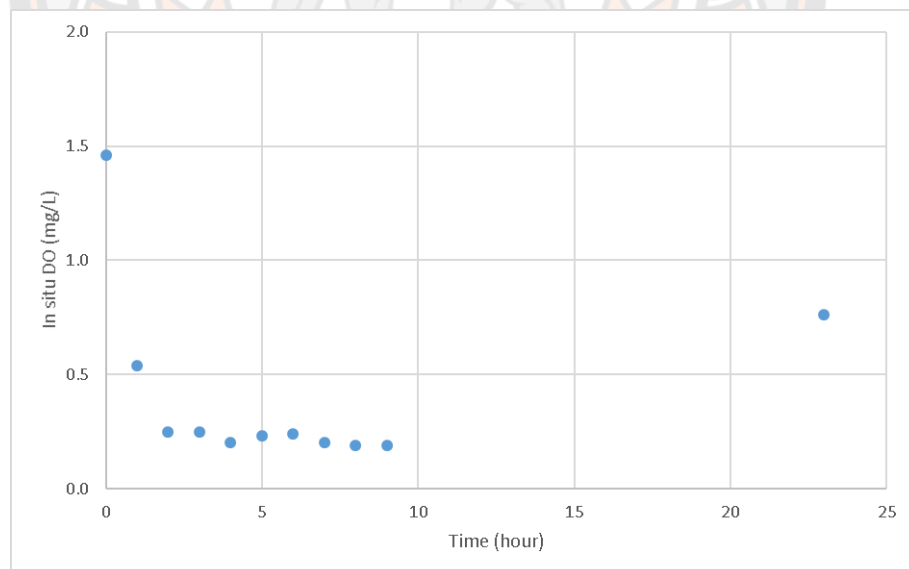




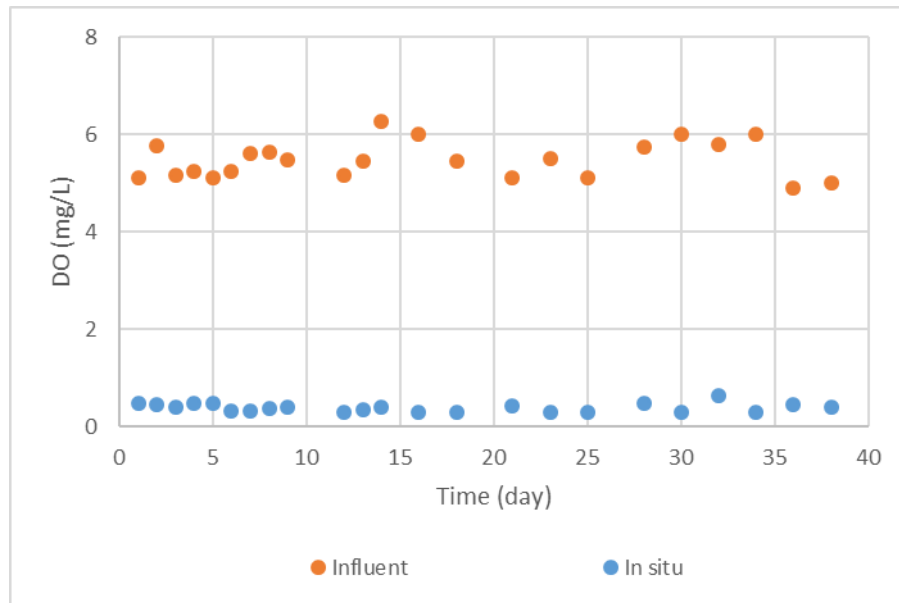
ภาคผนวก ก
ผลการทดลองที่เกี่ยวข้อง



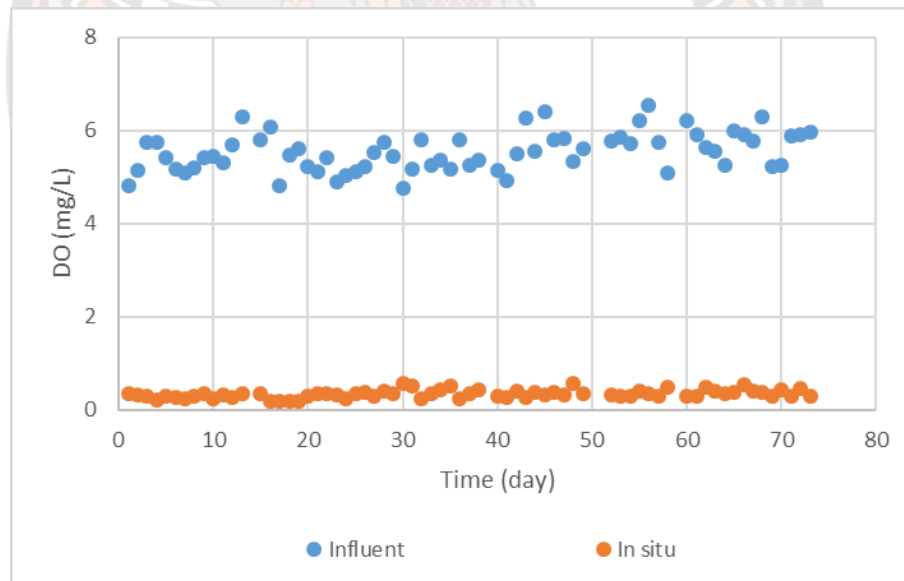
ภาพ ก1 การเปลี่ยนแปลงค่าพีเอชระหว่างการตัดแยกเชื้อ (HRT 24 ชั่วโมง)



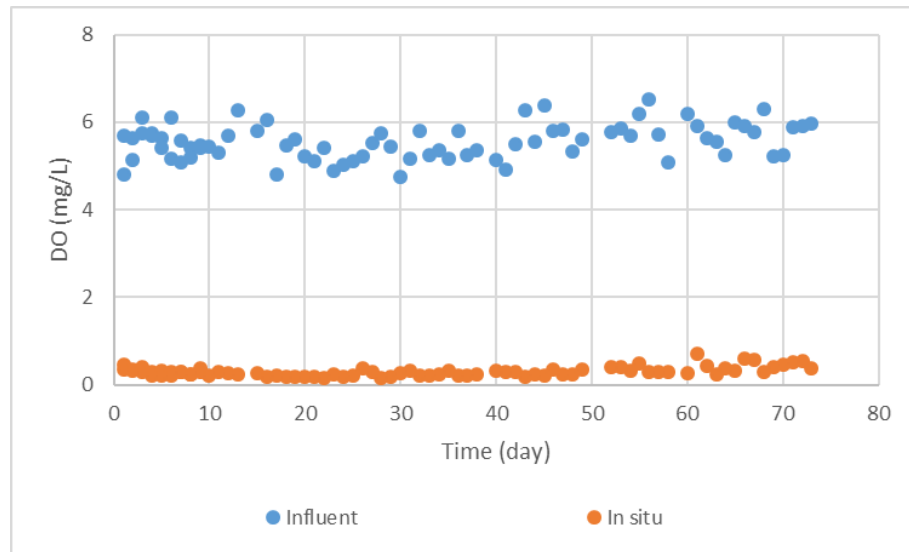
ภาพ ก2 การเปลี่ยนแปลงค่าออกซิเจนละลายน้ำระหว่างการตัดแยกเชื้อ (HRT 24 ชั่วโมง)



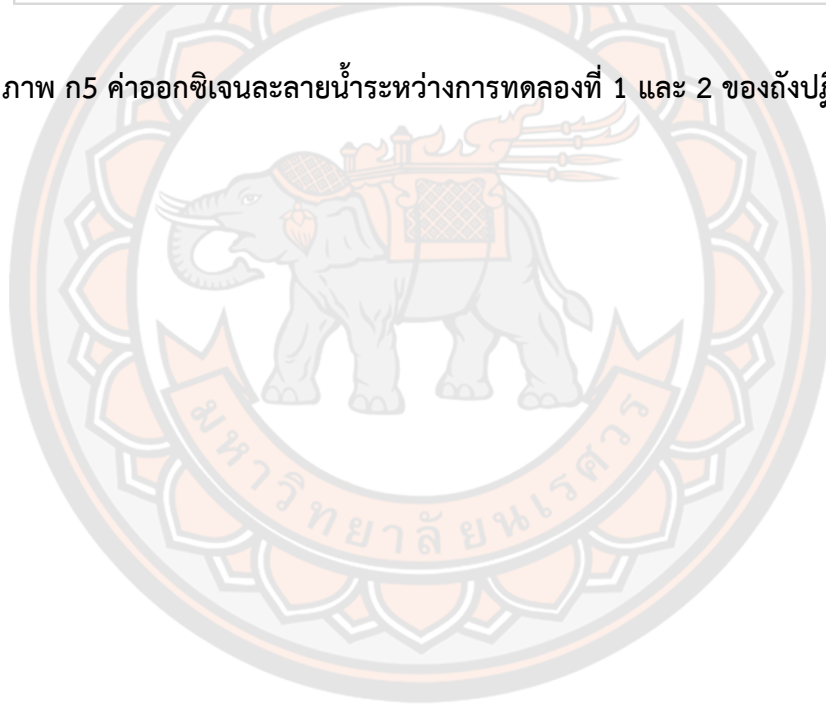
ภาพ ก3 ค่าออกซิเจนละลายน้ำระหว่างการทดลองที่ 1 ของถังปฏิกรณ์ชีวภาพ



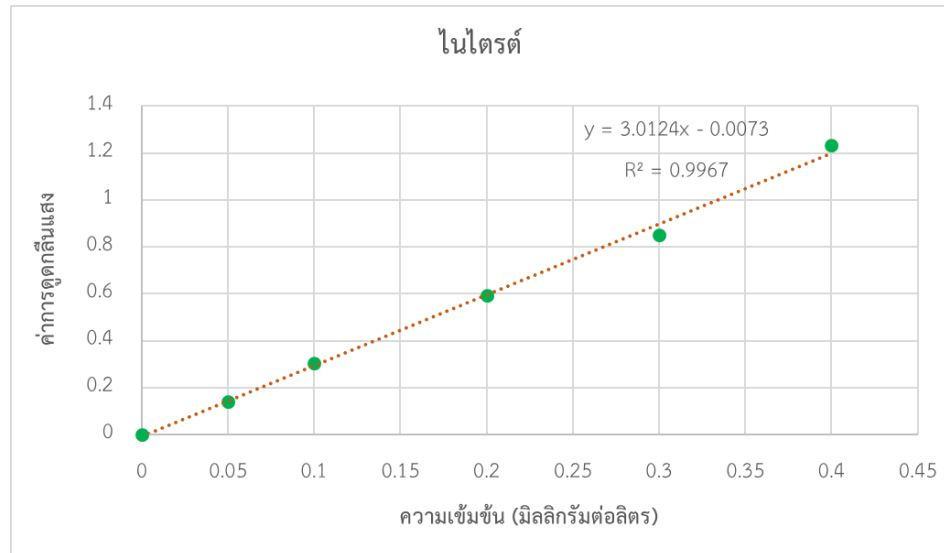
ภาพ ก4 ค่าออกซิเจนละลายน้ำระหว่างการทดลองที่ 1 และ 2 ของถังปฏิกรณ์ Cu



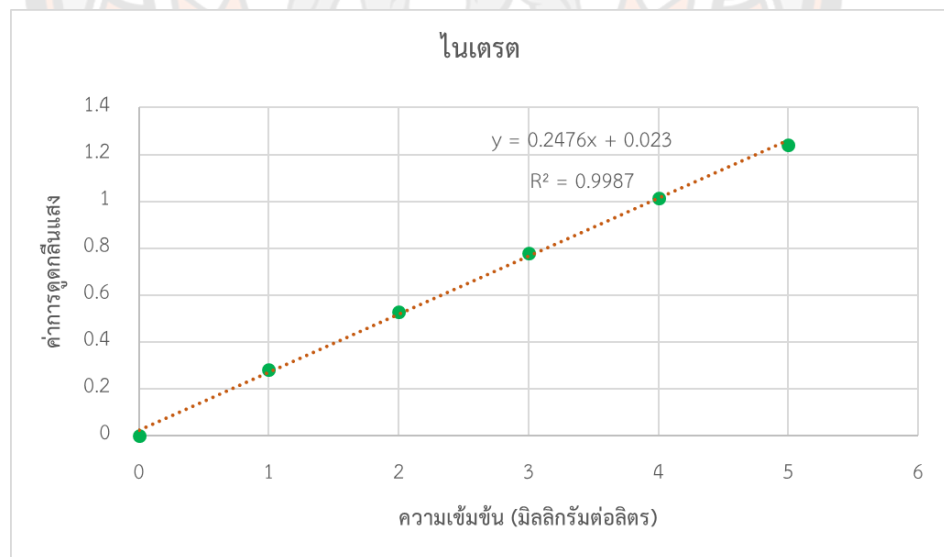
ภาพ ก5 ค่าออกซิเจนละลายน้ำระหว่างการทดลองที่ 1 และ 2 ของถังปฏิกรณ์ SS



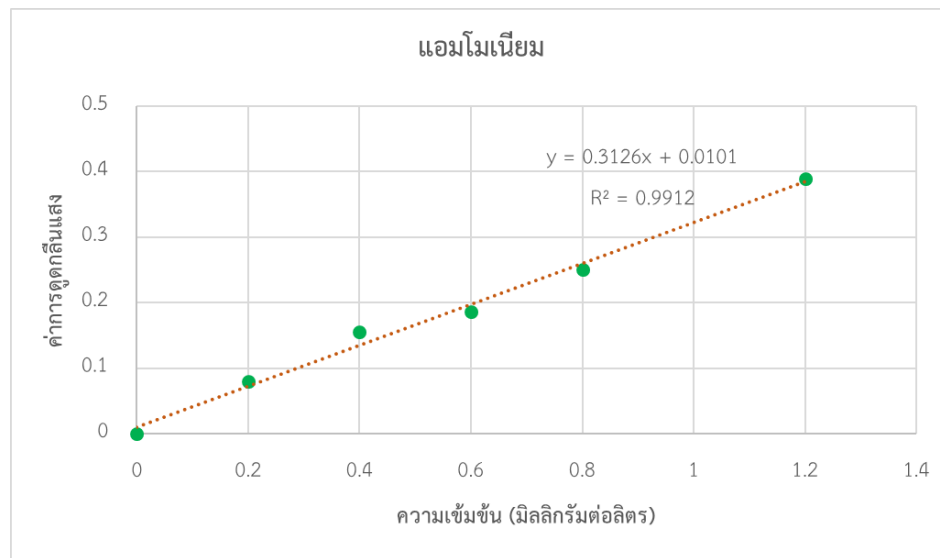
ภาคผนวก ข
กราฟมาตรฐาน



ภาพ ข1 กราฟมาตรฐานไนไตรต์ (NO₂-N)



ภาพ ข2 กราฟมาตรฐานไนเตรต (NO₃-N)



ภาพ ข3 กราฟมาตรฐานแอมโมเนียม ($\text{NH}_4\text{-N}$)



ภาคผนวก ค

วิธีการวิเคราะห์จุลินทรีย์และผลการทดลอง

การแยกจุลินทรีย์ให้บริสุทธิ์ที่สามารถตรวจนับปริมาณได้ โดยวิธี Spread plate

1 สารเคมี

1.1 M9 stock เตรียมจาก Na_2HPO_4 15 กรัม KH_2PO_4 7.5 กรัม และ NaCl 1.25 กรัม และนำไปละลายในน้ำกลั่น 500 มิลลิลิตร

1.2 CH_3COONa 10 กรัม ละลายในน้ำกลั่น 50 มิลลิลิตร (แหล่งคาร์บอนสำหรับ Heterotrophic bacteria)

1.3 NaHCO_3 10 กรัม ละลายในน้ำกลั่น 50 มิลลิลิตร (แหล่งคาร์บอนสำหรับ Autotrophic bacteria)

1.4 NaNO_3 0.1 กรัม

1.5 Agar powder 15 กรัม ต่อน้ำ 1000 มิลลิลิตร

1.6 Phosphate Buffer Saline (PBS) 10.79 กรัม ต่อน้ำ 1000 มิลลิลิตร

2 การเตรียมอาหารเลี้ยงเชื้อสำหรับ Heterotrophic bacteria

เติม M9 (1x Stock) 20 มิลลิลิตร CH_3COONa 1 มิลลิลิตร NaNO_3 0.1 กรัม และ Agar powder 1.5 กรัม ในขวดใส่สารเคมี และนำไปละลายในน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตร จากนั้นนำไปเข้าเครื่อง Autoclave และทำการเทลงบน plate

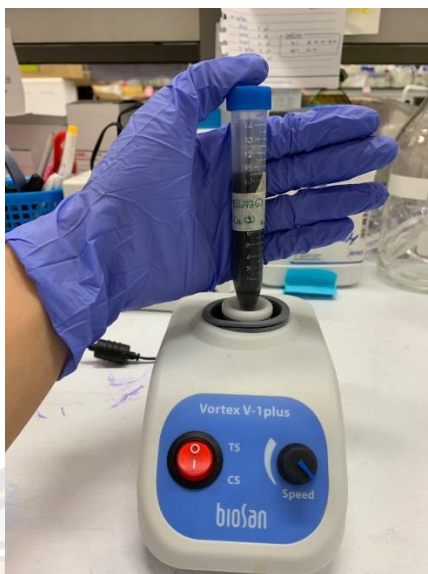
3 การเตรียมอาหารเลี้ยงเชื้อสำหรับ Autotrophic bacteria

เติม M9 (1x Stock) 20 มิลลิลิตร NaHCO_3 1 มิลลิลิตร NaNO_3 0.1 กรัม และ Agar powder 1.5 กรัม ในขวดใส่สารเคมี และนำไปละลายในน้ำกลั่น 100 มิลลิลิตร จากนั้นนำไปเข้าเครื่อง Autoclave และทำการเทลงบน plate

4 การเตรียมตัวอย่าง

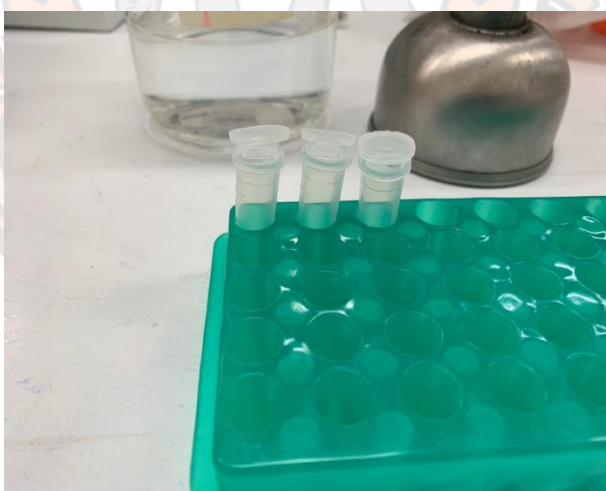
4.1 นำตัวอย่างมาผสมกับ PBS 10 มิลลิลิตร

4.2 นำไปใส่เครื่อง vortex จนตัวอย่างแตกเป็นชิ้นส่วนออกมาผสมกับ PBS



5 ขั้นตอนการทดลอง

5.1 เติม phosphate buffer saline 900 ไมโครลิตร ลงใน Eppendorf ตามจำนวนที่ต้องการทดลอง



5.2 ใช้ micropipette ปิเปตตัวอย่างมา 100 ไมโครลิตร ใส่ลงใน Eppendorf อันแรก และเขียนฉลากกำกับว่า 10^{-1}



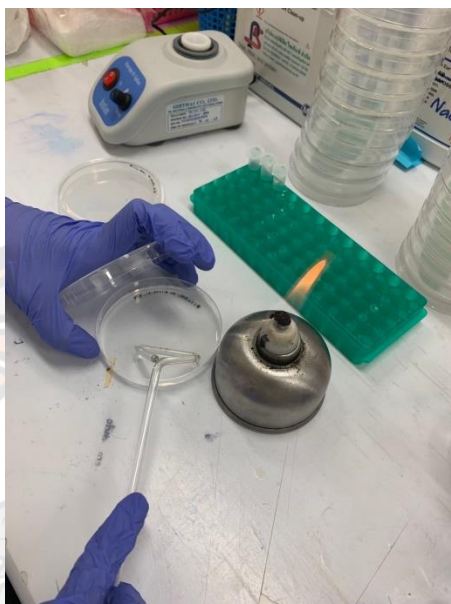
5.3 ทำให้ผสมกันด้วยเครื่อง vertex จากนั้นปิเปตสารละลายจากหลอดแรก 100 ไมโครลิตร ไปใส่ในหลอดที่ 2 และเขียนฉลากกำกับว่า 10^{-2} ทำแบบนี้ซ้ำไปเรื่อยๆจนครบจำนวนที่ต้องการ

5.4 ปิเปตสารละลาย 100 ไมโครลิตร จากการเจือจางลงบนกึ่งกลางของ plate



5.5 นำแท่งแก้วเกลี่ยเชื้อจุ่มลงในแอลกอฮอล์ แล้วนำไปผ่านเปลวไฟที่ตะเกียง (รอให้เย็นสักประมาณ 20 วินาที)

5.6 หมุน plate และเกลี่ยเชื้อไปรอบๆบนผิวของ agar



6.5.6 เมื่อ Spread Plate เสร็จแล้ว ให้คว่ำ Plate ลง และนำไปใส่ในกล่องที่ไร้อากาศ รอประมาณ 4 วัน จากนั้นทำการ count colonies

6. วิธีการคำนวณ

$$\text{CFU/ml} = \frac{A}{B \times C}$$

โดย A = จำนวนโคโลนีที่นับได้

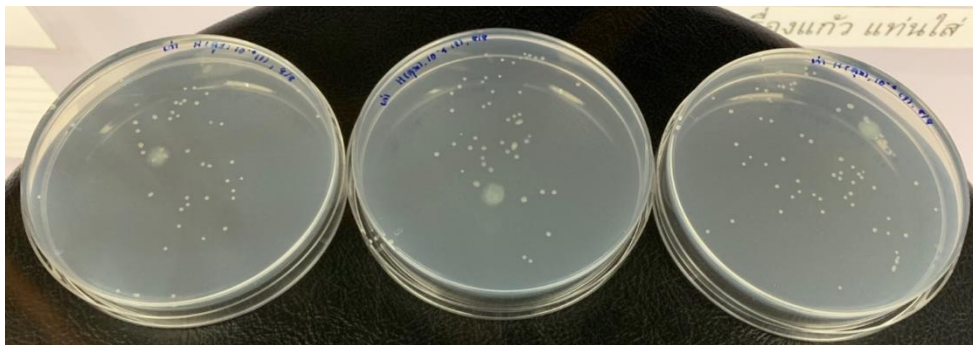
B = ปริมาตรสารละลายที่ใช้ในการ Spread Plate

C = ปริมาตรที่ทำการเจือจาง

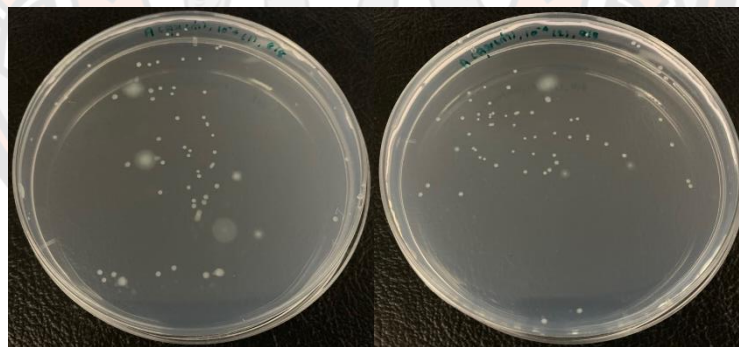
7. ผลการทดลอง

7.1 ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพ

- Heterotrophic

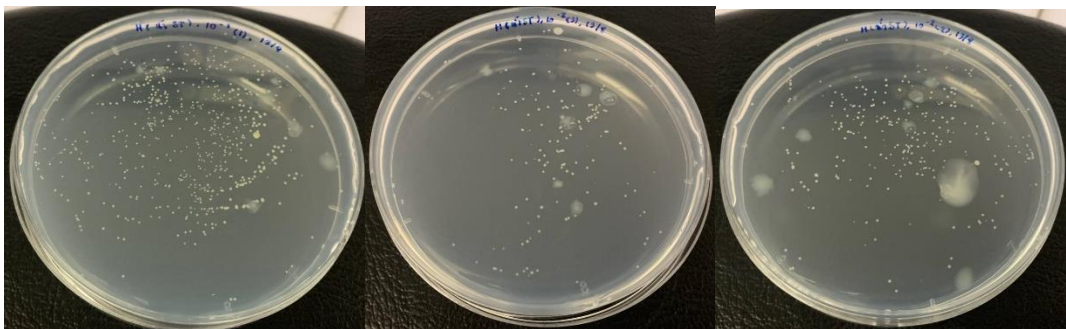


- Autotrophic

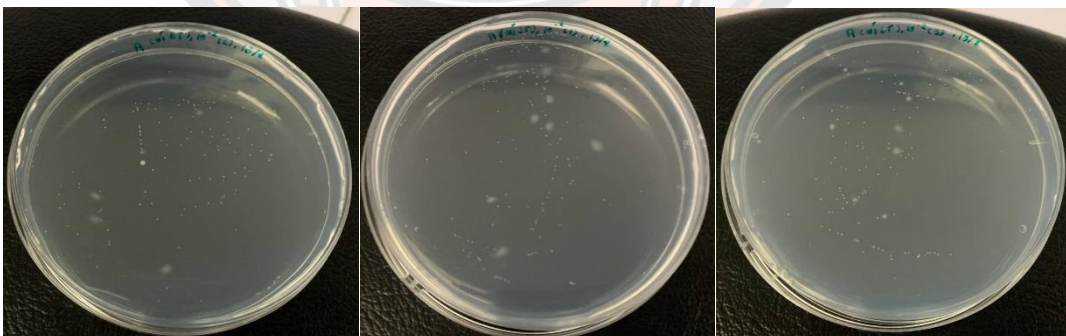


7.2 จุลินทรีย์แขวนลอยในถังปฏิกรณ์ SS

- Heterotrophic

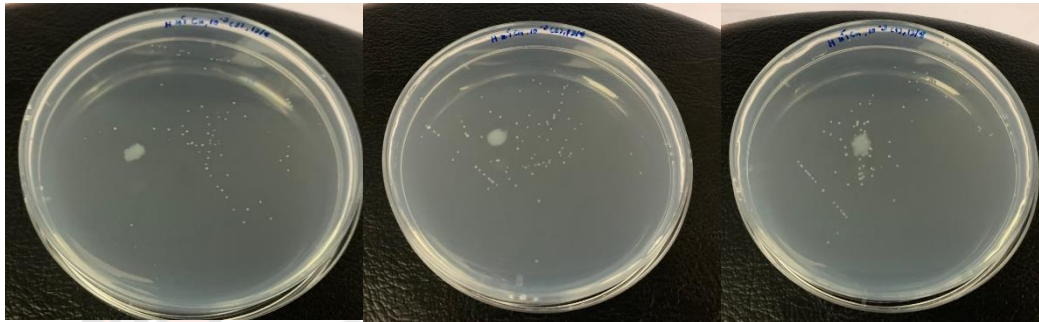


- Autotrophic

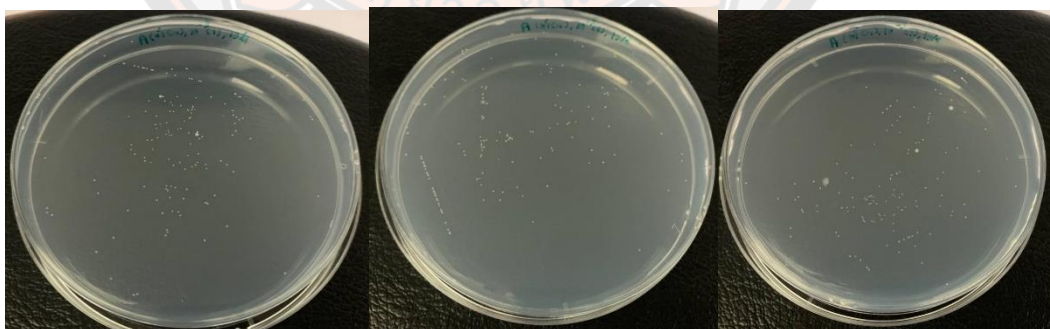


7.3 จุลินทรีย์แขวนลอยในถังปฏิกรณ์ Cu

- Heterotrophic

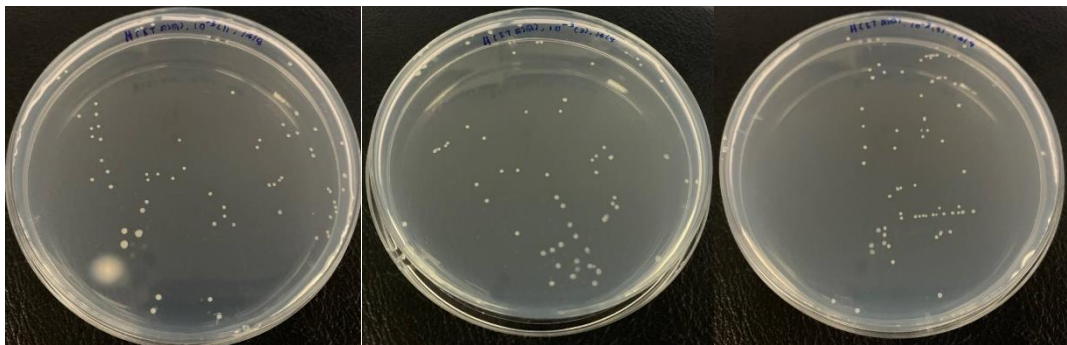


- Autotrophic

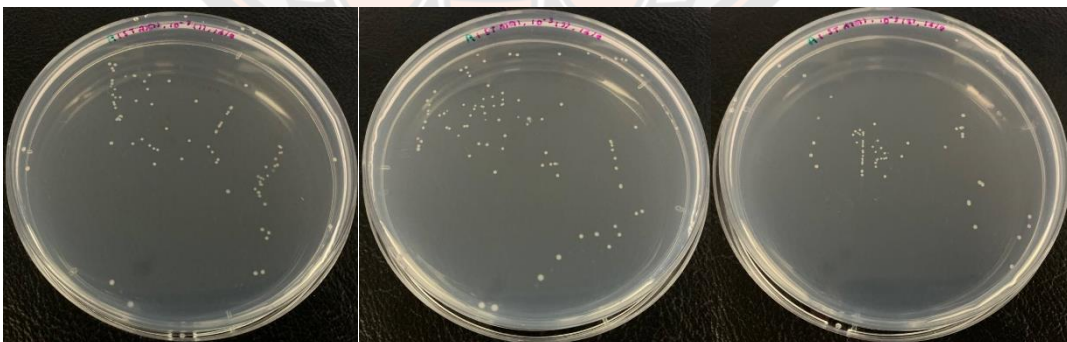


7.4 ชั้นไบโอฟิล์มในถังปฏิกรณ์ SS

- Heterotrophic

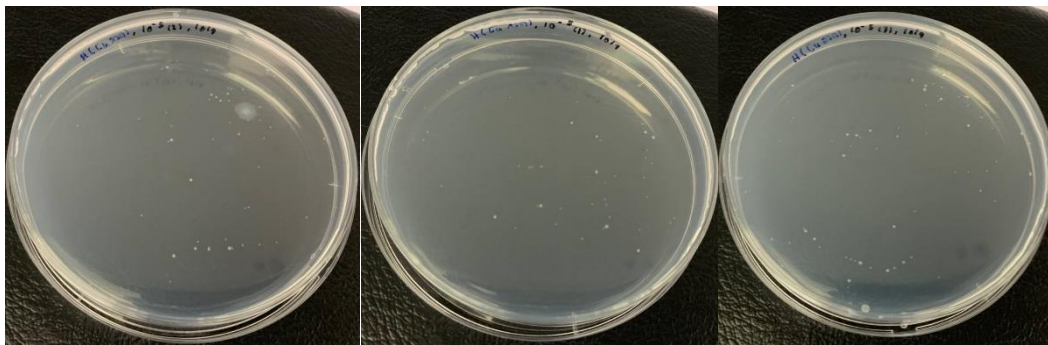


- Autotrophic

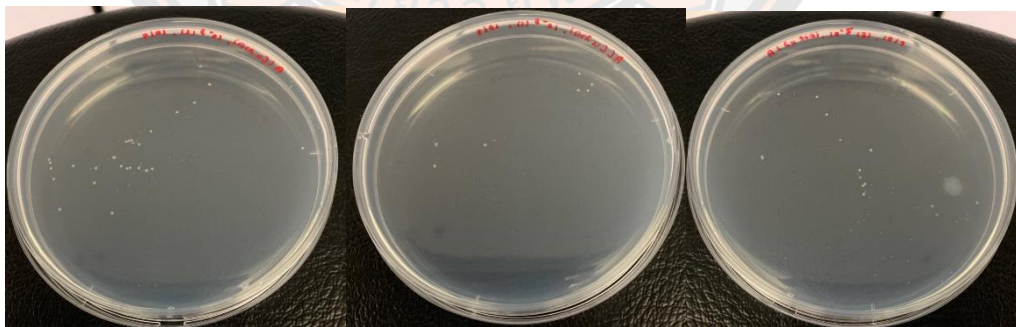


7.5 ชั้นไบโอฟิล์มในถังปฏิกรณ์ Cu

- Heterotrophic

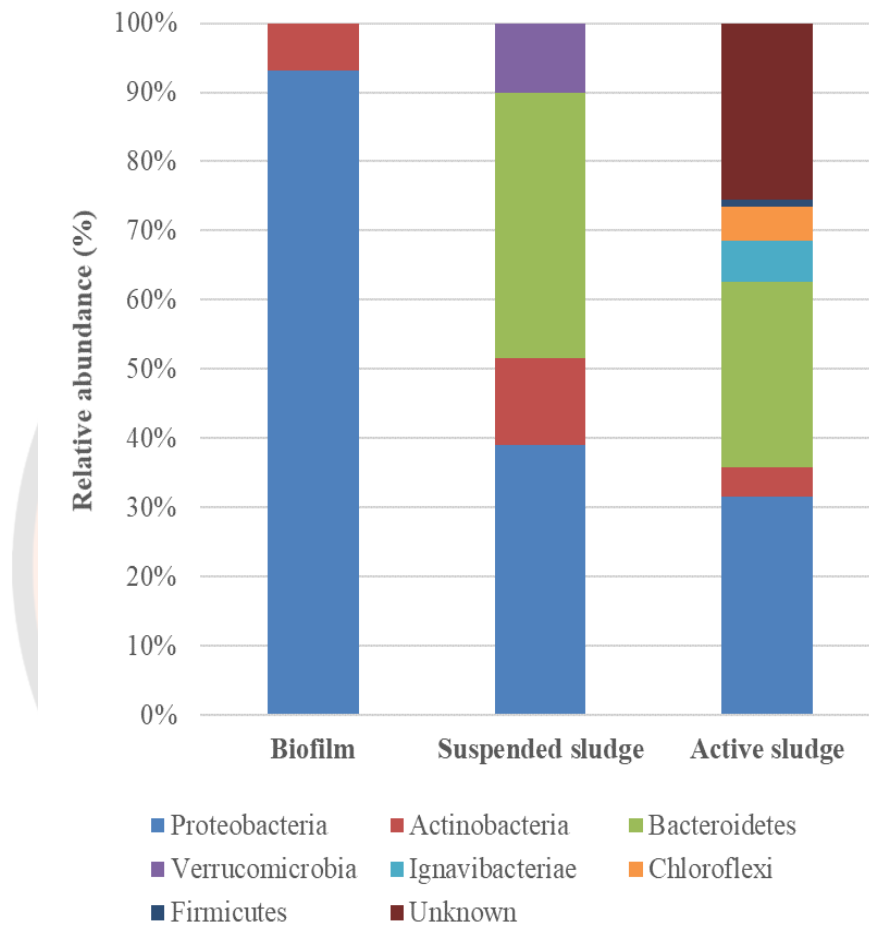


- Autotrophic

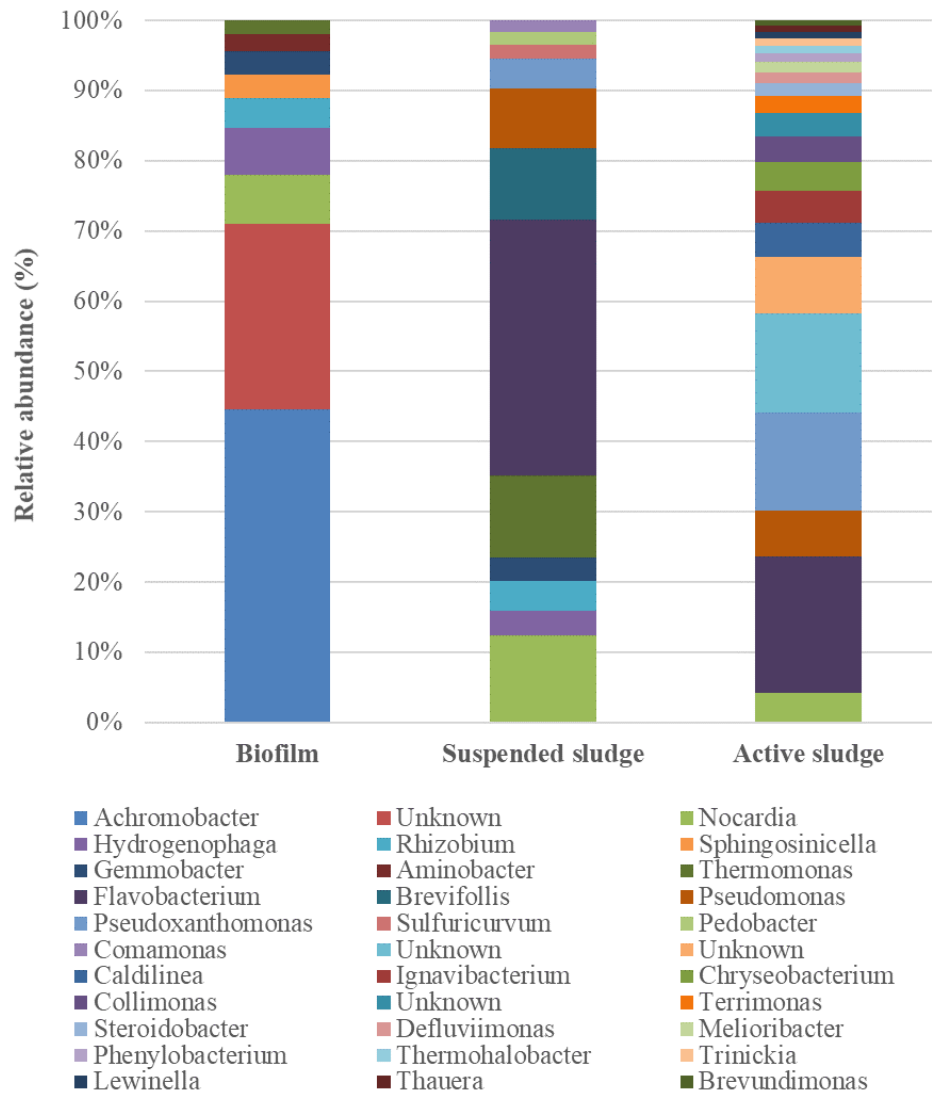


ภาคผนวก ง

ผลการวิเคราะห์จุลินทรีย์ในระดับไฟลัม (Phylum) และจีแนส (Genus) ของตัวอย่างต่าง ๆ



ภาพ ง1 กลุ่มจุลินทรีย์ในระดับไฟลัม (Phylum) ของตัวอย่างต่าง ๆ; ไบโอฟิล์มบนลวดทองแดง, จุลินทรีย์แขวนลอยในถังปฏิกรณ์ Cu และจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ



ภาพ ง2 กลุ่มจุลินทรีย์ในระดับจีแนส (Genus) ของตัวอย่างต่าง ๆ; ไบโอฟิล์มบนลวดทองแดง, จุลินทรีย์แขวนลอยในถังปฏิกรณ์ Cu และจุลินทรีย์ในถังปฏิกรณ์ชีวภาพ