

ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยตะกอนจุลินทรีย์ ในระบบเอสบีอาร์ The Efficiency of Wastewater Treatment Using Microbial Sludge in a Sequencing Batch Reactor (SBR) System

ชอฝียา ฉัตรทอง¹ อรุณย์ภักดิ์ พิทักษ์พงษ์^{1*} และ พัชรรัตน์ ตาเป็ง²

Sorfeeya Chuttrthong¹ Arunpak Pitakpong^{1*} and Patcharat Tapeng²

¹สาขาวิชานามัยสิ่งแวดล้อม คณะสาธารณสุขศาสตร์ มหาวิทยาลัยพะเยา จังหวัดพะเยา 56000

²บริษัท อีสเทิร์น ซีบอร์ด เอนไวรอนเม้นทอล คอมเพล็กซ์ จำกัด จังหวัดชลบุรี 20230

¹Program of Environmental Health, Faculty of Public Health, University of Phayao,
Chonburi Province, 56000

²Eastern Seaboard Environmental Complex Co., Ltd., Chonburi Province, 20230

*Corresponding author E-mail: 64224783@up.ac.th

Received 7 February 2025, Accepted 15 May 2025, Published 16 June 2025

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนสูง โดยใช้ระบบเอสบีอาร์ (Sequencing Batch Reactor; SBR) การทดลองดำเนินการเติมน้ำเสียในถังปฏิกรณ์ SBR จำนวน 3 รอบ รอบละ 200 ลิตร โดยไม่หยุดเติมอากาศ ตลอดระยะเวลา 72 ชั่วโมง ความเข้มข้นเริ่มต้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในแต่ละรอบเท่ากับ 141 มก./ล 132 มก./ล และ 145 มก./ล ตามลำดับ ผลการวิจัยพบว่า ประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์มีการบำบัดสูงสุดในแต่ละรอบการทดลองอยู่ที่ 82.6 83.9 และ 84.3% ตามลำดับ ข้อมูลจากสมการเชิงเส้นแสดงความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาการบำบัดกับการลดลงของความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจน ($R^2=0.902$, $R^2=0.7427$, $R^2=0.7326$) โดยพบว่าระยะเวลาการบำบัดที่ 72 ชั่วโมง เป็นช่วงเวลาที่ประสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยเท่ากับ 79.2% โดยมีการควบคุมปัจจัยที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ ได้แก่ ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ในช่วง 2–4 มก./ล ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) ในช่วง 6.5–7.5 และอุณหภูมิระหว่าง 25.4–27.6°C ผลการศึกษาแสดงให้เห็นถึงศักยภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ SBR ในการบำบัดน้ำเสียที่มีแอมโมเนียไนโตรเจนสูงได้อย่างมีประสิทธิภาพ งานวิจัยนี้สามารถนำไปประยุกต์ใช้เป็นแนวทางการพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำเสียต่อไปในอนาคต เพื่อเสริมสร้างระบบการจัดการ น้ำเสียที่มีความยั่งยืนและลดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อม

คำสำคัญ: ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสีย ตะกอนจุลินทรีย์ ระบบเอสบีอาร์

ABSTRACT

This research aimed to study the efficiency of microbial sludge in treating wastewater with high concentrations of ammonia nitrogen using a Sequencing Batch Reactor (SBR) system. The experiment involved adding 200 liters of wastewater to the SBR reaction tank three times, with continuous aeration for over 72 hours. The initial ammonia nitrogen concentrations for each cycle were 141 mg/L, 132 mg/L, and 145 mg/L, respectively. The results showed that the maximum treatment efficiency of microbial sludge in each experimental cycle was 82.6%, 83.9%, and 84.3%, respectively. Data from linear equation

showed a strong relationship between treatment duration and the reduction in ammonia nitrogen concentration ($R^2=0.902$, $R^2=0.7427$, and $R^2=0.7326$). Furthermore, 72- hour treatment revealed an average treatment efficiency of 79.2%. Key factors affecting microbial efficiency were controlled throughout the experiment, including maintaining dissolved oxygen (DO) levels between 2-4 mg/L, pH between 6.5-7.5, and temperature between 25.4-27.6°C. These results demonstrate the potential of microbial sludge in SBR systems to effectively treat wastewater with high concentrations of ammonia nitrogen. This research can serve as a guideline for developing wastewater treatment processes, enhancing sustainable wastewater management and reducing environmental impacts.

Keywords: Efficiency of Wastewater Treatment, Bio-sludge, Sequencing Batch Reactor (SBR)

บทนำ

ในปัจจุบัน ปัญหาน้ำเสียเป็นหนึ่งในปัญหาสิ่งแวดล้อมที่สำคัญ ภาคอุตสาหกรรมมีการขยายตัวอย่างต่อเนื่อง ส่งผลให้ปริมาณน้ำเสียจากอุตสาหกรรมเพิ่มขึ้นอย่างมีนัยสำคัญ ซึ่งมีประมาณ 80% ของน้ำเสียไม่ได้รับการบำบัดอย่างเหมาะสม (WHO, 2023) น้ำเสียเหล่านี้ประกอบด้วยสารมลพิษหลากหลายประเภท ซึ่งขึ้นอยู่กับวัตถุดิบและกระบวนการผลิตของแต่ละโรงงาน และน้ำเสียที่ไม่ได้รับการบำบัดอย่างเหมาะสมสามารถส่งผลกระทบต่อคุณภาพน้ำในแหล่งน้ำธรรมชาติ เช่น การปนเปื้อนของแอมโมเนียไนโตรเจนที่นำไปสู่ปัญหายูโทรฟิเคชัน โดยปกติแล้วน้ำเสียอุตสาหกรรมจะเกิดจากกิจกรรมต่าง ๆ ที่เกิดขึ้นภายในโรงงาน เช่น กระบวนการผลิต กระบวนการล้างวัตถุดิบ กระบวนการหล่อเย็น และน้ำเสียจากกิจกรรมต่าง ๆ น้ำเสียที่เกิดขึ้นเป็นแหล่งมลพิษที่สำคัญที่สามารถส่งผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมได้ การระบายน้ำเสียที่ไม่ได้ผ่านการบำบัดก่อนหรือน้ำเสียที่ผ่านการบำบัดแต่คุณภาพน้ำยังไม่ผ่านตามมาตรฐานที่กฎหมายกำหนดจะก่อให้เกิดผลกระทบต่อประชาชนและระบบนิเวศทางน้ำอย่างมหาศาล (Ahmed et al., 2021)

นอกจากนี้ การศึกษาในระบบ SBR (Sequencing Batch Reactor) ยังพบว่าการใช้ตะกอนจุลินทรีย์จะช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการปรับตัวและเจริญเติบโตในสภาพแวดล้อมที่หลากหลาย และสามารถบำบัดน้ำเสียได้อย่างมีนัยสำคัญ (Chen et al., 2020) ซึ่งมีคุณสมบัติในการย่อยสลายสารอินทรีย์ที่มีอยู่ในน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพในการลดระดับสารพิษในน้ำเสีย เช่น แอมโมเนีย และ ค่าซีโอดี (COD) (Chand et al., 2021)

ดังนั้นงานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนสูง โดยใช้ระบบเอสบีอาร์ (SBR) การศึกษาครั้งนี้ผู้วิจัยจึงทำการบำบัดน้ำเสียโดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์เพื่อประเมินประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในบำบัดน้ำเสีย SBR โดยเฉพาะเพื่อมุ่งเน้นในการลดระดับแอมโมเนียของน้ำเสีย และเพื่อพัฒนาระบบการให้มีความยั่งยืนและประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียให้ดีขึ้น พารามิเตอร์ที่วิเคราะห์ ได้แก่ แอมโมเนียไนโตรเจน ค่าซีโอดี ค่าความเป็นกรด-ด่าง และของแข็งแขวนลอย ด้วยผลการการศึกษาเกี่ยวกับจุลินทรีย์ในปุ๋ยคอกจะช่วยเพิ่มความเข้าใจในกลไกการทำงานของจุลินทรีย์เหล่านี้ และสามารถพัฒนาระบบบำบัดน้ำเสียให้มีประสิทธิภาพและยั่งยืนได้ในอนาคต

เอกสารและงานวิจัยที่เกี่ยวข้อง

น้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบเป็นน้ำทิ้งที่เกิดขึ้นระหว่างการย่อยสลายวัสดุอินทรีย์และอนินทรีย์ในหลุมฝังกลบ โดยมีสารประกอบไนโตรเจนในระดับที่มีนัยสำคัญ ซึ่งอาจส่งผลกระทบต่อความเสี่ยงด้านสิ่งแวดล้อมและสาธารณสุข (Kjeldsen et al., 2002) แหล่งที่มาและการจัดการไนโตรเจนในน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบ ไนโตรเจนมีต้นกำเนิดมาจากการสลายตัวของจุลินทรีย์ในสารอินทรีย์ โปรตีน กรดอะมิโน ปล่อยแอมโมเนียออกมา (NH_4^+) และสารประกอบไนโตรเจนอินทรีย์ (Corsino et al., 2020; Kjeldsen et al., 2002)

ไนโตรเจนในน้ำชะขยะสามารถก่อให้เกิดผลกระทบต่อสิ่งแวดล้อมในหลายด้าน รวมถึงการปนเปื้อนของน้ำใต้ดิน ปัญหายูโทรฟิเคชัน และการเกิดกลิ่นเหม็น แอมโมเนียที่มีอยู่ในน้ำชะขยะสามารถซึมผ่านลงสู่ชั้นน้ำใต้ดินทำให้เกิดมลพิษมากขึ้น (Christensen et al., 1996) การอัดไนโตรเจนในน้ำผิวดินทำให้เกิดการยูโทรฟิเคชัน ทำให้เกิดการแพร่กระจายของสาหร่ายและทำให้ออกซิเจนลดลง (Cira et al., 2016) นอกจากนี้ การระเหยของแอมโมเนียในระหว่างการรักษายังก่อให้เกิดกลิ่นไม่พึงประสงค์อีกด้วย (Kampschreur et al., 2009) การจัดการที่มีประสิทธิภาพ ได้แก่ ระบบรวบรวมและบำบัดน้ำชะขยะ กระบวนการทางชีวภาพ เช่น ไนตริฟิเคชันและแอมโมเนียออกซิเดชันแบบไม่ใช้ออกซิเจน (anammox) และกระบวนการออกซิเดชันขั้นสูงเพื่อลดระดับไนโตรเจนและลดความเสี่ยงด้านสิ่งแวดล้อม

ปุ๋ยคอกแห้งเป็นสารดูดซับที่เป็นมิตรต่อสิ่งแวดล้อมและมีต้นทุนต่ำ เป็นของเสียจากชีวภาพซึ่งมีส่วนประกอบของแคลเซียมออกไซด์ 12.48% แมกนีเซียมออกไซด์ 0.9% แคลเซียมซิลิเกต 0.312% อะลูมิเนียมออกไซด์ 20% เหล็กออกไซด์ 20% และซิลิกา 61% โดยการมีซิลิกาสูงที่สุดทำให้มีความสามารถในการดูดซับไอออนโลหะได้ดี ข้อดีของการใช้ปุ๋ยคอกเป็นคือไม่เพียงแต่มีมูลค่าทางเศรษฐกิจที่ต่ำ แต่ยังสามารถช่วยหยุดยั้งปัญหาสิ่งแวดล้อมอื่น ๆ อย่างกลิ่นเหม็นที่เกิดจากปุ๋ยคอกได้ (V.C. Ojemeh et al., 2017; V.C. Ojeme et al., 2019) และพบว่าปุ๋ยคอกสามารถนำไปใช้ในการบำบัดโลหะหนักในน้ำเสียได้ดี เนื่องจากมีศักยภาพในการดูดซับในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย โดยเฉพาะในระบบเติมอากาศ นอกจากนี้ปุ๋ยคอกสามารถลดปริมาณสารมลพิษ เช่น ค่า Chemical Oxygen Demand (ค่าซีโอดี, COD) ปริมาณของแข็งละลายในน้ำ (Total Dissolved Solids, TDS) และของแข็งแขวนลอยทั้งหมด (Total Suspended Solids, TSS) (Quraishi et al., 2018) ปุ๋ยคอกได้มีการใช้ประโยชน์อย่างมีประสิทธิภาพในงานวิจัยสำหรับการบำบัดน้ำเสียอุตสาหกรรมเพื่อกำจัดโลหะหนัก ยาเกษตรกรรม ยาฆ่าแมลง และปิโตรเคมี (Barot et al., 2012; Godambe et al., 2016) ปุ๋ยคอกมีความหลากหลายทางจุลชีววิทยาที่อุดมสมบูรณ์ ประกอบด้วยแบคทีเรีย โปรโตซัว และยีสต์ที่แตกต่างกัน (Tanvi Godambe et al., 2016) และได้มีการแยกสายพันธุ์ของแบคทีเรียที่พบในปุ๋ยคอก ได้แก่ *Enterobacter cloacae*, *Pseudomonas pseudocaligenes*, *Archromobacter* sp., *Aeromonas hydrophila*, *Bacillus pumilis*

ระบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) เป็นระบบตะกอนเลี้ยงเชื้อที่มีลักษณะเฉพาะ คือ มีถังตกตะกอนและถังเติมอากาศเป็นถังเดียวกัน ทำหน้าที่ตกตะกอนและเติมอากาศในแต่ละช่วงเวลา ซึ่งขั้นตอนในการบำบัดของระบบประกอบด้วยขั้นตอนการป้อนน้ำเสียเข้า (fill) การบำบัดและการเติมอากาศ (react and aerate) การตกตะกอน (settle) การระบายน้ำที่ผ่านการบำบัดและตะกอนส่วนเกินออกจากถังปฏิกรณ์ (draw) (Sombatsomphob et al., 2008) ดังนั้นระบบ SBR จึงเป็นระบบบำบัดน้ำเสียที่สามารถลดพื้นที่ในการก่อสร้างและใช้พลังงานในการดำเนินระบบบำบัดน้ำเสียน้อยโดยค่าออกแบบ (design parameters) ของระบบ SBR ที่สำคัญคือ ค่า F/M ratio ระยะเวลาการบำบัด (หรือช่วงเติมอากาศ) MLSS และระยะเวลาเก็บกักน้ำ (HRT) (US.EPA., 1999) ระบบ SBR สามารถบำบัดทั้งความสกปรกในรูปบีโอดี ซีโอดี รวมถึงธาตุอาหารได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Alagha et al., 2020)

วิธีการวิจัย

การวิจัยในครั้งนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อวิเคราะห์ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนสูงด้วยตะกอนจุลินทรีย์จากบริษัท อีสเทิร์น ซีบอร์ด เอนไวรอนเมทัลลอล คอมเพล็กซ์ ตำบลบ่อวิน อำเภอสัตหีบ จังหวัดชลบุรี ทางผู้วิจัยมีการออกแบบดำเนินการ แบ่งออกเป็น 3 ส่วนหลัก ๆ คือ 1) การปรับปรุงสภาพตะกอนจุลินทรีย์ 2) การศึกษาประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในการบำบัดแอมโมเนีย และ 3) การศึกษาปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในการกำจัดแอมโมเนีย โดยมีรายละเอียดดังนี้

1. น้ำเสียตัวอย่างและตะกอนจุลินทรีย์

น้ำเสียตัวอย่างที่ใช้ในการศึกษาค้างนี้ เป็นตัวอย่างน้ำเสียที่เก็บรวบรวมจากบริษัท อีสเทิร์น ซีบอร์ด เอนไวรอนเมทัลลอล คอมเพล็กซ์ น้ำเสียดังกล่าวมาจากน้ำชะขยะจากหลุมฝังกลบและน้ำจากภายนอกที่ส่งเข้ามาบำบัดในสถานประกอบการดังที่แสดงในตารางที่ 1 น้ำเสียมีคุณลักษณะ (ความเข้มข้นเริ่มต้น) คือ แอมโมเนียไนโตรเจน 232 มก./ล ของแข็งละลายน้ำ 17,500 มก./ล ค่าซีโอดี 2,328 มก./ล ค่าความเป็นกรด-ด่าง 8.67 และอุณหภูมิ 26.1 °C

ตะกอนจุลินทรีย์ที่ใช้ในการทดลองเป็นตะกอนจุลินทรีย์จากบ่อบำบัดน้ำเสียแบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) ของสถานประกอบการ โดยเป็นตะกอนที่มีการใช้งานจริงในระบบบำบัดน้ำเสีย

ตารางที่ 1 ส่วนประกอบและสมบัติทางเคมีของน้ำเสียตัวอย่าง วิเคราะห์เมื่อวันที่ 11 พฤศจิกายน พ.ศ. 2567

ดัชนีตรวจวัด	หน่วย	ผลการตรวจวัด
ค่าความเป็นกรด-ด่าง		8.67
อุณหภูมิ	°C	26.1
ของแข็งละลายน้ำ	มก./ล	17,500
แอมโมเนียไนโตรเจน	มก./ล	232
ค่าซีโอดี COD	มก./ล	2,328

2. ถึงปฏิกิริยา Sequencing Batch Reactor (SBR)

การศึกษาในครั้งนี้ใช้ระบบ Sequencing Batch Reactor (SBR) ซึ่งเป็นกระบวนการบำบัดน้ำเสียที่มีประสิทธิภาพและเหมาะสมสำหรับการบำบัดน้ำเสียจากแหล่งกำเนิดที่หลากหลาย โดยถึงปฏิกิริยาของระบบ SBR ที่ใช้ทำจากเม็ดพลาสติกโพลีเอทิลีนรูปทรงสี่เหลี่ยม ปริมาตร 1,000 ลิตร ความจุน้ำเสีย 1,000 ลิตร ระบบถูกออกแบบให้มีการจ่ายอากาศผ่านท่อ PVC ที่เจาะรูขนาดเล็กกระจายอยู่ทั่วระบบ เพื่อให้เกิดการกระจายอากาศที่สม่ำเสมอและทั่วถึงในถังปฏิกิริยา การจ่ายอากาศในลักษณะนี้ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพในการถ่ายเทออกซิเจนเข้าสู่ระบบและสนับสนุนการเจริญเติบโตและการทำงานของจุลินทรีย์

3. การตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำและพารามิเตอร์

ตรวจวิเคราะห์คุณภาพน้ำเสียก่อนบำบัดและหลังบำบัด โดยมีรายละเอียดดังนี้ น้ำเสียก่อนทำการบำบัดพารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวัด ได้แก่ อุณหภูมิ ของแข็งละลายน้ำ ค่าออกซิเจนละลายน้ำ ค่าความเป็นกรด-ด่าง แอมโมเนียไนโตรเจน และ ค่าซีโอดี COD

การวิเคราะห์น้ำเสียระหว่างการบำบัดกำหนดช่วงเวลากักเก็บน้ำที่ 9.00 นาฬิกา และ 15.00 นาฬิกา โดยมีรายละเอียดดังนี้ น้ำเสียระหว่างการบำบัดพารามิเตอร์ที่ทำการตรวจวัด คือ อุณหภูมิของแข็งละลายน้ำ ค่าออกซิเจนละลายน้ำ ค่าความเป็นกรด-ด่าง แอมโมเนียไนโตรเจน และ ค่าซีโอดี COD

ตารางที่ 2 พารามิเตอร์ที่ใช้สำหรับการวิเคราะห์ในการทดลอง

พารามิเตอร์	หน่วย	วิธีวิเคราะห์	ความถี่ในการตรวจ
ค่าความเป็นกรด-ด่าง		เครื่องวัดพีเอช	2 ครั้ง/วัน
อุณหภูมิ	°C	เครื่องวัดอุณหภูมิ	2 ครั้ง/วัน
ค่าออกซิเจนละลายน้ำ	มก./ล	เครื่องวัดออกซิเจนละลาย	2 ครั้ง/วัน
ของแข็งละลายน้ำ	มก./ล	เครื่องวัดปริมาณของแข็งทั้งหมดที่ละลายในน้ำ	2 ครั้ง/วัน
แอมโมเนียไนโตรเจน	มก./ล	เครื่องวัดแอมโมเนียไนโตรเจน	2 ครั้ง/วัน
ค่าซีโอดี	มก./ล	Titrimetric Method	1 ครั้ง/สัปดาห์

4. ขั้นตอนการดำเนินงานวิจัย

3.1 การปรับสภาพตะกอนจุลินทรีย์

ในการวิจัยผู้ศึกษามีการเตรียมตะกอนจุลินทรีย์ก่อนเข้าสู่กระบวนการทดลองเพื่อให้จุลินทรีย์สามารถเจริญเติบโตและปรับตัวกับน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์จำนวน 200 ลิตร ซึ่งได้จากบ่อบำบัดน้ำเสียระบบ SBR ของสถานประกอบการ และทำการผสมกับน้ำดีปริมาตร 200 ลิตร จากนั้นเปิดลมเพื่อเติมอากาศให้กับระบบ โดยมีการจ่ายอากาศผ่านท่อ PVC ที่เจาะรูขนาดเล็กกระจายอยู่ทั่วระบบ เพื่อให้เกิดการกระจายอากาศที่สม่ำเสมอและทั่วถึงในถังปฏิกรณ์ หลังจากนั้นเติมน้ำเสียตัวอย่างลงในถังปฏิกรณ์ครั้งแรก 50 ลิตร เพื่อให้จุลินทรีย์ปรับตัวและคุ้นเคยกับน้ำเสียก่อน (acclimatization)

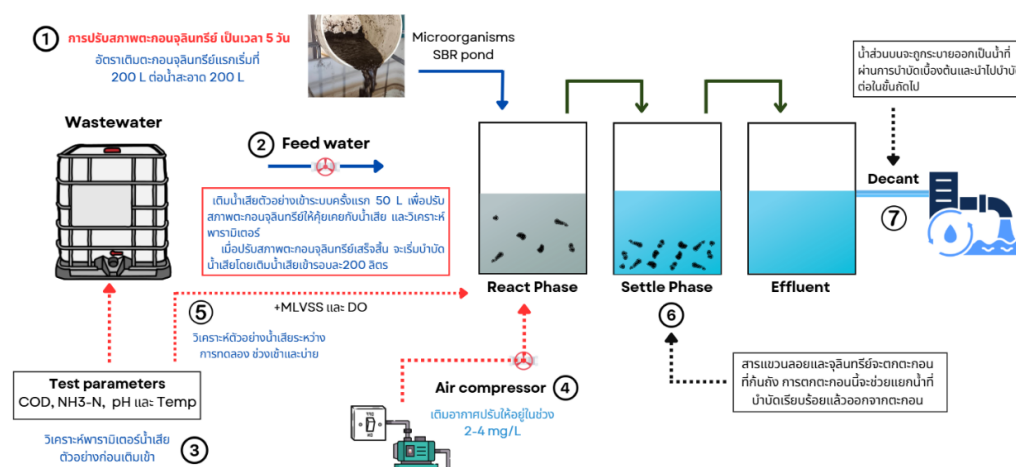
โดยกำหนดระยะเวลาในการปรับสภาพของจุลินทรีย์ 10 วัน ซึ่งอ้างอิงตามแนวทางในงานวิจัยของ (Quraishi et al. 2018) ที่ระบุว่าจุลินทรีย์จากปุ๋ยคอกซึ่งถูกนำมาใช้เป็นหัวเชื้อสามารถปรับตัวกับน้ำเสียอุตสาหกรรมได้ภายในระยะเวลา 7-10 วัน โดยใช้การลดลงของแอมโมเนียไนโตรเจนในระบบเป็นตัวชี้วัดความสามารถในการปรับตัวของจุลินทรีย์

3.2 ขั้นตอนการบำบัดน้ำเสียตัวอย่าง

กระบวนการบำบัดน้ำเสียในงานวิจัยนี้ดำเนินการทั้งหมด 3 รอบ โดยในแต่ละรอบจะทำการบ่อน้ำเสียตัวอย่างปริมาณ 200 ลิตร เข้าสู่ถังบำบัดที่มีตะกอนจุลินทรีย์ กระบวนการบำบัดดำเนินการต่อเนื่องโดยไม่มีกระบวนการพักตกตะกอนระหว่างรอบการเติมน้ำเสีย การเติมน้ำเสียในแต่ละรอบจะเริ่มต้นเมื่อค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในถังลดลงจนถึงระดับที่กำหนด ในระหว่างกระบวนการบำบัด มีการเติมอากาศลงในถังตลอดเวลา เพื่อกระตุ้นจุลินทรีย์ในตะกอนให้ทำงานย่อยสลายสารปนเปื้อนในน้ำเสีย โดยมีการควบคุมสภาวะที่เหมาะสมสำหรับการบำบัด ได้แก่ อุณหภูมิระหว่าง 25-30 °C ค่าออกซิเจนละลายน้ำ อยู่ในช่วง 2-4 มก./ล และ ค่าความเป็นกรด-ด่าง ในช่วง 6.5-7.5 ซึ่งเป็นสภาวะที่ส่งเสริมการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนในระบบได้อย่างมีประสิทธิภาพ (Nadeem et al., 2024)

ในระหว่างการดำเนินการ มีการเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อนำไปวิเคราะห์ ได้แก่ แอมโมเนียไนโตรเจน ออกซิเจนละลายน้ำ ค่าซีโอดี ของแข็งละลายน้ำทั้งหมด ค่าความเป็นกรด-ด่าง และอุณหภูมิ การเก็บตัวอย่างน้ำเพื่อตรวจวัดพารามิเตอร์ดังกล่าวดำเนินการวันละ 2 ครั้ง ในช่วงเช้าและบ่าย เพื่อศึกษาค่าที่เปลี่ยนแปลงระหว่างรอบการบำบัด

หลังจากกระบวนการบำบัดเสร็จสิ้น น้ำที่ผ่านการบำบัดจะนำไปวิเคราะห์คุณภาพโดยเปรียบเทียบค่าพารามิเตอร์ก่อนและหลังการบำบัด เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน และศึกษาปัจจัยต่าง ๆ ที่อาจมีผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์ในกระบวนการบำบัด ได้แก่ ค่าความเป็นกรด-ด่าง อุณหภูมิ และค่าออกซิเจนละลายน้ำ โดยกระบวนการบำบัดอธิบายดังภาพที่ 1



ภาพที่ 1 แผนผังกระบวนการบำบัดน้ำเสียของระบบถังปฏิกรณ์แบบ SBR

ผลการวิจัย และวิจารณ์ผลการวิจัย

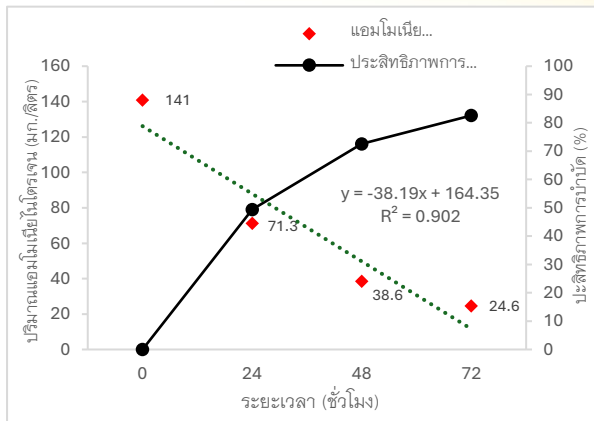
1. ประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสีย

จากภาพที่ 2 ผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพการบำบัดแอมโมเนียของน้ำเสียตัวอย่างที่ระยะเวลา 0 24 46 และ 72 ชั่วโมงทั้งสามรอบ จากกราฟแสดงถึงผลการทดลองที่วิเคราะห์การเปลี่ยนแปลงของปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนและประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสีย โดยแกน X คือระยะเวลาในการทดลอง (ชั่วโมง) ซึ่งแสดงค่าที่ช่วง 0 24 48 และ 72 ชั่วโมง ที่แกน Y ข้ามมือแสดงค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสีย (มก./ล) ส่วนแกน Y ขวามือแสดงค่าประสิทธิภาพการบำบัดในรูปแบบเปอร์เซ็นต์ จุดข้อมูลสีแดงบนกราฟแสดงค่าความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนซึ่งลดลงตามระยะเวลาการบำบัด ความสัมพันธ์ระหว่างปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) และประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสีย สามารถสรุปผลการวิจัยได้ดังนี้

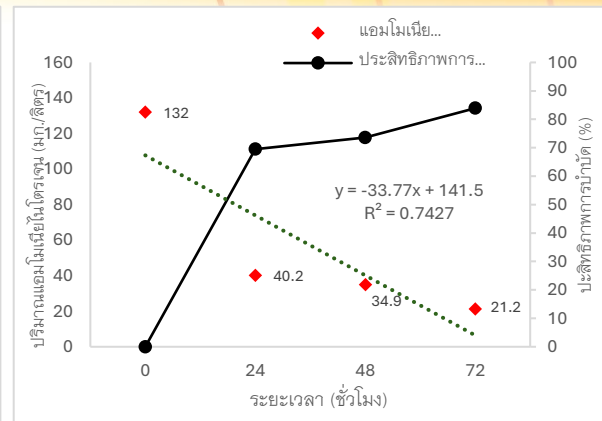
การทดลองบำบัดรอบที่ 1 จากกราฟแสดงถึงการลดลงของปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสีย โดยปริมาณแอมโมเนียเริ่มต้น 141 มก./ล ลดลงเหลือ 24.6 มก./ล ในชั่วโมงที่ 72 ประสิทธิภาพเฉลี่ยในการบำบัดอยู่ที่ 82.6% ซึ่งแสดงถึงการลดลงอย่างมีประสิทธิภาพของแอมโมเนียไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย ในขณะเดียวกันแนวโน้มการลดลงของแอมโมเนียไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดคือ $y = -38.19x + 164.35$ เป็นสมการเชิงเส้นที่แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนแปรผกผันกับระยะเวลาการบำบัดโดยค่า $R^2 = 0.902$ บ่งบอกถึงประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์ที่กำจัดแอมโมเนียได้ถึง 90.2% ซึ่งแสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในการลดปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียได้อย่างชัดเจน (ภาพที่ 1 (ก))

การทดลองบำบัดรอบที่ 2 จากกราฟแสดงถึงการลดลงของปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสีย โดยปริมาณแอมโมเนียเริ่มต้น 132 มก./ล ลดลงเหลือ 21.2 มก./ล ในชั่วโมงที่ 72 ประสิทธิภาพเฉลี่ยในการบำบัดอยู่ที่ 83.9% ซึ่งแสดงถึงการลดลงอย่างมีประสิทธิภาพของแอมโมเนียไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย ในขณะเดียวกันแนวโน้มการลดลงของแอมโมเนียไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดคือ $y = -33.77x + 141.5$ เป็นสมการเชิงเส้นที่แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนแปรผกผันกับระยะเวลาการบำบัดโดยค่า $R^2 = 0.7427$ บ่งบอกถึงประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์และระยะเวลาการบำบัดในการกำจัดแอมโมเนีย (ภาพที่ 1 (ข))

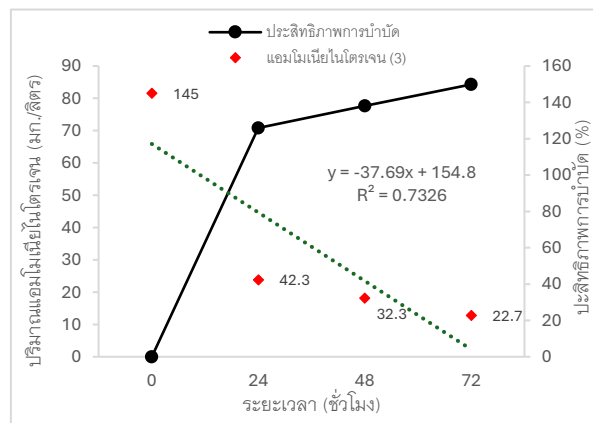
การทดลองบำบัดรอบที่ 3 จากกราฟแสดงถึงการลดลงของปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสีย โดยปริมาณแอมโมเนียเริ่มต้น 145 มก./ล ลดลงเหลือ 22.7 มก./ล ในชั่วโมงที่ 72 ประสิทธิภาพเฉลี่ยในการบำบัดอยู่ที่ 84.3% ซึ่งแสดงถึงการลดลงอย่างมีประสิทธิภาพของแอมโมเนียไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดน้ำเสีย ในขณะเดียวกันแนวโน้มการลดลงของแอมโมเนียไนโตรเจนในกระบวนการบำบัดคือ $y = -37.69x + 154.8$ เป็นสมการเชิงเส้นที่แสดงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนแปรผกผันกับระยะเวลาการบำบัดโดยค่า $R^2 = 0.7326$ บ่งบอกถึงประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์และระยะเวลาการบำบัดในการกำจัดแอมโมเนีย (ภาพที่ 1 (ค))



(ก)



(ข)



(ค)

ภาพที่ 2 การเปลี่ยนแปลงของปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนและประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์ในการบำบัดน้ำเสียตัวอย่าง
ที่ระยะเวลา 0 24 46 และ 72 ชั่วโมง (ก) บำบัดรอบที่ 1 (ข) บำบัดรอบที่ 2 และ (ค) บำบัดรอบที่ 3

2. ปัจจัยที่มีผลต่อประสิทธิภาพการทำงานของจุลินทรีย์ในการกำจัดแอมโมเนียในน้ำเสีย

ตารางที่ 3 ผลการตรวจวัดค่า pH อุณหภูมิ และ DO หลังการทดลองทั้ง 3 รอบ

ดัชนีตรวจวัด (หน่วย)	ผลการตรวจวัด					
	1		2		3	
	ก่อน	หลัง	ก่อน	หลัง	ก่อน	หลัง
ความเป็นกรด - ด่าง	8.55	7.46	8.74	7.77	8.60	7.75
อุณหภูมิ (°C)	25.4	25.6	25.8	25.7	27.6	27.1
ออกซิเจนละลายในน้ำ (มก./ล)	6.65	2.14	4.95	2.03	4.86	2.03
แอมโมเนีย (NH ₃ -N) (มก./ล)	141	24.6	132	21.2	145	22.7
ประสิทธิภาพการกำจัดแอมโมเนีย (%)	82.6		83.9		84.3	

จากตารางที่ 3 พบว่า ในระหว่างการดำเนินการทดลองค่าความเป็นกรด - ด่างที่มีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียอยู่ในช่วง 7.46-8.60 โดยมีประสิทธิภาพในการกำจัดแอมโมเนียสูงสุดเท่ากับ 82.6% 83.9% และ 84.3% ตามลำดับ ถือว่าเหมาะสมสำหรับการทำงานของจุลินทรีย์ (Nadeem et al., 2024) ซึ่งผลการศึกษาค่าความเป็นกรด - ด่างดังกล่าวสอดคล้องกับงานวิจัยของ Nadeem et al. (2024) ที่แสดงให้เห็นว่าค่าพีเอชในการกำจัดแอมโมเนียมักทำงานได้อย่างมีประสิทธิภาพในช่วงความเป็นกรด - ด่าง ระหว่าง 7 ถึง 8 การควบคุมค่าความเป็นกรด - ด่าง จึงมีบทบาทสำคัญต่อการรักษาประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในระบบ SBR เพื่อให้การบำบัดน้ำเสียดำเนินไปอย่างราบรื่นและมีประสิทธิภาพสูงสุด

การศึกษาค่าอุณหภูมิที่มีผลต่อประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในการกำจัดแอมโมเนีย พบว่า กระบวนการบำบัดน้ำเสียมีอุณหภูมิในช่วง 25.4 - 27.6°C (ตารางที่ 3) ค่าอุณหภูมิที่คงที่แสดงถึงการควบคุมสภาวะในระบบได้อย่างเหมาะสม อุณหภูมิเป็นตัวแปรสำคัญที่ส่งผลต่ออัตราการเจริญเติบโตและการทำงานของจุลินทรีย์ อุณหภูมิในช่วง 25 - 35°C เป็นช่วงที่เหมาะสมที่สุดสำหรับจุลินทรีย์ที่เกี่ยวข้องกับการบำบัดแอมโมเนีย การคงค่าอุณหภูมิช่วยรักษาประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ หากอุณหภูมิสูงหรือต่ำกว่านี้ อาจทำให้จุลินทรีย์ทำงานได้ไม่เต็มประสิทธิภาพ และอัตราการบำบัดแอมโมเนียอาจลดลง

การศึกษาค่าออกซิเจนละลายในน้ำที่มีผลต่อประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในการกำจัดแอมโมเนีย พบว่า กระบวนการบำบัดน้ำเสียมีค่าออกซิเจนละลายในน้ำอยู่ในช่วง 2.03 - 6.65 มก./ล (ตารางที่ 3) แสดงถึงการทำงานของจุลินทรีย์ที่ใช้ออกซิเจนในกระบวนการออกซิเดชันแอมโมเนีย (Nitrification) การลดลงในช่วงท้ายของค่าออกซิเจนละลายในน้ำ เกิดจากความต้องการออกซิเจนของจุลินทรีย์ในการบำบัดแอมโมเนีย ส่งผลให้ออกซิเจนในน้ำลดลงอย่างชัดเจน (Chávez et al., 2019) การลดลงของค่าออกซิเจนละลายในน้ำอย่างต่อเนื่องบ่งชี้ถึงการทำงานอย่างมีประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ที่มีบทบาทสำคัญในการเปลี่ยนแอมโมเนีย (NH_3) ให้เป็นไนไตรต์ (NO_2^-) และไนเตรต (NO_3^-)

สรุปผลการวิจัย

จากผลการศึกษาการบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนของแอมโมเนียไนโตรเจนสูง โดยใช้ตะกอนจุลินทรีย์แบบใช้อากาศในการบำบัดน้ำเสียตัวที่มีแอมโมเนียความเข้มข้นในช่วง 100-250 มก./ล ผลการวิจัยแสดงให้เห็นว่าตะกอนจุลินทรีย์จากระบบ SBR ของทางสถานประกอบการมีศักยภาพในการบำบัดน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนสูง ตะกอนจุลินทรีย์สามารถลดความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยปริมาณแอมโมเนียไนโตรเจนเริ่มต้นในแต่ละรอบอยู่ที่ 141 132 และ 145 มก./ล ตามลำดับ และลดลงเหลือ 24.6 21.2 และ 22.7 มก./ล หลังการบำบัดครบ 72 ชั่วโมง ซึ่งเป็นผลมาจากกระบวนการไนตริฟิเคชันที่ดำเนินไปอย่างต่อเนื่องในระบบ การเปลี่ยนแปลงนี้แสดงให้เห็นถึงประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจน ($\text{NH}_3\text{-N}$) โดยประสิทธิภาพของตะกอนจุลินทรีย์มีการบำบัดสูงสุดในแต่ละรอบการทดลองอยู่ที่ 82.6% 83.9% และ 84.3% ตามลำดับ และข้อมูลจากสมการเชิงเส้นที่แสดงความสัมพันธ์ระหว่างระยะเวลาการบำบัดกับการลดลงของความเข้มข้นแอมโมเนียไนโตรเจน ($R^2=0.902$, $R^2=0.7427$, $R^2=0.7326$) พบว่าระยะเวลาการบำบัด 72 ชั่วโมง เป็นช่วงเวลาที่มียุทธสิทธิภาพการบำบัดเฉลี่ยเท่ากับ 79.2% โดยการทดลองนี้มีการควบคุมปัจจัยที่อาจส่งผลต่อประสิทธิภาพของจุลินทรีย์ระหว่างการบำบัด ได้แก่ ค่าออกซิเจนละลายน้ำ (DO) ในช่วง 2 - 4 มก./ล ค่าความเป็นกรด-ด่าง ในช่วง 6.5 - 7.5 และอุณหภูมิระหว่าง 25.4 - 27.6°C

จากผลการทดลองทั้งสามรอบ พบว่าแอมโมเนียไนโตรเจนมีความเข้มข้นเริ่มต้นสูงสุด 145 มก./ล พบว่าตะกอนจุลินทรีย์สามารถกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพสูงสุดที่ 84.3% ในระยะเวลา 72 ชั่วโมง ซึ่งแสดงให้เห็นว่าตะกอนจุลินทรีย์ในระบบ SBR สามารถรองรับและกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนในน้ำเสียที่มีความเข้มข้นสูงได้ดี เหมาะสำหรับการบำบัดน้ำเสียจากแหล่งที่มีแอมโมเนียไนโตรเจนสูง และผลการทดลองดังกล่าวยังสอดคล้องกับงานวิจัยของ (Kumar et al., 2022) จากการศึกษาพบว่าจุลินทรีย์แบคทีเรียกลุ่มไนตริไฟเออร์ มีความสามารถในการกำจัดแอมโมเนียไนโตรเจนได้อย่างมีประสิทธิภาพในระบบบำบัดน้ำเสีย ซึ่งสนับสนุนแนวคิดที่ว่ามูลวัวเป็นแหล่งจุลินทรีย์ธรรมชาติที่มีศักยภาพสูงในการนำมาใช้ในระบบบำบัดน้ำเสีย โดยเฉพาะในระบบที่ต้องการการปรับตัวของจุลินทรีย์ต่อสภาวะที่มีแอมโมเนียความเข้มข้นสูง

ข้อเสนอแนะ

1. ศึกษาเชิงลึกเกี่ยวกับจุลินทรีย์ในระบบ SBR เพื่อวิเคราะห์ชนิดและสัดส่วนของจุลินทรีย์ในตะกอน เพื่อระบุชนิดที่มีบทบาทสำคัญในการบำบัดแอมโมเนียไนโตรเจนและศึกษาความสามารถของจุลินทรีย์ที่ผ่านการปรับตัวในสภาวะน้ำเสียที่มีความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนสูง เพื่อประเมินความเหมาะสมในการใช้งานในระบบขนาดใหญ่
2. ศึกษาการปรับปรุงประสิทธิภาพของระบบ ผลของการเปลี่ยนแปลงปัจจัยต่าง ๆ ของค่า ค่าออกซิเจนละลายน้ำ ค่าความเป็นกรด-ด่าง และอุณหภูมิ เพื่อหาขอบเขตที่เหมาะสมที่สุดและศึกษาศักยภาพของจุลินทรีย์ชนิดอื่นที่อาจเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด เช่น จุลินทรีย์ที่สามารถทนต่อความเข้มข้นของแอมโมเนียไนโตรเจนที่สูงขึ้น หรือจุลินทรีย์ที่สามารถบำบัดน้ำเสียที่มีสารมลพิษชนิดอื่นได้

กิตติกรรมประกาศ

ผู้วิจัยขอขอบคุณบริษัท อีสเทิร์น ซิเบอร์คเอนไวรอนเมทัลคอลลอมเพล็กซ์ ตำบลบ่อวิน อำเภอศรีราชา จังหวัดชลบุรี ที่ให้การสนับสนุนงานวิจัยนี้

เอกสารอ้างอิง

- กระทรวงอุตสาหกรรม. (2560). ประกาศกระทรวงอุตสาหกรรมเรื่องกำหนดมาตรฐานควบคุมการระบายน้ำทิ้งจากโรงงาน พ.ศ. 2560. ค้นจาก <http://www.diw.go.th/hawk/content.php?mode=laws&tabid=1&secid=3>
- ธงชัย พรรณสวัสดิ์. (2545). การกำจัดไนโตรเจนและฟอสฟอรัสทางชีวภาพ. กรุงเทพฯ: สมาคมวิศวกรรมสิ่งแวดล้อมแห่งประเทศไทย. ค้นจาก <http://www.diw.go.th/hawk/content.php?mode=laws&tabid=1&secid=3>
- สุบัณฑิต นิมรัตน์. (2548). จุลชีววิทยาของน้ำเสีย. กรุงเทพฯ: สำนักพิมพ์แห่งจุฬาลงกรณ์มหาวิทยาลัย.
- Abbas, A., Jingsong, G., Ping, Z., Pan, Y., and Al-Rekabi, S. (2009). Review on landfill leachate treatments. *Journal of Applied Sciences Research*, 5, 534–545.
- Ahmed, F. N., and Lan, C. Q. (2012). Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review. *Desalination*, 287, 41–54.
- Ahmed, J., Thakur, A., and Goyal, A. (2021). Industrial wastewater and its toxic effects. *Chemistry in the environment*, 1–14. DOI: <https://doi.org/10.1039/9781839165399-00001>
- Alagha, O., Allazem, A., Bukhari, A. A., Anil, I., and Mu'azu, N. D. (2020). Suitability of SBR for wastewater treatment and reuse: Pilot-scale reactor operated in different anoxic conditions. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(5), 1617. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph17051617>
- Barot, S., and Bagla, K. (2012). Eco-friendly wastewater treatment by cow dung powder (Adsorption studies of Cr(III), Cr(VI) and Cd(II) using tracer technique). *Desalination and Water Treatment*, 38, 104–113.
- Bashir, M. J., Aziz, H. A., and Yusoff, S. (2011). New sequential treatment for mature landfill leachate by cationic/anionic and anionic/cationic processes: Optimization and comparative study. *Journal of Hazardous Materials*, 186, 92–102.
- Chávez, P., Pizarro, C., and Galiano, L. (2019). Landfill leachate treatment using activated carbon obtained from coffee waste. *Eng Sanit Ambient*, 24, 8330–842. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522019178655>

- Chen, H., Yi, H., Li, H., Guo, X., and Xiao, B. (2020). Effects of thermal and thermal-alkaline pretreatments on continuous anaerobic sludge digestion: Performance, **energy balance and enhancement mechanism**. *Renewable Energy*, 4. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.10.051>
- Christensen, B., Jensen, L., and Christensen, H. (1996). Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater. *Water Research*, 30(12), 3037–3049.
- Cira, K., Paerl, W., and Wetz, S. (2016). Effects of nitrogen availability and form on phytoplankton growth in a eutrophic estuary (Neuse River Estuary, NC, USA). *PLoS ONE*, 11(8), e0160663. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0160663>
- Corsino, F., Capodici, M., Di Trapani, D., Torregrossa, M., and Viviani, G. (2020). Assessment of landfill leachate biodegradability and treatability by means of allochthonous and autochthonous biomasses. *New Biotechnology*, 55, 91–97. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2019.10.007>
- Godambe, T., and Farooqui, M. H. (2016). Cow dung bacteria offer an effective bioremediation for hydrocarbon-benzene. *International Journal of Biotechnology Trends*, 6, 13–20.
- Kampschreur, J., Temmink, H., Kleerebezem, R., Jetten, M., and van Loosdrecht, M. (2009). Nitrous oxide emission during wastewater treatment. *Water Research*, 43(17), 4093–4103. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.03.001>
- Kjeldsen, P., Barlaz, A., Rooker, P., Baun, A., Ledin, A., and Christensen, H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297–336. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- Kumar, L., Sharma, J., and Kaur, R. (2022). Catalytic performance of cow-dung sludge in water treatment mitigation and conversion of ammonia nitrogen into nitrate. *Sustainability*, 14(4), 2183. DOI: <https://doi.org/10.3390/su14042183>
- Li, W., Hua, T., Zhou, Q., Zhang, S., and Li, F. (2010). Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption. *Desalination*, 264, 56–62.
- Nadeem, A., Khan, Majumder, A., and Singh, S. (2024). C/N ratio effect on oily wastewater treatment using column type SBR. *Machine learning prediction and metagenomics study*, 8–10. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-024-72490-0>
- Chand, N., Suthar, S., Kumar, K., and Tyagi, V. K. (2021). Enhanced removal of nutrients and coliforms from domestic wastewater in cattle dung biochar-packed *Colocasia esculenta*-based vertical subsurface flow constructed wetland. *Journal of Water Process Engineering*, 4. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101994>
- Ojemeh, V. C. (2017). Adsorption of Lead (II) ion from aqueous solution using chemically treated and untreated cow dung ash. *Federal University of Technology Akure*.
- Ojeme, V. C., Ayodele, O., Oluwasina, O. O., and Okoronkw, E. A. (2019). Adsorption of Pb (II) ions from aqueous solutions using chemically treated and untreated cow dung ash. *Bioresources*, 14(2), 2622–2641.
- Agarwal, P., Gupta, R., & Agarwal, N. (2019). Advances in synthesis and applications of microalgal nanoparticles for wastewater treatment. *Journal of Nanomaterials*, 2019, Article ID 7392713. DOI: <https://doi.org/10.1155/2019/7392713>

- Quraishi, T., Kenekar, A., Ranadive, P., and Kamath, G. (2018). Evaluation of performance of cow dung as microbial inoculum in industrial wastewater treatment and its environmental implications. **Indian Journal of Science and Technology**, 11(20). DOI: <https://doi.org/10.17485/ijst/2018/v11i20/122616>
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., and Moulin, P. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, 150, 468–493.
- Sombatsomphob, K. (2008). SBR wastewater treatment. **Journal of King Mongkut's University of Technology North Bangkok**, 18, 96–103.
- Umar, M., Aziz, H., and Yusoff, M. S. (2010). Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. **Waste Management**, 30, 2113–2121. United States Environmental Protection Agency. (1999). **Wastewater technology fact sheet: Sequencing batch reactors**. https://www3.epa.gov/npdes/pubs/sbr_new.pdf
- World Health Organization. (2023). **Water quality and health: Review of the health risks associated with water quality issues**. https://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality