

การบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลที่มีการปนเปื้อนยาปฏิชีวนะ
โดยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

TREATING HOSPITAL WASTEWATER CONTAMINATED WITH
ANTIBIOTICS USING MEMBRANE BIOREACTOR (MBR) SYSTEM

นิติวีร์ แทงไทย¹ กฤษณะ จิรสารสวัสดิ์² และ สิริลักษณ์ ประเสริฐกุลศักดิ์^{3*}
^{1,2,3*} อาจารย์, สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์และสถาปัตยกรรมศาสตร์
มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลสุวรรณภูมิ
217 ถนนนนทบุรี ตำบลสวนใหญ่ อำเภอเมืองนนทบุรี จังหวัดนนทบุรี 11000,
¹nitiwis.t@rmutsb.ac.th, ²kridsana.j@rmutsb.ac.th, ^{3*}sirilak.b@rmutsb.ac.th

Nitiwis Taengthai¹, Kridsana Jirasansawat² and Sirilak Prasertkulsak^{3*}
^{1,2,3*} Lecturer, Department of Environmental Engineering, Faculty of Engineering and
Architecture, Rajamangala University of Technology Suvarnabhumi,
217 Nonthaburi Road, Suan Yai Subdistrict, Mueang Nonthaburi District,
Nonthaburi 11000, Thailand,
¹nitiwis.t@rmutsb.ac.th, ²kridsana.j@rmutsb.ac.th, ^{3*}sirilak.b@rmutsb.ac.th

* ผู้ประพันธ์บทความ (Corresponding author)

บทคัดย่อ

งานวิจัยนี้ทำการศึกษาประสิทธิภาพในการบำบัดยาปฏิชีวนะจากน้ำเสียโรงพยาบาลด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน โดยเดินระบบที่ระยะเวลาเก็บกัก 3 ชั่วโมง ทำการเปรียบเทียบปริมาณตะกอนจุลินทรีย์ความเข้มข้นที่ 4 และ 6 g/L เริ่มเดินระบบเมื่อตะกอนจุลินทรีย์บำบัดน้ำเสียได้ค่าเสถียร แต่ผลการทดลองใช้เวลาในการเดินระบบประมาณ 60 วัน ผลการทดลองพบว่าตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเข้มข้น 6 g/L สามารถบำบัดยาปฏิชีวนะได้ดีกว่าตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเข้มข้น 4 g/L โดยตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเข้มข้น 4 g/L สามารถบำบัด Lincomycin และ Trimethoprim ได้ 100% ขณะที่ประสิทธิภาพการบำบัด Clarithromycin, Ciprofloxacin และ Norfloxacin ได้ระหว่าง 17.0-57.0% เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เป็น 6 g/L สามารถบำบัด Lincomycin, Erythromycin และ Trimethoprim ได้ 100% ขณะที่ประสิทธิภาพการบำบัด Norfloxacin, Ofloxacin, Levofloxacin และ Doxycycline ได้ระหว่าง 42.0-53.3% อย่างไรก็ตาม

ระบบไม่สามารถกำจัด Ampicillin และ Sulfamethoxazole ได้ที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ 4 และ 6 g/L ผลการศึกษานี้แสดงให้เห็นว่าความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์มีผลต่อประสิทธิภาพการบำบัด และสามารถนำไปประยุกต์ใช้เพื่อปรับปรุงระบบบำบัดน้ำเสียในโรงพยาบาลให้มีประสิทธิภาพมากขึ้น

คำสำคัญ: ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน, ยาปฏิชีวนะ, น้ำเสียโรงพยาบาล

ABSTRACT

This research investigated the efficiency of antibiotic removal from hospital wastewater using a membrane bioreactor system. The system was operated with a hydraulic retention time of 3 hours, comparing microbial sludge concentrations of 4 g/L and 6 g/L. The system was initiated once the microbial sludge reached a stable treatment state, with each experiment running for approximately 60 days. The results showed that a higher microbial sludge concentration (6 g/L) exhibited superior antibiotic removal efficiency compared to a concentration of 4 g/L. At the concentration of 4 g/L, the system achieved 100% removal of lincomycin and trimethoprim, while clarithromycin, ciprofloxacin, and norfloxacin removal efficiencies ranged between 17.0% and 57.0%. Increasing the microbial sludge concentration to 6 g/L resulted in 100% removal of lincomycin, erythromycin, and trimethoprim, while the removal efficiencies for norfloxacin, ofloxacin, levofloxacin, and doxycycline ranged between 42.0% and 53.3%. However, the system was unable to eliminate ampicillin and sulfamethoxazole at both sludge concentrations (4 and 6 g/L). These findings indicate that microbial sludge concentration significantly influences antibiotic removal efficiency and can be utilized to optimize hospital wastewater treatment systems for improved performance.

KEYWORDS: Antibiotics, Hospital Wastewater, Membrane bioreactor

1. บทนำ

ปัจจุบันยาปฏิชีวนะถูกใช้อย่างแพร่หลายเพื่อใช้ในการรักษาโรคทั่วไปเนื่องจากช่วยยับยั้งหรือลดการเจริญเติบโตของแบคทีเรีย อย่างไรก็ตามการใช้และการกำจัดยาปฏิชีวนะได้รับความสนใจอย่างมาก เนื่องจากแบคทีเรียและยาปฏิชีวนะเกิดการสัมผัสและแพร่กระจายส่งผลให้เกิดการดื้อต่อยาปฏิชีวนะในสิ่งแวดล้อมได้ [1] งานวิจัยมากมายยืนยันว่าโรงพยาบาลยังคงปล่อยของเสียที่มียาปฏิชีวนะโดยไม่ผ่านการบำบัดหรือบำบัดอย่างไม่เหมาะสมลงสู่ระบบนิเวศทางน้ำโดยรอบ [2] หากไม่ได้รับการบำบัดอย่างเหมาะสม ยาปฏิชีวนะที่ตกค้างก็สามารถซึมเข้าสู่สิ่งแวดล้อม น้ำบาดาล

ตะกอน ฯลฯ ซึ่งมีผลกระทบต่อสิ่งมีชีวิตในน้ำและเพิ่มความเสี่ยงต่อสุขภาพของมนุษย์ได้ [3] ในภูมิภาคเอเชียตะวันออกเฉียงใต้ยังไม่ค่อยมีการศึกษาเกี่ยวกับยาปฏิชีวนะที่ตกค้างในน้ำเสียของโรงพยาบาล [4] ประเทศไทยเป็นหนึ่งในประเทศในเอเชียตะวันออกเฉียงใต้ที่มีอัตราการบริโภคยาปฏิชีวนะค่อนข้างสูง [4, 5] ทำให้มีนักวิจัยเริ่มศึกษาเกี่ยวกับยาปฏิชีวนะที่ปนเปื้อนในน้ำเสียของโรงพยาบาล Chiemchaisri et al [6] ได้ศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดยาปฏิชีวนะ 19 ชนิดในกระบวนการบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลขนาดต่างๆ 60 แห่งทั่วประเทศไทย พบว่าประสิทธิภาพในการกำจัดยาปฏิชีวนะทั้งหมด (79-84%) ขึ้นอยู่กับขนาดของระบบบำบัดน้ำเสีย ยาปฏิชีวนะที่พบในปริมาณสูง ได้แก่ amoxicillin, ciprofloxacin, tetracycline, ampicillin และ norfloxacin ตามลำดับ โดย amoxicillin และ ampicillin ถูกกำจัดได้สูง (90-99%) ในระบบบำบัดน้ำเสียทุกขนาด เมื่อเปรียบเทียบกระบวนการบำบัด เช่น ระบบตะกอนเร่ง (CAS) ระบบคลองวนเวียน (OD) และระบบเอสบีอาร์ (SBR) พบว่าประสิทธิภาพการกำจัดยาปฏิชีวนะโดยรวมไม่แตกต่างกัน ($P>0.05$) โดยระบบจุลชีพแบบเกาะผิวตัวกลาง เช่น ระบบบำบัดแบบฟิล์มตรึงจมอยู่ใต้น้ำ ให้ประสิทธิภาพการกำจัดยาปฏิชีวนะที่ค่อนข้างต่ำ ระบบบำบัดด้วยกระบวนการทางธรรมชาติสามารถย่อยสลายยาปฏิชีวนะที่ตกค้างบางชนิดได้ เช่น fluoroquinolones, sulfamethoxazole และ trimethoprim ได้ การเติมคลอรีนช่วยกำจัดยาปฏิชีวนะบางชนิดได้เพิ่มขึ้น เช่น amoxicillin และ ampicillin เป็นต้น ซึ่งยาปฏิชีวนะห้าอันดับแรกที่ปล่อยออกสู่สิ่งแวดล้อมทางน้ำผ่านทางน้ำทิ้งที่ปล่อยออกมา ได้แก่ amoxicillin, tetracycline, ampicillin, ciprofloxacin และ Imipenem ตามลำดับ

ในน้ำเสียชุมชน น้ำเสียโรงพยาบาลเป็นแหล่งสำคัญของการปนเปื้อนของยาปฏิชีวนะ [2, 7] โดยทั่วไปแล้วน้ำเสียของโรงพยาบาลประกอบด้วยไวรัส/แบคทีเรีย จุลินทรีย์ก่อโรค กลุ่มยาปฏิชีวนะ, ยาที่ถูกเปลี่ยนแปลงไปบางส่วน สารประกอบอินทรีย์ ธาตุกัมมันตภาพรังสี และไอออนต่าง ๆ [8-10] ดังนั้นโรงบำบัดน้ำเสียแบบรวมจะได้รับน้ำเสียที่มียาปฏิชีวนะ หากไม่ย่อยสลายอย่างสมบูรณ์ ยาปฏิชีวนะจะตกค้างอยู่ในสิ่งแวดล้อมของน้ำผ่านทางน้ำทิ้งที่ปล่อยออกมาในแต่ละวัน แม้ว่าจะระดับการปล่อยยาปฏิชีวนะจะต่ำมากเมื่อเทียบกับมลพิษหลัก แต่ยาปฏิชีวนะบางชนิด เช่น azithromycin และ ciprofloxacin อาจก่อให้เกิดความเสี่ยงต่อความเป็นพิษต่อสิ่งมีชีวิตบางชนิดในสิ่งแวดล้อม [7, 11, 12] ส่วนผสมของยาปฏิชีวนะที่ตกค้างในระดับนาโนกรัมถึงไมโครกรัมในน้ำเสียของโรงพยาบาลอาจขัดขวางการเจริญเติบโตของสิ่งมีชีวิตหลายชนิดในน้ำผิวดิน เช่น หอยแมลงภู่น้ำจืด (*Elliptio complanata*) [12] ไมโครคริสเตเซียน (*Moina macrocopa*) และสาหร่ายน้ำจืด (*Chlorella vulgaris* และ *Scenedesmus quadricauda*) รวมถึงตะกอนในระบบบำบัดน้ำเสีย [13]

โดยทั่วไปน้ำเสียในโรงพยาบาลจะใช้กระบวนการทางชีววิทยาในการบำบัด เนื่องจากคุณสมบัติพื้นฐานคล้ายคลึงกับน้ำเสียในครัวเรือน ยาปฏิชีวนะหลายชนิดยังคงมีตะกอนจุลินทรีย์อยู่ในระดับสูงหลังการบำบัดผ่านการดูดซับ [14] เมื่อไม่นานมานี้มีการสำรวจการประยุกต์ใช้

กระบวนการทางชีววิทยาขั้นสูง เช่น ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพแบบเมมเบรน [5, 15] รวมถึงการเพิ่มกระบวนการบำบัด [16, 17] เพื่อเพิ่มการย่อยสลายทางชีวภาพของยาปฏิชีวนะในการบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาล การแยกสารด้วยเมมเบรนเป็นเทคโนโลยีขั้นสูงในการบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาลเนื่องจากใช้พลังงานค่อนข้างต่ำ, ง่ายความสามารถในการปรับขนาดและด้านเศรษฐศาสตร์ [18, 19] เมมเบรนถูกนำมาใช้กันอย่างแพร่หลายในการบำบัดน้ำเสียเพื่อแยกสารปนเปื้อน (เช่น แบคทีเรีย และโปรโตซัว) หรือไอออน [20-22] ถึงปฏิกรณ์ชีวภาพแบบเมมเบรน (MBR) ส่วนใหญ่ประกอบด้วยกระบวนการตะกอนเร่งและการกรองแบบไมโครฟิลเตรชัน/อัลตราฟิลเตรชันการกรองเมมเบรน (UF/MF) สำหรับการบำบัดน้ำเสียและการรีไซเคิล เมื่อเปรียบเทียบกับกระบวนการเปิดใช้งานทั่วไประบบบำบัดตะกอน ถึงตกตะกอนขั้นที่สอง และระบบกรองทรายถูกแทนที่ด้วยเมมเบรน UF/MF ในกระบวนการ MBR แบบคลาสสิก MBR จะกำจัดไวรัสจากน้ำเสียผ่านกลไกแบบผสมผสานได้แก่ การกำจัดอนุภาค การดูดซับ และการทำให้ไม่สามารถออกฤทธิ์จากกระบวนการบำบัดทางชีววิทยา [23] ด้วยเหตุนี้ เทคโนโลยี MBR แสดงให้เห็นความคุ้มค่าด้วยประสิทธิภาพที่สูงขึ้นและพลังงานต่ำการบริโภค [24] ซึ่งเป็นวิธีการขั้นสูงในการแยกสารผสมปนเปื้อนที่ซับซ้อนได้อย่างมีประสิทธิภาพและจุลินทรีย์ก่อโรคจากน้ำเสีย [25] งานวิจัยนี้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของการบำบัดยาปฏิชีวนะด้วยระบบถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน โดยเปรียบเทียบความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ในระบบที่แตกต่างกัน ซึ่งจะช่วยให้การปรับสภาวะการเดินระบบ MBR ให้มีประสิทธิภาพในการกำจัดยาปฏิชีวนะเพิ่มมากขึ้น

2. ทฤษฎีและวิธีการดำเนินการวิจัย

2.1 ระบบบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาล

งานวิจัยนี้ทำการศึกษากระบวนการบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลแห่งหนึ่งในจังหวัดนนทบุรี ซึ่งมีระบบบำบัดน้ำเสียแบบคลองวนเวียนที่รับน้ำเสียจากอาคารผู้ป่วยและโรงอาหารคิดเป็นอัตราการรับน้ำเสียประมาณ ประมาณ 100 m³/d ลักษณะสมบัติของน้ำเสียโรงพยาบาลแสดงดังตารางที่ 1

ตารางที่ 1 ลักษณะสมบัติของน้ำเสียโรงพยาบาล

Parameter	Wastewater Quality
pH ที่ 25 °C	6.8±0.07
BOD (mg/L)	241±18.25
COD (mg/L)	455±91.02
TKN (mg/L)	38±15.59
NH ₃ -N (mgN/L)	31±8.72

ตารางที่ 1 ลักษณะสมบัติของน้ำเสียโรงพยาบาล (ต่อ)

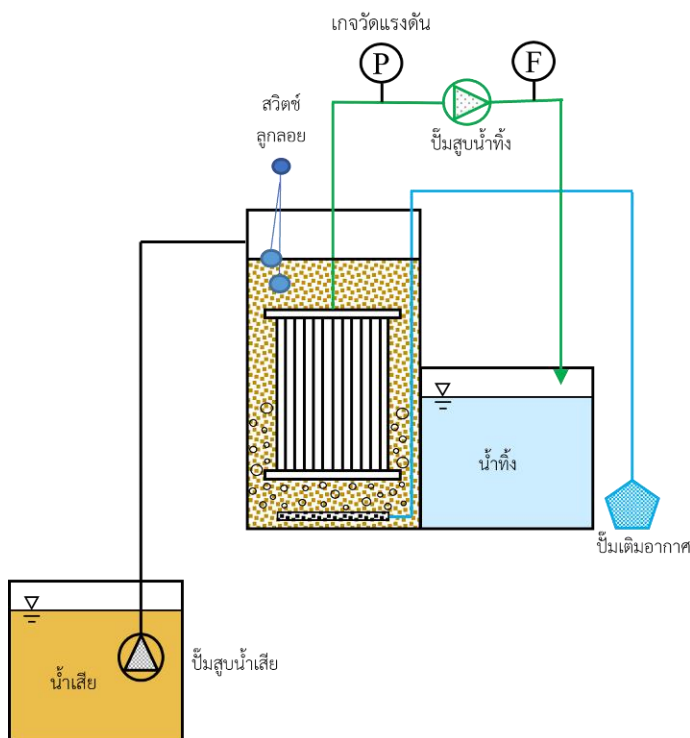
Parameter	Wastewater Quality
NO ₂ -N (mgN/L)	0.048±0.02
NO ₃ -N (mgN/L)	0.4±0.2
Total Phosphate (mg/L)	11.5±2.4
TSS (mg/L)	118±114
TS (mg/L)	723±245

หมายเหตุ: จำนวนตัวอย่างทั้งหมด เท่ากับ 8 ตัวอย่าง (n = 8)

2.2 ระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนและการเดินระบบ

ทำการติดตั้งระบบ MBR ระดับภาคสนาม ไว้ที่ระบบบำบัดน้ำเสียของโรงพยาบาล โดยถัง MBR มีขนาดกว้าง 0.8 m ยาว 1.0 m และสูง 1.6 m ตามลำดับ ปริมาตรถังในการเดินระบบเท่ากับ 1.2 m³ ปริมาตรถังพักน้ำทิ้งขนาด 0.5 m³ ติดตั้งไว้ข้างถัง (รูปที่ 1) ระบบ MBR ได้ติดตั้งระบบ PLC เพื่อควบคุมการเดินระบบ เติมน้ำอากาศด้วยปั๊มเติมน้ำอากาศขนาด 100 L/min โดยกำหนดระยะเวลาการเติมน้ำอากาศ 7 min หยุดเติมน้ำอากาศ 1 min ในถัง MBR จะติดตั้งเมมเบรนแบบ Hollow Fibre ด้วยวัสดุ Polyvinylidene Fluoride (PVDF) จำนวน 2 แผ่น แต่ละแผ่นมีขนาดพื้นที่ผิวการกรอง 6 m² มีขนาดรูพรุนเท่ากับ 0.4 micron ในการศึกษาครั้งนี้ออกแบบอัตราการไหลของน้ำเสียที่เข้าสู่ระบบเท่ากับ 400 L/h ได้อัตราการกรองของเมมเบรนเท่ากับ 33 L/m².h ระยะเวลาเก็บกากที่ 3 h ช่วงเริ่มต้นการเดินระบบได้นำตะกอนจุลินทรีย์จากระบบบำบัดน้ำเสียจากโรงพยาบาลซึ่งเป็นระบบแอกติเวเต็ดจ์สลัดจ์แบบคลองวนเวียน เป็นเชื้อเริ่มต้นโดยใช้ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ประมาณ 3 g/L ทำการเดินระบบจนเชื้อจุลินทรีย์สามารถบำบัดน้ำเสียได้ประสิทธิภาพคงที่แล้วเริ่มดำเนินงานวิจัยต่อไป

การเดินระบบ MBR ได้แบ่งออกเป็น 2 การทดลอง การทดลองที่ 1 ใช้ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่ 4 g/L และการทดลองที่ 2 ใช้ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่ 6 g/L เพื่อทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียและการกำจัดยาจากโรงพยาบาลที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่แตกต่างกัน



รูปที่ 1 Flow Diagram ของระบบ MBR

2.3 การเก็บตัวอย่างและพารามิเตอร์ที่ทำการวิเคราะห์

ทำการเก็บตัวอย่างน้ำเสียจากโรงพยาบาลสัปดาห์ละ 1 ครั้ง โดยเก็บตัวอย่างที่จุดน้ำเข้าระบบ ตะกอนจุลินทรีย์ในถัง MBR และจุดน้ำทิ้งจากถัง MBR วิเคราะห์ดังนี้พื้นฐาน 10 ดัชนี ดังนี้ (1) ค่าความเป็นกรด-ด่าง (pH) (2) ความนำไฟฟ้า (Electrical Conductivity, EC) (3) อุณหภูมิ (4) ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ (Dissolved Oxygen, DO) (5) บีโอดี (Biological Oxygen Demand, BOD) (6) ซีโอดี (Chemical Oxygen Demand, COD) (7) แอมโมเนีย (Ammonia Nitrogen, $\text{NH}_3\text{-N}$) (8) ทีเคเอ็น (Total Kjeldahl Nitrogen, TKN) (9) ของแข็งแขวนลอย (Suspended Solids, SS) (10) ของแข็งละลายน้ำ (Total Dissolved Solids, TDS) ในห้องปฏิบัติการดำเนินการตามวิธีมาตรฐานที่กำหนดใน Standard Methods for Examination of Water and Wastewater [26] โดยส่วนใหญ่เป็นการวิเคราะห์ตรวจวัดในห้องปฏิบัติการสิ่งแวดล้อม ยกเว้น (1) ค่าความเป็นกรด-ด่าง (2) ความนำไฟฟ้า (3) อุณหภูมิ (4) ปริมาณออกซิเจนละลายน้ำ จำเป็นต้องใช้เครื่องมือตรวจวัดแบบพกพาที่เป็นมาตรฐานรับรอง เนื่องจากค่าเปลี่ยนแปลงได้อย่างรวดเร็ว

ยาปฏิชีวนะที่ทำการศึกษาในงานวิจัยนี้คัดเลือกจากยาปฏิชีวนะที่พบในน้ำเสียโรงพยาบาลในประเทศไทย จำนวน 19 ชนิด ได้แก่ Amoxicillin (AMC), Ampicillin (AMP), Tetracycline (TC),

Chlortetracycline (CTC), Oxytetracycline (OTC), Doxycycline (DOX), Erythromycin (ERY), Clarithromycin (CLA), Tylosin (TYL), Lincomycin (LCM), Sulfadiazine (SDI), Sulfamethoxazole (SMX), Nalidixic acid (NAL), Norfloxacin (NOR), Ofloxacin (OFX), Levofloxacin (LFX), Ciprofloxacin (CIP), Enrofloxacin (ENO) และ Trimethoprim (TMP) ซึ่งประกอบด้วย 7 กลุ่มยา คือ Penicillin, Tetracyclines, Macrolides, Lincosamide, Sulfonamides, Quinolones [6, 17]

การสกัดยาปฏิชีวนะจากส่วนของแข็งและของเหลวจากตัวอย่างน้ำเสียได้ดำเนินการตามวิธีการของ U.S. Environmental Protection Agency [27] โดยการสกัดสารให้ผ่านตัวกลาง Oasis HLB 200 mg ปริมาณ 6 mL (Water, MA, USA) โดยความเข้มข้นของยาปฏิชีวนะที่ตรวจด้วยเครื่อง liquid chromatography ร่วมกับ mass spectrometry (LC-MS/MS) โดยมีส่วนประกอบเป็น Thermo Scientific, TSQ Endura, Column: Polaris 3 คอลัมน์ชนิด C18-A50.0 x 2.0 mL Varian, injection volume 10 μ L โดยมี spray voltage ที่ 3500 Volt โดยติดตั้ง iron transfer tube และ vaporizer ที่อุณหภูมิ 325 และ 275 $^{\circ}$ C และตั้งค่าค่าสิ่งที่ mode of ionization probe ที่การใช้ electrospray ionization plus (ESI+) ใช้ mobile phase A: 0.1 % formic acid ในน้ำ AO; mobile phase B: 0.1% formic acid ในสารละลาย 50% โดยปริมาตร Acetonitrile และ 50% โดยปริมาตร Methanol [6] โดยวัดความเข้มข้นของยาปฏิชีวนะ มีหน่วยเป็น ไมโครกรัมต่อลิตร สำหรับค่า lower limit of detection เท่ากับ 1 μ g/L และโดยมีค่า coefficient of determination of all calibration curves ของยาทั้ง 19 ชนิดที่ค่า $r^2 > 0.98$ โดยใช้สารมาตรฐานของยาปฏิชีวนะที่ความบริสุทธิ์มากกว่า 99% จากบริษัท Sigma-Aldrich (USA)

3. ผลการวิจัยและอภิปราย

3.1 ศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์แตกต่างกัน

การทดลองนี้จะทำการศึกษาผลของความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียที่ระยะเวลาเก็บกักต่ำเพื่อหาสภาวะที่เหมาะสม โดยเปรียบเทียบความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ 2 ความเข้มข้น ได้แก่ ความเข้มข้นของแข็งแขวนลอยในน้ำผสมของแข็งแขวนลอยในของเหลวผสม (Mixed Liquor Suspended Solids, MLSS) ที่ 4 และ 6 g/L ตามลำดับ และมีอัตราการป้อนน้ำเสียเข้าระบบ 400 L/h ผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพการเดินระบบ MBR แสดงดังตารางที่ 2

ตารางที่ 2 ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยระบบ MBR ที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต่างกัน

Parameter	Influent	1 st Condition (4,000 mg/L)		2 nd Condition (6,000 mg/L)	
		Effluent	Removal Efficiency (%)	Effluent	Removal Efficiency (%)
pH ที่ 25 °C	7.5±0.31	7.4±0.5	-	7.5±0.4	-
Conductivity (µS/cm)	1170±499	826±23	-	783±29	-
BOD (mg/L)	328±41	7.8±0.8	97.6	2.5±0.4	99.2
COD (mg/L)	462±9.5	40±20	91.3	14.5±3.2	96.9
TSS (mg/L)	117±4.6	5±3.2	95.7	5±2.9	95.7
TDS (mg/L)	830±295	640±21	22.9	550±16	33.7
TKN (mg/L)	52±7.1	5.6±5.3	89.2	0.34±0.06	99.5
Ammonia (mg/L)	40±5.1	3.4±2.7	91.5	0.14±0.08	99.7
Nitrate (mg/L)	0.6±0.01	18.5±0.8	-	22±1.2	-
Total Coliform (MPN/100 mL)	>160,000	48±7.8	99.9	11±6.4	100.0
<i>E.coli</i> (MPN/100 mL)	>160,000	20±2.8	99.9	2±1.6	100.0

หมายเหตุ : - จำนวนตัวอย่างทั้งหมด เท่ากับ 8 ตัวอย่าง (n = 8)

- Influent คือ น้ำเข้าระบบบำบัดน้ำเสีย
- Effluent คือ น้ำออกจากระบบบำบัดน้ำเสีย
- Removal Efficiency คือ ประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียของระบบ MBR (%)

ผลการทดลองพบว่าความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์มีผลต่อประสิทธิภาพบำบัดน้ำเสีย ผลการวิเคราะห์น้ำทิ้งที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ 4 และ 6 g/L พบว่า pH มีค่าเท่ากับ 7.4 และ 7.5 ตามลำดับ น้ำทิ้งมีค่า BOD คงเหลือเท่ากับ 7.8 mg/L (97.6%) และ 2.5 mg/L (99.2%) ตามลำดับ ซึ่งน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่าผ่านมาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภทโรงพยาบาล (น้อยกว่า 20 mg/L) ตลอดการทดลอง ส่วนค่า COD คงเหลือเท่ากับ 40 mg/L (91.3%) และ 14.5 mg/L (96.9%) ตามลำดับ ผ่านเกณฑ์มาตรฐาน (น้อยกว่า 120 mg/L) สอดคล้องกับงานวิจัยของ

Dos Santos et al [28] ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงพยาบาล โดยเปรียบเทียบการเดินระบบที่ไม่มีการควบคุมความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์และควบคุมความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ พบว่าเมื่อควบคุมตะกอนจุลินทรีย์ให้มีความเข้มข้นไม่เกิน 13 g/L จะทำให้ประสิทธิภาพการบำบัด BOD และ COD สูง ทั้งนี้ประสิทธิภาพของการบำบัด BOD และ COD มีความสัมพันธ์กับการควบคุมอายุตะกอนให้เหมาะสมด้วย ในงานวิจัยนี้ควบคุมตะกอนให้มีความเข้มข้นที่ 4 และ 6 g/L พบว่าเมื่ออายุตะกอนเพิ่มขึ้นช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการบำบัด BOD และ COD อีกด้วย สอดคล้องกับงานวิจัยที่ผ่านมาของ Prasertkulsak et al [29] ที่ศึกษาผลของอายุตะกอนต่อประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียจากโรงพยาบาล พบว่าเมื่อควบคุมอายุตะกอนจุลินทรีย์น้อยกว่า 15 d จะทำให้ประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียและการกำจัดยาลดลงด้วย ซึ่งการควบคุมอายุตะกอนจุลินทรีย์ตั้งแต่ 30 d ขึ้นไปจะช่วยให้ระบบบำบัดน้ำเสียมีประสิทธิภาพและช่วยเพิ่มความสามารถในการกำจัดกลุ่มยาได้ เมื่อวิเคราะห์ปริมาณ TKN ในน้ำทิ้งที่ความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 4 g/L มีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 5.6 mg/L (89.2%) ปริมาณ Ammonia คิดเป็นค่าเฉลี่ยเท่ากับ 3.4 mg/L (91.5%) หลังจากนั้นเพิ่มความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เป็น 6 g/L ปริมาณ TKN ในน้ำทิ้งมีค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.28 mg/L (99.5%) ปริมาณ Ammonia คิดเป็นค่าเฉลี่ยเท่ากับ 0.14 mg/L (99.7%) โดยน้ำที่ผ่านการบำบัดมีค่า TKN อยู่ในเกณฑ์มาตรฐานน้ำทิ้งจากอาคารประเภทโรงพยาบาล (น้อยกว่า 35 mg/L) จะเห็นได้ว่าเมื่ออายุตะกอนสูงขึ้นจะส่งผลให้ออโตโทรฟิกไนโตรไฟอิงแบคทีเรียเพิ่มจำนวน และช่วยให้กระบวนการไนตริฟิเคชันเกิดได้สมบูรณ์ เป็นผลทำให้เพิ่มประสิทธิภาพในการกำจัดไนโตรเจนได้มากกว่า 95% ที่ความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์เท่ากับ 4 g/L ปริมาณ Total Coliform มีค่าเฉลี่ยที่ 48 MPN/100 mL (99.9%) และ *E.coli* มีค่าเฉลี่ยที่ 20 MPN/100 mL (99.9%) เมื่อเพิ่มความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์เป็น 6 g/L ปริมาณ Total Coliform มีค่าเฉลี่ยที่ 11 MPN/100 mL (100.0%) และ *E.coli* มีค่าเฉลี่ยที่ 2 MPN/100 mL (100.0%) จากผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดน้ำเสียด้วยถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน ตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเข้มข้น 4 g/L ให้ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์มากกว่า 90% แสดงว่าระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนสำหรับบำบัดน้ำเสียโรงพยาบาลสามารถใช้ความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์ตั้งแต่ 4 g/L ขึ้นไปจะช่วยให้ประสิทธิภาพการบำบัดสารอินทรีย์ได้ดีขึ้น

3.2 วิเคราะห์สารกลุ่มยาที่พบในน้ำเสียโรงพยาบาลและผลของสารกลุ่มยาต่อเชื้อจุลินทรีย์ในระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

งานวิจัยนี้ได้ทำการศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนในการกำจัดกลุ่มยาปฏิชีวนะที่ใช้กันอย่างแพร่หลายในปัจจุบัน ซึ่งผู้วิจัยได้ทำการวิเคราะห์ความเข้มข้นของยาปฏิชีวนะเพื่อศึกษาผลของความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ในถังที่

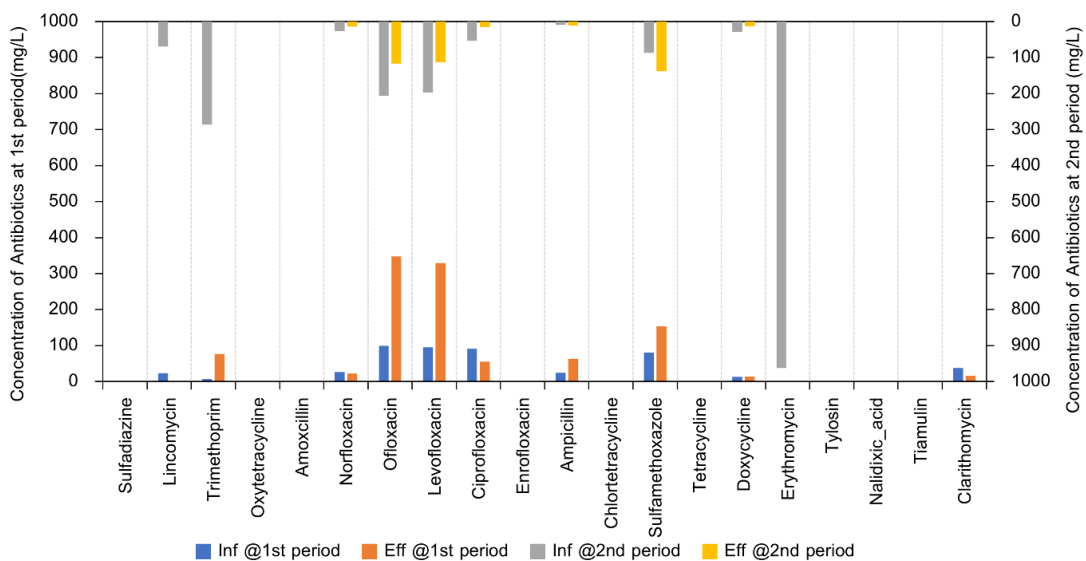
ความเข้มข้น 4 และ 6 g/L ตามลำดับ โดยกลุ่มยาปฏิชีวนะที่ทำการวิเคราะห์มีทั้งสิ้น 19 ชนิด โดยผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพการบำบัดกลุ่มยาปฏิชีวนะแสดงดังตารางที่ 3 ผลการวิเคราะห์ประสิทธิภาพการบำบัดยาปฏิชีวนะที่ความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์ 4 กรัมต่อลิตร พบยาปฏิชีวนะ 10 ชนิด ในน้ำเสีย ได้แก่ LCM, NOR, OFX, LFX, CIP, AMC, SMX, DOX, CLA และ TMP ตามลำดับ เมื่อวิเคราะห์คุณภาพน้ำทิ้งที่ผ่านระบบ MBR พบยา 2 ชนิด ที่บำบัดได้ 100% ได้แก่ LCM และ TMP ซึ่งอยู่ในกลุ่มยา Lincosamides และ Other ตามลำดับ รองลงมา ได้แก่ CLA, CIP และ NOR พบประสิทธิภาพในการบำบัดได้เท่ากับ 57.3, 39.4 และ 17.0 เปอร์เซ็นต์ ตามลำดับ โดยกลไกหลักในการกำจัดสารออกฤทธิ์ทางเภสัชกรรม (PhACs) ในกระบวนการบำบัดน้ำเสียทางชีวภาพ ได้แก่ (1) การระเหยและการลอกออก (Volatilization and Stripping) ขึ้นอยู่กับความดันไอของ PhACs ซึ่งวัดโดย Henry's Law Constant เนื่องจาก PhACs ส่วนใหญ่มีค่าความดันไอต่ำ กลไกนี้จึงมีบทบาทในการกำจัดน้อย (2) กระบวนการออกซิเดชัน (Oxidation Processes) สามารถเกิดขึ้นเมื่อของเสียสัมผัสกับแสงแดด โดยเฉพาะในบ่อเปิดกลไกนี้จึงมีบทบาทน้อยในระบบ MBR (3) การดูดซับ (Sorption) กลไกการดูดซับขึ้นอยู่กับคุณสมบัติของ PhACs เช่น ความชอบน้ำ/ความชอบไขมัน (hydrophobicity) คุณสมบัติของตะกอน และลักษณะการเดินระบบ เช่น pH และ อุณหภูมิ (4) การย่อยสลายทางชีวภาพ (Biodegradation) เป็นกระบวนการหลักในการกำจัด PhACs โดยจุลินทรีย์ในระบบบำบัดน้ำเสีย ขึ้นอยู่กับปัจจัยที่ส่งผลต่อการย่อยสลาย ได้แก่ โครงสร้างทางเคมีของ PhACs การย่อยสลายภายใต้สภาวะที่มีออกซิเจนหรือไม่มีออกซิเจน ระยะเวลาเก็บ (HRT) และ ระยะเวลาเก็บตะกอน (SRT) ส่งผลต่อโอกาสที่จุลินทรีย์จะสัมผัสและย่อยสลายยาได้ [28] ดังนั้นกลไกหลักที่เกิดขึ้นส่วนใหญ่เกิดจากการดูดติดผิวโดยตะกอน จุลินทรีย์และการย่อยสลายทางชีวภาพ งานวิจัยที่ผ่านมากำจัด TMP มีประสิทธิภาพการกำจัดในระดับกลางถึงสูง (47-63%) โดยใช้ความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์ตั้งแต่ 2 กรัมต่อลิตร ขึ้นไป [29-31] และนอกจากนี้ Chiemchaisri et al [6] ได้ศึกษาประสิทธิภาพของระบบบำบัดน้ำเสียในโรงพยาบาลทั่วประเทศ พบว่า โรงพยาบาลแบ่งระดับสถานบริการสาธารณสุขไว้หลายระดับ ประกอบด้วย โรงพยาบาลชุมชน โรงพยาบาลทั่วไป โรงพยาบาลศูนย์ โดยระบบบำบัดน้ำเสียในโรงพยาบาลส่วนใหญ่สามารถบำบัด LCM ได้ระหว่าง 71.4-96% ซึ่งยาปฏิชีวนะกลุ่ม Quinolones ส่วนใหญ่จะดูดติดผิวตะกอนจุลินทรีย์กับพื้นผิวที่มีประจุลบของตะกอนจุลินทรีย์ อีกทั้งยังพบว่ามียาปฏิชีวนะอีก 6 ชนิด ไม่สามารถบำบัดได้และพบความเข้มข้นเพิ่มขึ้น ซึ่งอยู่ในกลุ่มยา Penicillins, Tetracyclines, Sulfonamides และ Quinolones ได้แก่ AMP, DOX, SMX, OFX และ LFX

ตารางที่ 3 ผลการวิเคราะห์ความเข้มข้นของยาปฏิชีวนะในน้ำเสีย (ng/L) และประสิทธิภาพการบำบัดกลุ่มยาปฏิชีวนะด้วยระบบถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

Class	Antibiotics	1 st Condition (MLSS at 4 g/L)			2 nd Condition (MLSS at 6 g/L)		
		Inf (ng/L)	Eff (ng/L)	%R*	Inf (ng/L)	Eff (ng/L)	%R*
Penicillins	Amoxcillin (AMC)	N.D.	N.D.	-	N.D.	N.D.	-
	Ampicillin (AMP)	24±6	63±51	0.0	9±7	15±10	0.0
Tetracyclines	Tetracycline (TC)	N.D.	N.D.	-	N.D.	N.D.	-
	Chlortetracycline (CTC)	N.D.	N.D.	-	N.D.	N.D.	-
	Oxytetracycline (OTC)	N.D.	N.D.	-	N.D.	N.D.	-
	Doxycycline (DOX)	13±8	21±15	0.0	28±19	13±5	53.3
Macralides	Erythromycin (ERY)	N.D.	N.D.	-	962±361	0.0	100.0
	Clarithromycin (CLA)	38±9	16±13	57.3	0.0	0.0	0.0
	Tylosin (TYL)	N.D.	N.D.	-	N.D.	N.D.	-
Lincosamides	Lincomycin (LCM)	23±14	0.0	100.0	69±18	0.0	100
Sulfonamides	Sulfadiazine (SDI)	N.D.	N.D.	-	N.D.	N.D.	-
	Sulfamethoxazole (SMX)	81±8	154±138	0.0	87±54	138±77	0.0
Quinolones	Nalidixic acid (NA)	N.D.	N.D.	-	N.D.	N.D.	-
	Norfloxacin (NOR)	26±17	22±10	17.0	26±6	13±1	48.0
	Ofloxacin (OFX)	99±10	348±75	0.0	206±16	117±18	44.0
	Levofloxacin (LFX)	95±10	329±80	0.0	197±14	112±15	42.8
	Ciprofloxacin (CIP)	91±5	55±26	39.4	53±25	15±12	72.0
	Enrofloxacin	N.D.	N.D.	-	N.D.	N.D.	-
Other	Trimethoprim	7±11	0.0	100.0	286±40	0.0	100.0

หมายเหตุ: *%R = Removal Efficiency; N.D. = Not Detected; MLSS = Mixed liquor suspended solids

เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เป็น 6 g/L พบยาปฏิชีวนะ 3 ชนิด ได้แก่ LCM, ERY และ TMP ที่สามารถบำบัดได้ 100 % แสดงให้เห็นว่ากลุ่มยา Lincosamides และ Other สามารถบำบัดด้วยระบบ MBR ที่มีความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์ได้ตั้งแต่ 4 g/L ขึ้นไปได้ ($p < 0.05$) อีกทั้งพบว่าประสิทธิภาพในการบำบัด Norfloxacin เพิ่มขึ้นจาก 17.0% เป็น 48.0% และประสิทธิภาพในการบำบัด CIP เพิ่มขึ้นจาก 39.4% เป็น 72.0% ตามลำดับ เป็นที่น่าสังเกตว่าเมื่อเดินระบบที่ความเข้มข้นของตะกอนเท่ากับ 4 g/L พบปริมาณยาปฏิชีวนะในน้ำทิ้งมากกว่าในน้ำเสีย ได้แก่ AMP DOX SMX OFX และ LFX ซึ่งยาปฏิชีวนะเหล่านี้ตรวจพบที่ความเข้มข้นต่ำ ในระดับนาโนกรัม น่าจะเกิดจากการปลดปล่อย (de-sorption) ของยาถูกปล่อยกลับเข้าสู่เฟสน้ำ (liquid phase) โดยกลไกการ de-sorption สามารถเกิดขึ้นได้หลายปัจจัย ได้แก่ (1) ผลของการเจือจาง (Dilution effect) เมื่อมีปริมาณยาในน้ำเสียที่เข้ามาต่ำกว่าปกติ ระบบจะปล่อยยาที่สะสมอยู่ในของแข็งกลับเข้าสู่เฟสน้ำ (2) คุณสมบัติของยา ยาบางชนิด เช่น fluoroquinolones และ tetracyclines มักมีการดูดซับสูง แต่สามารถถูกปลดปล่อยกลับออกมาได้เมื่อสภาวะแวดล้อมเปลี่ยนแปลง (3) ค่า pH และศักย์รีดอกซ์ (Redox potential) ส่งผลต่อสมดุลระหว่างการดูดซับและการ de-sorption และ (4) ประเภทของระบบบำบัด ระบบบำบัดที่มีการหมุนเวียนของตะกอน เช่น CAS (Conventional Activated Sludge) และ OD (Oxidation Ditch) อาจทำให้ยาเกิดการ de-sorption ได้มากขึ้น [6, 32] เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เป็น 6 g/L ส่งผลให้ประสิทธิภาพการบำบัดของ OFX LFX DOX ดีขึ้น โดยบำบัดอยู่ในช่วงระหว่าง 42.8-53.3% มีเพียง AMP และ SMX ยังพบการ de-sorption แม้ว่าจะเพิ่มความเข้มข้นตะกอนที่ 6 g/L งานวิจัยที่ผ่านมาได้อธิบายถึงความเข้มข้นของ MLSS มีผลโดยตรงต่อการกำจัดยาปฏิชีวนะในระบบ MBR เมื่อความเข้มข้น MLSS สูงขึ้นจะช่วยเพิ่มอัตราการดูดซับและการย่อยสลายทางชีวภาพของยาปฏิชีวนะ Zheng et al [33] พบว่า ความเข้มข้นของ MLSS ระหว่าง 8.39-11.01 g/L มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัดยาปฏิชีวนะ สอดคล้องกับ Zhu et al [34] อธิบายถึงความสัมพันธ์ระหว่างความเข้มข้นของ MLSS ที่สูงขึ้นจะช่วยลดการ de-sorption ได้ ซึ่ง AMP มีกลไกกำจัดผ่านการย่อยสลายเป็นหลัก ซึ่งต้องอาศัย MLSS สูงเพื่อเสริมการทำงานของจุลินทรีย์ นอกจากนี้พบว่าประสิทธิภาพการกำจัด SMX ลดลงเมื่อ MLSS ต่ำกว่า 8 g/L เนื่องจากจุลินทรีย์มีความหนาแน่นลดลง [35] แสดงให้เห็นว่าความเข้มข้นของ MLSS ที่ 4 และ 6 g/L ยังไม่สามารถบำบัด AMP และ SMX ได้อย่างมีประสิทธิภาพ



รูปที่ 2 ประสิทธิภาพการบำบัดกลุ่มยาปฏิชีวนะที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต่างกัน

รูปที่ 2 แสดงผลการเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดยาปฏิชีวนะ เมื่อเปรียบเทียบประสิทธิภาพการบำบัดยาพบว่าที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ 6 g/L สามารถบำบัดยาปฏิชีวนะได้มากกว่าความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ 4 g/L เนื่องจากความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์มีผลต่ออัตราการย่อยสลายยาปฏิชีวนะ ซึ่งยาที่สามารถบำบัดได้ดีอาจจะมีคุณสมบัติในการย่อยสลายได้ง่ายและสามารถดูดติดที่ผิวของจุลินทรีย์ได้ ทำให้เกิดการกำจัดยาในระบบ MBR ส่วนยาปฏิชีวนะที่บำบัดได้บางส่วนอาจจะมาจากคุณสมบัติของยาที่มีการดูดติดในตะกอนจุลินทรีย์ต่ำและสามารถละลายในน้ำได้ดี ทำให้ไม่สามารถบำบัดได้อย่างมีประสิทธิภาพ ทั้งนี้สาเหตุที่ทำให้การบำบัดยาปฏิชีวนะย่อยสลายได้ต่ำเนื่องจากใช้ระยะเวลาเก็บกักค่อนข้างต่ำ ต้องเพิ่มระยะเวลาในการบำบัดเพื่อเพิ่มอัตราการย่อยสลายและดูดติดมากขึ้น แม้ว่ายาปฏิชีวนะบางชนิดที่ตรวจพบในน้ำเสียมีความเข้มข้นต่ำระดับนาโนกรัมก็มีโอกาสตกค้างในน้ำทิ้งได้ ดังนั้น กลไกการเดินระบบ (ระยะเวลาเก็บกัก ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ อายุตะกอน) จึงมีความสำคัญในการกำจัดยาเหล่านี้ในระบบ MBR

จากการศึกษาประสิทธิภาพระบบบำบัดถึงปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรนโดยใช้ระยะเวลาเก็บกักเพียง 3 h ทำการเปรียบเทียบความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่ความเข้มข้น 4 และ 6 g/L ในการบำบัดสารอินทรีย์และกลุ่มยาปฏิชีวนะนั้น พบว่าประสิทธิภาพในการบำบัดสารอินทรีย์สามารถเดินระบบได้ที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต่ำ (4 g/L) ก็สามารถบำบัดสารอินทรีย์ได้มากกว่า 80% เมื่อวิเคราะห์ประสิทธิภาพในการบำบัดสารกลุ่มยาปฏิชีวนะพบว่า LIN และ TMP สามารถ

บำบัดได้ 100% ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ตั้งแต่ 4 g/L ขึ้นไป ERY สามารถบำบัดได้ 100% ที่ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ตั้งแต่ 6 g/L โดยยาปฏิชีวนะส่วนใหญ่สามารถบำบัดได้น้อยถ้าความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต่ำ เมื่อเพิ่มความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์จะช่วยให้ประสิทธิภาพการบำบัดสูงขึ้น ซึ่งให้เห็นว่า หากต้องการกำจัดกลุ่มยาปฏิชีวนะให้ได้ประสิทธิภาพดีนั้น ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต้องสูงกว่า 6 g/L ทั้งนี้ประสิทธิภาพในการบำบัดสารกลุ่มยาขึ้นอยู่กับหลายปัจจัย ได้แก่ คุณสมบัติทางกายภาพของยาปฏิชีวนะ ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ อายุตะกอนจุลินทรีย์ ระยะเวลาเก็บกัก และความโดดเด่นของชนิดสายพันธุ์จุลินทรีย์ สภาวะการเดินระบบบำบัดน้ำเสีย เป็นต้น ซึ่งส่งผลต่อประสิทธิภาพในการบำบัดน้ำเสียทั้งสิ้น

แม้ว่าระบบ MBR จะมีประสิทธิภาพสูงในการบำบัดน้ำเสียจากโรงพยาบาล โดยเฉพาะในด้านการกำจัดยาปฏิชีวนะและสารอินทรีย์ แต่การใช้งานในประเทศไทยยังคงเผชิญกับข้อจำกัดหลายประการ ได้แก่ ต้นทุนการลงทุนและค่าบำรุงรักษาสูง เนื่องจากระบบ MBR มีค่าใช้จ่ายในการติดตั้งสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียทั่วไป เช่น ระบบตะกอนเร่ง (Activated Sludge) หรือระบบคลองวนเวียน (Oxidation Ditch) เป็นต้น ปัญหาการอุดตันของเมมเบรน ข้อจำกัดด้านพลังงานและอัตราการไหล โดยเฉพาะระบบ MBR ต้องใช้พลังงานสูงกว่าระบบบำบัดน้ำเสียแบบดั้งเดิม มีการใช้ปั๊มสูบน้ำผ่านเมมเบรนและระบบเติมอากาศ การพัฒนาเทคโนโลยีการเดินระบบ MBR ให้เหมาะสมจะเป็นทางเลือกหนึ่งในการเพิ่มศักยภาพของระบบ MBR ในการนำน้ำทิ้งกลับมาใช้ประโยชน์และช่วยลดมลพิษลงสู่สิ่งแวดล้อมได้

4. บทสรุป

การศึกษานี้แสดงให้เห็นว่าความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์เป็นปัจจัยสำคัญที่มีผลต่อประสิทธิภาพของระบบ MBR ในการกำจัดยาปฏิชีวนะจากน้ำเสียโรงพยาบาล ความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ที่ 6 g/L ให้ประสิทธิภาพสูงกว่าที่ 4 g/L โดยสามารถกำจัด Lincomycin, Erythromycin และ Trimethoprim ได้ 100% อย่างไรก็ตาม Ampicillin และ Sulfamethoxazole ยังคงตกค้างในน้ำทิ้ง เป็นผลจากความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ต่ำทำให้กลไกการกำจัดยาปฏิชีวนะไม่มีประสิทธิภาพ ในการศึกษาครั้งต่อไปควรเพิ่มความเข้มข้นของตะกอนจุลินทรีย์ให้ได้ปริมาณความเข้มข้นตะกอนจุลินทรีย์ที่เหมาะสมในการกำจัดยาปฏิชีวนะได้ทุกกลุ่ม สำหรับใช้เป็นแนวทางในการเพิ่มประสิทธิภาพในการบำบัดยาปฏิชีวนะของระบบบำบัดน้ำเสียในโรงพยาบาลให้สามารถกำจัดยาปฏิชีวนะได้อย่างสมบูรณ์ยิ่งขึ้น

กิตติกรรมประกาศ

ขอขอบคุณทุนอุดหนุนทุนสนับสนุนงานวิจัยมูลฐาน (Fundamental Fund) จากงบประมาณ กองทุนส่งเสริมวิทยาศาสตร์ วิจัย และนวัตกรรม ประจำปีงบประมาณ พ.ศ. 2565

References

- [1] Naquin A, Shrestha A, Sherpa M, Nathaniel R, Boopathy R. Presence of antibiotic resistance genes in a sewage treatment plant in Thibodaux, Louisiana, USA. *Bioresource Technology*. 2015;188:79-83.
- [2] Rodriguez-Mozaz S, Chamorro S, Marti E, Huerta B, Gros M, Sànchez-Melsió A, et al. Occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes in hospital and urban wastewaters and their impact on the receiving river. *Water research* 2015;69:234-42.
- [3] Christou A, Agüera A, Bayona JM, Cytryn E, Fotopoulos V, Lambropoulou D, et al. The potential implications of reclaimed wastewater reuse for irrigation on the agricultural environment: The knowns and unknowns of the fate of antibiotics and antibiotic resistant bacteria and resistance genes – a review. *Water Research* 2017;123:448-67.
- [4] Al Aukidy M, Al Chalabi S, Verlicchi P. Hospital wastewater treatments adopted in Asia, Africa, and Australia. In: Verlicchi P, editor. *Hospital Wastewaters: Characteristics, Management, Treatment and Environmental Risks*. Cham, Switzerland: Springer; 2018. p. 171-88.
- [5] Thai Working Group on Health Policy Systems Research on Antimicrobial Resistance (HPSR-AMR). *Consumption of antimicrobial agents in Thailand in 2017*. Bangkok, Thailand; 2018.
- [6] Chiemchaisri W, Chiemchaisri C, Hamjinda NS, Jeensarut C, Buranapakdee P, Thammalikitkul V. Field investigation of antibiotic removal efficacies in different hospital wastewater treatment processes in Thailand. *Emerging Contaminants* 2022;8:329-39.
- [7] Ata R, Töre GY. Characterization and removal of antibiotic residues by NFC-doped photocatalytic oxidation from domestic and industrial secondary treated wastewaters in Meric-Ergene Basin and reuse assessment for irrigation. *Journal of Environmental Management* 2019;233:673-80.

- [8] Liu Y, Gu P, Yang Y, Jia L, Zhang M, Zhang G. Removal of radioactive iodide from simulated liquid waste in an integrated precipitation reactor and membrane separator (PR-MS) system. *Separation and Purification Technology* 2016;171:221-8.
- [9] Feng X, Zong Z, Elsaidi SK, Jasinski JB, Krishna R, Thallapally PK, et al. Kr/Xe separation over a chabazite zeolite membrane. *Journal of the American Chemical Society* 2016;138(31):9791-4.
- [10] Liu Y, Lo S, Liou Y, Hu C. Removal of nonsteroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs) by electrocoagulation-flotation with a cationic surfactant. *Separation and Purification Technology* 2015;152:148-54.
- [11] Rodriguez-Mozaz S, Vaz-Moreirac I, Giustina SVD, Llorca M, Barcelo D, Schuberte S, et al. Antibiotic residues in final effluents of European wastewater treatment plants and their impact on the aquatic environment. *Environment International* 2020;140:105733.
- [12] Gagné F, André C, Fortier M, Fournier M. Immunotoxic potential of aeration lagoon effluents for the treatment of domestic and hospital wastewaters in the freshwater mussel, *Elliptio complanate*. *Journal of Environmental Sciences* 2012;24(5):781-9.
- [13] Hamjinda NS, Chiemchaisri W, Watanabe T, Honda R, Chiemchaisri C. Toxicological assessment of hospital wastewater in different treatment processes. *Environmental Science and Pollution Research* 2018;25:7271-9.
- [14] Prasertkulsak S, Chiemchaisri C, Chiemchaisri W. Pharmaceutical compound removal during mixed liquor filtration in membrane bioreactor operated under long sludge age. *Jurnal Teknologi* 2018;80(3-2):45-50.
- [15] Schröder HF, Tambosi JL, Sena RF, Moreira RFPM, José HJ, Pinnekamp J. The removal and degradation of pharmaceutical compounds during membrane bioreactor treatment. *Water Science and Technology* 2012;65(5):833-9.
- [16] Nguyen T, Bui X, Luu V, Nguyen P, Guo W, Ngo H. Removal of antibiotics in sponge membrane bioreactors treating hospital wastewater: comparison between hollow fiber and flat sheet membrane systems. *Bioresource Technology* 2017;240:42-9.
- [17] Hamjinda NS, Chiemchaisri W, Chiemchaisri C. Upgrading two-stage membrane bioreactor by bioaugmentation of *Pseudomonas putida* entrapment in PVA/SA gel beads in treatment of ciprofloxacin. *International Biodeterioration & Biodegradation* 2017;119:595-604.

- [18] Tang Y, Luo L, Thong Z, Chung T. Recent advances in membrane materials and technologies for boron removal. *Journal of Membrane Science* 2017;541:434-46.
- [19] Nunes SP, Culfaz-Emecen PZ, Ramon GZ, Visser T, Koops GH, Jin W, et al. Thinking the future of membranes: perspectives for advanced and new membrane materials and manufacturing processes. *Journal of Membrane Science* 2020;598:117761.
- [20] Li X, Mo Y, Qing W, Shao S, Tang CY, Li J. Membrane-based technologies for lithium recovery from water lithium resources: a review. *Journal of Membrane Science* 2019;591:117317.
- [21] Li P, Wang Z, Qiao Z, Liu Y, Cao X, Li W, et al. Recent developments in membranes for efficient hydrogen purification. *Journal of Membrane Science* 2015;495:130-68.
- [22] Uliana AA, Bui NT, Kamcev J, Taylor MK, Urban JJ, Long JR. Ion-capture electrodialysis using multifunctional adsorptive membranes. *Science*. 2021;372(6539):296-9.
- [23] Chaudhry RM, Nelson KL, Drewes JE. Mechanisms of pathogenic virus removal in a full-scale membrane bioreactor. *Environmental Science & Technology* 2015;49(5):2815-22.
- [24] Vieira WT, de Farias MB, Spaolonzi MP, Carlos da Silva MG, Adeodato Vieira MG. Removal of endocrine disruptors in waters by adsorption, membrane filtration and biodegradation. A review. *Environmental Chemistry Letters* 2020;18(4):1113-43.
- [25] Bradshaw JL, Ashoori N, Osorio M, Luthy RG. Modeling cost, energy, and total organic carbon trade-offs for stormwater spreading basin systems receiving recycled water produced using membrane-based, ozone-based, and hybrid advanced treatment trains. *Environmental Science & Technology* 2019;53(6):3128-39.
- [26] APHA/AWWA/WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 23rd ed. Denver, USA: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation; 2017.
- [27] U.S. Environmental Protection Agency. *Method 1694: Pharmaceuticals and personal care products in water, soil, sediment, and biosolids*. Washington, D.C., USA: U.S. EPA; 2007.
- [28] Dos Santos CR, Lebron YAR, Moreira VR, Koch K, Amaral MCS. Biodegradability, environmental risk assessment and ecological footprint in wastewater technologies for pharmaceutically active compounds removal. *Bioresource Technology* 2022;343:126150. doi: 10.1016/j.biortech.2021.126150.

- [29] Prasertkulsak S, Chiemchaisri C, Chiemchaisri W, Itonaga T, Yamamoto K. Removals of pharmaceutical compounds from hospital wastewater in membrane bioreactor operated under short hydraulic retention time. *Chemosphere* 2016;150:624-31.
- [30] Prasertkulsak S, Chiemchaisri C, Chiemchaisri W, Yamamoto K. Removals of pharmaceutical compounds at different sludge particle size fractions in membrane bioreactors operated under different solid retention times. *Journal of Hazardous Materials* 2019;368:124-32.
- [31] Vo T, Bui X, Chen S, Nguyen P, Cao N, Vo T, et al. Hospital wastewater treatment by sponge membrane bioreactor coupled with ozonation process. *Chemosphere* 2019;230:377-83.
- [32] Kaewmanee A, Chiemchaisri W, Chiemchaisri C. Influence of high doses of antibiotics on anoxic-aerobic membrane bioreactor in treating solid waste leachate. *International Biodeterioration & Biodegradation* 2019;138:15–22. doi: 10.1016/j.ibiod.2018.12.011.
- [33] Zheng W, Wen X, Zhang B, Qiu Y. Selective effect and elimination of antibiotics in membrane bioreactor of urban wastewater treatment plant. *Science of The Total Environment* 2019;646:1293-303. doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.07.400.
- [34] Zhu T, Su Z, Lai W, Zhang Y, Liu Y. Insights into the fate and removal of antibiotics and antibiotic resistance genes using biological wastewater treatment technology. *Science of The Total Environment* 2021;776:145906. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.145906.
- [35] Xia S, Jia R, Feng F, Xie K, Li H, Jing D, et al. Effect of solids retention time on antibiotics removal performance and microbial communities in an A/O-MBR process. *Bioresource Technology* 2012;106:36-43. doi: 10.1016/j.biortech.2011.11.112.

ประวัติผู้เขียนบทความ



นายนิติวิศว์ แต่งไทย สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์และสถาปัตยกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยีราชมงคลสุวรรณภูมิ 217 ม.1 ถ.นนทบุรี ต.สวนใหญ่ อ.เมืองนนทบุรี จ.นนทบุรี 11000 Email: nitiwis.t@rmutsb.ac.th
งานวิจัยที่สนใจ: การประเมินวัฏจักรชีวิต การบำบัดน้ำเสียด้วยเทคโนโลยีขั้นสูง



ดร.กฤษณะ จิรสารสวัสดิ์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์และสถาปัตยกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยี
ราชมงคลสุวรรณภูมิ 217 ม.1 ถ.นนทบุรี ต.สวนใหญ่ อ.เมืองนนทบุรี
จ.นนทบุรี 11000 Email: kridsana.j@rmutsb.ac.th
งานวิจัยที่สนใจ : Organic waste recycling การบำบัดน้ำเสียด้วย
เทคโนโลยีขั้นสูง



ดร.สิริลักษณ์ ประเสริฐกุลศักดิ์ สาขาวิชาวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม
คณะวิศวกรรมศาสตร์และสถาปัตยกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยเทคโนโลยี
ราชมงคลสุวรรณภูมิ 217 ม.1 ถ.นนทบุรี ต.สวนใหญ่ อ.เมืองนนทบุรี
จ.นนทบุรี 11000 Email: sirilak.b@rmutsb.ac.th
งานวิจัยที่สนใจ: การจัดการน้ำเสีย การจัดการขยะมูลฝอย การบำบัด
น้ำเสียด้วยเทคโนโลยีขั้นสูง การบำบัดน้ำเสียที่มีการปนเปื้อนยาด้วยระบบ
ถังปฏิกรณ์ชีวภาพเมมเบรน

Article History:

Received: October 22, 2024

Revised: April 23, 2025

Accepted: April 24, 2025