



อิทธิพลของสารอินทรีย์ธรรมชาติต่อกลไกการอุดตันและการกำจัดโครเมียมเฮกซะวาเลนต์ด้วยเยื่อกรองแบบนาโน

อภิญญา อ่อนสาร^{*} สุพัฒน์พงษ์ มัตราช วิภาดา เดชะปัญญา กรรณิกา รัตนพงศ์เลขา
สมภพ สอนองราชบุรี เทียมมะณีย์ รัตนวีระพันธ์ และ อัญญิกา ประหัตทา

ภาควิชาวิศวกรรมเคมีและสิ่งแวดล้อม, คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี

^{*} ผู้ประสานงานเผยแพร่ (Corresponding Author), E-mail: supatpong.m@ubu.ac.th

วันที่รับบทความ: 7 ธันวาคม 2568; วันที่ทบทวนบทความ: 25 มีนาคม 2569; วันที่ตอบรับบทความ: 2 มิถุนายน 2569

วันที่เผยแพร่ออนไลน์: 18 สิงหาคม 2569

บทคัดย่อ: งานวิจัยนี้มีวัตถุประสงค์เพื่อศึกษาประสิทธิภาพของเยื่อกรองนาโน (Nanofiltration, NF) ในการกำจัดโครเมียมเฮกซะวาเลนต์ (Cr^{6+}) (10, 20 และ 30 mg/L) ในน้ำเสียสังเคราะห์ร่วมกับสารอินทรีย์ธรรมชาติ (Natural Organic Matter, NOM) (10 mg/L as NOM) ภายใต้ระบบการไหลแบบตายตัว (dead-end Filtration System) โดยมุ่งเน้นการวิเคราะห์ค่าฟลักซ์สารละลายและรูปแบบจำลองการอุดตันของเยื่อกรองด้วยแบบจำลอง Hermia ผลการทดลองพบว่าการรบกวนกันของ Cr^{6+} และ NOM ส่งผลให้ค่าฟลักซ์ลดลงอย่างมีนัยสำคัญ อันเนื่องมาจากการสะสมไอออนและการตกตะกอนของสารอินทรีย์ทำให้เกิดการอุดตันของเยื่อกรอง โดยแบบจำลองของ Cake Filtration Model (CFM) มีความสอดคล้องกับข้อมูลเชิงทดลองมากที่สุด นอกจากนี้การมี NOM ยังช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด Cr^{6+} ซึ่งสามารถอธิบายได้จากการเกิดชั้นเค้กบนผิวเยื่อกรองและกลไกการผลักทางไฟฟ้า ผลการศึกษานี้แสดงให้เห็นถึงบทบาทสำคัญของ NOM ต่อพฤติกรรมการอุดตันและประสิทธิภาพการกำจัดของเยื่อกรองแบบนาโน ซึ่งสามารถใช้เป็นข้อมูลพื้นฐานในการออกแบบและพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำที่มีโลหะหนักร่วมกับสารอินทรีย์ได้อย่างเหมาะสม

คำสำคัญ: โครเมียมเฮกซะวาเลนต์; สารอินทรีย์ธรรมชาติ; เยื่อกรองนาโน; ฟลักซ์; การอุดตัน

Influence of Natural Organic Matter on Fouling Mechanisms and Hexavalent Chromium Removal by Nanofiltration Membranes

Apinya Onsarn*, Supatpong Mattaraj, Wipada Dechapanya, Karnika Ratanapongleka,
Sompop Sanongraj, Tiammanee Rattanaweerapan and Antika Pranudta

Chemical and Environmental Engineering Department, Faculty of Engineering, Ubon Ratchathani University

* Corresponding author, E-mail: supatpong.m@ubu.ac.th

Received: 7 December 2025; Revised: 25 March 2026; Accepted: 2 June 2026

Online Published: 18 August 2026

Abstract: This research aimed to evaluate the performance of nanofiltration (NF) membranes for the removal of hexavalent chromium (Cr^{6+}) (10, 20 and 30 mg/L) from synthetic wastewater in the presence of natural organic matter (NOM) (10 mg/L as NOM) under a dead-end filtration system. The investigation focused on permeate flux behavior and fouling mechanisms using Hermia's models. The results revealed that the coexistence of Cr^{6+} and NOM resulted in a significantly flux decline, which was attributed to ion accumulation and the deposition of organic matter on the membrane surface, leading to membrane fouling. Among the models, the Cake Filtration Model (CFM) showed the best agreement with the experimental data. In addition, the presence of NOM enhanced the removal efficiency of Cr^{6+} . This improvement can be explained by the formation of a cake layer on the membrane surface and the electrical repulsion mechanism. This study highlights the significant role of NOM in membrane fouling behavior removal performance of nanofiltration membranes. The findings provide useful insights for design and development of appropriate water treatment processes for wastewater containing both heavy metals and natural organic matter.

Keywords: Hexavalent chromium; Natural Organic Matter; Nanofiltration; Flux; Fouling



1. บทนำ

ในปัจจุบันปัญหาการขาดแคลนน้ำและคุณภาพของแหล่งน้ำ เป็นประเด็นที่น่ากังวลในหลายประเทศทั่วโลก ขณะที่ปริมาณน้ำเสียที่ปนเปื้อนสารมลพิษมีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่อง อันเป็นผลมาจากการเติบโตทางเศรษฐกิจ การพัฒนาอุตสาหกรรมและกิจกรรมทางเกษตรกรรม โดยเฉพาะในประเทศที่มีการพัฒนาอุตสาหกรรมอย่างรวดเร็ว ซึ่งการปล่อยสารปนเปื้อนเหล่านี้อาจก่อให้เกิดผลกระทบต่อทั้งมนุษย์และสิ่งแวดล้อม โครเมียมเฮกซะวาเลนต์ (hexavalent Chromium, Cr^{6+}) เป็นโลหะหนักที่มีความเป็นพิษสูง และมักพบในน้ำเสียจากกระบวนการผลิตในภาคอุตสาหกรรม เช่น การชุบโลหะ การผลิตเหล็ก เซรามิก การฟอกหนัง สิ่งทอและแก้ว เป็นต้น โดย Cr^{6+} ที่เข้าสู่ร่างกายมนุษย์สามารถสะสมและก่อให้เกิดผลกระทบต่อระบบทางเดินหายใจ การอักเสบของผิวหนัง รวมถึงอวัยวะภายใน อย่างตับและไต [1–3] จากความเป็นพิษดังกล่าว องค์การอนามัยโลก (World Health Organization: WHO) จึงได้กำหนดค่าความเข้มข้นสูงสุดของ Cr^{6+} ในน้ำดื่มที่ระดับไม่เกิน 0.05 mg/L [4] ซึ่งสะท้อนถึงความเสี่ยงที่อาจเกิดขึ้นแม้ในปริมาณเพียงเล็กน้อย ด้วยเหตุนี้ จึงมีความจำเป็นในการสรรหาและพัฒนาเทคโนโลยีที่เหมาะสมและมีประสิทธิภาพสำหรับการกำจัด Cr^{6+} ออกจากน้ำเสีย ปัจจุบันมีวิธีการบำบัดที่หลากหลาย เช่น กระบวนการแลกเปลี่ยนไอออน การเร่งปฏิกิริยาดำเนินการด้วยแสง การดูดซับ การตกตะกอน และการแยกด้วยเยื่อเมมเบรน [5–9] ซึ่งแต่ละวิธีมีข้อดีและข้อจำกัดแตกต่างกัน การเลือกใช้เทคโนโลยีที่เหมาะสมจึงเป็นสิ่งสำคัญต่อความคุ้มค่า

และประสิทธิผล ในการจัดการมลพิษจากโครเมียมในน้ำเสียอย่างยั่งยืน

เยื่อกรองนาโน (Nanofiltration, NF) เป็นเทคโนโลยีที่ได้รับความนิยม ในการประยุกต์ใช้ทั้งในกระบวนการผลิตน้ำดื่ม และการบำบัดน้ำเสีย เนื่องจากมีประสิทธิภาพใกล้เคียงกับระบบเยื่อกรองออสโมซิสแบบผันกลับ (Reverse Osmosis, RO) แต่สามารถดำเนินการได้ภายใต้ความดันที่ต่ำกว่า อีกทั้งยังมีความสามารถในการกำจัดทั้งสารอินทรีย์และสารอนินทรีย์ที่ปนเปื้อนในน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ โดยเฉพาะการกำจัดไอออนบวกประจุคู่ (Divalent Cations) และสารอินทรีย์ธรรมชาติ (NOM) การแยกสารในระบบนาโนฟิลเตรชัน อาศัยหลักการคัดขนาด (Size Exclusion) เป็นกลไกหลักในการกำจัดสารอินทรีย์ ขณะที่การกำจัดสารอนินทรีย์ เช่น ไอออนต่าง ๆ จะขึ้นอยู่กับแรงผลักระหว่างประจุ (Electrostatic Effect) ระหว่างเยื่อกรองและสารละลาย [10] จุดเด่นของเยื่อกรองนาโน ได้แก่ ความสะดวกในการควบคุมระบบ ความปลอดภัยต่อสิ่งแวดล้อม และให้ประสิทธิภาพในการบำบัดที่สูง อย่างไรก็ตาม ข้อจำกัดสำคัญของเทคโนโลยีนี้ คือการเกิดการอุดตันของเยื่อกรอง (Membrane Fouling) ซึ่งส่งผลให้ค่าฟลักซ์หรืออัตราการไหลของน้ำผ่านเยื่อลดลงเมื่อระบบดำเนินการไปตามเวลา การลดลงของค่าฟลักซ์มีสาเหตุมาจากหลายปัจจัย เช่น ชนิดและความเข้มข้นของสารปนเปื้อน เข้าสู่ระบบ ตลอดจนสถานะในการดำเนินการกรอง โดยเฉพาะเมื่อมีสารอินทรีย์ธรรมชาติ ปะปนในน้ำที่เข้าสู่ระบบ ซึ่งเป็นสาเหตุสำคัญที่นำไปสู่การอุดตันของเยื่อกรองนาโน และยิ่งเมื่อ Cr^{6+} รวมตัวกับสารอินทรีย์ธรรมชาติจะยิ่งเพิ่มความเสี่ยงในการอุดตันบนผิวของเยื่อกรองมากขึ้นส่งผลทำให้ค่า



ฟลักซ์ลดลงอย่างรวดเร็ว การอุดตันนี้อาจเกิดจากความเข้มข้นมากขึ้นทำให้สารมลพิษสะสมบริเวณใกล้ผิวเยื่อกรองและนำไปสู่การเกิดการอุดตันได้ในสองรูปแบบหลัก ได้แก่ การอุดตันบริเวณผิวหน้าเยื่อกรอง (Surface Fouling) ซึ่งสามารถทำความสะอาดได้ และการอุดตันภายในรูพรุนของเยื่อกรอง (Internal Pore Fouling) ซึ่งบางกรณีอาจทำความสะอาดได้เพียงบางส่วนหรือไม่สามารถทำได้เลย สำหรับกลไกทางคณิตศาสตร์ การเกิด Fouling สามารถจำแนกได้เป็น 4 รูปแบบหลักตามแบบจำลองของ Hermia ได้แก่ (1) Complete Blocking Model (CBM) (2) Standard Blocking Model (SBM), (3) Intermediate Blocking Model (IBM) และ (4) Cake Filtration Model (CFM) [11–12] ซึ่งแต่ละแบบจำลองให้ข้อมูลเชิงลึกเกี่ยวกับพฤติกรรมของการอุดตันในสภาวะที่แตกต่างกัน และสามารถใช้ในการวิเคราะห์การลดลงของฟลักซ์เพื่อวางแผนในการดำเนินระบบและทำความสะอาดระบบได้อย่างเหมาะสม

นอกจากนี้การพบร่วมกันของ Cr^{6+} และ NOM สามารถพบได้ทั่วไปในแหล่งน้ำ โดยเฉพาะในน้ำเสียจากภาคอุตสาหกรรม เช่น อุตสาหกรรมชุบโลหะฟอกหนังและสิ่งทอ ซึ่งมีการใช้สารประกอบโครเมียมในการบวนการผลิต และน้ำเสียจากแหล่งดังกล่าวมักถูกระบายลงสู่แหล่งน้ำผิวดินที่มี NOM อยู่ ทำให้เกิดการปะปนของสารอินทรีย์และสารอินทรีย์ในระบบน้ำอย่างหลีกเลี่ยงไม่ได้ ซึ่ง NOM ประกอบด้วยสารจำพวกฮิวมิกและฟุลวิก ซึ่งมีหมู่ฟังก์ชันสำคัญ เช่น คาร์บอกซิลและฟีนอลิก ที่สามารถเกิดปฏิสัมพันธ์กับโลหะหนักได้หลายรูปแบบ โดยเฉพาะการเกิดสารเชิงซ้อน ซึ่งปฏิสัมพันธ์ดังกล่าวนี้มีผลโดยตรงต่อการกำจัดในระบบเยื่อกรอง จากการเกิดสารเชิงซ้อน

สามารถเปลี่ยนแปลงทั้งขนาด รูปร่าง ประจุรวมถึงความชอบน้ำ/ไม่ชอบน้ำ ส่งผลต่อกลไกการแยกของเยื่อกรอง ได้แก่ การคัดกรองด้วยขนาดและแรงผลักทางไฟฟ้าสถิต หรือในบางกรณีเกิดเป็นสารเชิงซ้อนระหว่างโลหะกับ NOM ซึ่งอาจช่วยเพิ่มการกักเก็บของเยื่อกรอง เนื่องจากโมเลกุลมีขนาดใหญ่ขึ้น แต่ในขณะเดียวกัน NOM ยังเป็นสาเหตุหลักที่ทำให้เกิดการอุดตันบนเยื่อกรองเช่นกัน ซึ่งส่งผลให้ฟลักซ์และประสิทธิภาพการกำจัดของระบบลดลงในระยะยาว

ดังนั้นการศึกษาค้นคว้ามีวัตถุประสงค์เพื่อประเมินประสิทธิภาพของเยื่อกรองนาโนในการกำจัดโครเมียมเฮกซะวาเลนต์จากน้ำเสียสังเคราะห์ร่วมกับสารอินทรีย์ธรรมชาติ ภายใต้ระบบการกรองแบบไหลปิดตาย โดยมุ่งเน้นการศึกษาลักษณะของความเข้มข้นของ Cr^{6+} และ NOM ที่มีต่อประสิทธิภาพการกำจัดและฟลักซ์เพอร์มิเอท รวมถึงการวิเคราะห์รูปแบบการอุดตันของเยื่อกรองที่เกิดขึ้นในระหว่างกระบวนการกรองผลที่ได้จากการศึกษานี้คาดว่าจะสามารถใช้เป็นแนวทางในการเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด Cr^{6+} จากน้ำเสียสังเคราะห์และ NOM ซึ่งจะนำไปสู่การพัฒนากระบวนการบำบัดน้ำเสียให้มีประสิทธิภาพมากยิ่งขึ้น

2. วิธีการดำเนินงานวิจัย

2.1 สารเคมีและเยื่อกรอง

สารเคมีทั้งหมดที่ใช้เป็นสารเคมีเกรดวิเคราะห์ (Analytical Grade) หรือเกรดสังเคราะห์ที่มีความบริสุทธิ์สูง โดยไม่จำเป็นต้องผ่านกระบวนการทำให้บริสุทธิ์เพิ่มเติม สารเคมีที่ใช้ประกอบด้วย โพแทสเซียมไดโครเมต ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) จากบริษัท S.P.Y. Science Tech ประเทศไทย, กรดไฮโดรคลอริก (HCl) ความเข้มข้น 36%, โซเดียมไฮดรอกไซด์ (NaOH),



โซเดียมเมตาไบซัลไฟต์ ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$) จากบริษัท Ajax FineChem ประเทศออสเตรเลีย และกรดซัลฟิวริกโมโนไฮเดรต ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7 \cdot \text{H}_2\text{O}$) จากบริษัท PubChem ประเทศสหรัฐอเมริกา

สำหรับวัสดุรองที่ใช้ในการทดลอง คือ เยื่อกรองนาโนเชิงพาณิชย์ รุ่น HL4040FM ผลิตโดยบริษัท GE Water & Process Technologies ซึ่งเป็นเยื่อกรองชนิดฟิล์มบาง (Thin Film Composite Membrane) ผลิตจากพอลิเอไมด์ (Polyamide) มีขนาดรูพรุน อยู่ในช่วง 150–300 ดาลตัน (Da) ให้ประสิทธิภาพ การกำจัดแมกนีเซียมซัลเฟต (MgSO_4) ได้สูงถึงร้อยละ 98 ภายใต้ความดัน 100 psig เยื่อกรองสามารถใช้งานได้ ในช่วง pH 3–9 และรองรับกระบวนการทำความสะอาด ในช่วง pH 2–10.5 มีความทนทานต่อคลอรีนได้ในระดับต่ำกว่า 0.1 ppm และสามารถใช้งานภายใต้ความดันดำเนินการกรองระหว่าง 70–300 psig โดยมีความดันสูงสุดที่สามารถทนได้คือ 600 psig

สำหรับเยื่อกรองนาโนที่ใช้ในการทดลอง โดยได้ตัดเยื่อกรองให้อยู่ในรูปแผ่นวงกลมที่มีเส้นผ่านศูนย์กลาง 7.6 เซนติเมตร เพื่อใช้ในการชุดทดลองระบบการกรองแบบไหลปิดตาย สำหรับในกรณีที่ยังไม่มีการใช้งานแผ่นเยื่อกรองแบบนาโนในทันทีหลังจากการตัดแผ่นเยื่อกรอง จะเก็บรักษาแผ่นเยื่อกรอง โดยแช่ในสารละลายโซเดียมเมตาไบซัลไฟต์ ที่ความเข้มข้น 1% และเก็บไว้ที่อุณหภูมิ 4 °C เพื่อรักษาและป้องกันการเสื่อมสภาพของแผ่นเยื่อกรอง

2.2 การเตรียมโครเมียมเฮกซะวาเลนต์และสารอินทรีย์ธรรมชาติ

การเตรียมน้ำเสียสังเคราะห์ที่มีสารโครเมียมเฮกซะวาเลนต์ (Cr^{6+}) จากสารละลายโพแทสเซียม

ไดโครเมต ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) โดยควบคุมความเข้มข้นของ Cr^{6+} ให้อยู่ในระดับ 10, 20 และ 30 mg/L (ซึ่งความเข้มข้นดังกล่าวสอดคล้องกับช่วงความเข้มข้นของโครเมียมที่พบในน้ำเสียอุตสาหกรรม เช่น อุตสาหกรรมชุบโลหะ ซึ่งอาจมีความเข้มข้นระดับต่ำจนถึงระดับหลายสิบ mg/L นอกจากนี้ยังเป็นช่วงที่เหมาะสมสำหรับศึกษาผลความเข้มข้นต่อพฤติกรรม การดูดซับของเยื่อกรอง การลดลงของฟลักซ์และประสิทธิภาพ การกำจัดอย่างเป็นระบบ) ภายใต้ค่า pH 7 และ ปรับสภาพความแรงประจุของสารละลายด้วยโซเดียมคลอไรด์ที่ความเข้มข้น 0.01 mol/L น้ำตัวอย่างที่มีสารอินทรีย์ธรรมชาติ ถูกเก็บจากแหล่งน้ำผิวดินภายในบริเวณมหาวิทยาลัยอุบลราชธานี ซึ่งเป็นแหล่งน้ำดิบที่ใช้ในกระบวนการผลิตน้ำสำหรับการอุปโภคและบริโภคภายในพื้นที่มหาวิทยาลัย โดยทำน้ำตัวอย่างจำนวนประมาณ 1,000 L เข้าสู่กระบวนการบำบัดเบื้องต้น เพื่อกำจัดตะกอนแขวนลอยและความขุ่นด้วยวิธีการกรองแบบลำดับขั้น ตั้งแต่ขนาดรูพรุน 10 μm ไปจนถึง 0.45 μm เพื่อให้ได้สารละลายที่ปราศจากอนุภาคแขวนลอยและตะกอนขนาดใหญ่ สำหรับสาร อินทรีย์ที่มีประจุบวก เช่น แคลเซียม (Ca^{2+}) และแมกนีเซียม (Mg^{2+}) จะถูกปรับสภาพโดยผ่านกระบวนการแลกเปลี่ยนประจุ เพื่อแทนที่ด้วยโซเดียมไอออน (Na^+) จากนั้น น้ำตัวอย่างที่มีทั้งสารอินทรีย์ธรรมชาติและสารอนินทรีย์จะถูกนำเข้าสู่กระบวนการแยกสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยใช้ออสโมซิสผกกลับ เพื่อให้ได้สารอินทรีย์ธรรมชาติในรูปเข้มข้น โดยได้ปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติเข้มข้นประมาณ 30 L สำหรับใช้ในการทดลองระบบเยื่อกรองนาโนต่อไป และได้ปรับสภาพให้สารอินทรีย์อยู่ในรูปของโซเดียมคลอไรด์ โดยควบคุมความแรงประจุเท่ากับ



0.01 mol/L สำหรับการทดลองในทุกการทดสอบ สำหรับการคำนวณความแรงประจุ จะพิจารณาตามปริมาณหรือความเข้มข้นรวมของประจุทั้งหมดที่ปรากฏในสารละลาย ตามสมการที่ (1)

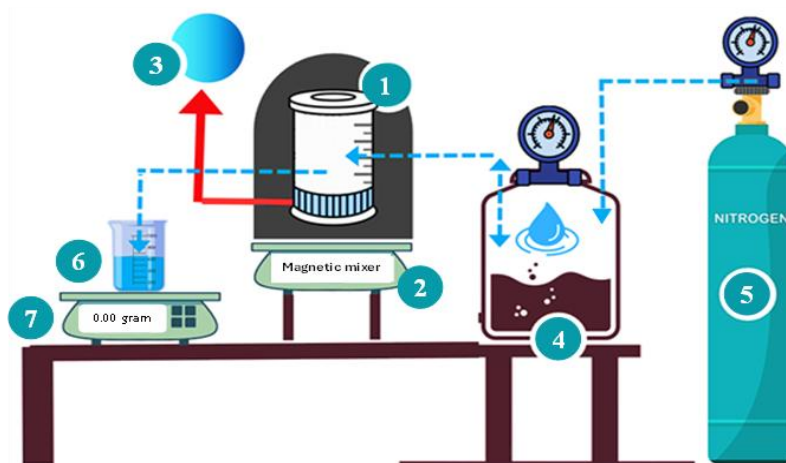
$$I.S. = \frac{1}{2} \sum Z_i^2 C_i \quad (1)$$

โดยที่ C_i คือความเข้มข้นของไอออน i และ Z_i คือค่าประจุของไอออน i

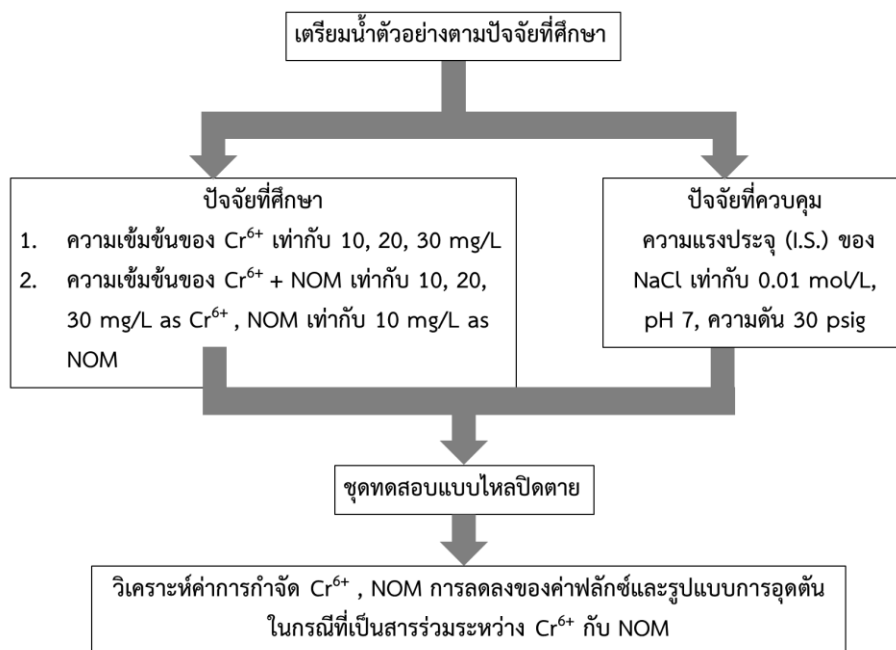
2.3 ชุดทดสอบไหลปิดตาย

รูปที่ 1 แสดงการติดตั้งและการทำงานของระบบชุดทดลองแบบไหลปิดตาย โดยชุดการทดลองแบบการไหลปิดตาย (หมายเลข 1) ที่ใช้ในการศึกษานี้ มีปริมาตรภายใน 400 mL ภายในติดตั้งใบกวนซึ่งขับเคลื่อนด้วยระบบแม่เหล็ก (Magnetic Stirrer) (หมายเลข 2) เพื่อสร้างการไหลวนของสารละลายสม่ำเสมอตลอดระยะเวลาการทดลอง แผ่นเยื่อกรอง

นาโนที่ใช้มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 7.6 cm (หมายเลข 3) และถูกติดตั้งภายในชุด Stirred Cell ซึ่งสามารถรองรับความดันได้สูงสุดถึง 75 psig สำหรับน้ำตัวอย่างจะถูกบรรจุในถังแรงดันสแตนเลสขนาด 10 L (หมายเลข 4) ซึ่งสามารถทนต่อความดันได้สูงสุด 100 psig โดยใช้ก๊าซไนโตรเจนบริสุทธิ์ (ความบริสุทธิ์ 99%) (หมายเลข 5) เป็นแหล่งจ่ายแรงดันเพื่อขับเคลื่อนให้น้ำตัวอย่างไหลผ่านแผ่นเยื่อกรอง กระบวนการกรองนี้ทำให้เกิดน้ำเพอร์มิเอท (Permeate) ซึ่งจะไหลออกจากระบบทดลองและถูกรวบรวมลงในบีกเกอร์ (หมายเลข 6) การวัดปริมาณน้ำที่ไหลผ่านเยื่อกรองดำเนินการโดยใช้เครื่องชั่งดิจิทัลยี่ห้อ Mettler toledo (หมายเลข 7) ซึ่งมีความละเอียดในการอ่านค่า 2 ตำแหน่งทศนิยม ส่วนแผนผังการดำเนินการทดลองเพื่อศึกษาประสิทธิภาพการกำจัดโครเมียมเฮกซะวาเลนต์ (Cr^{6+}) ร่วมสารอินทรีย์ธรรมชาติโดยใช้เยื่อกรองนาโน แสดงไว้ในรูปที่ 2



รูปที่ 1 ชุดระบบการทดลองแบบไหลปิดตาย (Dead-end Filtration System)



รูปที่ 2 แผนผังการดำเนินงานวิจัย

2.4 ขั้นตอนการทดสอบด้วยชุดการทดลองแบบไหลปิดตาย

ก่อนการทดลองแผ่นเยื่อกรองนาโนจะถูกล้างทำความสะอาดเบื้องต้นด้วยน้ำกลั่น ตามด้วยการติดตั้งในชุดทดสอบและล้างระบบด้วยสารละลายกรดไฮโดรคลอริก ความเข้มข้น 0.001 M เป็นเวลา 30 นาที จากนั้นล้างด้วยน้ำกลั่น และล้างด้วยสารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ ความเข้มข้น 0.001 M อีก 30 นาที ก่อนล้างซ้ำด้วยน้ำกลั่นจนสะอาด ภายหลังการทำความสะอาด ระบบจะถูกเดินด้วยน้ำกลั่นปราศจากไอออน (DI Water) เป็นเวลา 30 นาที เพื่อเตรียมความพร้อมก่อนการทดลองจริง พร้อมทั้งวัดอัตราการไหลหรือค่าฟลักซ์ของน้ำ DI ภายใต้ช่วงแรงดัน 0–50 psig เพื่อนำไปคำนวณค่าการซึมผ่าน

เริ่มต้นของเยื่อกรอง (Initial Membrane Permeability) ค่าการซึมผ่านนี้จะใช้เป็นเกณฑ์เปรียบเทียบกับค่าฟลักซ์ภายหลังการกรองน้ำตัวอย่าง และเป็นข้อมูลพื้นฐานสำหรับการประเมินค่าฟลักซ์ของเยื่อกรองก่อนและหลังการล้าง ภายหลังสิ้นสุดการทดลองในแต่ละชุดการทดลอง

การทดสอบระบบเยื่อกรองนาโน ได้ใช้น้ำตัวอย่างที่เตรียมโดยการเติมโครเมียมเฮกซะวาเลนต์ (Cr^{6+}) ที่ความเข้มข้นระหว่าง 10–30 mg/L และสารอินทรีย์ธรรมชาติ ที่ความเข้มข้น 10 mg/L พร้อมทั้งเติมสารละลายโซเดียมคลอไรด์ เพื่อควบคุมความแรงประจุของสารละลายเท่ากับ 0.01 mol/L ที่ pH 7 การทดลองดำเนินการภายใต้ความดันคงที่ 30 psig ตลอดระยะเวลาการทดสอบ โดยใช้ระบบการไหลปิดตาย



การวิเคราะห์ผลการทดลองประกอบด้วย การวัดค่าฟลักซ์ของเพอร์มีเอท (Permeate Flux) ที่ลดลงตามเวลา โดยเก็บตัวอย่างน้ำเพอร์มีเอทตั้งแต่วันที่ 0 ถึง 240 นาที แบ่งช่วงการเก็บตัวอย่างเป็นทุก 5 นาทีในช่วงเวลา 0–60 นาที ทุก 10 นาทีในช่วงเวลา 60–180 นาที และทุก 20 นาทีในช่วงเวลา 180–240 นาที เพื่อแสดงการลดลงของฟลักซ์ในกระบวนการกรอง ซึ่งการทดลองนี้มีข้อจำกัดในเรื่องของเวลาและทรัพยากร ซึ่งการทดลองในแต่ละเงื่อนไขดำเนินการจำนวน 1 ครั้ง โดยที่ค่าที่ได้จากการทดลองแต่ละจุด ได้จากค่าเฉลี่ยจากการอ่านเครื่องมือหลายครั้ง (Instrumental Repeatability) และมีแนวโน้มของข้อมูลสม่ำเสมอ (Consistent Trend)

สำหรับการศึกษาประสิทธิภาพการกำจัด Cr^{6+} จะใช้เครื่อง Atomic Absorption Spectroscopy (AAS) ในการวิเคราะห์ปริมาณโลหะที่หลงเหลืออยู่ในน้ำเพอร์มีเอท และวัดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติด้วยเครื่อง UV-Visible Spectrophotometer (Shimadzu Corporation รุ่น UV mini 1240, Japan) คือ 254 นาโนเมตร (UV254) ซึ่งเป็นวิธีที่นิยมใช้ในการวัดสาร NOM โดยการวัด UV absorbance เป็นตัวแทนของสาร NOM ในกลุ่มของอะโรมาติกเป็นหลัก และไม่สามารถแทนค่าคาร์บอนอินทรีย์ทั้งหมด (TOC) ได้ ซึ่งเป็นข้อจำกัดของวิธีการดังกล่าว

สำหรับค่าฟลักซ์ที่ได้จากการทดลองสำหรับสารร่วมกันระหว่าง Cr^{6+} และ NOM จะถูกนำไปวิเคราะห์รูปแบบการอุดตันของเยื่อกรองโดยใช้แบบจำลองทางคณิตศาสตร์ของ Hermia และ Bredée [11] เพื่อระบุการเกิดการอุดตันที่ส่งผลต่อประสิทธิภาพของกระบวนการกรองเยื่อกรองนาโน

2.5 สมการที่ใช้วิเคราะห์

การประเมินประสิทธิภาพของระบบเยื่อกรองนาโนด้วยชุดการไหลปิดตาย จะทำโดยการวิเคราะห์ฟลักซ์สารละลาย (Solution Flux; J_v) ถือเป็นตัวชี้วัดที่สำคัญซึ่งสามารถคำนวณได้จากอัตราการไหลของน้ำเพอร์มีเอท (Q_p) หารด้วยพื้นที่หน้าตัดของเยื่อกรอง (A_m) ค่าฟลักซ์ที่ได้จะแสดงในหน่วย LMH ดังแสดงในสมการที่ (2)

$$J_v = L_p \cdot (\Delta P - \sigma \Delta \pi) = \frac{Q_p}{A_m} \quad (2)$$

เมื่อ L_p คือ ค่าการซึมผ่านของเยื่อกรอง [LHM.kPa^{-1}], ΔP คือ ค่าความดันในระบบ [kPa], σ คือค่าสัมประสิทธิ์แรงดันออสโมติก [-], $\Delta \pi$ คือ ค่าแรงดันออสโมติก [kPa], Q_p คือ ค่าอัตราการไหลของน้ำเพอร์มีเอท [L/h], A_m คือ ค่าพื้นที่หน้าตัดของเยื่อกรอง [m^2]

ค่าฟลักซ์สัมพัทธ์ (normalized flux) เป็นดัชนีชี้วัดแนวโน้มการลดลงของฟลักซ์ คำนวณได้จากค่าฟลักซ์สารละลาย ณ เวลาใด (J_v) เทียบกับฟลักซ์สารละลายเริ่มต้น (J_o) ดังแสดงในสมการที่ (3)

$$\text{Normalized Flux} = \frac{J_v}{J_o} \quad (3)$$

ค่าการกักกัน (rejection; R) ใช้เป็นตัวบ่งชี้ประสิทธิภาพในการกำจัดสารอินทรีย์โดยเฉพาะ Cr^{6+} และสารอินทรีย์ธรรมชาติในระบบเยื่อกรองนาโนซึ่งสามารถคำนวณได้ ดังแสดงในสมการที่ (4)

$$\% R = \left(1 - \frac{C_p}{C_f}\right) \times 100 \quad (4)$$

เมื่อ C_p คือ ความเข้มข้นของน้ำเพอร์มีเอท [mg/L] และ C_f คือ ความเข้มข้นของน้ำรีเทนเนต [mg/L]



สำหรับการวิเคราะห์กลไกการอุดตันบนผิวของเยื่อกรองนาโน โดยใช้แบบจำลองโมเดลการอุดตันของเฮอร์เมีย [12] ภายใต้ความดันคงที่ เพื่ออธิบายกลไกการลดลงของฟลักซ์ที่เกิดขึ้น โดยมีลักษณะการเกิดทั้งหมด 4 รูปแบบ ดังต่อไปนี้ (1) Complete Blocking Model (CBM) เกิดจากอนุภาค อุดตันรูพรุนทั้งหมดโดยไม่ซ้อนทับกัน (2) Intermediate Blocking Model (IBM) เกิดจากอนุภาคซ้อนทับกันภายในผนังรูพรุน (3) Standard Blocking Model (SBM) เกิดจากอนุภาคเกาะบนรูพรุนและพื้นที่ว่างแบบทับซ้อนกันและ (4) Cake Filtration Model (CFM) เกิดจากการสะสมของอนุภาคเป็นเค้กหนา/ชั้นเค้ก ซึ่งแสดงเป็นสมการเชิงเส้นตรงและลักษณะการอุดตันที่เกิดขึ้น ถูกแสดงตามตารางที่ 1

*เมื่อ J_v คือค่าฟลักซ์ของสารละลาย ณ เวลาใด (LMH), J_o คือ ค่าฟลักซ์สารละลายเริ่มต้น (LMH), t คือ เวลา (hr), K_A คือค่าคงที่ของการเกิดการอุดตันแบบ CBM, K_B คือค่าคงที่ของการเกิดการอุดตันแบบ IBM,

K_C คือค่าคงที่ของการเกิดการอุดตันแบบ SBM และ K_D คือ ค่าคงที่ของการเกิดการอุดตันแบบ CFM

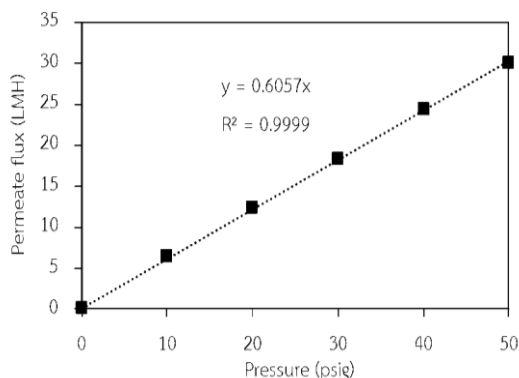
3. ผลการวิจัยและอภิปรายผล

3.1 ผลการทดสอบระบบเยื่อกรองนาโน

ก่อนเริ่มการทดลองกำจัดเฮกซะวาเลนต์โครเมียมด้วยเยื่อกรองนาโน ได้มีการทดสอบเบื้องต้น เพื่อประเมินผลของความดันต่อค่าฟลักซ์ของน้ำ โดยนำกลั่นปราศจากไอออนเป็นสารละลายต้นแบบ สำหรับการทดสอบนี้ ได้ทำการวัดค่าฟลักซ์หรืออัตราการไหลของน้ำเพื่อมีเอทต่อพื้นที่เยื่อกรอง ภายใต้ความดันที่แตกต่างกัน ได้แก่ 0, 10, 20, 30, 40 และ 50 psig ผลการทดลองพบว่า ค่าฟลักซ์มีแนวโน้มเพิ่มขึ้นอย่างต่อเนื่องเมื่อความดันเพิ่มขึ้น แสดงถึงความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงระหว่างความดันและค่าฟลักซ์สารละลาย โดยมีค่าสัมประสิทธิ์ความสัมพันธ์ (R^2) เท่ากับ 0.9999 ดังแสดงในรูปที่ 3

ตารางที่ 1 สมการเชิงเส้นตรงด้วยแบบจำลองโมเดลการอุดตันของเฮอร์เมีย

Blocking mechanism	Linearized equation	Fouling mechanisms
complete blocking model (CBM)	$\ln J_v = \ln J_o - K_A t$ (5)	
standard blocking model (SBM)	$1/J_v^{0.5} = 1/J_o^{0.5} + K_B t$ (6)	
intermediate blocking model (IBM)	$1/J_v = 1/J_o + K_C t$ (7)	
cake filtration model (CFM)	$1/J_v^2 = 1/J_o^2 + K_D t$ (8)	



รูปที่ 3 ผลของความดันในระบบต่อค่าฟลักซ์เพอมีเอทของเยื่อกรองนาโน

ผลการทดลองดังกล่าวชี้ให้เห็นว่า ความดันของระบบมีผลโดยตรงต่อค่าฟลักซ์ของน้ำผ่านเยื่อกรอง อีกทั้งการเปลี่ยนแปลงของค่าฟลักซ์สามารถอธิบายจากสมการที่ (2) โดยไม่ต้องคำนึงถึงแรงดันออสโมติกเนื่องจากน้ำ DI ที่ใช้มีค่าการนำไฟฟ้าต่ำมาก (น้อยกว่า $3 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) ไม่ส่งผลกระทบต่อผลการวิเคราะห์เบื้องต้นเนื่องจากค่าอยู่ในระดับที่ไม่ส่งผลต่อแรงดันออสโมติก สมการที่ (2) สามารถลดรูปได้ดังนี้ $J_v = L_p(\Delta P)$ ขณะที่ค่าการซึมผ่านของเยื่อกรอง (L_p) คือค่าความชันของกราฟ มีค่าเท่ากับ 0.6057 LMH/psig (0.0878 LMH/kPa)

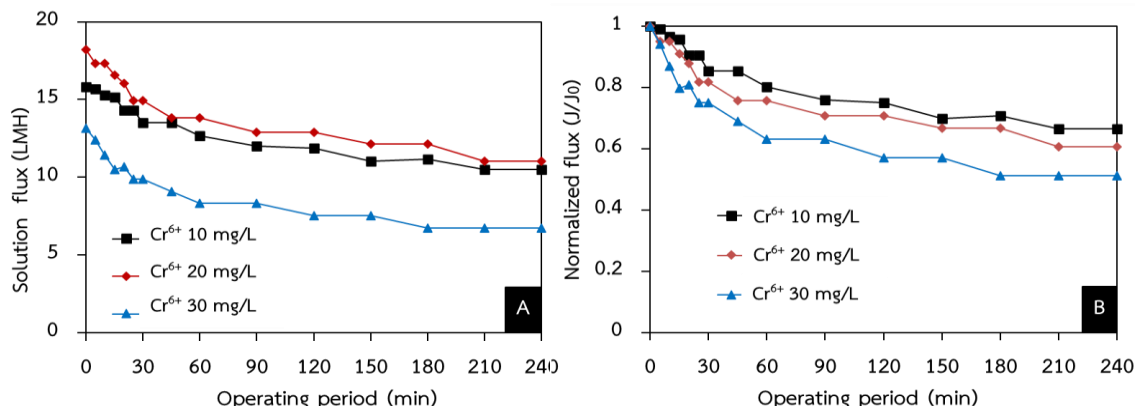
3.2 ผลของความเข้มข้นเฮกซะวาเลนต์โครเมียมต่อฟลักซ์สารละลาย

ผลการศึกษาผลของความเข้มข้นเฮกซะวาเลนต์โครเมียม (Cr^{6+}) ในน้ำเสียสังเคราะห์ต่อการเปลี่ยนแปลงของค่าฟลักซ์ของสารละลาย เมื่อใช้งานร่วมกับเยื่อกรองนาโน ภายใต้เงื่อนไขการทดลองคงที่โดยกำหนดความเข้มข้นของ Cr^{6+} ที่ระดับ 10, 20

และ 30 mg/L ความแรงประจุของสารละลาย NaCl ที่ 0.01 mol/L และค่า pH ที่ 7 พร้อมควบคุมแรงดันคงที่ 30 psig ตลอดการทดลอง ผลการทดสอบดังแสดงในรูปที่ 4 (A) จากผลการทดลองพบว่า ค่าฟลักซ์สารละลาย มีแนวโน้มลดลง เมื่อความเข้มข้นของ Cr^{6+} เพิ่มขึ้น โดยในการเดินระบบต่อเนื่องเป็นเวลา 240 นาที พบว่าค่าฟลักซ์สัมพัทธ์ (J/J_0) (รูปที่ 4 (B)) เท่ากับร้อยละ 66.38 สำหรับความเข้มข้น 10 mg/L , ร้อยละ 60.61 สำหรับความเข้มข้น 20 mg/L และร้อยละ 51.19 สำหรับความเข้มข้น 30 mg/L ตามลำดับ ผลการทดลองนี้สะท้อนให้เห็นว่าการเพิ่มขึ้นของความเข้มข้นไอออนเฮกซะวาเลนต์โครเมียมและความเข้มข้นของสารโซเดียมคลอไรด์ที่ใช้ปรับความแรงประจุ ทำให้เกิดการสะสมความเข้มข้นของสารละลายบริเวณผิวหน้าของเยื่อกรอง [13] ซึ่งเหตุผลข้างต้นนี้ได้นำไปสู่การอุดตันของเยื่อกรอง (Membrane Fouling) และเป็นสาเหตุสำคัญที่ทำให้ค่าฟลักซ์ลดลงอย่างมีนัยสำคัญ นอกจากนี้ความเข้มข้นของสารละลายที่เพิ่มขึ้นยังส่งผลให้ ค่าแรงดันออสโมติก (Osmotic Pressure) ของระบบสูงขึ้น ส่งผลให้ความต่างของแรงดัน ($\Delta P - \sigma \Delta \pi$) แสดงในสมการที่ (2) ที่มีผลต่อการขับเคลื่อนการกรอง (Effective Transmembrane Pressure) ลดลง ในขณะที่ความดันที่ใช้ในการทดลองจะถูกควบคุมให้อยู่ในระดับคงที่ อีกทั้งแรงดันออสโมติกที่สูงขึ้น ยังมีผลต่อการลดแรงผลักไฟฟ้าสถิตที่เกิดขึ้นระหว่างพื้นผิวเยื่อกรองกับไอออนในสารละลาย [14] ซึ่งส่งผลโดยตรงต่อประสิทธิภาพการกรองโดยรวมของระบบการกรองแบบ Cross-flow Filtration



บทความวิจัย



รูปที่ 4 (A) ผลของความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมจากน้ำเสียสังเคราะห์ต่อค่าฟลักซ์สารละลาย, (B) ผลของค่าฟลักซ์สัมพัทธ์ (J/J_0) ต่อค่าฟลักซ์สารละลาย

3.3 ผลของความเข้มข้นเฮกซะวาเลนต์โครเมียมต่อการกำจัด

ผลการศึกษาผลของความเข้มข้นเฮกซะวาเลนต์โครเมียม (Cr^{6+}) ในน้ำเสียสังเคราะห์ต่อประสิทธิภาพการกำจัดเมื่อใช้งานร่วมกับเยื่อกรองนาโน แสดงดังรูปที่ 5 (A) ซึ่งแสดงร้อยละของการกำจัด Cr^{6+} ภายใต้ความเข้มข้นสารละลายตั้งต้น 10, 20 และ 30 mg/L ผลการทดลองพบว่าเยื่อกรองนาโนสามารถกำจัด Cr^{6+} ได้สูงสุดร้อยละ 81.09, 84.84 และ 89.62 ที่ความเข้มข้น 10, 20 และ 30 mg/L ตามลำดับ เมื่อเปรียบเทียบกับผลการทดลองในงานวิจัยนี้ พบว่าค่าการกำจัด Cr^{6+} อยู่ในช่วงใกล้เคียงกัน (92.31–95.21%) ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยก่อนหน้านี้ [15–16] อย่างไรก็ตาม ความแตกต่างของค่าการกำจัดอาจเกิดจากหลายปัจจัย เช่น การมีอยู่ของ NOM ซึ่งสามารถเกิดชั้นเค้กและเพิ่มการกักเก็บแบบ Secondary Rejection รวมถึงความแตกต่างของชนิดเยื่อกรองและสถานะที่ใช้ทดลอง ดังนั้นผลการศึกษานี้

จึงมีความสอดคล้องกับแนวโน้มในวรรณกรรม และยืนยันบทบาทของกลไกการแยกด้วยเยื่อกรองแบบนาโนในการกำจัดโลหะหนัก โดยเฉพาะเมื่อมีสารอินทรีย์ร่วมด้วยทั้งนี้ค่าการกำจัดที่เพิ่มขึ้นอธิบายได้จากการลดแรงผลักประจุ อันเนื่องมาจากการรวมตัวกัน ของประจุบวกและประจุลบภายในโครงสร้างของเยื่อกรองนาโน ส่งผลให้เกิดการสะสมของไอออนบริเวณผิวหน้าเยื่อกรองมากขึ้น และส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดเพิ่มสูงขึ้น [17] อย่างไรก็ตาม ผลการทดลองนี้แตกต่างจากรายงานของ [18–21] ที่ระบุว่า การเพิ่มความเข้มข้นของ Cr^{6+} ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดลดลง จากการไหลของสารละลายตั้งต้น ผ่านผิวเยื่อกรองแบบนาโน ซึ่งก่อให้เกิดการสร้างชั้นสะสมบริเวณผิวของเยื่อกรอง เมื่อความเข้มข้นของ Cr^{6+} ในถังฟีดสูงขึ้นทำให้ความหนาของชั้นสะสมดังกล่าวจะเพิ่มขึ้นอย่างรวดเร็ว ทำให้เกิดปรากฏการณ์ Concentration Polarization ซึ่งจำกัดการไหลของน้ำผ่านเยื่อกรอง และเป็นสาเหตุ

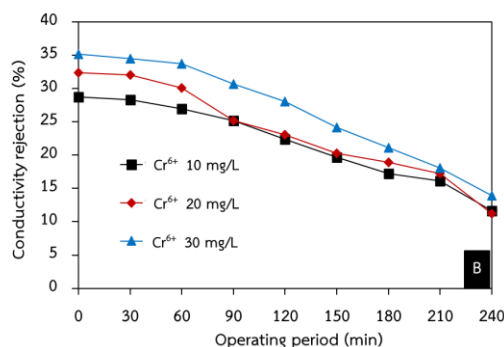
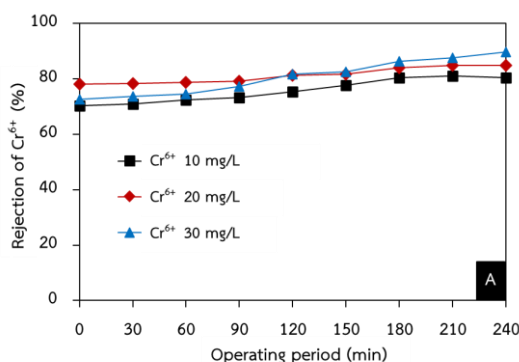


บทความวิจัย

สำคัญที่ทำให้ประสิทธิภาพของระบบลดลงตามลำดับ [18] ความแตกต่างดังกล่าวอาจเกิดจากความแตกต่างด้านชนิดของเยื่อกรอง องค์ประกอบของสารละลาย และสภาวะการดำเนินงาน แสดงให้เห็นถึงความสำคัญของการทำความเข้าใจการก่อกำจัดสารภายใต้เงื่อนไขที่หลากหลายของกระบวนการกรอง

ผลของความเข้มข้นเริ่มต้นของ Cr^{6+} ในน้ำเสียสังเคราะห์ต่อการก่อกำจัดเมื่อพิจารณาการนำไฟฟ้าด้วยเยื่อกรองนาโน ผลการทดลองแสดงได้ในรูปแบบที่ 5 (B) ผลการทดลองพบว่าเยื่อกรองนาโนสามารถกำจัด Cr^{6+} ได้แตกต่างกันตามความเข้มข้นของสารละลายตั้งต้น โดยที่ความเข้มข้น 10 mg/L มีค่าการกำจัดร้อยละ 11.65–28.76, ความเข้มข้น 20 mg/L อยู่ในช่วงร้อยละ 11.22–32.41 และที่ 30 mg/L อยู่ในช่วงร้อยละ 13.90–35.22 โดยผลการทดลองพบว่าร้อยละการก่อกำจัดจากค่าการนำไฟฟ้ามีแนวโน้มลดลงตามระยะเวลาการกรอง อาจเนื่องมาจากการสะสมความเข้มข้นของเกลือโซเดียมคลอไรด์จากความ

แรงประจุที่เกิดการสะสม ที่ผิวของเยื่อกรอง ทำให้ประจุของโซเดียม (Na^+) ไหลผ่านเยื่อกรองนาโนได้มากขึ้น ในทางตรงกันข้ามประจุ Cr^{6+} มีแนวโน้มที่เพิ่มขึ้นในระหว่างการกรอง ความแตกต่างดังกล่าวอธิบายได้จากแรงผลักระหว่างประจุบนผิวเยื่อกรองกับไอออนในสารละลาย ซึ่งเป็นกลไกที่เรียกว่า Donnan Exclusion การส่งผ่าน ของไอออนในกระบวนการกรองนาโนสามารถอธิบายได้ด้วยสองกลไกหลัก ได้แก่ (1) การพา (Convection) ซึ่งทำให้อนุภาคหรือไอออนที่มีขนาดใหญ่ ถูกกักเก็บได้มากขึ้นตามข้อจำกัดทางกายภาพ ของรูพรุนเยื่อกรอง และ (2) การละลายและการแพร่ (Solution-diffusion) ซึ่งทำให้ไอออนขนาดเล็กแพร่ผ่านได้ง่ายกว่า ทั้งนี้ขึ้นอยู่กับคุณสมบัติทางเคมี ของสารละลายและเยื่อกรอง กลไกทั้งสองนี้สะท้อนให้เห็นว่าประสิทธิภาพในการกำจัด Cr^{6+} ของเยื่อกรองนาโนขึ้นอยู่กับขนาดของไอออนและปฏิสัมพันธ์ทางไฟฟ้าสถิตภายในเยื่อกรอง [22]



รูปที่ 5 (A) ผลของความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมจากน้ำเสียสังเคราะห์ต่อการก่อกำจัด, (B) ผลของความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมจากน้ำเสียสังเคราะห์ต่อการก่อกำจัดเมื่อพิจารณาจากค่าการนำไฟฟ้า



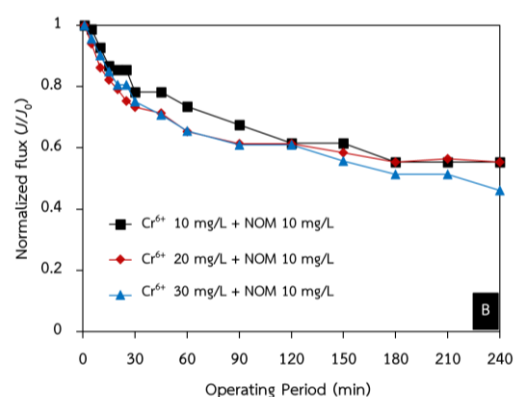
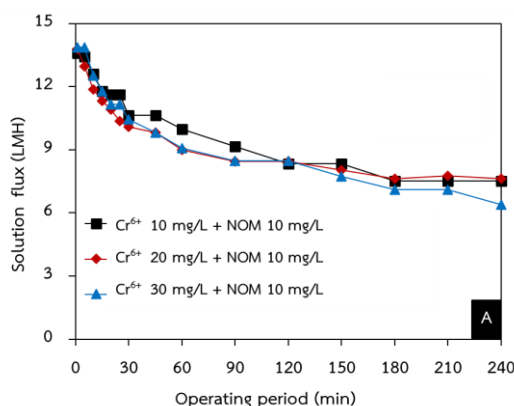
3.4 ผลของความเข้มข้น Cr^{6+} ร่วมกับสารอินทรีย์ธรรมชาติต่อฟลักซ์สารละลาย

ผลการศึกษาของความเข้มข้น Cr^{6+} ในน้ำเสียสังเคราะห์ร่วมกับสารอินทรีย์ธรรมชาติต่อค่าฟลักซ์สารละลาย แสดงดังรูปที่ 6 ภายใต้การเดินระบบแบบต่อเนื่องเป็นเวลา 240 นาที พบว่าค่าฟลักซ์ของสารละลายลดลงอย่างชัดเจน โดยฟลักซ์สัมพัทธ์ (J/J_0) ลดลงคิดเป็นร้อยละ 55.42, 55.45 และ 46.02 สำหรับ Cr^{6+} ที่ความเข้มข้น 10, 20 และ 30 มิลลิกรัมต่อลิตร ตามลำดับ ทั้งนี้ผลรวมของ NOM (ที่ความเข้มข้น 10 mg/L) ส่งผลให้ค่า ฟลักซ์ลดลงมากกว่ากรณีที่ไม่มีการอินทรีย์ธรรมชาติผสม ซึ่งบ่งชี้ว่าการลดลงของฟลักซ์ไม่ได้เกิดจากการสะสมของ Cr^{6+} ที่ผิวเยื่อกรองเพียงอย่างเดียว แต่ยังเกิดจากการที่สารอินทรีย์ธรรมชาติสะสมบนผิวเยื่อกรองหรือแทรกตัวเข้าไปอุดตันรูพรุนของเยื่อกรอง ส่งผลให้ความสามารถในการซึมผ่านของน้ำลดลง และเกิด การอุดตันบนพื้นผิวเยื่อกรองนาโน อันเป็นสาเหตุให้ฟลักซ์ลดลงอย่างมี

นัยสำคัญ สอดคล้องกับงานวิจัยที่ผ่านมาพบว่าการเพิ่มความเข้มข้นของสารอินทรีย์ธรรมชาติตั้งแต่ 0 ถึง 25 mg/L ส่งผลต่อการลดลงของฟลักซ์สารละลาย เนื่องจากการเพิ่มแรงต้านของสารอินทรีย์ธรรมชาติที่สะสมบนผิวของเยื่อกรองนาโน [23]

3.5 ผลของความเข้มข้น Cr^{6+} ร่วมกับสารอินทรีย์ธรรมชาติต่อค่าการกำจัด

ผลของความเข้มข้น Cr^{6+} ในน้ำเสียสังเคราะห์ร่วมกับสารอินทรีย์ธรรมชาติที่มีผลต่อประสิทธิภาพการกำจัด Cr^{6+} , ค่าการนำไฟฟ้าและ NOM รูปที่ 7 (A) แสดงประสิทธิภาพการกำจัดของเฮกซะวาเลนต์โครเมียม โดยพบว่าเยื่อกรองนาโนสามารถกำจัด Cr^{6+} ได้อย่างมีประสิทธิภาพสูง โดยมีค่าการกำจัดสูงสุดร้อยละ 92.31, 94.71 และ 95.21 ที่ความเข้มข้นของ Cr^{6+} เท่ากับ 10, 20 และ 30 mg/L ตามลำดับ ข้อมูลดังกล่าวบ่งชี้ว่าการมี NOM ร่วมในสารละลาย มีส่วนช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด Cr^{6+} โดยกลไกที่อธิบายได้คือ

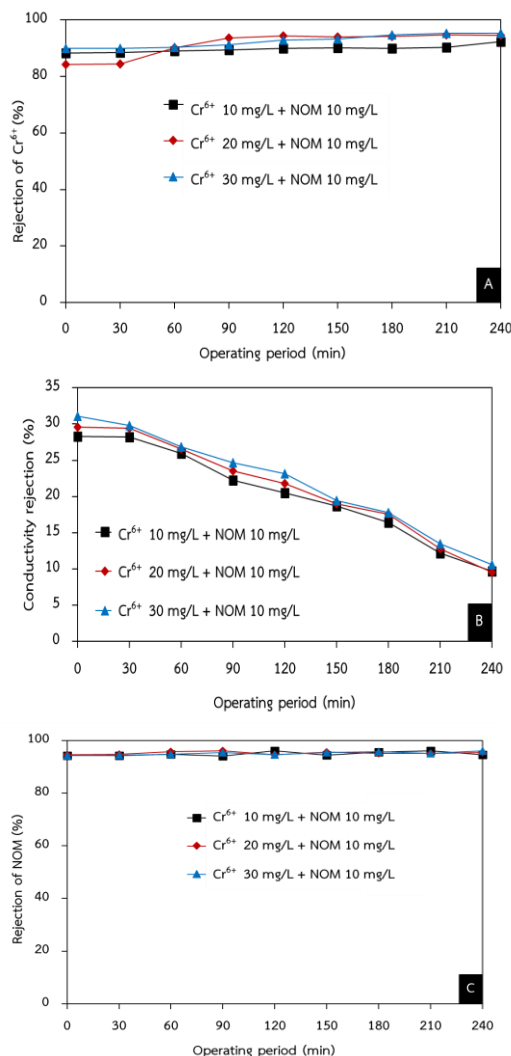


รูปที่ 6 (A) ผลของความเข้มข้นของเฮกซะวาเลนต์โครเมียมร่วมกับสารอินทรีย์ธรรมชาติต่อค่าฟลักซ์สารละลาย, (B) ผลของค่าฟลักซ์สัมพัทธ์ (J/J_0) ต่อค่า ฟลักซ์สารละลาย



บทความวิจัย

การเกิด Complexation ระหว่าง Cr^{6+} กับ NOM โดยที่ NOM สามารถเกิดปฏิสัมพันธ์กับโลหะหนักผ่านหมู่ฟังก์ชัน เช่น Carboxyl และ Phenolic Groups ส่งผลให้เกิดสารประกอบเชิงซ้อน ซึ่งอาจลดหรือเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัด โดยขึ้นอยู่กับสภาพแวดล้อมของระบบ การทดลอง อีกทั้งโมเลกุลของ NOM ซึ่งมีขนาดใหญ่กว่ารูพรุนของเยื่อกรองนาโน ถูกกักเก็บบนผิวเยื่อกรองจนก่อให้เกิดชั้นเจลหรือเค้ก (Gel Layer หรือ Cake Layer) ทำหน้าที่เสมือนชั้นกรองเสริม ช่วยดักจับ Cr^{6+} ที่เหลืออยู่ในสารละลาย ส่งผลให้ประสิทธิภาพการกำจัดเพิ่มสูงขึ้น แม้ว่าค่าฟลักซ์ที่ได้จะลดลงก็ตาม เมื่อเปรียบเทียบกับกรณีที่ไม่มีการอินทรีย์ธรรมชาติร่วมด้วย รูปที่ 7 (B) แสดงค่าการกำจัดเมื่อพิจารณาจากค่าการนำไฟฟ้าการทดลองพบว่าค่าการกำจัดอยู่ในช่วงร้อยละ 9.67–28.30, 9.56–29.56 และ 10.61–31.06 ที่ความเข้มข้นของ Cr^{6+} เท่ากับ 10, 20 และ 30 mg/L ตามลำดับ ในระหว่างการกรองจะเกิดการสะสมไอออน Cr^{6+} และประจุโซเดียม (Na^+) (จากการปรับค่าความแรงประจุ) บนผิวของเยื่อกรอง จากการกักเก็บ NOM บนผิวเยื่อกรองเพิ่มมากขึ้น ซึ่งเป็นกลไก ที่ช่วยเพิ่มประสิทธิภาพการกำจัดสารอินทรีย์ธรรมชาติบนผิวของเยื่อกรอง อย่างไรก็ตาม การสะสมความเข้มข้นของประจุเดี่ยวโซเดียมสามารถแพร่ผ่านเยื่อกรองได้ง่ายกว่าไอออน Cr^{6+} ทำให้ค่าการกำจัดจากค่าการนำไฟฟ้าลดลงตามช่วงเวลาการกรอง นอกจากนี้ยังเป็นการรักษาสมดุลของประจุ (Charge Balance) ในน้ำเพอร์มิเอท



รูปที่ 7 ประสิทธิภาพการกำจัดของเยื่อหุ้มนาโน
โครเมียมร่วมกับสารอินทรีย์ธรรมชาติ: (A) ค่าการกำจัด
เยื่อหุ้มนาโนโครเมียม, (B) ค่าการกำจัดเมื่อพิจารณา
จากค่าการนำไฟฟ้า และ (C) คือค่าการกำจัด
สารอินทรีย์ธรรมชาติ



ทั้งนี้ จึงสรุปได้ว่า การมี Cr^{6+} ในระดับความเข้มข้นสูงร่วมกับ NOM ภายใต้สภาวะการกรองที่เหมาะสม สามารถเพิ่มค่าการกำจัดสารปนเปื้อนได้อย่างมีนัยสำคัญ โดยผลการกำจัด NOM แสดงดังรูปที่ 7 (C) พบว่าเยื่อกรองนาโนสามารถกำจัด NOM ได้ในระดับสูงมาก โดยมีค่าการกำจัดสูงสุดร้อยละ 96.01, 96.01 และ 96.00 ที่ความเข้มข้นของ Cr^{6+} เท่ากับ 10, 20 และ 30 mg/L ตามลำดับ กลไกหลัก ที่ส่งผลให้เกิดประสิทธิภาพสูงดังกล่าวคือการคั่งขนาด เนื่องจากโมเลกุลของ NOM มีขนาดใหญ่กว่ารูพรุนของเยื่อกรอง จึงไม่สามารถผ่านเข้าไปในเมมเบรนและถูกกักเก็บบนผิว ส่งผลให้เกิดการแยก NOM ออกจากน้ำได้อย่างมีประสิทธิภาพ นอกจากนี้สาร NOM ซึ่งมีประจุเป็นลบสามารถเปลี่ยนประจุของเยื่อกรอง ส่งผลโดยตรงต่อกลไก Donnan exclusion โดยการเพิ่มแรงผลักระหว่างเยื่อกรองและไอออน ทำให้ประสิทธิภาพการกำจัดเพิ่มขึ้นในบางกรณี ซึ่งสอดคล้องกับงานวิจัยที่ผ่านมา โดยพบว่าค่าการกำจัดของ NOM ด้วยเยื่อกรองนาโนจากการดำเนินระบบด้วย bench-scale crossflow อยู่ในช่วงร้อยละ 94.90 ถึงร้อยละ 97.60 จากการเพิ่มความเข้มข้น NOM จาก 5 ถึง 25 mg/L [24]

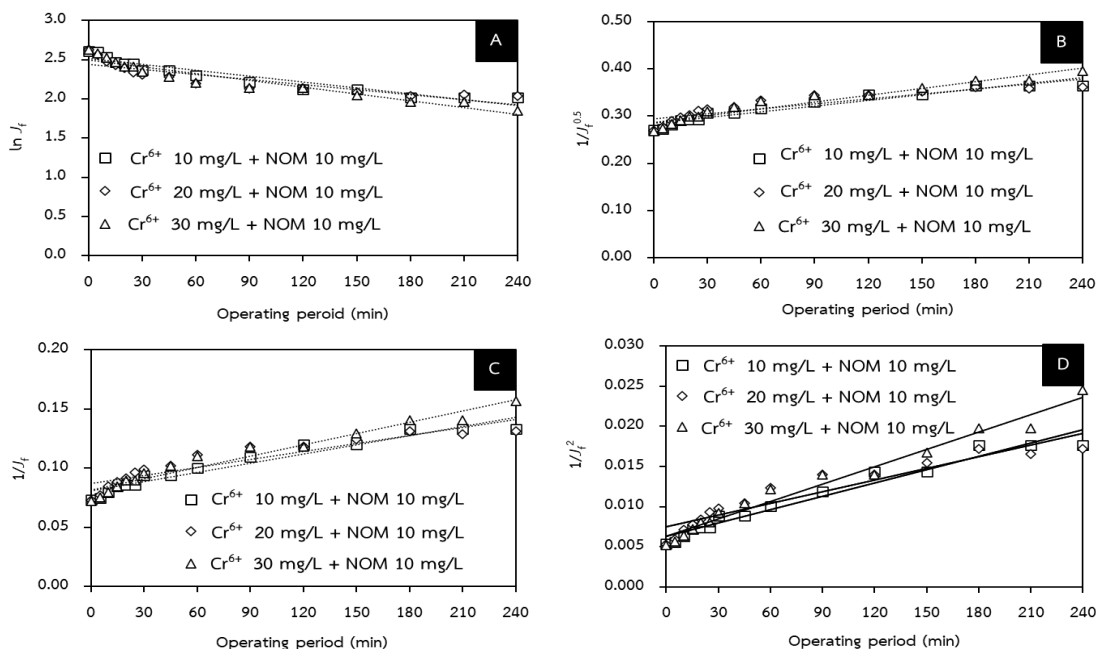
3.6 การดูดซับบนเยื่อกรองนาโนด้วยแบบจำลองโมเดลการดูดซับของเฮอริเมีย

การวิเคราะห์รูปแบบการดูดซับของเยื่อกรองนาโนโดยอาศัยแบบจำลองโมเดลทางคณิตศาสตร์ของ Hermia โดยใช้ค่าพารามิเตอร์ของน้ำเพอร์มิเอทที่ได้จากการทดลองภายใต้สภาวะที่มีการปรากฏร่วมกันของ Cr^{6+} และ NOM ในแต่ละช่วงเวลาเข้าสู่สมการของแบบจำลองโมเดลการดูดซับ เพื่อระบุลักษณะการ

ดูดซับที่เกิดขึ้นในแต่ละกรณีผลการวิเคราะห์ด้วยแบบจำลองโมเดลการดูดซับของ Hermia แสดงในรูปที่ 8 และผลการเปรียบเทียบค่าความสอดคล้องของข้อมูล (R^2) แสดงในตารางที่ 2

จากการวิเคราะห์ โดยการประยุกต์ใช้ทั้งสี่แบบจำลองโมเดลการดูดซับกับข้อมูลการทดลอง พบว่ารูปแบบการดูดซับแบบเกิดขึ้นแค่ก ให้ค่าความสัมพันธ์ (R^2) สูงที่สุดเมื่อเปรียบเทียบกับแบบจำลองอื่นในทุกกรณี สำหรับสารละลาย Cr^{6+} ที่ 10 mg/L + NOM 10 mg/L พบว่าแบบจำลองนี้ ให้ค่า $R^2 = 0.9606$ ซึ่งสูงกว่าค่าของ CBM, SBM, และ IBM ที่มีค่า $R^2 = 0.9057, 0.9239$ และ 0.9391 ตามลำดับ ในกรณีของ Cr^{6+} 20 mg/L + NOM 10 mg/L พบว่าค่า $R^2 = 0.8913$ แม้ว่าจะมีการลดลงเล็กน้อยแต่ก็ยังสูงกว่าทุกแบบจำลอง และสำหรับ Cr^{6+} 30 mg/L + NOM 10 mg/L พบว่า $R^2 = 0.9742$ ซึ่งสูงที่สุดในทุกสภาวะการทดลอง

ผลการศึกษานี้ชี้ให้เห็นถึงความสอดคล้องของข้อมูลอย่างมีนัยสำคัญ และแสดงให้เห็นว่า รูปแบบการดูดซับแบบเกิดขึ้นแค่กเป็นแบบจำลองที่สามารถอธิบายพฤติกรรมของการดูดซับของเยื่อกรองได้อย่างแม่นยำที่สุดภายใต้สภาวะที่มีการปรากฏร่วมกันของ Cr^{6+} และ NOM นอกจากนี้ การเพิ่มความเข้มข้นของสารปนเปื้อนในระบบยังส่งผลให้เกิดการสะสมของอนุภาคที่ผิวเยื่อกรองมากขึ้นในลักษณะของการก่อตัวเป็นชั้นแค้บนผิวของเยื่อกรอง ซึ่งสอดคล้องกับกลไกของการดูดซับ ในลักษณะนี้ และสะท้อนถึงพฤติกรรมของการดูดซับที่เด่นชัด ในระบบที่มีทั้งสารอนินทรีย์และสารอินทรีย์ธรรมชาติร่วมกัน



รูปที่ 8 การวิเคราะห์การดูดซับโดยผลร่วมระหว่าง Cr^{6+} กับ NOM ที่ค่า pH = 7, I.S. ของ NaCl = 0.01 mol/L ที่ความดัน 30 psig โดยมีลักษณะของการดูดซับแบบ; (A) CBM, (B) SBM, (C) IBM และ (D) CFM

ตารางที่ 2 การเปรียบเทียบค่า R^2 ที่ได้จากการใช้แบบจำลองโมเดลการดูดซับของเฮอร์เมีย

Solutions (mg/L)	Regression Coefficient, R^2			
	CBM	SBM	IBM	CFM
Cr^{6+} 10 mg/L + NOM 10 mg/L	0.9057	0.9239	0.9391	0.9606
Cr^{6+} 20 mg/L + NOM 10 mg/L	0.7958	0.8236	0.8488	0.8913
Cr^{6+} 30 mg/L + NOM 10 mg/L	0.9087	0.9334	0.9528	0.9742

4. สรุปผลการทดลอง

การศึกษาประสิทธิภาพของเยื่อกรองนาโนในการกำจัด Cr^{6+} ร่วมกับ NOM และการวิเคราะห์แบบจำลองโมเดลการดูดซับของเยื่อกรองภายใต้ระบบไหลปิดตาย สามารถสรุปผลที่ได้ดังนี้

1. ความดันกับค่าฟลักซ์ (Flux) พบว่าค่าฟลักซ์เพอมีเอทเพิ่มขึ้นตามความดันในการดำเนินระบบที่สูงขึ้น โดยมีความสัมพันธ์เชิงเส้นตรงในระดับสูงมาก ($R^2 = 0.9998$) สะท้อนให้เห็นถึงความสัมพันธ์โดยตรงระหว่างความดันและค่าพารามิเตอร์การซึมผ่านของเยื่อกรองในสภาวะปราศจากแรงดันออสโมติก



2. ผลของความเข้มข้น Cr^{6+} และ NOM ต่อ ฟลักซ์สารละลาย พบว่าค่าฟลักซ์มีแนวโน้มลดลงอย่างชัดเจนเมื่อความเข้มข้นของ Cr^{6+} เพิ่มขึ้น โดยเฉพาะเมื่อมี NOM ร่วมอยู่ด้วย ซึ่งเป็นผลจากการเกิด Concentration Polarization และการสะสมของสารบนผิวเยื่อกรอง

3. ประสิทธิภาพการกำจัด Cr^{6+} และ NOM พบว่าการเพิ่มความเข้มข้นของ Cr^{6+} ส่งผลต่อค่าการกำจัดสูงขึ้น โดยที่ความเข้มข้น 30 mg/L สามารถกำจัด Cr^{6+} ได้สูงสุดถึงร้อยละ 89.62 ขณะที่การมี NOM ทำให้ค่าการกำจัดได้ค่าสูงสุดถึงร้อยละ 95.21 สำหรับ NOM เอง เยื่อกรองนาโนสามารถกำจัดได้ไม่ต่ำกว่าร้อยละ 95 ในทุกสภาวะที่ทดสอบ ซึ่งเกิดจากกลไกการคัตขนาด

4. ผลการวิเคราะห์แบบจำลองการดูดตันของเยื่อกรองนาโนของ Hermia ทั้ง 4 รูปแบบ พบว่า รูปแบบการดูดตันแบบเค้กให้ค่าความสอดคล้องสูงที่สุด ($R^2 \sim 0.8913\text{--}0.9742$) ในทุกกรณีของการทดสอบระหว่าง Cr^{6+} และ NOM ซึ่งให้เห็นว่า การดูดตันส่วนใหญ่เกิดจากการสะสมของสารเกิดเป็นชั้นเค้กบนผิวเยื่อกรองนาโน

5. ข้อเสนอแนะ

การศึกษาในอนาคตควรมีการทำซ้ำการทดลองและค่าเบี่ยงเบนมาตรฐาน (SD) เพื่อเพิ่มความน่าเชื่อถือของข้อมูล รวมถึงขยายช่วงสภาวะการทดลองและการศึกษากับน้ำเสียจริง เพื่อให้ใกล้เคียงการใช้งานในภาคอุตสาหกรรมมากขึ้น นอกจากนี้ควรมีการทดสอบระยะยาวและศึกษากลไกการดูดตันเพื่อสนับสนุนการประยุกต์ใช้ในระดับอุตสาหกรรมได้

อย่างมีประสิทธิภาพ ตลอดจนพัฒนาใช้กับระบบการกรองแบบ Crossflow เพื่อลดการอุดตันและการออกแบบกระบวนการล้างอย่างเหมาะสมต่อไป

6. กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับการสนับสนุนจากหลักสูตรวิศวกรรมเคมีและสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี

7. เอกสารอ้างอิง

- [1] M. Danouche, N.E. Ghachtouli and H.E. Arroussi, Phycoremediation mechanisms of heavy metals using living green microalgae: physicochemical and molecular approaches for enhancing selectivity and removal capacity, *Heliyon*, 2021, 7(7), e07555.
- [2] D. Vishnu and B. Dhandapani, Integration of *Cynodon dactylon* and *Muraya koenigii* plant extracts in amino-functionalized silica-coated magnetic nanoparticle as an effective sorbent for the removal of chromium(VI) metal pollutants, *IET Nanobiotechnology*, 2020, 14(6), 449–456.
- [3] D. Vishnu, A. Rajendran and B. Dhandapani, A potent insight into the microalgal and surface-modified magnetic microalgal biomass synthesis and treatment strategies in the removal of selenium and chromium metal ions, *Energy Ecology and Environment*, 2024, 9(2), 113–129.



- [4] A. Zhitkovich, Chromium in drinking water: Sources, metabolism, and cancer risks, Chemical Research in Toxicology, 2011, 24(10), 1617–1629.
- [5] X. Li, Y. Wang and J. Chen, Adsorptive removal of hexavalent chromium from aqueous solutions using modified biochar: Kinetics and mechanisms, Journal of Environmental Chemical Engineering, 2020, 8(4), 104131.
- [6] J. Zhang, G. Yuan, H. Wang, J. Wu, G. Yang and K. Zhou, Resource utilization of waste masks in simultaneous high efficient removal of Light Green SF and Cr(VI) via microwave catalytic technology, Separation and Purification Technology, 2024, 330, 125523.
- [7] E.M. Saad, I.S. Butler and S.I. Mostafa, Adsorption of reduced chromium(VI) ions by vitamin C tablets onto a tellurato-functionalized cellulose derivative and its composite with cyanobacteria green algae in aqueous media, Environmental Progress and Sustainable Energy, 2021, 40(4), e13608.
- [8] H. Wang, W. Wang, S. Zhou and X. Gao, Adsorption mechanism of Cr(VI) on woody-activated carbons, Heliyon, 2023, 9(2), e13267.
- [9] Y. Ibrahim, V. Naddeo, F. Banat and S.W. Hasan, Preparation of novel polyvinylidene fluoride (PVDF)-tin(IV) oxide (SnO_2) ion exchange mixed matrix membranes for the removal of heavy metals from aqueous solutions, Separation and Purification Technology, 2020, 250, 117250.
- [10] M. Thanuttamavong, K. Yamamoto, J.I. Oh, K.H. Choo and S.J. Choi, Rejection characteristics of organic and inorganic pollutants by ultra low-pressure nanofiltration of surface water for drinking water treatment, Desalination, 2002, 145(1–3), 257–264.
- [11] P.H. Hermans, Principles of the mathematical treatment of constant-pressure filtration, Journal of the Society of Chemical Industry, 1936, 55, 1–10.
- [12] W.R. Bowen and J.S. Welfoot, Modelling the performance of membrane nanofiltration—critical assessment and model development, Chemical Engineering Science, 2002, 57(7), 1121–1137.
- [13] L.G. Peeva, E. Gibbins, S.S. Luthra, L.S. White, R.P. Stateva and A.G. Livingston, Effect of concentration polarisation and osmotic pressure on flux in organic solvent nanofiltration, Journal of Membrane Science, 2004, 236(1–2), 121–136.

- [14] P. Hongthong, S. Mattaraj and R. Jiraratananon, Effects of solution pH and ionic strength for removal of combined natural organic matter and copper (II) ion by membrane nanofiltration, *Applied Environmental Research*, 2013, 34(2), 39–56.
- [15] N. Hilal, H. Al-Zoubi, N.A. Darwish, A.W. Mohammad and M. Abu Arabi, A comprehensive review of nanofiltration membranes: Treatment, pretreatment, modelling, and atomic force microscopy, *Desalination*, 2004, 170(3), 281–308.
- [16] M. Owlad, M.K. Aroua, W.A.W. Daud and S. Baroutian, Removal of hexavalent chromium-contaminated water and wastewater: A review, *Water, Air, & Soil Pollution*, 2009, 200, 59–77.
- [17] J.E. Kilduff, S. Mattaraj, J.P. Pieracci and G. Belfort, Photochemical modification of poly (ether sulfone) and sulfonated poly (sulfone) nanofiltration membranes for control of fouling by natural organic matter, *Desalination*, 2000, 132(1–3), 133–142.
- [18] G. Zolfaghari and M. Kargar, Nanofiltration and microfiltration for the removal of chromium, total dissolved solids, and sulfate from water, *MethodsX*, 2019, 6, 549–557.
- [19] M. Muthukrishnan and B.K. Guha, Effect of pH on rejection of hexavalent chromium by nanofiltration, *Desalination*, 2008, 219(1–3), 171–178.
- [20] A. Hafiane, D. Lemordant and M. Dhahbi, Removal of hexavalent chromium by nanofiltration, *Desalination*, 2000, 130(3), 305–312.
- [21] B. Van der Bruggen and C. Vandecasteele, Removal of pollutants from surface water and groundwater by nanofiltration: Overview of possible applications in the drinking water industry, *Environmental Pollution*, 2003, 122(3), 435–445.
- [22] A. Lhassani, M. Rumeau, D. Benjelloun and M. Pontie, Selective demineralization of water by nanofiltration: Application to the defluorination of brackish water, *Water Research*, 2001, 35(13), 3260–3264.
- [23] J.E. Kilduff, S. Mattaraj and G. Belfort, Flux decline during nanofiltration of naturally-occurring dissolved organic matter: Effects of osmotic pressure, membrane permeability, and cake formation, *Journal of Membrane Science*, 2004, 239(1), 39–53.
- [24] C. Jarusutthirak, S. Mattaraj and R. Jiraratananon, Factors affecting nanofiltration performances in natural organic matter rejection and flux decline, *Separation and Purification Technology*, 2007, 58, 68–75.