



# ผลของการกรองสารละลายตะกั่วและสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากระบบบำบัดน้ำเสียที่ส่งผลต่อการกำจัดและการดูดซับของเยื่อกรองแบบนาโน

อภิญา อ่อนสาร\* สุพัฒนพงษ์ มัตราช วิภาดา เดชะปัญญา กรรณิกา รัตนพงศ์เลขา  
เทียมมะณีร์ รัตนวีระพันธ์ และ สมภพ สหนองราษฎร์

ภาควิชาวิศวกรรมเคมี, คณะวิศวกรรมศาสตร์, มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี

\* ผู้ประสานงานเผยแพร่ (Corresponding Author), E-mail: Apinya.on.58@ubu.ac.th

วันที่รับบทความ: 5 สิงหาคม 2567; วันที่ทบทวนบทความ: 11 ตุลาคม 2567; วันที่ตอบรับบทความ: 7 พฤศจิกายน 2567

วันที่เผยแพร่ออนไลน์: 20 ธันวาคม 2567

**บทคัดย่อ:** งานวิจัยนี้ศึกษาการกำจัดสารละลายตะกั่วและสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง (EfOM) จากน้ำเสีย รวมถึงพฤติกรรมการลดลงของฟลักซ์และรูปแบบการดูดซับโดยใช้แบบจำลองของเฮอริเมีย เยื่อกรองแบบนาโนผลิตจาก GE Water & Process Technologies รุ่น HL4040 FM ถูกใช้ทดสอบภายใต้การกรองแบบการไหลตายตัว ปัจจัยที่ใช้ศึกษาได้แก่ ชนิดของสารละลายตะกั่ว (เลดไนเตรท  $Pb(NO_3)_2$  และเลดคลอไรด์  $PbCl_2$ ) และสารร่วมระหว่างสารละลายตะกั่วกับสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง สารละลายที่เตรียมมีความแรงประจุเท่ากับ 0.01 M และความเข้มข้นสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งเท่ากับ 10 mg/L ที่มีค่าพีเอช 7 ขณะที่ความดันของเยื่อกรองเท่ากับ 60 psig จากผลการทดลองพบว่าสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  และ  $PbCl_2$  มีค่าการกำจัดตะกั่วร้อยละ 84.47-88.14 และ 78.88-83.95 ตามลำดับ ในกรณีที่เป็นสารร่วมระหว่างสารละลายตะกั่วกับสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากน้ำเสียพบว่าค่าการกำจัดตะกั่วเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 90.08-92.49 และ 86.8-89.16 สำหรับสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$ +EfOM และ  $PbCl_2$ +EfOM ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่าเยื่อกรองแบบนาโนสามารถกำจัด EfOM ได้มากกว่าร้อยละ 95 ส่วนค่าฟลักซ์ ในรูปของ  $J/J_0$  พบว่าสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  และ  $Pb(NO_3)_2$ +EfOM ให้ค่าการลดลงของฟลักซ์สูงสุด สำหรับรูปแบบการจำลองการดูดซับทางคณิตศาสตร์สอดคล้องกับรูปแบบจำลองการเกิดเค้ก (CFM) เนื่องจากการสะสมของตะกั่วและสารอินทรีย์บนผิวเยื่อกรองแบบนาโน

**คำสำคัญ:** สารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง; ฟลักซ์; การดูดซับ; สารละลายตะกั่ว; เยื่อกรองแบบนาโน

# Effects of Filtration for Lead Solutions and Effluent Organic Matter (EfOM) from Wastewater Treatment Systems for Affecting Rejection and Fouling with Nanofiltration (NF) Membrane

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

Chemical Engineering Department, Faculty of Engineering, Ubon Ratchathani University

\*Corresponding author, E-mail: Apinya.on.58@ubu.ac.th

Received: 5 August 2024; Revised: 11 October 2024; Accepted: 7 November 2024

Online Published: 20 December 2024

**Abstract:** This research investigates the rejections of lead solution and effluent organic matter (EfOM) from wastewater, including flux decline behavior and fouling model using the Hermia model. The nanofiltration (NF) membrane obtained from GE Water & Process Technologies (model HL4040 FM) was operated under a dead-end stirred cell. Factors used in this study were the types of lead solutions (i.e., lead nitrate ( $Pb(NO_3)_2$ ), lead chloride ( $PbCl_2$ ) and combined solutions between lead solution and EfOM. The prepared solutions contained an ionic strength of 0.01 M and EfOM concentration of 10 mg/L with pH 7, while the membrane operating pressure was operated at 60 psig. Experimental results found that the lead rejections of  $Pb(NO_3)_2$  and  $PbCl_2$  solutions were 84.47-88.14% and 78.88-83.95%, respectively. In the case of a combined solution between lead solution and EfOM, the lead rejections increased to 90.08-92.49% and 86.8-89.16 % for  $Pb(NO_3)_2$ +EfOM and  $PbCl_2$ +EfOM, respectively. In addition, the nanofiltration membrane could remove EfOM of more than 95%. For the flux value in terms of  $J/J_0$ , it was found that the  $Pb(NO_3)_2$  and  $Pb(NO_3)_2$ +EfOM solutions have the highest flux decline values. The mathematical fouling model was followed with the cake filtration model (CFM) due to lead-NOM accumulated on the NF membrane surface.

**Keywords:** Effluent organic matter; Flux; Fouling; Lead solutions; Nanofiltration



## 1. บทนำ

ปัญหาการเสื่อมโทรมของน้ำ เป็นสิ่งที่สำคัญต่อทั่วโลก โดยเฉพาะแหล่งน้ำในพื้นที่ที่มีการปนเปื้อนของสารกลุ่มโลหะหนักในน้ำเสีย เช่น ตะกั่ว แคดเมียม สังกะสี ทองแดง เป็นต้น [1] จนนำไปสู่การสะสมในสภาพแวดล้อมต่าง ๆ ตลอดจนส่งผลกระทบต่อวิถีชีวิตและสุขภาพของมนุษย์ โดยการสะสมในร่างกายของสิ่งมีชีวิต [2] สารที่อยู่ในกลุ่มของโลหะหนักที่เป็นอันตรายที่สุดคือ ตะกั่ว แม้ว่าตะกั่วที่มีความเข้มข้นในระดับต่ำ ๆ (0.01-5 มิลลิกรัมต่อลิตร) ยังสามารถสะสมในร่างกายของมนุษย์ได้ [3] ระดับความเป็นพิษสะสมในร่างกายในระดับปริมาณที่สูงจะส่งผลกระทบต่อสุขภาพจนถึงแก่ชีวิตได้ [4] โดยที่ภาวะเป็นพิษจากโลหะหนักจะมีอาการเฉียบพลันและเรื้อรัง ได้แก่ ปวดท้อง น้ำหนักลด เมื่ออาหาร คลื่นไส้ อาเจียน ประสาทหลอน ซึม ชัก เป็นอัมพาตและเสียชีวิต ดังนั้นองค์การอนามัยโลก จึงได้กำหนดระดับการปนเปื้อนของสารตะกั่ว ให้เป็นศูนย์หรือเฉพาะขีดจำกัดเท่านั้นคือไม่เกิน 10 ppb [5] ซึ่งความเข้มข้นของสารตะกั่วที่มากเกินไปขีดจำกัดจะทำให้ไม่ปลอดภัยต่อมนุษย์ โดยแหล่งกำเนิดของตะกั่ว (II) ส่วนใหญ่มาจากโรงงานอุตสาหกรรม เช่น การชุบโลหะด้วยไฟฟ้า สี ปุ๋ยอินทรีย์และยาฆ่าแมลง ส่วนใหญ่พบตะกั่วชนิด  $PbCl_2$  สำหรับการหลอมโลหะ อุตสาหกรรมเหมืองแร่ โรงงานแบตเตอรี่ เป็นต้น ส่วนใหญ่พบสารตะกั่วในรูปของ  $Pb(NO_3)_2$  [6] [7] นอกจากนี้ยังพบสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ทำให้เกิดปัญหาต่อแหล่งน้ำและการผลิตน้ำสะอาดเช่นกัน สารอินทรีย์ในน้ำทิ้งสามารถแบ่งออกเป็น 2 ประเภท คือ (1) สารอินทรีย์ที่ละลายน้ำได้สามารถจำแนกออกเป็น 3 กลุ่ม ได้แก่ สารอินทรีย์

ธรรมชาติ (Natural Organic Matter; NOM) ซึ่งสามารถพบได้ไม่เกิน 10 mg/L สารอินทรีย์สังเคราะห์ (Synthetic Organic Compounds) และสารชีวภัณฑ์ละลายน้ำ (Soluble Microbial Product) (2) สารอินทรีย์ที่ไม่สามารถย่อยสลายทางชีวภาพได้ ซึ่งสารอินทรีย์เหล่านี้ย่อยสลายทางชีวภาพได้ยาก [8]

วิธีการแยกโลหะหนักจำพวกตะกั่วออกจากน้ำเสีย มีหลายวิธี ยกตัวอย่างเช่น การตกตะกอน [9] การแลกเปลี่ยนไอออน [10] การดูดซับ [11] และออกไซด์ของโลหะ [12] เป็นต้น ถึงแม้ว่าวิธีการข้างต้นจะมีประสิทธิภาพและราคาถูก แต่ก็ยังคงมีข้อเสียในเรื่องของการกำจัดโลหะหนักที่ไม่สมบูรณ์ การใช้พลังงานที่สูง อัตราการกำจัดช้า และการสร้างตะกอนที่เป็นพิษ [13] ดังนั้นวิธีการที่เหมาะสมที่จะช่วยแก้ไขปัญหาก็กล่าวมาข้างต้น คือ การใช้เทคโนโลยีเยื่อกรอง (Membrane Technology) ซึ่งเป็นการกรองภายใต้หลักการแยกสารละลายออกจากน้ำหรือของเหลวแบ่งออกเป็น 4 ระบบ ได้แก่ (1) ไมโครฟิลเตรชัน (Microfiltration: MF) กำจัดอนุภาคตั้งแต่ช่วง 0.1-10 ไมครอน (2) อัลตราฟิลเตรชัน (Ultrafiltration: UF) กำจัดอนุภาคตั้งแต่ช่วง 0.1-0.01 ไมครอน (3) เยื่อกรองแบบนาโน หรือนาโนฟิลเตรชัน (Nanofiltration: NF) กำจัดอนุภาคตั้งแต่ช่วง 0.01-0.001 ไมครอน และ (4) การกรองแบบออสโมซิสผันทกลับ (Reverse Osmosis: RO) กำจัดอนุภาคตั้งแต่ช่วง 0.001-0.0001 ไมครอน [14] ทั้งนี้กระบวนการเยื่อกรองได้รับความสนใจเป็นอย่างมากเนื่องจากมีประสิทธิภาพการกำจัดสูง โดยนิยมนำเยื่อกรองแบบนาโนมาใช้ในการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากน้ำเสียและสารปนเปื้อนในกลุ่มของโลหะหนัก (ตะกั่ว) โดยสามารถกำจัดไอออนของ



โลหะหนักออกจากน้ำปนเปื้อนได้ การกำจัดจะอาศัยหลักการคัตขนาดซึ่งช่วยให้ประสิทธิภาพน้ำที่ผ่านการกำจัดอยู่ในเกณฑ์ที่ยอมรับได้ [15-16] ข้อดีของกระบวนการนี้คือ สามารถแยกสารอินทรีย์และของแข็งแขวนลอยออกจากน้ำเสียได้อย่างสมบูรณ์ โดยที่น้ำที่ผ่านการบำบัดแล้วสามารถหมุนเวียนนำกลับมาใช้ใหม่ได้ โดยที่ขั้นตอนของกระบวนการเยื่อกรองเมื่อถูกกรองแล้วจะถูกแบ่งออกเป็น 2 ส่วนหลัก ๆ คือ (1) น้ำส่วนที่ผ่านเยื่อกรอง โดยจะเรียกน้ำในส่วนนี้ว่า เพอมีเอท (Permeate) และ (2) น้ำส่วนที่ไม่ผ่านเยื่อกรอง โดยจะเรียกน้ำในส่วนนี้ว่า คอนเซนเตรท (Concentrate) สำหรับรูปแบบของการกรองของเยื่อกรองจะเป็นแบบการไหลตายตัว (Dead-end Filtration) และการไหลตามขวาง (Crossflow Filtration) ทั้งนี้การใช้เทคโนโลยี เยื่อกรองก็ยังคงมีข้อเสียอยู่ เช่น การไหลของน้ำและความต้านทานของเยื่อกรองต่อสารออกซิไดซ์ค่อนข้างต่ำซึ่งสามารถหลีกเลี่ยงได้โดยการเลือกใช้ชนิดของเยื่อกรองให้เหมาะสมต่อสารที่ใช้บำบัด เช่น คุณสมบัติทางกล คุณสมบัติทางกายภาพความสามารถในการชอบน้ำ/ไม่ชอบน้ำ เป็นต้น นอกจากนี้ยังพบว่าปัญหาหลักของการใช้เทคโนโลยีเยื่อกรอง คือการเกิดการอุดตัน (Fouling) บนผิวหน้าของเยื่อกรองซึ่งส่งผลโดยตรงต่อการลดลงของฟลักซ์ (Flux decline) โดยพบว่ารูปแบบของการอุดตันมี 4 รูปแบบ ได้แก่ (1) Complete blocking model (CBM), (2) Standard blocking model (SBM), (3) Intermediate blocking model (IBM) และ (4) Cake filtration model (CFM) ซึ่งจากผลการศึกษาการลดลงของฟลักซ์โดยเกลือคลอไรด์แบบ monovalent และ divalent ร่วมกับสารอินทรีย์ธรรมชาติ พบว่าเกิดการ

ลดลงของฟลักซ์ ซึ่ง monovalent ( $\text{Na}^+$ ) ให้การลดลง 26.1% ในขณะที่ divalent ( $\text{Ca}^{2+}$ ) ให้การลดลง ของฟลักซ์ 32.5% และพบรูปแบบการอุดตันที่เกิดขึ้นเป็นแบบ CBM และ CFM ของเกลือคลอไรด์แบบ monovalent ( $\text{Na}^+$ ) ที่ความแรงประจุ 0.01 M และ divalent ( $\text{Ca}^{2+}$ ) ที่ความแรงประจุ 0.05 M ตามลำดับ [17] อย่างไรก็ตามเยื่อกรองสามารถให้ประสิทธิภาพการกรองได้ใกล้เคียงกับการกรองใช้งานตอนเริ่มต้นได้ โดยการล้างแผ่นกรองด้วยวิธีทางกายภาพจากการล้างย้อนและการใช้สารเคมี ซึ่งเมื่อล้างเยื่อกรองด้วยวิธีการที่เหมาะสมจะทำให้ยืดอายุการใช้งานของเยื่อกรองได้ยาวนานขึ้น ซึ่งเมื่อล้างเยื่อกรองด้วยวิธีการข้างต้นแล้วไม่สามารถทำให้ฟลักซ์กลับมาเท่าเดิมหรือใกล้เคียงได้ จำเป็นต้องเสียค่าใช้จ่ายในการเปลี่ยนระบบกรองชุดใหม่ เพื่อให้ได้ผลผลิตจากกระบวนการกรองเท่าเดิม [18]

ดังนั้นการศึกษานี้จึงมีจุดประสงค์เพื่อศึกษาปัจจัยต่าง ๆ ที่ส่งผลต่อค่าฟลักซ์และประสิทธิภาพการกำจัดตะกั่วในรูปของ  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  และ  $\text{PbCl}_2$  เนื่องจากพบได้ตามกระบวนการผลิตในโรงงานอุตสาหกรรมทั่วไปของเยื่อกรองแบบนาโนภายใต้การกรองแบบการไหลตายตัว สภาวะที่ศึกษา ได้แก่ (1) ผลของชนิดตะกั่วในรูปของ  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  และ  $\text{PbCl}_2$  (2) ผลรวมของ  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  และ  $\text{PbCl}_2$  ร่วมกับสารอินทรีย์ในน้ำทั้งจากน้ำเสีย และ (3) รูปแบบการอุดตันของเยื่อกรอง (4) ประสิทธิภาพการล้างของเยื่อกรองหลังการใช้งาน ผลการทดลองจากงานวิจัยนี้เพื่อให้เกิดความรู้ความเข้าใจเกี่ยวกับปัจจัยต่างๆ ที่ส่งผลต่อค่าฟลักซ์และค่าประสิทธิภาพการกำจัดตะกั่วและสารอินทรีย์ในน้ำทั้งจากน้ำเสีย นอกจากนี้ผลการทดลองสามารถใช้เป็นข้อมูลเบื้องต้นเพื่อนำไปประยุกต์ใช้ในสภาวะจริงที่



อาจเป็นไปได้จากการปนเปื้อนของสารตะกั่วและสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งในสภาพแวดล้อมตามธรรมชาติที่สามารถพบได้โดยทั่วไป และนอกจากนี้การศึกษานี้ยังเป็นประโยชน์ต่อการพัฒนาเยื่อกรองแบบนาโน ทำให้สามารถยืดอายุการใช้งานของแผ่นกรองชนิดนาโนได้ และสามารถลดค่าใช้จ่ายในการดำเนินระบบ โดยเฉพาะการเปลี่ยนเยื่อกรอง ตลอดจนสามารถหลีกเลี่ยงสภาวะที่อาจทำให้เกิดการอุดตันบนแผ่นกรองได้

## 2. วิธีการดำเนินงานวิจัย

### 2.1 สารเคมีที่ใช้ในการทดลอง

เลด(II)ไนเตรท ( $Pb(NO_3)_2$ ) และเลด(II)คลอไรด์ ( $PbCl_2$ ) (Analytical reagent, KemAusTM, Australia) กรดไฮโดรคลอริก 36% (Hydrochloric Acid: HCl) โซเดียมไฮดรอกไซด์ (Sodium Hydroxide: NaOH) และโซเดียมเมตาไบซัลไฟต์ (Sodium Metabisulphite:  $Na_2 S_2 O_5$ ) (Analytical UNIVAR reagent, APS Finechem, Australia) และกรดซิตริก (Citric Acid:  $C_6H_8O_7 \cdot H_2O$ ) (Analytical reagent, BDH)

### 2.2 เยื่อกรองแบบนาโน

เยื่อกรองแบบนาโนของบริษัท GE Water & Process Technologies รุ่น HL4040FM ซึ่งเป็นเยื่อกรองเชิงการค้า มีคุณสมบัติคือเป็นเยื่อกรองแบบ Thin Film Membrane ผลิตจาก Polyamide มีขนาดรูพรุนในช่วง 150-300 Da การกำจัดเกลือ  $MgSO_4$  อยู่ที่ระดับ 98% ที่ 100 psig ช่วงพีเอชดำเนินการในช่วง 3-9 และช่วงพีเอชของการทำความสะอาดอยู่ที่ 2-10.5 มีความทนทานต่อคลอรีน < 0.1 ppm ความดันของการดำเนินการอยู่ที่ 70-300 psig และความดันสูงสุดที่ทนได้คือ 600 psig สำหรับแผ่นเยื่อกรองที่ติดตั้งเสร็จ

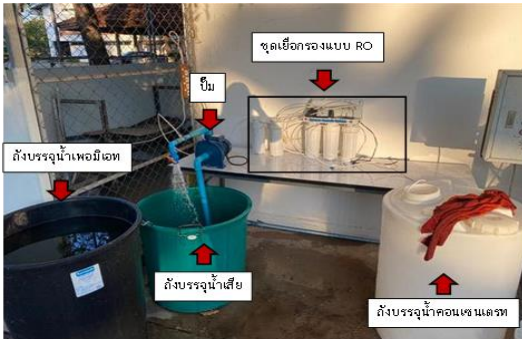
เรียบร้อยแล้วจะถูกเก็บรักษาโดยการนำไปแช่ในสารละลายโซเดียมเมตาไบซัลไฟต์ ความเข้มข้น 1% เก็บในตู้เย็นที่อุณหภูมิ 4 °C เพื่อป้องกันการทำลายผิวหน้าของเยื่อกรองจากปฏิกิริยาออกซิเดชันและการเจริญเติบโตของจุลินทรีย์บนผิวของเยื่อกรอง

### 2.3 การเตรียมสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งจากน้ำเสีย

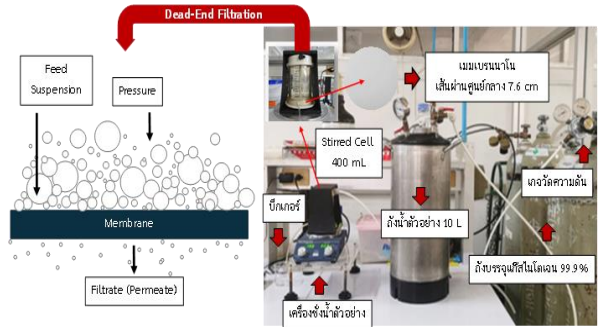
การเตรียมน้ำตัวอย่างของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง (EfOM) จากน้ำเสีย สามารถเตรียมได้โดยการเก็บน้ำตัวอย่างจากระบบบำบัดน้ำเสียภายในของมหาวิทยาลัยอุบลราชธานี ซึ่งเป็นระบบบำบัดแบบสระเติมอากาศ (Aerated Lagoon) ต่อด้วยบ่อดักตะกอน โดยการเก็บตัวอย่างน้ำทิ้งที่ไหลล้นออกจากบ่อดักตะกอนด้วยปริมาณน้ำทิ้งสิ้น 500 ลิตร ใส่ลงถังเก็บน้ำตัวอย่างน้ำเสีย จากนั้นนำน้ำดังกล่าวเข้าสู่การบำบัดเบื้องต้นด้วยกระบวนการแลกเปลี่ยนไอออนการกรองผ่านเยื่อกรองแบบไมโครต่อเนื่องด้วยขนาด 5 และ 10 ไมโครเมตรตามลำดับ สำหรับน้ำส่วนที่ผ่านการกรองขั้นต้นแล้ว จะถูกนำมาแยกสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งด้วยการกรองแบบออสโมซิสผันทกลับ (Reverse Osmosis: RO) ซึ่งในส่วนนี้จะสามารถแยกน้ำออกเป็น 2 ส่วน คือ (1) เพอร์มิเอต คือส่วนของน้ำดีหรือน้ำสะอาด และ (2) คอนเซนเตรท หรือน้ำที่มีความเข้มข้นสูงของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง อันเนื่องมาจากความสามารถในการกักกันของเยื่อกรองแบบออสโมซิสผันทกลับ (โดยเยื่อกรองที่ใช้มีขนาดรูพรุนเท่ากับ 0.0001 ไมครอน) จากนั้นทำการหยุดระบบ เมื่อปริมาณน้ำคอนเซนเตรทในถังบรรจุลดลงเหลือปริมาณเท่ากับ 30 ลิตร เพื่อใช้สำหรับการทดลองในกระบวนการกรองแบบนาโนต่อไป แผนภาพของระบบการกรองแบบ RO ถูกแสดงดังรูปที่ 1



บทความวิจัย



รูปที่ 1 ขุดเยื่อกรองแบบออสโมซิสผันทกลับสำหรับแยกสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง



รูปที่ 2 ชุดทดสอบแบบไหลตายตัวของเยื่อกรองนาโน

### 2.4 การดำเนินระบบของขุดเยื่อกรองแบบนาโน

ชุดการทดสอบแบบการไหลตายตัว (Dead-end stirred cell) สำหรับเยื่อกรองแบบนาโนถูกแสดงดังรูปที่ 2 แผ่นเยื่อกรองแบบนาโนที่ใช้มีขนาดเส้นผ่านศูนย์กลาง 7.6 เซนติเมตร ถูกติดตั้งอยู่ภายในชุด Stirred Cell ที่มีขนาด 400 มิลลิลิตรภายในบรรจุใบกวนติดตั้งอยู่บนแท่น โดยอาศัยการกวนแบบแม่เหล็กขับเคลื่อน (Magnetic stirrer) สามารถทนแรงดันได้สูงสุด 75 psig สารตัวอย่างจะถูกบรรจุในถังแรงดันที่ทำจากเหล็กสแตนเลส มีปริมาตร 10 L โดยสามารถทนแรงดันได้สูงสุด 100 psig น้ำตัวอย่างจะถูกป้อนเข้าสู่ระบบโดยอาศัยแรงดันขับเคลื่อนของแก๊สไนโตรเจนที่ความบริสุทธิ์ร้อยละ 99 ที่ถูกต่อเข้ากับถังน้ำตัวอย่าง ทำให้สามารถขับเคลื่อนสารตัวอย่างให้ผ่านเยื่อกรองได้ และเกิดการไหลของน้ำซึมผ่านเยื่อกรองจากชุดทดสอบไปยังภาชนะเก็บน้ำเพอร์มิเมท โดยใช้บีกเกอร์ขนาด 500 mL และใช้เครื่องชั่งน้ำหนักของ Mettler toledo ซึ่งสามารถอ่านค่าได้ 2 ตำแหน่งทศนิยม โดยน้ำส่วนดังกล่าวจะถูกนำไปวิเคราะห์ผลที่ได้จากการทดสอบโดยวิธีการตามการวิเคราะห์โดยใช้เครื่องมือชนิดต่าง ๆ

### 2.5 เครื่องมือสำหรับการวิเคราะห์

การวัดปริมาณของโลหะหนัก (ตะกั่ว) โดยใช้เครื่องมือ Atomic Absorption Spectrometer (AAnalyst 200) โดยใช้ความยาวคลื่น 217 nm (สำหรับการเตรียมโลหะหนัก โดยการชั่งสาร  $Pb(NO_3)_2$  เท่ากับ 1.102 กรัม และสาร  $PbCl_2$  เท่ากับ 0.926 กรัม ปรับด้วยน้ำปราศจากประจุ ปริมาณ 1 ลิตร จะให้ความเข้มข้นของสารตะกั่วเท่ากับ 0.01 M) การวัดความเป็นกรด-เบสของสารละลายที่ใช้ทดสอบ โดยใช้เครื่องวัดค่าพีเอช (pH meter) (Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, ประเทศเยอรมัน) การวัดปริมาณสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำทิ้ง โดยใช้เครื่องมือวิเคราะห์การดูดกลืนแสง (UV-Visible Spectrophotometer) (Shimadzu Corporation รุ่น UV mini 1240, ประเทศญี่ปุ่น) ที่ความยาวคลื่นเท่ากับ 254 นาโนเมตร โดยการเก็บน้ำตัวอย่างที่จะวิเคราะห์ ปริมาณ 3 mL เข้าเครื่อง  $UV_{254nm}$  ซึ่งข้อมูลที่อ่านได้ จะถูกนำไปเทียบกับกราฟมาตรฐานที่สร้างขึ้นสำหรับสารอินทรีย์ธรรมชาติในน้ำทิ้ง แล้วแสดงผลให้รูปของความเข้มข้น (mg/L)



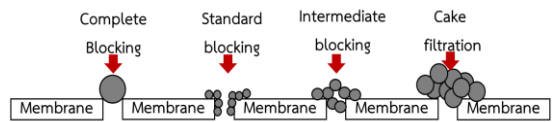
## 2.6 รูปแบบการอุดตันบนเยื่อกรอง

รูปแบบการอุดตันของเยื่อกรองที่ได้ทำการศึกษา เป็นแบบจำลองเฮอริเมีย จากสมการ

$$dJ/dt = -kJ_f^{2-n} J_f \quad (1)$$

โดยที่ค่า  $J_f$  เท่ากับค่าฟลักซ์สารละลาย ค่า  $k$  เท่ากับค่าคงที่ของการอุดตัน และค่า  $n$  เป็นค่าคงที่ สำหรับการกรองขึ้นอยู่กับรูปแบบการอุดตัน โดยรูปแบบการอุดตันมี 4 รูปแบบดังต่อไปนี้ (1) Complete blocking model (CBM) เป็นรูปแบบการอุดตันของสารหรืออนุภาคที่สามารถปิดกั้นรูพรุนได้พอดี ทำให้ปริมาตรการไหลของน้ำลดลงจากจำนวนรูพรุนที่ลดลง (2) Standard blocking model (SBM) เป็นรูปแบบการอุดตันของสารหรืออนุภาคอุดตันภายในรูพรุนของเยื่อกรอง ทำให้ปริมาตรการไหลของน้ำลดลงจากขนาดของรูพรุนที่ลดลง (3) Intermediate blocking model (IBM) เป็นการอุดตันของสารหรืออนุภาควางบางส่วนอยู่ในรูพรุนของเยื่อกรองและบางส่วนเกิดเป็นชั้นความหนาของสารบนผิวของเยื่อกรองตามระยะเวลาของการกรอง (4) Cake filtration model (CFM) เป็นการอุดตันของสารหรืออนุภาคบริเวณผิวหน้าของเยื่อกรองในลักษณะที่เกิดเป็นชั้นเค้ก กลไกการอุดตันในแต่ละรูปแบบสามารถวิเคราะห์ได้จากสมการเชิงเส้นแสดงความสัมพันธ์ระหว่างค่า  $\ln J_f$  เทียบกับ  $t$  ( $n = 2$  สำหรับ CBM),  $(1/J_f)$  เทียบกับ  $t$  ( $n = 1.5$  สำหรับ SBM),  $(1/J_f)$  เทียบกับ  $t$  ( $n = 1$  สำหรับ IBM), และ  $(1/J_f^2)$  เทียบกับ  $t$  ( $n = 0$  สำหรับ CFM) โดยที่ ค่า  $J_f$  เท่ากับค่าฟลักซ์สารละลาย มีหน่วยเป็น LMH ( $L/m^2/h$ ),  $t$  เท่ากับระยะเวลาในการกรอง และ  $n$  เท่ากับค่าดัชนีของ

ค่าบ่งชี้การอุดตัน ซึ่งสามารถหาเป็นสมการเส้นตรงได้ และทำให้ทราบค่า  $R^2$  โดยหลักการพิจารณาว่าเป็นรูปแบบการอุดตันแบบไหน จะพิจารณาที่ค่า  $R^2$  ที่เข้าใกล้ 1 มากที่สุดเพื่อแสดงความสัมพันธ์ที่ดีที่สุดระหว่างแบบจำลองทางคณิตศาสตร์กับข้อมูลที่ได้จากการทดลองเพื่อวิเคราะห์รูปแบบของการอุดตันถูกแสดงดังรูปที่ 3



รูปที่ 3 รูปแบบการอุดตันบนเยื่อกรอง

## 2.7 ขั้นตอนการดำเนินงานวิจัย

แผ่นเยื่อกรองแบบที่ตัดแล้วนำมาติดตั้งแผ่นเยื่อกรองดังกล่าวเข้ากับชุดทดสอบการไหลแบบตายตัว จากนั้นล้างเยื่อกรองผ่านระบบชุดทดสอบโดยใช้สารเคมีกรดและด่างตามลำดับ ได้แก่ (1) สารละลายกรดซัลฟิวริก (2) สารละลายโซเดียมไฮดรอกไซด์ ให้เดินระบบด้วยน้ำกลั่นเพื่อเตรียมความพร้อมก่อนการทดลองจริงด้วยน้ำตัวอย่าง สำหรับการทดสอบด้วยน้ำตัวอย่างที่เตรียมไว้แล้วตามความเข้มข้นของสารละลายถูกฉีดเข้าสู่ระบบและเริ่มต้นการทดลองโดยอาศัยการปรับความดันในระบบตามที่ต้องการ โดยควบคุมจากถังกักความดันเป็นตัวขับเคลื่อนน้ำตัวอย่างจากถังเก็บน้ำตัวอย่างผ่านท่อ นำส่งไปยังชุดทดสอบการไหลแบบตายตัวที่มีปริมาตร 400 มิลลิลิตร โดยภายในจะมีแผ่นเยื่อกรองแบบนาโนติดตั้งไว้แล้ว และแรงดันจะดันสารตัวอย่างผ่านแผ่นเยื่อกรองและน้ำจะเกิดจากการซึมผ่านจากชุดทดสอบไปยังภาชนะเก็บตัวอย่างเพื่อซึ่งหา



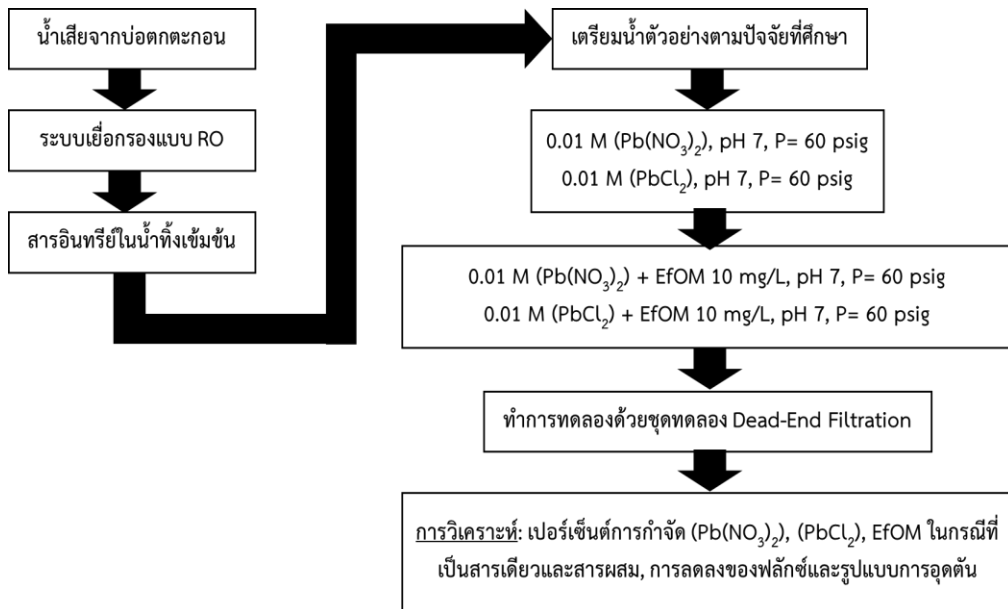
## บทความวิจัย

น้ำหนักของปริมาตรน้ำ จากการเก็บน้ำตัวอย่างในส่วนดังกล่าว (เพอมีเอท) เพื่อนำข้อมูลไปวิเคราะห์ตลอดการทดสอบ ซึ่งประกอบด้วย (1) การวิเคราะห์ร้อยละการกำจัดโลหะหนัก (ตะกั่ว) และสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งโดยใช้เยื่อกรองแบบนาโนตามช่วงของเวลา และ (2) การวิเคราะห์หาค่าฟลักซ์สารละลาย โดยจะเก็บตัวอย่างตั้งแต่เวลาที่ 0-240 นาที (3) การวิเคราะห์หารูปแบบการดูดซับจากข้อมูลของฟลักซ์สารละลาย แผนการทดลองได้ปรับตามปัจจัยต่าง ๆ ที่ได้ศึกษา ได้แก่ ชนิดของโลหะตะกั่ว โดยใช้ความแรงประจุ 0.01 M ผลร่วมระหว่างโลหะตะกั่วกับสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง (ความเข้มข้น 10 mg/L) [17] ดังแสดงระบุขั้นตอนของการดำเนินงานวิจัยตามแผนงานในรูปที่ 4

## 3. ผลการวิจัยและอภิปรายผล

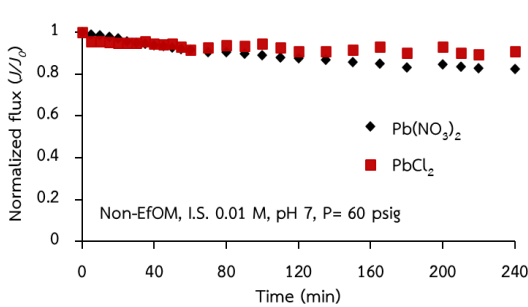
3.1 ผลของผลของ  $Pb(NO_3)_2$ ,  $PbCl_2$  และ EfOM ต่อการลดลงของฟลักซ์

จากการศึกษาผลของสารละลายตะกั่วที่มีต่อการลดลงของฟลักซ์โดยใช้สารละลายตะกั่ว 2 ชนิด ได้แก่  $Pb(NO_3)_2$  และ  $PbCl_2$  ความแรงประจุ 0.01 M ค่าพีเอช 7 และใช้ความดันที่ 60 psig ตามระยะเวลาในการทดสอบทั้งสิ้น 240 นาที แสดงดังรูปที่ 5 เมื่อพิจารณาค่าฟลักซ์จากการแปรผลในรูปแบบของ Normalized flux ( $J/J_0$ ) โดยที่คำนวณจากค่าฟลักซ์สุดท้าย ( $J$ ) หารด้วยค่าฟลักซ์ตั้งต้น ( $J_0$ ) พบว่าฟลักซ์ของสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  และ  $PbCl_2$  ลดลงเมื่อ

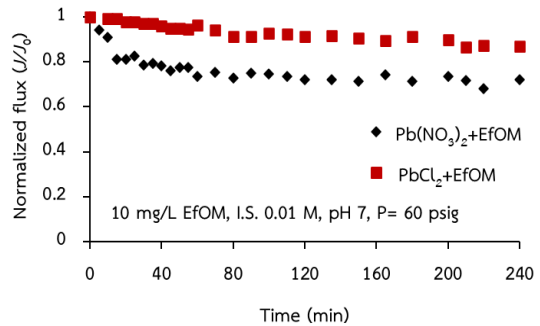


รูปที่ 4 แผนผังขั้นตอนการดำเนินงานวิจัย





**รูปที่ 5** ค่าฟลักซ์ ( $J/J_0$ ) ของ  $Pb(NO_3)_2$  และ  $PbCl_2$  โดยใช้ความแรงประจุ 0.01 M พีเอช 7 ความดัน 60 psig อุณหภูมิ  $28 \pm 3$  °C



**รูปที่ 6** ค่าฟลักซ์ ( $J/J_0$ ) ของ  $Pb(NO_3)_2$ +EfOM และ  $PbCl_2$ +EfOM โดยใช้ความแรงประจุ 0.01 M พีเอช 7 ความดัน 60 psig อุณหภูมิ  $28 \pm 3$  °C

ระยะเวลา ในการกรองเพิ่มขึ้น โดยที่เวลา 0-60 นาทีแรกของการทดลอง ฟลักซ์ลดลงอย่างรวดเร็ว และที่เวลา หลัง 60 นาทีเป็นต้นไป ฟลักซ์ลดลงเล็กน้อยและค่อย ๆ คงที่ เนื่องจากในช่วงแรกของการทดลองเกิดปรากฏการณ์คอนเซนเทรชัน-โพลาไรเซชัน และเริ่มเกิดชั้นเจลเกิดขึ้น ชั้นเจลจะหนาขึ้นเรื่อย ๆ ทำให้ค่าความต้านทานการไหลเพิ่มขึ้น [19] อีกทั้งอนุภาคของสารละลายต่าง ๆ ที่ใช้ในระบบเข้าไปเกาะติดภายในรูพรุนหรือสะสมบริเวณพื้นผิวเยื่อกรอง ซึ่งการลดลงของฟลักซ์มีค่ามากกว่าสำหรับสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  เทียบกับสารละลาย  $PbCl_2$  โดยที่ค่าการลดลงของฟลักซ์สามารถบ่งบอกถึงค่าอัตราการซึมผ่านเยื่อกรองได้ลดลง ซึ่งค่าการซึมผ่านที่ลดลงนี้มีสาเหตุมาจากการเปลี่ยนแปลงขนาดของรูพรุนหรือจำนวนรูของเยื่อกรอง อาจเนื่องจากการบีบอัดตัวหรือเกิดการสะสมของสารละลายบริเวณผิวหน้าหรือพื้นผิวของแผ่นเยื่อกรอง [20] ทำให้ความเข้มข้นสูงมากขึ้นบนผิวเยื่อกรองทำให้ค่าฟลักซ์ที่ได้จึงลดลง นอกจากนี้ความเข้มข้นเริ่มต้น

และชนิดของสารละลายส่งผลให้ค่าฟลักซ์ที่ได้แตกต่างกัน [21-22] ค่าฟลักซ์ที่ลดลงยังสันนิษฐานได้ว่าเกิดขึ้นจากการเพิ่มแรงต้านทานภายในของแผ่นเยื่อกรอง [23]

จากรูปที่ 6 ผลการศึกษาผลของสารละลายตะกั่วร่วมกับสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่มีต่อการลดลงของฟลักซ์ได้แก่  $Pb(NO_3)_2$  + EfOM และ  $PbCl_2$  + EfOM ความเข้มข้นของ EfOM ที่ใช้เท่ากับ 10 mg/L ความแรงประจุ 0.01 M พีเอช 7 และใช้ความดันที่ 60 psig ตลอดจนการทดลอง ระยะเวลาในการทดสอบทั้งสิ้น 240 นาที เมื่อพิจารณาค่าฟลักซ์จากการแปรผลในรูปแบบของ Normalized flux ( $J/J_0$ ) พบว่าผลการศึกษาไปในทิศทางเดียวกันกับผลการศึกษาสารละลายตะกั่วในกรณีที่เป็นสารเดี่ยว (ไม่มีสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง) ที่มีต่อการลดลงของฟลักซ์ จากภาพแสดงสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  + EfOM ให้ค่าการลดลงของฟลักซ์ที่สูงกว่าสารละลาย  $PbCl_2$  + EfOM โดยที่เหตุผลหลักการลดลงของฟลักซ์ในกรณีนี้ เกิดจากการสะสมมวลสารอินทรีย์บริเวณผิวหน้าของแผ่นเยื่อกรอง เนื่องจากขนาดรูพรุนของ



เยื่อกรองแบบนาโนที่ใช้อยู่ในช่วง 150-300 Da ในขณะที่ขนาดโมเลกุลของสารอินทรีย์ที่ใช้อยู่ในช่วง 300-5000 Da [24] ดังนั้นจากขนาดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งมีขนาดที่ใหญ่กว่าขนาดรูพรุนของเยื่อกรองแบบนาโนจึงทำให้เยื่อกรองแบบนาโนสามารถกักสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งได้ [25] นอกจากนี้จากผลกระทบดังกล่าว ยังส่งผลให้มีความหนาแน่นของสารอินทรีย์ธรรมชาติที่เกาะติดอยู่บริเวณผิวหน้าหรือภายในรูพรุนของแผ่นเยื่อกรองแบบนาโนเพิ่มมากขึ้น จึงส่งผลให้เกิดค่าความต้านทานในระบบจึงเพิ่มสูงขึ้นเช่นกัน ดังนั้นค่าฟลักซ์ที่ได้จึงมีค่าลดลง และนอกจากนี้การจับตัวกันระหว่างประจุลบของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งและประจุบวกของโลหะตะกั่ว เป็นสาเหตุจากการเกิดปฏิกิริยาไฟฟ้าสถิตซึ่งจะไปช่วยส่งเสริมการเกาะติดของสารดังกล่าวบนแผ่นเยื่อกรองแบบนาโนนั่นเอง [22]

### 3.2 ผลของ $Pb(NO_3)_2$ , $PbCl_2$ และ EfOM ต่อการกำจัด

จากการศึกษาผลของสารละลายตะกั่ว  $Pb(NO_3)_2$  และ  $PbCl_2$  (ไม่มีสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง) โดยใช้เยื่อกรองแบบนาโนที่มีต่อการกำจัดในช่วงเวลาตั้งแต่ 0-240 นาที แสดงดังรูปที่ 7 ปัจจัยควบคุมความแรงประจุ 0.01 M ค่าพีเอชเท่ากับ 7 และความดันการเดินระบบเท่ากับ 60 psi สำหรับในกรณีของสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  ให้ค่าการกำจัดในช่วงร้อยละ 84.47-88.14 ส่วนสารละลาย  $PbCl_2$  ให้ค่าการกำจัดในช่วงร้อยละ 78.88-83.95 โดยพบว่าสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  ให้ค่าการกำจัดที่สูงกว่าสารละลาย  $PbCl_2$  ซึ่งค่าการกำจัดที่แตกต่างกันนี้ อาจเนื่องมาจากขนาดโมเลกุลของ  $Pb(NO_3)_2$  (MW = 331.2 g/mol) ที่ใหญ่กว่า  $PbCl_2$  (MW = 278.2 g/mol) ดังนั้นเยื่อกรองแบบนาโนจึงสามารถกักกันสารที่มีขนาดใหญ่ได้ดีกว่า จึงเกิดการ

สะสมของมวลสารดังกล่าวบริเวณผิวหน้าเยื่อกรอง นอกจากนี้สารไนเตรท ( $NO_3$ ) และคลอไรด์ (Cl) มีไอออนที่เป็นประจุลบ (Monovalent Ion) จะถูกผลักรันด้วยประจุลบของเยื่อกรองแบบนาโน ซึ่งประจุที่มีขนาดใหญ่กว่าจะถูกผลักรันได้มากกว่าประจุที่มีขนาดเล็ก (คุณลักษณะทางฟิสิกส์) และประจุที่มีขนาดเล็กกว่าจะมีการกักกันที่น้อยลง (คุณลักษณะทางเคมี) ทำให้สารละลายเกิดการแพร่กระจาย (Solution-Diffusion) ผ่านเยื่อกรองได้

จากการศึกษาผลของสารละลายตะกั่วร่วมกับ EfOM โดยใช้เยื่อกรองแบบนาโนที่มีต่อการกำจัด แสดงดังรูปที่ 8 พบว่าสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  ให้ค่าการกำจัดที่สูงกว่าสารละลาย  $PbCl_2$  เช่นเดียวกับในกรณีที่ไม่มี EfOM ซึ่งมีค่าการกำจัดของสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  มีค่าเพิ่มสูงขึ้นในช่วงร้อยละ 90.08-92.49 ส่วนสารละลาย  $PbCl_2$  ให้ค่าการกำจัดเพิ่มขึ้นในช่วงร้อยละ 86.8-89.16 ซึ่งผลการทดสอบดังกล่าวได้สอดคล้องกับงานวิจัยของ [23] ซึ่งได้ทำการศึกษากำจัด  $Pb(NO_3)_2$  จากน้ำเสีย (aqueous wastewater) โดยใช้เยื่อกรองแบบนาโนที่ต่างกัน 2 ชนิด คือ ACF 40 (Tabular Configuration: ค่าการกำจัดเกลือ NaCl เท่ากับร้อยละ 60) และ ACF 80 (Thin-film composite: ค่าการกำจัดเกลือ NaCl เท่ากับร้อยละ 80) ซึ่งรูปแบบการทดลองเป็นแบบการไหลตามขวาง (Cross flow filtration operating) สำหรับผลการทดสอบพบว่า เยื่อกรองแบบนาโนชนิด ACF 40 ให้ค่าการกำจัดตะกั่วมากกว่าร้อยละ 80 ขณะที่เยื่อกรองชนิด ACF 80 ให้ค่าการกำจัดตะกั่วสูงสุดถึงร้อยละ 98 เมื่อเปรียบเทียบผลงานในการวิจัยนี้พบว่าค่าการกำจัดสารละลายตะกั่วในกรณีที่เติมและไม่เติม EfOM พบว่าร้อยละการกำจัดในกรณีที่เติม EfOM ให้ค่าสูง

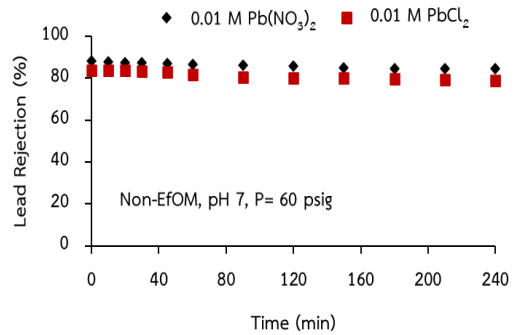


บทความวิจัย

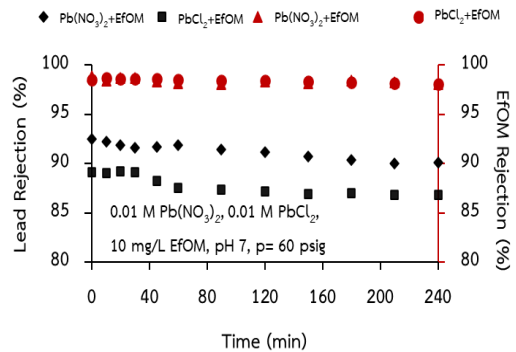
กว่า อาจเนื่องจากการรวมตัวกันระหว่างสารละลาย ตะกั่วกับ EfOM ทำให้เกิดการสะสมตัวของตะกั่วบนผิวของเยื่อกรอง โดยเยื่อกรองแบบนาโนสามารถกักกันสารละลายได้เพิ่มขึ้น จึงส่งผลต่อค่าการกำจัดตะกั่วสูงขึ้นด้วย สำหรับผลการกำจัด EfOM (แสดงดังรูปที่ 8) โดยควบคุมความแรงประจุของ  $Pb(NO_3)_2$  และ  $PbCl_2$  เท่ากับ 0.01 M ใช้ความเข้มข้นของ EfOM เท่ากับ 10 mg/L ค่าพีเอชเท่ากับ 7 และความดันที่ใช้ในการทดสอบมีค่าเท่ากับ 60 psig อุณหภูมิที่ใช้เป็นอุณหภูมิในระดับห้องปฏิบัติการ  $28 \pm 3$  °C จากผลการศึกษาพบว่าสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$ +EfOM และ  $PbCl_2$ +EfOM มีค่าการกำจัด EfOM ที่ใกล้เคียงกัน ตั้งแต่ที่ระยะเวลา 0-240 นาที โดยที่ค่าการกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งมีค่าไม่ต่ำกว่าร้อยละ 95 อาจด้วยเหตุผลมาจากกลไกการแยกโดยการคัดขนาด (Size Exclusion) ของเยื่อกรองแบบนาโน ซึ่งสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ใช้โดยทั่วไปจะมีขนาดที่ใหญ่กว่าขนาดรูพรุนของเยื่อกรองแบบนาโนที่ใช้ทดสอบ จึงส่งผลให้มีค่าการกำจัดของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งมีค่าสูง

**3.3 ผลของรูปแบบการดูดซับของ  $Pb(NO_3)_2$ ,  $PbCl_2$  และ EfOM ด้วยแบบจำลองเฮอริเมีย**

ผลจากการศึกษาการดูดซับของสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$ ,  $PbCl_2$  และ EfOM โดยใช้ค่าพลาซึตามระยะเวลาการทดลอง (ตั้งแต่ที่ระยะเวลา 0-240 นาที) จากนั้นนำผลการทดสอบมาเทียบกับรูปแบบการดูดซับทางคณิตศาสตร์แบบจำลองเฮอริเมียใน 4 รูปแบบได้แก่ (1) CMB (2) SBM (3) IBM และ (4) CFM ซึ่งทำให้ทราบถึงรูปแบบการดูดซับที่เกิดขึ้นของเยื่อกรองแบบนาโน ในแต่ละกรณี ถูกแสดงดังรูปที่ 9 ซึ่งพบว่าการดูดซับแบบ CFM ของสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$ +EfOM



**รูปที่ 7** ผลของสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  และ  $PbCl_2$  (ไม่มีสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง) ที่มีต่อการกำจัด โดยใช้ความแรงประจุเท่ากับ 0.01 M ที่ค่าพีเอช 7 ความดันในระบบเท่ากับ 60 psig อุณหภูมิ  $28 \pm 3$  °C



**รูปที่ 8** ผลของสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$ +EfOM และ  $PbCl_2$ +EfOM ที่มีต่อการกำจัด ค่าความแรงประจุเท่ากับ 0.01 M ความเข้มข้น EfOM 10 mg/L พีเอช 7 ความดันที่ใช้เท่ากับ 60 psig อุณหภูมิ  $28 \pm 3$  °C

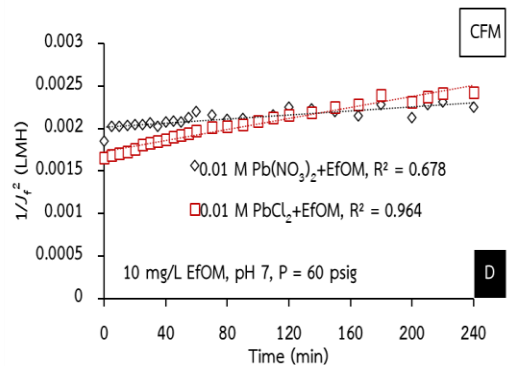
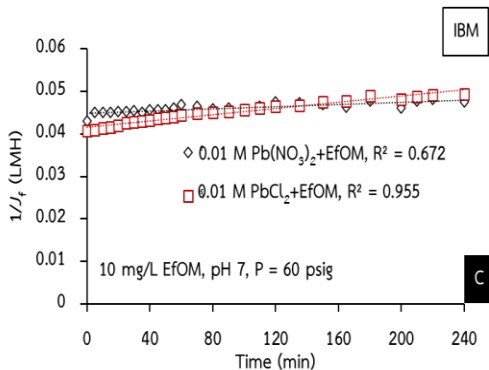
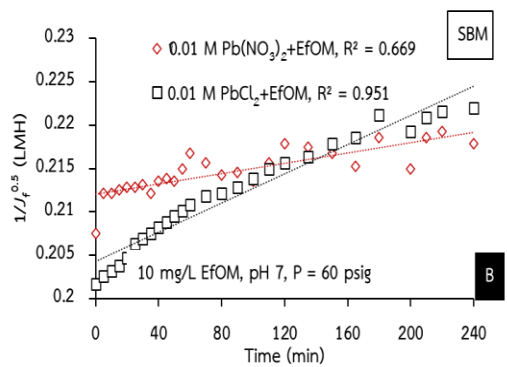
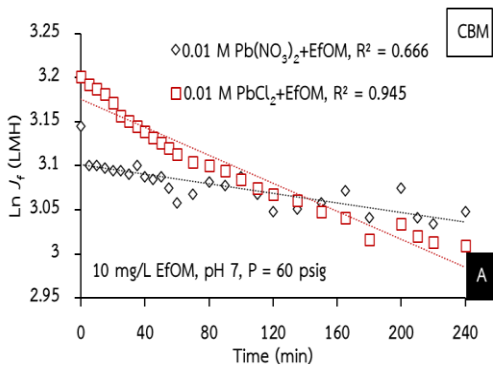
และ  $PbCl_2$ +EfOM ให้ค่า  $R^2$  ที่มีค่าเข้าใกล้ 1 มากที่สุด โดยที่มีค่า  $R^2$  ของ  $Pb(NO_3)_2$ +EfOM และ  $PbCl_2$ +EfOM เท่ากับ 0.678 และ 0.964 ตามลำดับ



บทความวิจัย

จากผลการวิเคราะห์ข้อมูลแสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ระหว่างผลการทดลองกับรูปแบบการดูดซับทางคณิตศาสตร์ โดยพบว่าสารละลาย  $Pb(NO_3)_2 + EfOM$  และ  $PbCl_2 + EfOM$  สอดคล้องกับการดูดซับแบบการเกิดเค้ก (CFM) อาจเนื่องมาจากขนาดโมเลกุลของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่มีขนาดใหญ่กว่า

ขนาดรูพรุนของเยื่อกรองแบบนาโน จึงทำให้อนุภาคของสารละลายไม่สามารถผ่านเยื่อกรองได้ ซึ่งสอดคล้องกับร้อยละการกำจัดตะกั่วและสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่มีค่าสูง การกักกั้นอนุภาคเหล่านี้เกิดจากการสะสมของสารละลายตะกั่วร่วมกับ EfOM ทำให้เกิดการดูดซับจากการเกิดเค้กบริเวณผิวหน้าของเยื่อกรอง



รูปที่ 9 การวิเคราะห์การดูดซับของ  $Pb(NO_3)_2 + EfOM$  และ  $PbCl_2 + EfOM$  ที่ความแรงประจุ 0.01 M ค่าพีเอช 7 ความดันในระบบ 60 psig อุณหภูมิในระดับห้องปฏิบัติการ  $28 \pm 3^\circ C$  โดยรูปแบบการดูดซับแบบ: (A) CBM, (B) SBM, (C) IBM และ (D) CFM

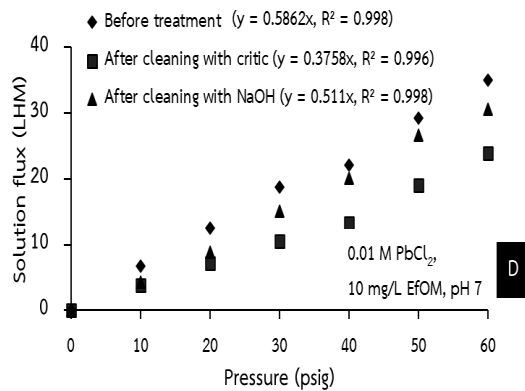
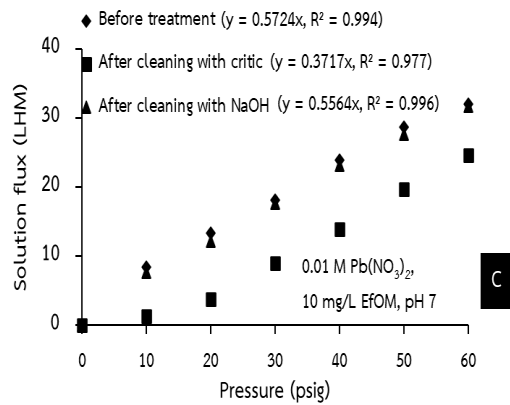
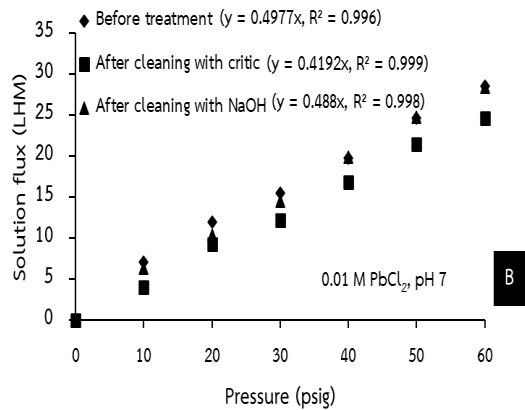
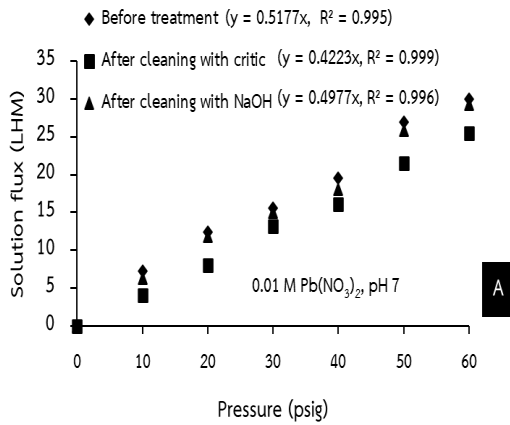
3.4 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าฟลักซ์และความดันก่อนทดสอบและหลังล้างเยื่อกรอง

รูปที่ 10 แสดงให้เห็นถึงความสัมพันธ์ระหว่างค่าฟลักซ์กับความดันทั้งก่อนทดสอบและหลังล้างทำความสะอาด



สะอาดแผ่นกรอง โดยเยื่อกรองแบบนาโนแผ่นใหม่ถูกทดสอบเพื่อหาฟลักซ์เริ่มต้น โดยน้ำปราศจากประจุ (Deionized water: DI) ความดันที่ทดสอบอยู่ในช่วง 30-

60 psig ผลการทดสอบพบว่าเมื่อความดันในระบบเพิ่มขึ้น ทำให้ค่าฟลักซ์ที่ได้มีค่าสูงขึ้นตามความดันที่เพิ่มขึ้น ดังแสดงภาพที่ 10 (A), (B), (C) และ (D)



รูปที่ 10 ความสัมพันธ์ระหว่างค่าฟลักซ์กับความดันก่อนการทดสอบและหลังการล้างเยื่อกรองด้วยกรดและด่าง โดยที่: (A) Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, (B) PbCl<sub>2</sub>, (C) Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>+EfOM และ (D) PbCl<sub>2</sub>+EfOM

สำหรับผลการวิเคราะห์ค่าการซึมผ่านของเยื่อกรองแบบนาโน พบว่าค่าการซึมผ่านของเยื่อกรองแผ่นใหม่ก่อนทดสอบเท่ากับ 0.517, 0.497, 0.572

และ 0.586 LMH.psig-1 และหลังจากการกรองผ่านน้ำตัวอย่างของสารละลาย Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>, PbCl<sub>2</sub>, Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>+EfOM และ PbCl<sub>2</sub>+EfOM แล้วถูกล้างด้วย



กรดซัลฟูริกเพื่อกำจัดสารอินทรีย์ (ตะกั่ว) บนผิวหน้าของเยื่อกรอง ค่าการซึมผ่านของเยื่อกรองที่ได้หลังล้างด้วยกรดซัลฟูริกมีค่าเท่ากับ 0.422, 0.419, 0.371 และ 0.375 LMH.psig-1 ตามลำดับ คิดเป็นสัดส่วนการซึมผ่านเยื่อกรองหลัง ล้างด้วยกรดเมื่อเทียบกับค่าการซึมผ่านเยื่อกรองก่อนใช้งานเท่ากับร้อยละ 81.62, 84.30, 64.86 และ 63.99 ตามลำดับ การทดลองยังพบว่าน้ำตัวอย่างที่มีสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งให้ร้อยละการฟื้นฟูแผ่นเยื่อกรองในสัดส่วนที่ต่ำที่สุด อาจเนื่องจากการสะสมตัวของสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งบนผิวของเยื่อกรองสอดคล้องกับรูปแบบการอุดตันจากการเกิดเค้กที่ผิวหน้าเยื่อกรอง ส่วนการล้างด้วยด่างโซเดียมไฮดรอกไซด์เพื่อกำจัดสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งที่ติดผิวหน้าของเยื่อกรอง ดังนั้นค่าการซึมผ่านของเยื่อกรองที่ได้หลังจากล้างด้วยด่างมีค่าเท่ากับ 0.497, 0.488, 0.556 และ 0.511 LMH.psig-1 ตามลำดับ คิดเป็นสัดส่วนที่เพิ่มขึ้นเมื่อเทียบกับค่าการซึมผ่านของแผ่นเยื่อกรองก่อนใช้งานได้เท่ากับร้อยละ 96.13, 98.18, 97.20 และ 87.20 ตามลำดับ จากผลการวิเคราะห์ข้างต้น แสดงถึงการกู้คืนประสิทธิภาพของเยื่อกรองแบบนาโนให้ได้กลับมาใกล้เคียงกับฟลักซ์ก่อนทดสอบ และความสามารถในการล้างอนุภาคที่ติดบริเวณพื้นผิวเยื่อกรองแบบนาโน นอกจากนี้พบว่า สารละลายของ  $PbCl_2 + EfOM$  เป็นสารให้ค่าการฟื้นฟูของค่าฟลักซ์น้อยที่สุดซึ่งสอดคล้องกับผลของรูปแบบการอุดตันจากการเกิดเค้กเนื่องจากการสะสมมวลสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งบนผิวหน้าของเยื่อกรอง

#### 4. สรุปผล

การศึกษานี้เป็นการศึกษากำจัดโลหะหนักของสารละลายตะกั่วและสารอินทรีย์ในน้ำทิ้ง (EfOM)

และการวิเคราะห์รูปแบบการอุดตันระหว่างผลรวมของโลหะตะกั่วและ EfOM โดยใช้สารละลายตะกั่วที่ต่างกัน 2 ชนิด ได้แก่  $Pb(NO_3)_2$  และ  $PbCl_2$  รวมถึงผลรวมระหว่างสารละลายตะกั่วและ EfOM คือ  $Pb(NO_3)_2 + EfOM$  และ  $PbCl_2 + EfOM$  ภายใต้การดำเนินระบบแบบไหลตายตัวด้วยเยื่อกรองแบบนาโน จากการพิจารณาค่าฟลักซ์ในรูปของ normalized flux ( $J/J_0$ ) พบว่าในกรณีที่เป็นสารเดี่ยวสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  มีค่าฟลักซ์ลดลงสูงที่สุด นอกจากนี้ยังพบว่าในกรณีที่เป็นสารร่วมระหว่างสารละลาย  $Pb(NO_3)_2 + EfOM$  ให้ผลของฟลักซ์ลดลงสูงสุดเช่นกันเมื่อเทียบกับสารละลาย  $PbCl_2 + EfOM$  ส่วนผลการกำจัดพบว่าในกรณีที่เป็นสารเดี่ยวพบว่าสารละลาย  $Pb(NO_3)_2$  และ  $PbCl_2$  ให้ค่าการกำจัดที่สูง โดยมีค่าการกำจัดตะกั่วร้อยละ 84.47-88.14 และ 78.88-83.95 ตามลำดับ ในกรณีที่เป็นสารละลายตะกั่วร่วมกับสารอินทรีย์ในน้ำทิ้งพบค่าการกำจัดตะกั่วเพิ่มขึ้นเป็นร้อยละ 90.08-92.49 และ 86.8-89.16 ของสารละลาย  $Pb(NO_3)_2 + EfOM$  และ  $PbCl_2 + EfOM$  ตามลำดับ นอกจากนี้ยังพบว่าเยื่อกรองแบบนาโนสามารถกำจัด EfOM ได้มากกว่าร้อยละ 95 สำหรับรูปแบบการอุดตันที่ได้จากการวิเคราะห์ทางคณิตศาสตร์โดยใช้แบบจำลองของเฮอร์เมีย พบว่าสารละลาย  $Pb(NO_3)_2 + EfOM$  และ  $PbCl_2 + EfOM$  สอดคล้องกับรูปแบบการเกิดเค้ก (CFM) ซึ่งการอุดตันชนิดนี้ สามารถล้างพื้นผิวเยื่อกรองให้กลับมาใช้งานใหม่ จากการล้างด้วยน้ำสะอาดและสารเคมีปรับสภาพด้วยความเป็นกรดและด่างตามลำดับ จากผลการศึกษาสามารถใช้เป็นข้อมูลต่อการใช้งานและการพัฒนาเทคโนโลยี



เยื่อกรอง ทำให้ยืดอายุการใช้งานของเยื่อกรอง และสามารถลดค่าใช้จ่ายในการดำเนินระบบจากการเปลี่ยนเยื่อกรอง ตลอดจนลดความเสี่ยงสถานะที่ทำให้เกิดการอุดตันบนแผ่นกรอง

## 5. กิตติกรรมประกาศ

งานวิจัยนี้ได้รับการสนับสนุนจากหลักสูตรวิศวกรรมสิ่งแวดล้อม คณะวิศวกรรมศาสตร์ มหาวิทยาลัยอุบลราชธานี

## 6. เอกสารอ้างอิง

- [1] M.J. Gonzalez-Munoz, M. A. Rodriguez, S. Luque and J.R. Alvarez, Recovery of heavy metals from metal industry waste waters by chemical precipitation and nanofiltration, *Desalination*, 2006, 200(1-3), 742-744.
- [2] B. Sandhya, and T.A. Kurniawan, Cr (VI) removal from synthetic wastewater using coconut shell charcoal and commercial activated carbon modified with oxidizing agents and/or chitosan, *Chemosphere*, 2004 54(7), 951-967.
- [3] S. Prakash, M. Kumar, B.P. Tripathi and V. K. Shahi, Sol-gel derived poly (vinyl alcohol)-3-(2-aminoethylamino) propyl trimethoxy silane: Cross-linked organic-inorganic hybrid beads for the removal of Pb (II) from aqueous solution, *Chemical Engineering Journal*, 2010, 162(1), 28-36.
- [4] F.M. Pang, P. Kumar, T.T. Teng, A.M. Omar and K.L. Wasewar, Removal of lead, zinc, and iron by coagulation-flocculation, *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 2011, 42(5), 809-815.
- [5] J. Drzymala, J. Kapusniak and P. Tomasik, Removal of lead minerals from copper industrial flotation concentrates by xanthate flotation in the presence of dextrin, *International Journal of Mineral Processing*, 2003, 70(1-4), 147-155.
- [6] V. Kumar, S. K. Dwivedi and S. Oh, A critical review on lead removal from industrial wastewater: Recent advances and future outlook. *Journal of Water Process Engineering*, 2022, 45, 102518.
- [7] X. Rao, Q. Li, C. Inoue, I. Ahmad, J. Yi, Y. Liu and J. Zhang, Simultaneous removal of lead (II) and nitrate from water at low voltage, *Journal of Water Process Engineering*, 2019, 32, 100940.
- [8] A. Bhatnagar and M. Sillanpaa, Removal of natural organic matter (NOM) and its constituents from water by adsorption—a review, *Chemosphere*, 2017, 166, 497-510.
- [9] M. M. Matlock, B. S. Howerton and D.A. Atwood, Chemical precipitation of heavy metals from acid mine drainage, *Water Research*, 2002, 36(19), 4757-4764.



- [10] M. Ghaedi, F. Ahmadi and A. Shokrollahi, Simultaneous preconcentration and determination of copper, nickel, cobalt and lead ions content by flame atomic absorption spectrometry, *Journal of Hazardous Materials*, 2007, 142(1-2), 272-278.
- [11] D. Dong, L. Liu, X. Hua and Y. Lu, Comparison of lead, cadmium, copper and cobalt adsorption onto metal oxides and organic materials in natural surface coatings, *Microchemical Journal*, 2007, 85(2), 270-275.
- [12] C.V. Gherasim, J. Cuhorka and P. Mikulasek, Analysis of lead (II) retention from single salt and binary aqueous solutions by a polyamide nanofiltration membrane: Experimental results and modelling, *Journal of Membrane Science*, 2013, 436, 132-144.
- [13] A.E. Childress and M. Elimelech, Effect of solution chemistry on the surface charge of polymeric reverse osmosis and nanofiltration membranes, *Journal of Membrane Science*, 1996, 119(2), 253-268.
- [14] V. Blet, Effluent decontamination, *Encyclopedia of Nuclear Energy*, Elsevier, 2021, 534-547.
- [15] Y. Xu and R.E. Lebrun, Investigation of the solute separation by charged nanofiltration membrane: effect of pH, ionic strength and solute type, *Journal of Membrane Science*, 1999, 158(1-2), 93-104.
- [16] C. V. Gherasim and P. Mikulasek, Influence of operating variables on the removal of heavy metal ions from aqueous solutions by nanofiltration, *Desalination*, 2014, 343, 67-74.
- [17] C. Jarusutthirak, S. Mattaraj, and R. Jiraratananon, Influence of inorganic scalants and natural organic matter on nanofiltration membrane fouling. *Journal of Membrane Science*, 2007, 287(1), 138-145.
- [18] J. E. Kilduff, S. Mattaraj, J. Sensibaugh, J. P. Pieracci, Y. Yuan and G. Belfort, Modeling flux decline during nanofiltration of NOM with poly (arylsulfone) membranes modified using UV-assisted graft polymerization, *Environmental Engineering Science*, 2002, 19(6), 477-495.
- [19] T. Mohammadi, M. Kazemimoghadam, and M. Saadabadi, Modeling of membrane fouling and flux decline in reverse osmosis during separation of oil in water emulsions. *Desalination*, 2003, 157(1-3), 369-375.
- [20] P. Eriksson, Water and salt transport through two types of polyamide composite membranes, *Journal of Membrane Science*, 1988, 36, 297-313.
- [21] B.V. der Bruggen and C. Vandecasteele, Flux decline during nanofiltration of organic components in aqueous solution, *Environmental science and technology*, 2021, 35(17), 3535-3540.





- [22] O.T. Mahlangu and B.B. Mamba,  
Interdependence of contributing factors  
governing dead-end fouling of nanofiltration  
membranes, *Membranes*, 2021, 11(1), 47.
- [23] A.J.V. Reenen and R.D. Sanderson,  
Dynamically formed hydrous zirconium (IV)  
oxide-polyelectrolyte membranes VII. Poly  
(acrylic acid-co-vinyl acetate) and poly  
(acrylic acid-co-vinyl alcohol) membranes:  
The effect of feed salt concentration on  
membrane properties, *Desalination*, 1992,  
85(3), 247-261.
- [24] N. G. Her, Identification and characterization  
of foulants and scalants on NF membrane,  
Thesis, University of Colorado at Boulder,  
USA, 2002.
- [25] J. Guo, H. Liu, J. Liu and L. Wang,  
Ultrafiltration performance of EfOM and NOM  
under different MWCO membranes:  
Comparison with fluorescence spectroscopy  
and gel filtration chromatography,  
*Desalination*, 2014, 344, 129-136.