

# Nghiên cứu xử lý nhu cầu oxy hóa học và chất hoạt động bề mặt trong nước thải giặt ủi công cộng bằng quá trình keo tụ - tạo bông

Đinh Thị Thu Hà\*, Nguyễn Thị Thu Hiền, Trần Quốc Bảo

Khoa Môi trường, Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường TP. Hồ Chí Minh, 236B Lê Văn Sỹ, phường Tân Sơn Hoà, TP. Hồ Chí Minh, Việt Nam

Ngày nhận bài 1/10/2024; ngày chuyển phân biện 2/10/2024; ngày nhận phân biện 25/10/2024; ngày chấp nhận đăng 29/10/2024

## **Tóm tắt:**

Nước thải từ các cơ sở dịch vụ giặt ủi công cộng có nồng độ nhu cầu oxy hoá học (COD) và tổng chất hoạt động bề mặt cao hơn đáng kể so với nước thải sinh hoạt. Với sự gia tăng của các cơ sở này, lượng nước thải phát sinh ngày càng lớn và cần được phân loại - xử lý đạt tiêu chuẩn trước khi xả vào hệ thống thoát nước chung. Thí nghiệm Jarrest trong nghiên cứu này cho thấy, poly nhôm clorua (PAC) ở điều kiện tối ưu (pH 7; liều lượng 60 mg/l) hiệu quả hơn  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  trong xử lý nước thải giặt ủi. Cụ thể, sau xử lý, các thông số tổng chất rắn lơ lửng (TSS), độ đục và độ màu đều đạt yêu cầu cột A của QCVN 40:2011/BTNMT. Mặc dù nồng độ COD sau xử lý còn cao (341 mg/l), PAC đã giảm đáng kể các chất hữu cơ khó phân hủy và cải thiện tỷ lệ nhu cầu oxy sinh học 5 ngày/nhu cầu COD ( $\text{BOD}_5/\text{COD}$ ) lên 0,52, thuận lợi cho quá trình xử lý sinh học tiếp theo. Đặc biệt, mối tương quan chặt chẽ giữa việc loại bỏ COD và tổng chất hoạt động bề mặt cho thấy cơ chế keo tụ - tạo bông cùng quá trình hấp phụ các hạt mixen giúp giảm nồng độ chất hoạt động bề mặt, gần đạt chuẩn cột B của QCVN 40:2011/BTNMT.

**Từ khoá:** chất hoạt động bề mặt, keo tụ - tạo bông, nhu cầu oxy hóa học, nước thải dịch vụ giặt ủi công cộng, poly nhôm clorua.

**Chỉ số phân loại:** 1.5, 2.4, 2.7

## Research on the removal of chemical oxygen demand and surfactants from commercial laundry wastewater by the coagulation-flocculation process

Thi Thu Ha Dinh\*, Thi Thu Hien Nguyen, Quoc Bao Tran

Faculty of Environment, Ho Chi Minh City University of Natural Resources and Environment, 236B Le Van Sy Street, Tan Son Hoa Ward, Ho Chi Minh City, Vietnam

Received 1 October 2024; revised 25 October 2024; accepted 29 October 2024

## **Abstract:**

Wastewater from public commercial laundry facilities has significantly higher concentrations of chemical oxygen demand (COD) and total surfactant concentration compared to domestic wastewater. As the number of these facilities increases, the volume of wastewater generated also rises, necessitating classification and treatment to meet standards before being discharged into the common drainage system. The Jarrest experiment in this study demonstrates that poly aluminium chloride (PAC), under optimal conditions (pH 7; dosage of 60 mg/l), is more effective than  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  for treating commercial laundry wastewater. Specifically, after treatment, the parameters total suspended solids (TSS), turbidity, and color all comply with the requirements of column A of QCVN 40:2011/BTNMT. Although the COD concentration post-treatment remains elevated (341 mg/l), PAC has significantly reduced non-biodegradable organic substances and improved the five-day biochemical oxygen demand/chemical oxygen demand ( $\text{BOD}_5/\text{COD}$ ) ratio to 0.52, facilitating subsequent biological treatment processes. Notably, the close correlation between COD removal and total surfactants indicates that the coagulation-flocculation mechanism, along with the micelle adsorption mechanism, aids in reducing the concentration of surfactants, nearly achieving the standard of column B of QCVN 40:2011.

**Keywords:** chemical oxygen demand, coagulation-flocculation, commercial laundry wastewater, poly aluminium chloride, surfactants.

**Classification numbers:** 1.5, 2.4, 2.7

\*Tác giả liên hệ: Email: ha.dtt@hcmunre.edu.vn

## 1. Đặt vấn đề

Hiện nay, dịch vụ giặt ủi công cộng quy mô vừa và nhỏ trên địa bàn các đô thị lớn ở Việt Nam đang phát triển mạnh mẽ và đa dạng, đáp ứng nhu cầu của cả cộng đồng địa phương và người lao động nhập cư [1]. Nước thải từ quá trình giặt ủi chứa nhiều chất ô nhiễm phức tạp, bao gồm chất hữu cơ khó phân hủy, các chất hoạt động bề mặt từ xà phòng và chất tẩy rửa, cũng như kim loại nặng và các hợp chất vô cơ từ quần áo bẩn [2]. Đáng chú ý, lượng lớn nước tiêu thụ trong quá trình giặt ủi cũng góp phần vào tình trạng khai thác quá mức tài nguyên nước. Mặc dù một số ít cơ sở giặt ủi đã cố gắng áp dụng các biện pháp tái chế nước, đa số vẫn chưa đầu tư đúng mức vào hệ thống xử lý nước thải, dẫn đến nhiều hạn chế trong việc đảm bảo xử lý triệt để các chất ô nhiễm [3]. Với sự phát triển đô thị và gia tăng dân số, dự đoán rằng trong tương lai số lượng các cơ sở dịch vụ giặt ủi công cộng sẽ tăng lên đáng kể, kéo theo lượng nước thải phát sinh ngày càng lớn. Do tính chất phức tạp và lượng thải ngày càng tăng cao, việc phân loại nước thải từ các cơ sở dịch vụ giặt ủi như một loại nước thải công nghiệp và yêu cầu xử lý đạt chuẩn trước khi xả thải ra môi trường là điều cần thiết.

Công nghệ hóa lý, đặc biệt là phương pháp keo tụ - tạo bông, đóng vai trò then chốt trong xử lý nước thải công nghiệp. Phương pháp này hiệu quả trong việc loại bỏ đa dạng chất ô nhiễm như ion kim loại, hạt rắn không tan kích thước nhỏ và các chất keo khó lắng tự nhiên. Sử dụng các chất như PAC, phèn nhôm và phèn sắt, quá trình keo tụ - tạo bông này đặc biệt hiệu quả với nước thải có nồng độ ô nhiễm cao và pH biến động lớn từ các ngành như dệt nhuộm, in, giấy... [4-6]. Keo tụ - tạo bông thường được áp dụng ở giai đoạn đầu của quy trình xử lý, đóng vai trò tiền xử lý quan trọng. Bằng cách loại bỏ hiệu quả các chất rắn lơ lửng và keo, phương pháp tạo điều kiện thuận lợi cho các bước tiếp theo như lọc màng hoặc xử lý sinh học, góp phần nâng cao hiệu suất tổng thể của hệ thống. Tính linh hoạt và khả năng xử lý nhanh chóng của phương pháp này đáp ứng được yêu cầu vận hành liên tục của các nhà máy công nghiệp, đồng thời giúp tuân thủ nghiêm ngặt các quy định môi trường.

Riêng đối với nước thải ngành công nghiệp giặt ủi, việc áp dụng công nghệ hóa lý, đặc biệt là phương pháp keo tụ - tạo bông, là cần thiết để cải thiện chất lượng nước trước khi xả ra môi trường. Xu hướng hiện đại hóa công nghệ xử lý nước thải giặt ủi công nghiệp, đặc biệt là ứng dụng các phương pháp hóa lý tiên tiến, đang được nhiều quốc gia quan tâm nghiên cứu và áp dụng, nhằm hướng tới mục tiêu phát triển bền vững và bảo vệ môi trường [7, 8]. Một nghiên cứu tại khu công nghiệp giặt ủi ở Crete, Hy Lạp, với công suất 130 m<sup>3</sup>/ngày, đã chứng minh rõ rệt hiệu quả của công nghệ keo tụ - tạo bông khi sử dụng các chất như nhôm sulfat, sắt clorua và sắt sulfat. Kết quả cho thấy hiệu suất xử lý tổng photpho (T-P) đạt 89,7% khi sử dụng 75 mg/l Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> kết hợp với polyme điện ly (polyelectrolyte), và các thông số ô nhiễm khác đều đạt giới hạn cho phép [9]. Tương tự, nghiên cứu của E.P. Melián và cs (2023) [10] tại một khách sạn ở Gran Canaria, Tây Ban Nha, áp dụng quy trình keo tụ - tạo bông bằng sắt (III) sulfat kết hợp phương pháp Fenton và xử lý sinh học, đã hoàn toàn loại

bỏ độ đục và giảm thiểu phần lớn COD. Tuy nhiên, tại Việt Nam, các cơ sở dịch vụ giặt ủi công cộng chủ yếu hoạt động với quy mô vừa và nhỏ, phân bố chủ yếu trong các khu đô thị. Hiện nay, hầu như chưa có hệ thống khu công nghiệp giặt ủi riêng biệt nào được hình thành, dẫn đến việc nước thải từ các cơ sở này thường được xử lý chung với nước thải sinh hoạt hoặc xả trực tiếp ra môi trường mà không qua các quy trình xử lý chuyên biệt. Trong bối cảnh đó, nghiên cứu và ứng dụng phương pháp keo tụ - tạo bông để xử lý nước thải dịch vụ giặt ủi công cộng có thể được xem là một bước đi tiên phong tại Việt Nam.

Trong nghiên cứu này, các thí nghiệm Jarrest được thực hiện với hai loại phèn: PAC và FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O, nhằm xác định các điều kiện tối ưu về pH, loại và liều lượng chất keo tụ. Dưới các điều kiện tối ưu, hiệu quả xử lý các thông số ô nhiễm như TSS, độ đục, độ màu, COD và tổng chất hoạt động bề mặt sẽ được đánh giá và so sánh với các tiêu chuẩn trong QCVN 40:2011/BTNMT [11]. Thay vì áp dụng quy chuẩn nước thải sinh hoạt như trước đây, nghiên cứu này áp dụng quy chuẩn QCVN 40:2011/BTNMT về nước thải công nghiệp, giúp đánh giá hiệu quả xử lý một cách chính xác hơn và hỗ trợ định hướng quản lý nước thải dịch vụ giặt ủi công cộng theo hướng chuyên nghiệp và bền vững. Đặc biệt, nghiên cứu cũng khảo sát mối quan hệ giữa khả năng loại bỏ COD và tổng các chất hoạt động bề mặt, hai trong những thành phần ô nhiễm đặc trưng trong nước thải dịch vụ giặt ủi công cộng. Kết quả nghiên cứu không chỉ cung cấp dữ liệu khoa học nền tảng để tối ưu hóa quy trình xử lý, mà còn mở rộng khả năng ứng dụng thực tế, góp phần cải thiện chất lượng nước thải và bảo vệ môi trường.

## 2. Đối tượng và phương pháp nghiên cứu

### 2.1. Đối tượng

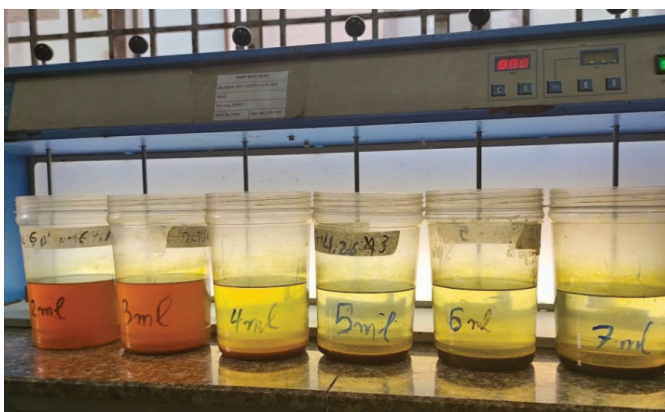
Nước giặt - xả thô được thu thập từ một cơ sở dịch vụ giặt ủi công cộng với quy mô vừa và nhỏ (từ 300 đến 500 kg đồ giặt/ngày) trên địa bàn TP. Hồ Chí Minh từ tháng 3 đến tháng 5 năm 2024. Các cơ sở này nằm trong khu dân cư, phục vụ khách hàng thường xuyên là sinh viên, công nhân, hộ gia đình và các khách sạn, nhà nghỉ quy mô nhỏ. Ở mỗi cơ sở thường sử dụng từ 2 đến 3 máy giặt công nghiệp cỡ vừa, dung tích từ 30 đến 50 kg. Quy trình giặt bao gồm một lần giặt chính, hai lần xả và sau đó là vắt, sấy, với tổng thời gian cho một mẻ giặt là khoảng 80-100 phút. Lượng điện tiêu thụ khoảng 1,5 kWh/kg đồ giặt, lượng nước sử dụng là khoảng 12 lít/kg đồ giặt. Các chất tẩy rửa (nước giặt, nước xả vải, v.v) thường chứa các chất hoạt động bề mặt giúp tẩy rửa, làm sạch và hòa tan các chất bẩn. Trong mẫu nước thải thô, các chất bề mặt anion như sulfonat alkylbenzen tuyến tính (LAS) và natri dodecyl sulfat (SDS) là những thành phần phổ biến. Cả LAS và SDS, với công thức hóa học lần lượt là C<sub>12</sub>H<sub>26</sub>CH<sub>2</sub>OSO<sub>3</sub>Na và C<sub>12</sub>H<sub>26</sub>CH<sub>2</sub>OSO<sub>3</sub>Na, đều có tính chất làm giảm sức căng bề mặt của chất lỏng, góp phần vào khả năng tẩy rửa hiệu quả [2]. Tuy nhiên, chính sự hiện diện của các chất hoạt động bề mặt anion cùng với một số chất tạo phức (EDTA, NTA...) và các chất dầu - tạo hương liệu khác từ các chất tẩy rửa này có thể làm tăng nồng độ ô nhiễm trong nước thải giặt ủi [12].

Khác với một số nghiên cứu trước đây, nước thải từ các chu kỳ giặt (W1), xả lần đầu (R1), và xả lần thứ hai (R2) sẽ được thu thập riêng biệt để so sánh các mức độ ô nhiễm của mỗi chu kỳ và các phương pháp xử lý tương ứng [13]. Trong nghiên cứu này, mẫu nước thải thô được thu thập từ hồ thu gom tổng hợp, nơi tích tụ toàn bộ nước thải từ các chu kỳ, thay vì thu thập riêng lẻ từ từng chu kỳ. Việc gom chung nước thải của tất cả chu kỳ một mẻ giặt không chỉ giúp tối ưu hóa quá trình xử lý các chất hữu cơ khó phân hủy sinh học và hạt lơ lửng bằng các công nghệ hóa lý, mà còn mang lại hiệu quả trong tối ưu hóa chi phí và không gian. Đồng thời, quy trình này còn đơn giản hóa quy trình vận hành và phân tích chính xác điều kiện thực tế tại các cơ sở giặt ủi. Đặc điểm cảm quan của mẫu nước thải thu được bao gồm màu đục, mùi hôi nhẹ, và sự hiện diện của bọt xà phòng, phản ánh đặc tính của nước thải giặt chưa qua xử lý.

## 2.2. Phương pháp nghiên cứu

**Hóa chất:** Trong nghiên cứu này, hai loại chất keo tụ chính được sử dụng là phèn PAC và phèn sắt (II) sulfat  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ . PAC có công thức  $[\text{Al}_2(\text{OH})_n\text{Cl}_{6-n}]_m$ , xuất xứ từ Trung Quốc, độ tinh khiết  $\geq 30\%$ . Phèn sắt (II) sulfat có công thức  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , xuất xứ từ Trung Quốc, độ tinh khiết 99%. Ngoài ra, dung dịch  $\text{H}_2\text{SO}_4$  10% và  $\text{NaOH}$  10% được sử dụng để điều chỉnh pH cho các mẫu nước thải trong quá trình thí nghiệm.

**Thiết bị:** Các thí nghiệm trong nghiên cứu được thực hiện bằng cách sử dụng hệ thống khuấy Jarrest gồm 6 cốc thủy tinh (hình 1). Mỗi cốc chứa một mẫu nước thải riêng biệt (500 ml), được xử lý với điều kiện pH hoặc liều lượng phèn khác nhau, tùy theo từng giai đoạn thí nghiệm. Ở hình 1 là thí nghiệm 2 sử dụng phèn ngâm  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , với các liều lượng phèn lần lượt là 20, 40, 60, 80, 100 và 120 mg/l trong các cốc, nhằm xác định giá trị tối ưu cho hiệu suất xử lý. Hệ thống này được đặt tại phòng thí nghiệm môi trường thuộc Khoa Môi trường, Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường TP. Hồ Chí Minh. Các thông số vận hành của thí nghiệm Jarrest trong nghiên cứu được thiết lập dựa trên sổ tay hướng dẫn quốc tế “Jar Tests for Water Treatment Optimization - How to Perform Jar Tests”, đảm bảo tuân thủ quy trình chuẩn và phù hợp với thực tiễn trong lĩnh vực xử lý nước thải [14].



Hình 1. Mô hình thí nghiệm Jarrest. Thí nghiệm 2 với  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ .

**Phương pháp thí nghiệm:** Nghiên cứu nhằm xác định hiệu suất xử lý nước thải cơ sở dịch vụ giặt ủi của PAC và  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  thông qua thí nghiệm Jarrest, bao gồm hai bước chính: xác định pH tối ưu (thí nghiệm 1) và xác định lượng phèn tối ưu (thí nghiệm 2).

**Thí nghiệm 1:** Mỗi một cốc thủy tinh có 500 ml mẫu nước thải thô và sử dụng lượng phèn cố định (20 mg/l). pH của các mẫu được điều chỉnh trong khoảng từ 5,5 đến 8,0 bằng cách sử dụng dung dịch  $\text{NaOH}$  10% hoặc  $\text{H}_2\text{SO}_4$  10%. Các mẫu sau đó được khuấy trộn nhanh ở tốc độ 100 vòng/phút trong 1 phút, tiếp theo đó giảm tốc độ khuấy xuống 15-20 vòng/phút trong 30 phút. Sau 30 phút lắng tĩnh, nước trong được lấy mẫu để phân tích các thông số như độ màu, độ đục và TSS.

**Thí nghiệm 2:** Quá trình khuấy trộn tại mỗi cốc thủy tinh diễn ra tương tự nhưng với các liều lượng phèn khác nhau, từ 20 mg/l đến 70 mg/l đối với PAC, từ 20 mg/l đến 120 mg/l đối với  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ . Các mẫu được điều chỉnh đến giá trị pH tối ưu đã xác định từ thí nghiệm 1. Các thông số được phân tích bao gồm TSS, độ đục, độ màu, COD,  $\text{BOD}_5$ , chất hoạt động bề mặt và pH.

**Phân tích lấy mẫu, đo mẫu và phương pháp xử lý số liệu:** Mẫu nước thải thô được lấy vào sáng sớm từ cơ sở giặt ủi và vận chuyển ngay về phòng thí nghiệm để phân tích. Quy trình lấy mẫu và bảo quản thực hiện theo các tiêu chuẩn Việt Nam TCVN 5999:1995 và TCVN 6663-3:2016 [15, 16]. Mẫu nước thải trước và sau xử lý được phân tích các thông số ô nhiễm chính, bao gồm pH, COD,  $\text{BOD}_5$ , TSS, độ màu, độ đục và chất hoạt động bề mặt. Mỗi thông số ô nhiễm được phân tích ba lần, sau đó lấy giá trị trung bình để đảm bảo độ tin cậy của kết quả. Đối với mẫu nước thải thô và mẫu sau xử lý bằng chất keo tụ và liều lượng tối ưu,  $\text{BOD}_5$  được xác định để tính toán tỷ số  $\text{BOD}_5/\text{COD}$ . Việc so sánh tỷ số này trước và sau xử lý giúp đánh giá sự cải thiện khả năng phân hủy sinh học của nước thải. Nước thải sau xử lý được so sánh với các giá trị giới hạn quy định trong QCVN 40:2011/BTNMT, nhằm đánh giá khả năng đáp ứng yêu cầu pháp lý của nước thải sau khi xử lý bằng phương pháp keo tụ - tạo bông.

Hiệu suất xử lý (H%) đối với mỗi thông số ô nhiễm được tính theo công thức sau:

$$H\% = (C_1 - C_2)/C_1 \times 100\%$$

trong đó:  $C_1$ : nồng độ đầu vào;  $C_2$ : nồng độ đầu ra của thông số được phân tích.

Các thông số ô nhiễm: pH, COD,  $\text{BOD}_5$ , TSS, độ màu, độ đục, tổng chất hoạt động bề mặt được phân tích theo các phương pháp chuẩn của Việt Nam và quốc tế (bảng 1).

**COD:** Được xác định bằng máy nung, ống nghiệm và buret chuẩn với hóa chất kali cromat ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) 0,1 N,  $\text{H}_2\text{SO}_4$  (đậm đặc) và muối Mohr. Quy trình bao gồm xử lý mẫu, thêm hóa chất, nung ở  $150^\circ\text{C}$  trong 2 giờ để oxy hóa chất hữu cơ. Sau khi làm nguội, tiến hành chuẩn độ lượng kali cromat dư bằng muối Mohr. Giá trị COD được tính toán dựa trên lượng oxy tiêu thụ trong quá trình phân hủy chất hữu cơ.

**Bảng 1. Phương pháp phân tích các thông số ô nhiễm.**

Thông số	Đơn vị	Phương pháp phân tích
pH	-	TCVN 6492:2011 [17]
Nhu cầu oxy hoá học	mg/l	SMEWW 5220C:2023 [18]
Nhu cầu oxy sinh học 5 ngày	mg/l	TCVN 6001-1:2021 [19]
Tổng chất rắn lơ lửng	mg/l	TCVN 6625:2000 [20]
Độ đục	NTU	TCVN 12402-1:2020 [21]
Độ màu	Pt-Co	SMEWW 2120C:2023 [18]
Tổng các chất hoạt động bề mặt	mg/l	SMEWW 5540C:2023 [18]

pH: Được đo bằng máy pH điện tử (Hanna HI 2210, Mỹ) với dung dịch chuẩn pH 4,0, 7,0 và 10,0. Mẫu nước được đưa vào máy đo sau khi hiệu chuẩn, điện cực được làm sạch trước và sau mỗi lần đo để đảm bảo độ chính xác.

BOD<sub>5</sub>: Được xác định theo phương pháp pha loãng và cấy, bổ sung allylthiourea (ATU) để ngăn chặn nitrat hóa. Mẫu nước được pha loãng với dung dịch (phosphate magie sulfat, canxi clorua, sắt clorua) nhằm cung cấp dinh dưỡng cho vi sinh vật. Sau đó, mẫu được cấy vi sinh vật và ủ trong tủ (VELP - Model FOC 215E) ở 20°C±1°C trong 5 ngày. Nồng độ oxy hòa tan (DO) được đo ban đầu và sau khi ủ, giá trị BOD được tính bằng sự giảm DO trong quá trình này.

TSS: Được xác định bằng cách lọc mẫu qua màng lọc có kích thước lỗ 0,45 µm. Màng lọc được rửa bằng nước cất, sấy khô ở 105°C đến khi đạt khối lượng ổn định, sau đó cân chính xác để tính lượng chất rắn lơ lửng trong mẫu.

Độ màu: Được thực hiện bằng máy quang phổ (Hach DR 6000, Mỹ) tại bước sóng 456 nm. Trước khi phân tích, máy quang phổ được hiệu chuẩn với dung dịch chuẩn màu Pt-Co.

Độ đục: Được xác định bằng máy sử dụng dung dịch chuẩn Formazin (FAU), hoặc hạt tiêu chuẩn có độ đục đã biết. Máy đo có dải quang phổ từ 830 nm đến 890 nm, góc mở từ 10° đến 20°, giúp đo sự tán xạ ánh sáng của mẫu và xác định độ đục so với dung dịch chuẩn.

Chất hoạt động bề mặt: Được xác định theo phương pháp MBAS. Mẫu nước được lọc qua màng lọc 0,45 µm, phản ứng với thuốc thử xanh metylen và dung dịch chuẩn natri dodecyl sulfat (SDS). Phức xanh metylen - chất hoạt động bề mặt được chiết bằng chloroform (CHCl<sub>3</sub>) và đo độ hấp thụ quang tại bước sóng 652 nm bằng máy quang phổ (Hach DR 6000, Mỹ).

### 3. Kết quả và bàn luận

#### 3.1. Đặc điểm nước thải thô

Nghiên cứu phân tích nước thải từ các cơ sở giặt ủi công suất 100-500 kg/ngày tại TP. Hồ Chí Minh, với mẫu được lấy từ hồ thu gom từ các chu kỳ giặt-xả trong 1 mẻ. Các thông số ô nhiễm chính được đối chiếu với QCVN 40:2011/BTNMT về nước thải công nghiệp, phân biệt hai mức giới hạn: cột A (nguồn nước cấp cho mục đích sinh hoạt) và cột B (nguồn nước cấp không dùng cho mục đích sinh hoạt). Các thông số ô nhiễm chính được trình bày trong bảng 2.

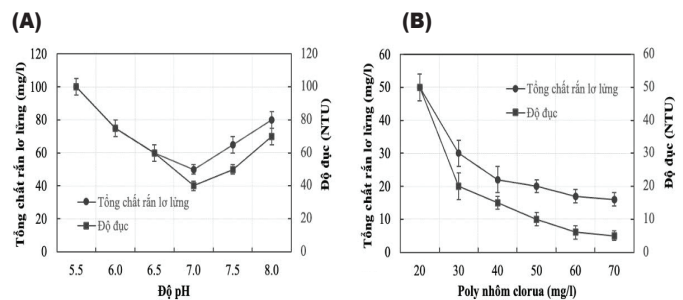
**Bảng 2. Thành phần mẫu nước thải thu thập từ hồ thu gom. Tập trung tất cả chu kỳ giặt xả của 1 mẻ từ dịch vụ giặt ủi công cộng.**

Thông số	Đơn vị	Trung bình (n=3)	QCVN 40:2011/BTNMT	
			A	B
pH	-	7,68±0,3	6-9	6-9
Nhu cầu oxy hoá học	mg/l	1150±25	75	150
Nhu cầu oxy sinh học 5 ngày	mg/l	300±5	30	50
Tổng chất rắn lơ lửng	mg/l	250±4	50	100
Độ đục	NTU	300±5	-	-
Độ màu	Pt-Co	450±8	50	150
Tổng các chất hoạt động bề mặt	mg/l	52±1,2	-	-

Kết quả cho thấy, nước thải có tính kiềm nhẹ (pH 7,68) do tương tác giữa chất tẩy rửa và nước máy trong quá trình giặt - xả. So với nước thải sinh hoạt thông thường, các thông số độ màu, độ đục và BOD<sub>5</sub> đều cao hơn đáng kể, trong đó nồng độ COD vượt 15,3 lần so với cột A và 7,7 lần so với cột B. Riêng thông số tổng chất hoạt động bề mặt do không được quy định trong QCVN 40:2011/BTNMT nên được đối chiếu với QCVN 13-MT:2015/BTNMT, kết quả cho thấy vượt tới 104 lần so với cột A và 26 lần so với cột B [22]. Nguyên nhân các chỉ số này cao là do sự tích tụ các chất hữu cơ khó phân hủy sinh học từ quần áo bẩn (như dầu mỡ, đất cát, mồ hôi) cùng với lượng lớn hóa chất tẩy rửa và dư lượng nước xả vải. Tỷ lệ BOD<sub>5</sub>/COD thấp (khoảng 0,26) càng khẳng định khả năng phân hủy sinh học kém của nước thải này, phản ánh sự hiện diện của các chất ô nhiễm khó xử lý sinh học. Kết quả này gợi ý rằng, phương pháp xử lý hóa lý có thể phù hợp hơn so với xử lý sinh học ở giai đoạn này, nhằm xử lý hiệu quả cả COD và tổng các chất hoạt động bề mặt có trong mẫu nước thải thô.

#### 3.2. Đánh giá hiệu quả của các chất keo tụ

*Poly nhôm clorua*: Hình 2 khảo sát ảnh hưởng của pH và nồng độ chất keo tụ đối với hiệu quả loại bỏ TSS và độ đục khi sử dụng phèn PAC.



**Hình 2. Khảo sát ảnh hưởng của độ pH và liều lượng chất keo tụ poly nhôm clorua đối với xử lý tổng chất rắn lơ lửng, độ đục. (A) Theo độ pH; (B) Theo liều lượng poly nhôm clorua.**

Trong hình 2A, ảnh hưởng của pH được khảo sát bằng cách sử dụng 20 mg/l PAC với sáu mức pH khác nhau từ 5,5 đến 8,0. Chọn phạm vi pH từ 5,5 đến 8 giúp bao quát hơn so với khoảng thông thường của PAC, phù hợp với pH dao động của nước thải thực tế, từ đó đánh giá toàn diện hiệu suất keo tụ và tránh bỏ sót các giá trị hiệu quả. Bước nhảy 0,5 đơn vị pH vừa đảm bảo đủ chi tiết để quan sát sự thay đổi hiệu suất, vừa đảm bảo tính so sánh với FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O.

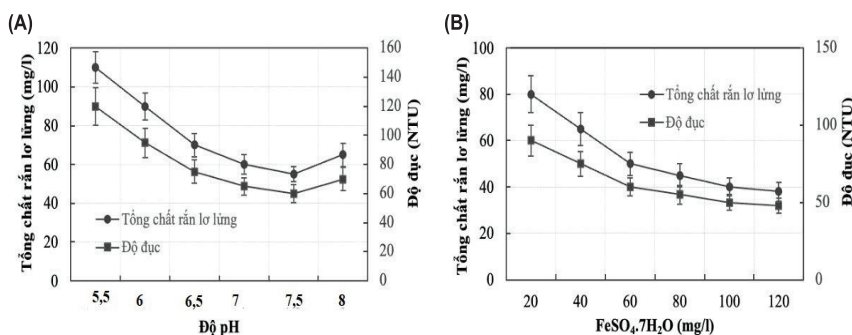
Kết quả cho thấy, khi pH tăng từ 5,5 lên 7,0, nồng độ TSS giảm từ khoảng 100 mg/l xuống còn 40 mg/l, đồng thời độ đục cũng giảm từ 100 NTU xuống còn khoảng 50 NTU. Tuy nhiên, khi pH tiếp tục tăng vượt quá 7,0, cả TSS và độ đục có dấu hiệu tăng nhẹ, chỉ ra sự suy giảm trong hiệu quả keo tụ. Kết quả thí nghiệm cho thấy, pH 7,0 là giá trị tối ưu cho quá trình keo tụ bằng PAC, phù hợp với nhiều nghiên cứu trước đó về hiệu quả xử lý nước thải bằng chất keo tụ PAC ở vùng pH trung tính [23, 24].

Khi pH được giữ ổn định ở mức tối ưu 7,0, ảnh hưởng của nồng độ PAC tiếp tục được khảo sát và trình bày trong hình 2B. Kết quả chỉ ra rằng, hiệu quả xử lý tăng lên đáng kể khi nồng độ PAC tăng từ 20 lên 60 mg/l, sau đó, sự cải thiện không còn rõ rệt. Nồng độ PAC 60 mg/l được xác định là mức tối ưu, cho thấy khả năng cân bằng giữa việc sử dụng hóa chất và hiệu quả xử lý. Tương tự các nghiên cứu trước đây, lựa chọn nồng độ 60 mg/l PAC giúp tối ưu hóa chi phí và duy trì tính ổn định của quá trình, nhờ khả năng tạo bông keo tụ đủ lớn để loại bỏ hiệu quả các tạp chất mà không gây lãng phí hóa chất hoặc tăng chi phí vận hành không cần thiết.

**FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O:** Tương tự như PAC, hình 3A mô tả ảnh hưởng của pH đến hiệu quả xử lý TSS và độ đục khi sử dụng 20 mg/l FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O ở sáu mức pH khác nhau, từ 5,5 đến 8,0. Kết quả cho thấy, pH tối ưu cho FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O là 7,5, tại đó nồng độ TSS và độ đục sau xử lý đạt giá trị thấp nhất. Trong điều kiện pH tối ưu này, ảnh hưởng của nồng độ FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O tiếp tục được khảo sát với khoảng tăng 20 mg/l, như thể hiện trong hình 3B.

Ban đầu, các nồng độ FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O được khảo sát tương tự như với PAC, với các mức tăng cách nhau 10 mg/l, tuy nhiên sau mức 60 mg/l, sự giảm của TSS và độ đục vẫn tiếp tục đáng kể. Do đó, khoảng cách nồng độ được tăng lên mỗi 20 mg/l. Kết quả cho thấy, hiệu quả xử lý tăng đáng kể khi nồng độ FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O tăng từ 20 đến 80 mg/l, nhưng sau đó hiệu quả này tăng chậm lại. Dựa theo tiêu chuẩn TCXDVN 33:2006, với nước thải có độ màu 450 Pt-Co và hàm lượng TSS 250 mg/l, liều lượng 80 mg/l được xác định là phù hợp [25]. Liều lượng này không chỉ đảm bảo hiệu quả xử lý cao mà còn tối ưu về kinh tế, nhờ giảm chi phí hóa chất và xử lý bùn thải, đồng thời đáp ứng các yêu cầu về môi trường. Vì vậy, nồng độ FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O tối ưu được xác định là 80 mg/l.

**Lựa chọn chất keo tụ tối ưu:** Kết quả trong bảng 3 cho thấy, cả PAC và FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O đều có khả năng xử lý nước thải, trong đó PAC thể hiện hiệu quả vượt trội ở hầu hết các thông số.



Hình 3. Khảo sát ảnh hưởng của độ pH và liều lượng chất keo tụ FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O đối với xử lý tổng chất rắn lơ lửng, độ đục (A) Theo độ pH; (B) Theo liều lượng FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O.

Bảng 3. Các thông số ô nhiễm của nước thải sau xử lý với liều lượng tối ưu của poly nhôm clorua và FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O tại độ pH tối ưu của mỗi chất keo tụ.

Thông số	Đơn vị	Trước xử lý	poly nhôm clorua (60 mg/l)		FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O (80 mg/l)	
			Sau xử lý	Hiệu suất (%)	Sau xử lý	Hiệu suất (%)
pH	-	7,68±0,3	6,8	-	4,5	-
Nhu cầu oxy hoá học	mg/l	1150±25	341,21±10	70,33	450,45±30	60,83
Tỷ lệ nhu cầu oxy sinh học 5 ngày/nhu cầu oxy hóa học	-	0,26±0,01	0,55±0,01	-	-	-
Tổng chất rắn lơ lửng	mg/l	250±4	17±2	93,2	45±5	82
Độ đục	NTU	300±5	6±2	98	55±6	81,67
Độ màu	Pt-Co	450±8	20±5	95,56	100±10	77,78
Tổng các chất hoạt động bề mặt	mg/l	52±1,2	10,8±1,5	79,23	16,3±2	68,64

Theo bảng 3, với liều lượng 60 mg/l ở pH 7,0, PAC đạt hiệu suất loại bỏ: COD (70,33%), TSS (93,2%), độ đục (98%), độ màu (95,56%) và tổng chất hoạt động bề mặt (79,23%). Thêm vào đó, PAC hoạt động tốt ở pH gần trung tính và yêu cầu liều lượng thấp hơn, giúp giảm chi phí hóa chất và nhu cầu điều chỉnh pH trong quá trình xử lý. Vì vậy, PAC được xác định là chất keo tụ tối ưu trong nghiên cứu này.

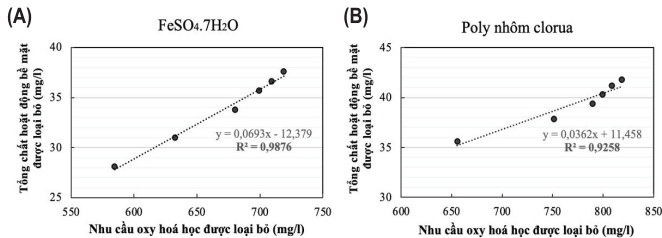
Hiệu suất vượt trội của PAC có thể được giải thích bởi các đặc điểm cấu trúc và hoạt động của nó [26]. PAC, với cấu trúc polyme phức tạp và nhiều nhóm hydroxide, tạo ra khả năng hấp phụ và keo tụ mạnh mẽ hơn so với FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O vốn có cấu trúc đơn giản hơn chủ yếu dựa vào ion Fe<sup>2+</sup>. Cấu trúc polyme của PAC không chỉ cho phép hình thành bông cặn nhanh hơn mà còn tạo ra bông cặn bền vững và ít dễ vỡ hơn so với FeSO<sub>4</sub>, vốn cần thời gian dài hơn để hình thành hydroxide và tạo bông cặn. PAC cũng hiệu quả hơn trong việc loại bỏ các chất ô nhiễm như chất hữu cơ hòa tan, chất màu và các hạt keo [27]. Ngược lại, FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O có thể hiệu quả hơn trong việc loại bỏ phosphat nhưng lại kém hơn đối với các chất ô nhiễm khác. PAC ít làm thay đổi pH của nước sau xử lý, trong khi FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O có xu hướng làm giảm pH, đòi hỏi phải điều chỉnh pH sau xử lý [23, 28]. Nước sau xử lý bằng PAC thường trong hơn do bông cặn lắng nhanh và ít tái hòa tan, trong khi FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O có thể để lại màu vàng nhạt do sắt dư.

Khi so sánh với các tiêu chuẩn của QCVN 40:2011/BTNMT về nước thải công nghiệp, nước thải sau xử lý bằng PAC đáp ứng tốt các yêu cầu của cột A đối với TSS, độ màu và độ đục. Nồng độ tổng các chất hoạt động bề mặt sau xử lý đạt 10,8 mg/l gần tiêu chuẩn cột B (10 mg/l), cho thấy hiệu quả đáng kể của quá trình xử lý đối với thông số này. Tuy nhiên, nồng độ COD vẫn ở mức cao (341,21 mg/l), vượt xa giới hạn của cột B. Mặc dù vậy, tỷ lệ

BOD<sub>5</sub>/COD đã tăng từ 0,26 trước xử lý lên 0,55 sau xử lý, chỉ ra khả năng phân hủy sinh học của nước thải đã được cải thiện đáng kể [4, 29]. Điều này gợi ý rằng, việc bổ sung phương pháp xử lý sinh học ở giai đoạn tiếp theo có thể giúp giảm nồng độ COD còn lại, đảm bảo nước thải đạt tiêu chuẩn xả thải theo quy định.

### 3.3. Mối tương quan hiệu suất loại bỏ nhu cầu oxy hóa học và tổng các chất hoạt động bề mặt

Trong nghiên cứu này, mối tương quan giữa khả năng loại bỏ COD và tổng lượng chất hoạt động bề mặt có trong nước thải thô đã được khảo sát, với kết quả được trình bày trong hình 4. Phân tích kết quả góp phần làm sáng tỏ cơ chế hoạt động của hai chất keo tụ FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O và PAC, trong quá trình xử lý nước thải.



Hình 4. Mối tương quan giữa hiệu quả loại bỏ nhu cầu oxy hoá học và chất hoạt động bề mặt khi sử dụng FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O (A) và poly nhôm clorua (B).

Hình 4A minh họa mối tương quan chặt chẽ giữa việc loại bỏ COD và tổng các chất hoạt động bề mặt khi sử dụng FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O, với hệ số xác định R<sup>2</sup>=0,9876. Kết quả này cho thấy sự tương đồng trong cơ chế loại bỏ cả hai chất ô nhiễm này. Việc sụt giảm pH (pH từ 7,5 xuống 4,5) trong quá trình keo tụ có ảnh hưởng đáng kể đến hiệu quả quá trình hấp phụ các hạt mixen mang điện tích âm (AMF), đặc biệt khi xử lý các chất hoạt động bề mặt anion [30, 31]. Như vậy, FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O hoạt động chủ yếu qua hai cơ chế cơ bản: keo tụ - kết tủa và hấp phụ, trong đó cơ chế hấp phụ có thể bao gồm quá trình hấp phụ AMF [28, 31]. Thật vậy, cation Fe<sup>2+</sup> tương tác với nước thải tạo ra các bông cặn và kết tủa, đồng thời gắn kết các hợp chất hữu cơ và hạt mixen chứa chất hoạt động bề mặt, giúp loại bỏ chúng khỏi dung dịch. Nghiên cứu của M.A. Aboulhassan và cs (2006) [32] cũng ghi nhận mối quan hệ tương tự khi sử dụng phèn sắt để loại bỏ các chất hoạt động bề mặt trong nước thải công nghiệp. Tuy nhiên, để làm rõ hơn vai trò của quá trình hấp phụ AMF trong việc loại bỏ chất hoạt động bề mặt từ nước thải dịch vụ giặt ủi công cộng khi sử dụng phèn sắt, cần thực hiện thêm các nghiên cứu bổ sung.

Đối với PAC (hình 4B), mối tương quan giữa việc loại bỏ COD và tổng các chất hoạt động bề mặt không mạnh mẽ bằng so với FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O. COD là chỉ số tổng hợp phản ánh sự hiện diện của nhiều hợp chất hữu cơ khác nhau trong nước thải, trong khi tổng chất hoạt động bề mặt chỉ đại diện cho một nhóm hợp chất cụ thể. Sự đa dạng của các hợp chất hữu cơ trong nước thải có thể dẫn đến sự không đồng nhất trong hiệu quả xử lý của PAC [33]. Tuy nhiên, với giá trị R<sup>2</sup>=0,93, PAC vẫn cho thấy mối quan hệ chặt chẽ giữa việc loại bỏ đồng thời COD và tổng chất hoạt động bề mặt. Tương tự FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O, PAC cũng tham gia quá trình hấp phụ các hạt mixen thông qua sự liên kết giữa các cation và hạt này. Quá trình

này không chỉ làm giảm lực đẩy tĩnh điện giữa các hạt mà còn thúc đẩy sự kết tụ của các hợp chất hữu cơ và chất hoạt động bề mặt, tạo thành cụm bông dễ dàng tách ra khỏi dung dịch nước thải [34, 35].

## 4. Kết luận

Phương pháp keo tụ - tạo bông đã chứng minh hiệu quả trong xử lý nước thải dịch vụ giặt ủi công cộng, loại nước thải có nồng độ COD và chất hoạt động bề mặt cao. Thí nghiệm Jarrest cho thấy PAC, ở pH 7 và liều lượng 60 mg/l, có hiệu suất vượt trội hơn FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O. Hiệu suất xử lý các thông số như độ màu, độ đục, TSS và COD lần lượt đạt 95,56, 96,67, 92,0 và 79,23%. Mặc dù COD sau xử lý vẫn cao, PAC đã giảm đáng kể các hợp chất hữu cơ khó phân hủy và cải thiện tỷ lệ BOD<sub>5</sub>/COD, tạo điều kiện thuận lợi cho quá trình xử lý sinh học tiếp theo. Mối tương quan R<sup>2</sup>=0,93 giữa việc loại bỏ COD và chất hoạt động bề mặt cho thấy, quá trình hấp phụ hạt mixen đóng vai trò quan trọng trong việc giảm các chất hữu cơ khó phân hủy. Nghiên cứu cũng đã phân loại nước thải dịch vụ giặt ủi công cộng vào nhóm nước thải công nghiệp và xử lý theo QCVN 40:2011/BTNMT. Điều này giúp tăng cường hiệu quả quản lý và kiểm soát chất lượng nước thải từ các cơ sở giặt ủi chuyên nghiệp và bền vững hơn. Tuy nhiên, khi chuyển từ quy mô phòng thí nghiệm sang hệ thống xử lý thực tế, cần chú trọng điều chỉnh thời gian lưu nước (HRT), kiểm soát pH và liều lượng hóa chất, cũng như quản lý bùn thải phát sinh. Với sự tối ưu hóa các yếu tố vận hành, phương pháp keo tụ - tạo bông sử dụng PAC là giải pháp khả thi và kinh tế cho các cơ sở dịch vụ giặt ủi công cộng.

## TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] T. Tuc (2023), "Laundry service market in Vietnam: Scale over 205 million USD, growing 6% annually, far exceeding the Asian average", *Markettimes*, <https://markettimes.vn/thi-truong-giat-la-ho-tai-viet-nam-quy-mo-hon-205-trieu-usd-tang-6-nam-vuot-xa-muc-trung-binh-chau-a-39349.html>, accessed 15 June 2024 (in Vietnamese).
- [2] J.K. Braga, M.B.A. Varesche (2014), "Commercial laundry water characterisation", *American Journal of Analytical Chemistry*, **5**(1), pp.8-11, DOI: 10.4236/ajac.2014.51002.
- [3] B. Le (2019), "Two laundry facilities discovered discharging waste into the environment", *Journal of Ho Chi Minh City Police*, [https://congan.com.vn/an-ninh-kinh-te/phot-hien-xu-ly-nhieu-cong-ty-xa-thai-gay-o-nhiem\\_68301.html](https://congan.com.vn/an-ninh-kinh-te/phot-hien-xu-ly-nhieu-cong-ty-xa-thai-gay-o-nhiem_68301.html), accessed 1 August 2024 (in Vietnamese).
- [4] L.H. Viet, T.P. Binh, M.T. Hau, et al. (2017), "Study on operation parameters of combined process on coagulation-flocculation and Fenton to treat printing factory wastewater", *CTU Journal of Science*, **1**, pp.162-172, DOI: 10.22144/ctu.jsi.2017.043 (in Vietnamese).
- [5] N.Q. Quyen, V.D. Thao, D.T.T. Linh (2018), "Research on wastewater treatment from the paper production by flocculation in combination with advanced oxidation", *LQDTU Journal of Science & Technique*, **13**(4), pp.3-10, DOI: 10.56651/lqdtu.jsi.v13.n4 (in Vietnamese).
- [6] A. Karam, E.S. Bakhom, K. Zaher (2021), "Coagulation/flocculation process for textile mill effluent treatment: Experimental and numerical perspectives", *International Journal of Sustainable Engineering*, **14**(5), pp.983-995, DOI: 10.1080/193970382020.1842547.
- [7] S.K. Bhagat, T. Tiyashal, D.N. Bekele (2018), "Economical approaches for the treatment and reutilization of laundry wastewater - A review", *Journal of Industrial Pollution Control*, **34**(2), pp.2164-2178.

- [8] J. Luo, X. Jin, Y. Wang, et al. (2022), “Advanced treatment of laundry wastewater by electro-hybrid ozonation-coagulation process: Surfactant and microplastic removal and mechanism”, *Water*, **14**(24), pp.1-5, DOI: 10.3390/w14244138.
- [9] M.P. Kavvalakis, E.G. Dialynas, G.E. Dialynas (2016), “Advanced treatment of laundry wastewater with coagulation and flocculation”, [https://www.dialynas.com/newsite/wp-content/uploads/2016/09/SWWS2016\\_DIALYNAS\\_paperdraft.pdf](https://www.dialynas.com/newsite/wp-content/uploads/2016/09/SWWS2016_DIALYNAS_paperdraft.pdf), accessed 15 October 2024.
- [10] E.P. Melián, D.E. Santiago, E.León, et al. (2023), “Treatment of laundry wastewater by different processes: Optimization and life cycle assessment”, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **11**(2), pp.1-3, DOI: 10.1016/j.jece.2023.109302.
- [11] Ministry of Natural Resources and Environment (2011), *National Technical Regulation QCVN 40:2011/BTNMT Dated December 28, 2011 on Industrial Wastewater* (in Vietnamese).
- [12] G.T. Seo, T.S. Lee, B.H. Moon, et al. (2001), “Ultrafiltration combined with ozone for domestic laundry wastewater reclamation and reuse”, *Water Science and Technology: Water Supply*, **1**(5-6), pp.387-389, DOI: 10.2166/ws.2001.0138.
- [13] T. Ramcharan, A. Bissessur (2017), “Electrocoagulative and biological treatment of laundry wastewater”, *Biological Wastewater Treatment and Resource Recovery*, pp.182-189, DOI: 10.5772/67525.
- [14] M. Pivokonský, K. Novotná, L. Čermáková, et al. (2022), *Jar Tests for Water Treatment Optimisation: How to Perform Jar Tests - A Handbook*, IWA Publishing, pp.15-36, DOI: 10.2166/9781789062694\_0015.
- [15] Ministry of Science and Technology (1995), *National Technical Standard TCVN 5999:1995 Dated October 10, 1995 on Water Quality - Sampling - Guidance on Sampling of Waste Water* (in Vietnamese).
- [16] Ministry of Science and Technology (2016), *National Technical Standard TCVN 6663-3:2016 Dated December 30, 2016 on Water Quality - Sampling - Part 3: Guidance on The Preservation and Handling of Water Samples* (in Vietnamese).
- [17] Ministry of Science and Technology (2011), *National Technical Standard TCVN 6492:2011 Dated November 11, 2011 on Water Quality- Determination of pH* (in Vietnamese).
- [18] W.C. Lipps, E.B. Braun-Howland, T.E. Baxter (2023), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (24<sup>th</sup> Ed.)*, Washington DC: APHA Press: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 733pp.
- [19] Ministry of Science and Technology (2021), *National Technical Standard TCVN 6001-1: 2021 Dated December 30, 2021 on Water Quality - Determination of Biochemical Oxygen Demand After n Days (BOD<sub>n</sub>) - Part 1: Dilution and Seeding Method with Allylthiourea Addition* (in Vietnamese).
- [20] Ministry of Science and Technology (2000), *National Technical Standard TCVN 6625:2000 Dated December 31, 1999 on Water Quality-Determination Suspended Solids by Filtration Through Glass-Fibre* (in Vietnamese).
- [21] Ministry of Science and Technology (2020), *National Technical Standard TCVN 12402-1: 2020 Dated December 31, 2020 on Water Quality-Determination of Turbidity - Part 1: Quantitative Method* (in Vietnamese).
- [22] Ministry of Natural Resources and Environment (2015), *National Technical Regulation QCVN 13-MT:2015/BTNMT Dated March 31, 2015 on The Effluent of Textile Industry* (in Vietnamese).
- [23] T.Z. Mahmudabadi, A.A. Ebrahimi, H. Eslami, et al. (2018), “Optimization and economic evaluation of modified coagulation-flocculation process for enhanced treatment of ceramic-tile industry wastewater”, *AMB Express*, **8**, DOI: 10.1186/s13568-018-0702-4.
- [24] J. Duan, J. Gregory (2003), “Coagulation by hydrolysing metal salts”, *Advances in Colloid and Interface Science*, **100-102**, pp.490-502, DOI: 10.1016/S0001-8686(02)00067-2.
- [25] Ministry of Construction (2006), *Technical Construction Standard TCXDVN 33:2006 Dated on March 17, 2006 on Water Supply - Distribution System and Facilities Design Standard* (in Vietnamese).
- [26] B.Y. Gao, Y.B. Chu, Q.Y. Yue, et al. (2005), “Characterization and coagulation of a polyaluminum chloride (PAC) coagulant with high Al13 content”, *Journal of Environmental Management*, **76**(2), pp.143-147, DOI: 10.1016/j.jenvman.2004.12.006.
- [27] S.O. Nti, R. Buamah, J. Atebiya (2021), “Polyaluminium chloride dosing effects on coagulation performance: Case study, Barekese, Ghana”, *Water Practice and Technology*, **16**(4), pp.1215-1223, DOI: 10.2166/wpt.2021.069.
- [28] X. Liu, N. Graham, T. Liu, et al. (2021), “A comparison of the coagulation performance of PAFC and FeSO<sub>4</sub> for the treatment of leach liquor from Stevia processing”, *Separation and Purification Technology*, **255**, pp.5-8, DOI: 10.1016/j.seppur.2020.117680.
- [29] F.A. Momani, E. Touraud, J.R.D. Dumas, et al. (2002), “Biodegradability enhancement of textile dyes and textile wastewater by VUV photolysis”, *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, **153**(1-3), pp.191-197, DOI: 10.1016/S1010-6030(02)00298-8.
- [30] F.I.T. Alesson, S.T. Hall, N.P. Hankins, et al. (2002), “Flocculation of SDS micelles with Fe<sup>3+</sup>”, *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, **204**(1-3), pp.87-91, DOI: 10.1016/S0927-7757(01)01112-8.
- [31] M.S. Hossain, F. Omar, A.J. Asis, et al. (2019), “Effective treatment of palm oil mill effluent using FeSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O waste from titanium oxide industry: Coagulation adsorption isotherm and kinetics studies”, *Journal of Cleaner Production*, **219**, pp.90-97, DOI: 10.1016/j.jclepro.2019.02.069.
- [32] M.A. Aboulhassan, S. Souabi, A. Yaacoubi, et al. (2006), “Removal of surfactant from industrial wastewaters by coagulation flocculation process”, *International Journal of Environmental Science & Technology*, **3**(4), pp.330-332, DOI: 10.1007/BF03325941.
- [33] Y. Liu, L. Zhu (2017), “Enhanced treatment of dispersed dye-production wastewater by self-assembled organobentonite in a one-step process with poly-aluminium chloride”, *Scientific Reports*, **7**(1), pp.8-9, DOI: 10.1038/s41598-017-07333-2.
- [34] P. Paton, F.I.T. Alesson (1998), “Colloidal flocculation of micellar solutions of anionic surfactants”, *Journal of Surfactants and Detergents*, **1**(3), pp.399-402, DOI: 10.1007/s11743-998-0042-2.
- [35] M. Porras, F.I. Talens (2000), “Removal of 2,4-D from aqueous solutions by micellar flocculation with  $\alpha$ -Olefin sulfonates”, *Separation Science and Technology*, **35**(12), pp.1973-1978, DOI: 10.1081/SS-100100631.