

NGHIÊN CỨU XỬ LÝ PHENOL TRONG NƯỚC THẢI THÔNG QUẢ GỐC PERSULFATE HOẠT HOÁ BỞI BỨC XẠ CỰC TÍM

LUÂN NHẬT HUY^{*a}, TRẦN THỊ LOAN^b

^a Viện Khoa học Công nghệ và Quản lý Môi trường, Đại học Công nghiệp Thành phố Hồ Chí Minh

^b Khoa Bảo hộ Lao động và Môi trường, Trường Cao đẳng Kỹ nghệ II

* Tác giả liên hệ: luannhathuy@juh.edu.vn

DOIs: <https://www.doi.org/10.46242/jstiuh.v80i2.5895>

Tóm tắt: Nghiên cứu xử lý phenol trong nước thải thông qua gốc persulfate hoạt hóa bởi bức xạ cực tím được thực hiện với mục tiêu đánh giá khả năng ứng dụng phương pháp vào việc xử lý nước thải và xác định các thông số quan trọng cho quá trình xử lý. Đây là một phương pháp xử lý nước thải tiên tiến dựa trên việc sử dụng bức xạ năng lượng UV để kích hoạt gốc persulfate sản sinh ra gốc sulfate tự do ($\text{SO}_4^{\cdot-}$) với thế oxy hóa cao (2.6 eV) và khả năng phân hủy không chọn lọc các chất ô nhiễm trong môi trường nước, thông qua việc phá vỡ các liên kết hóa học, biến đổi chúng thành các sản phẩm không độc hại hoặc ít độc hại hơn. Để đánh giá hiệu quả của quá trình xử lý, hiệu suất phân hủy phenol được ghi nhận và hằng số tốc độ phản ứng tại các điều kiện khảo sát được tính toán thông qua mô hình động học bậc một (Pseudo-first-order kinetic model). Kết quả của nghiên cứu cho thấy đây là phương pháp này có tính khả thi và phù hợp để xử lý nước thải nhiễm phenol (hiệu suất phân hủy đạt 99.2%, ở nồng độ phenol 40 mg/L). Kết quả nghiên cứu cũng chỉ ra các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình phân hủy phenol bao gồm nồng độ Natri persulfate, giá trị pH của dung dịch và nồng độ phenol ban đầu. Cụ thể, nồng độ Natri persulfate tỷ lệ thuận với hiệu suất xử lý và nồng độ phenol ban đầu ảnh hưởng lớn đến hiệu quả và thời gian xử lý. Giá trị pH trong khoảng acid - trung tính thích hợp cho việc chuyển hóa gốc persulfate thành $\text{SO}_4^{\cdot-}$, từ đó thúc đẩy quá trình phân hủy phenol.

Từ khóa: Phenol, oxy hóa nâng cao, persulfate, gốc $\text{SO}_4^{\cdot-}$, mô hình động học bậc một, bức xạ cực tím.

1 GIỚI THIỆU

Sự phát triển công nghiệp và đô thị tạo ra nhiều tác động tiêu cực lên hệ sinh thái toàn cầu. Việc giải quyết vấn đề ô nhiễm môi trường nước từ các nguồn nước thải là một thách thức lớn tại nhiều quốc gia. Một số báo cáo khoa học chỉ ra rằng, chỉ có khoảng 50 % dân số thế giới có thể tiếp cận với các nguồn nước an toàn để sử dụng [1]. Ô nhiễm nguồn nước chủ yếu phát sinh từ các hoạt động sinh hoạt, nông nghiệp và công nghiệp, trong đó hoạt động sản xuất công nghiệp được xem là nguyên nhân chính. Nước thải ô nhiễm không chỉ ảnh hưởng đến sức khỏe con người mà còn gây ra những hậu quả nghiêm trọng đối với hệ động, thực vật. Theo nhiều nghiên cứu, thành phần nước thải công nghiệp có chứa nhiều chất ô nhiễm như kim loại nặng, các chất độc hóa học (thuốc diệt cỏ, thuốc trừ sâu, thuốc tăng trưởng) và các chất hữu cơ khó phân hủy ở dạng mạch vòng, ví dụ như phenol, một chất hữu cơ phổ biến trong nước thải các ngành sản xuất. Hoạt động công nghiệp sản xuất hóa chất, nhựa, hóa mỹ phẩm tiêu thụ một lượng lớn phenol [2-4]. Do đó, nước thải phát sinh từ các loại hình công nghiệp này thường chứa một lượng đáng kể phenol nếu như không được xử lý hiệu quả [5]. Điều này dẫn đến các tác động nghiêm trọng đối với các nguồn nước tiếp nhận. Trong môi trường nước, phenol không chỉ khó phân hủy mà còn tích tụ sinh học, gây ra những hậu quả tức thì hoặc lâu dài đối với con người và các thủy sinh vật [6]. Theo kết quả của nhiều nghiên cứu, phenol có độc tính cao với loài thủy sinh, ngay cả ở nồng độ rất thấp [7]. Nghiên cứu cũng chỉ ra rằng, phenol gây tổn thương mô và rối loạn chức năng sinh lý ở cá và chim thông qua chuỗi thức ăn [8]. Sự hiện diện của phenol trong các nguồn nước mặt có thể ức chế hoạt động của các vi sinh vật, từ đó làm chậm quá trình phân hủy sinh học của các thành phần hữu cơ khác, gây ô nhiễm môi trường nước [9]. Đối với con người, phenol và các hợp chất phenolic có thể dễ dàng thâm nhập qua da thông qua sự hấp thụ bề mặt hoặc thâm nhập thông qua đường tiêu hóa [10]. Trong cơ thể, phenol có thể trải qua nhiều phản ứng sinh-hóa và chuyển đổi thành các dạng trung gian, đặc biệt là quinone moi-eties, có thể dễ dàng hình thành liên kết cộng hóa trị với protein, gây độc cho tế bào [11]. Bisphenol A và một số alkylphenol đã được xác định là có tác dụng phá vỡ nội tiết tố bằng cách thay đổi sự phát triển của tuyến vú ở người tiếp xúc [12]. Chính vì vậy, WHO và tổ chức Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (EPA) đã đặt ra các

giới hạn nghiêm ngặt đối với nồng độ phenol trong nước nhằm kiểm soát chất lượng nguồn nước, bảo vệ sức khỏe cộng đồng và hệ sinh thái. Do đó, việc loại bỏ phenol trong nước thải là vô cùng cần thiết. Để giải quyết vấn đề nước thải ô nhiễm phenol, nhiều giải pháp xử lý đã được đề xuất như phương pháp hóa lý, bao gồm các công nghệ hấp phụ [13], keo tụ [14] và các giải pháp phân hủy sinh học [15,16]. Các phương pháp này tuy đạt được hiệu quả nhất định trong việc loại bỏ phenol nhưng cũng bộc lộ một số hạn chế, điển hình như quá trình hấp phụ về bản chất chỉ có thể cố định một lượng phenol nhất định trong vật liệu mà không thể phân hủy. Bên cạnh đó quá trình giải hấp phức tạp, tiêu thụ nhiều hóa chất và năng lượng. Hấp phụ phenol (25 mg/L) bằng vật liệu than hoạt tính (800 mg/L) có nguồn gốc từ bã trà xanh chỉ đạt hiệu suất 53 % sau 1.0 giờ phản ứng [17]. Quá trình keo tụ không chỉ tiêu tốn nhiều hóa chất mà còn phát sinh bùn thải và đòi hỏi chi phí vận hành cao. Tuy vậy, hiệu suất loại bỏ phenol bằng quá trình keo tụ khá thấp vì phenol tồn tại chủ yếu ở dạng hòa tan (không keo), nên hầu như không bị lôi cuốn vào bông keo tụ. Báo cáo của Thomas và cộng sự, 2018 đã chứng minh hiệu suất loại bỏ phenol thấp bằng quá trình keo tụ khi chỉ đạt xấp xỉ 7.9 % [18]. Phương pháp xử lý sinh học nhìn chung ít được ưa chuộng do thời gian xử lý kéo dài và đòi hỏi các điều kiện phức tạp cho sự phát triển của các vi sinh. Hơn thế nữa, phenol là hợp chất độc có khả năng ức chế enzyme và phá hủy màng tế bào, từ đó có thể tiêu diệt hoặc làm giảm hoạt tính vi sinh vật trong hệ xử lý sinh học [19].

Những năm gần đây các công nghệ xử lý nước thải tiên tiến được áp dụng rộng rãi để xử lý các chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy như các quá trình Fenton [20], ozone [21], và các phương pháp oxy hóa nâng cao (AOPs) sử dụng các vật liệu xúc tác [22,23]. Điểm nổi bật của các quá trình này so với các công nghệ xử lý truyền thống bao gồm (i) nhu cầu tiêu thụ hóa chất thấp, (ii) thời gian xử lý nhanh và (iii) hiệu quả xử lý cao, đặc biệt đối với các chất ô nhiễm có cấu trúc hóa học phức tạp, khả năng phân hủy sinh học thấp và khó xử lý. Tuy vậy các phương pháp này cũng tồn tại một số hạn chế như nhu cầu năng lượng cao, vật liệu xúc tác dễ giảm hoạt tính hoặc đòi hỏi chi phí cao để chế tạo (như bảng 1). Là một đại diện của các giải pháp oxy hóa nâng cao, quá trình persulfate phân hủy các chất hữu cơ hoạt động dựa trên sự tương tác của các gốc oxy hóa mạnh sulfate ($SO_4^{\cdot-}$) sinh ra từ quá trình kích hoạt persulfate ($S_2O_8^{2-}$) bởi các kim loại chuyển tiếp hoặc năng lượng dưới dạng nhiệt, sóng siêu âm và tia cực tím (UV) [24,25]. Việc sử dụng các kim loại chuyển tiếp (transition metals) như Fe^{2+} và Co^{2+} dẫn đến quá trình oxy hóa $S_2O_8^{2-}$ với một electron từ kim loại tạo ra một gốc $SO_4^{\cdot-}$ duy nhất (phương trình 1) [26]. Tuy nhiên phương pháp này có thể tạo ra các vấn đề ô nhiễm thứ cấp từ bùn thải chứa kim loại. Quá trình hoạt hóa $S_2O_8^{2-}$ bằng nhiệt năng tuy cho hiệu quả sinh $SO_4^{\cdot-}$ cao (phương trình 2), nhưng đòi hỏi nhiệt độ kích hoạt $>70^{\circ}C$. Có thể thấy phương pháp này tiêu tốn nhiều năng lượng cho quá trình gia nhiệt và giải nhiệt, do đó khó áp dụng ở quy mô lớn. Các dạng bức xạ điện từ khác như sóng siêu âm tuy có thể cung cấp năng lượng cho anion $S_2O_8^{2-}$ dẫn đến sự hình thành gốc $SO_4^{\cdot-}$ tuy nhiên kết quả của quá trình thường không cao do nguồn năng lượng kích hoạt thấp. Trong số các tác nhân kích hoạt nêu trên, bức xạ UV được xem là một trong những giải pháp tiếp cận hiệu quả và thân thiện với môi trường nhất do không phát sinh bùn thải nguy hại và không yêu cầu điều kiện vận hành phức tạp. Dưới tác động của bức xạ UV, anion $S_2O_8^{2-}$ hấp thụ photon có bước sóng ngắn (256 nm), dẫn đến liên kết peroxide trong phân tử $S_2O_8^{2-}$ bị phá vỡ và giải phóng hai gốc $SO_4^{\cdot-}$ tự do (phương trình 3). Đây là tác nhân oxy hóa mạnh với thế oxy hóa cao (2.6 eV) (bảng 2), có khả năng tấn công vào các phân tử hữu cơ trong môi trường nước thông qua cơ chế trừ electron (chuyển hóa electron), tách nguyên tử hydro hoặc phản ứng với liên kết π , giúp phá vỡ cấu trúc phân tử hoặc tiến tới quá trình khoáng hóa hoàn toàn các tác nhân này thành CO_2 , H_2O và các sản phẩm vô cơ khác.

Vì vậy nghiên cứu xử lý phenol trong nước thải thông qua gốc persulfate hoạt hóa bởi bức xạ cực tím được thực hiện với mục tiêu đánh giá tính khả năng phân hủy phenol và các yếu tố ảnh hưởng đến quá trình (như pH, nồng độ natri persulfate, nồng độ phenol ban đầu). Điểm nổi bật của nghiên cứu là việc sử dụng năng lượng ánh sáng trong vùng cực tím để kích hoạt sự sản sinh các gốc $SO_4^{\cdot-}$ tự do với thế oxy hóa cao, có khả năng phân hủy các chất ô nhiễm hữu cơ một cách hiệu quả và thân thiện với môi trường.

Bảng 1. Một số công nghệ oxy hóa nâng cao

Công nghệ	Ưu điểm	Nhược điểm	Trích dẫn
Công nghệ điện hóa	Hiệu quả xử lý cao đối với các chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy; Không hoặc ít sử dụng các loại hóa chất phụ trợ; Có thể điều	Chi phí năng lượng cao; Quá trình chế tạo điện cực phức tạp, đắt tiền; Điện cực dễ bị giảm hoặc mất hoạt tính khi nồng độ chất ô nhiễm cao hoặc dung dịch chứa nhiều tạp	[27]

	chính các thông số xử lý dễ dàng; Ít phát sinh bùn thải.	chất; Có thể sinh ra nhiều sản phẩm phụ có hại	
Quá trình Fenton	Hiệu quả cao trong phân hủy các hợp chất hữu cơ khó phân hủy sinh học; Tốc độ phản ứng nhanh, khả năng ứng dụng cao; Có thể kết hợp với các phương pháp khác (UV, điện hóa, quang xúc tác) để nâng cao hiệu quả	Tạo nhiều bùn sắt (Fe(OH) ₃); Đòi hỏi môi trường pH thấp; Chi phí vận hành cao do cần bổ sung hóa chất và kiểm soát pH; Không hiệu quả với một số chất vô cơ hoặc hợp chất có khả năng ức chế phản ứng Fenton	[28]
Quá trình Ozone	Có khả năng phân hủy nhiều hợp chất hữu cơ và vô cơ độc hại; Không phát sinh bùn thải thứ cấp; Không phát sinh O ₃ tồn dư sau xử lý;	Chi phí đầu tư và vận hành cao; Giảm hiệu quả khi nước thải có nồng độ chất hữu cơ hoặc độ đục cao; Nguy cơ tạo sản phẩm phụ độc hại khi có Br ⁻ trong nước;	
Công nghệ Quang xúc tác	Có khả năng phân hủy triệt để các chất ô nhiễm hữu cơ, kể cả hợp chất bền vững; Không cần thêm hóa chất phụ, thân thiện môi trường; Điều kiện vận hành đơn giản (nhiệt độ, áp suất thấp); Vật liệu xúc tác có thể tái sử dụng.	Hiệu suất thấp dưới ánh sáng khả kiến (đa số xúc tác chỉ hấp thụ bức xạ UV); Tốc độ phản ứng chậm, cần thời gian chiếu sáng dài; Chi phí năng lượng cao; Quá trình tổng hợp/chế tạo chất xúc tác khá phức tạp; Khó thu hồi chất xúc tác sau phản ứng.	[29]
Công nghệ Vi sóng	Hiệu quả xử lý cao, có khả năng phá vỡ cấu trúc các hợp chất hữu cơ bền; Có thể kết hợp với các chất oxy hóa (H ₂ O ₂ , persulfate, TiO ₂) để tạo hiệu ứng cộng hưởng; Ít phát sinh chất thải thứ cấp, thân thiện môi trường	Chi phí đầu tư thiết bị vi sóng tương đối cao; Tiêu tốn nhiều năng lượng; Có thể làm tăng nhiệt độ dung dịch.	[30]
Quá trình Quang phân	Sử dụng năng lượng ánh sáng (tự nhiên hoặc nhân tạo), thân thiện môi trường; Phù hợp cho xử lý các hợp chất độc hại ở nồng độ thấp; Không tạo bùn thải thứ cấp, hạn chế ô nhiễm thứ phát	Hiệu suất phụ thuộc mạnh vào cường độ và bước sóng ánh sáng; Hiệu quả xử lý thấp, một số hợp chất có thể chỉ bị biến đổi chứ không bị khoáng hóa hoàn toàn.	[31]



Bảng 2. Thế oxy hóa của một số tác nhân oxy hóa điển hình [39]

Tác nhân oxy hóa	Thế oxy hóa (eV)
Fluorine [F ₂]	3.0
Hydroxyl radical [HO [•]]	2.8
Sulfate radical [SO ₄ ^{• -}]	2.5 – 3.1
Ozone [O ₃]	2.1
Persulfate [S ₂ O ₈ ²⁻]	2.1
Peroxymonosulfate [HSO ₅ ⁻]	1.8
Hydrogen peroxide [H ₂ O ₂]	1.8
Permanganate [MnO ₄ ⁻]	1.7
Chlorine dioxide [ClO ₂]	1.5

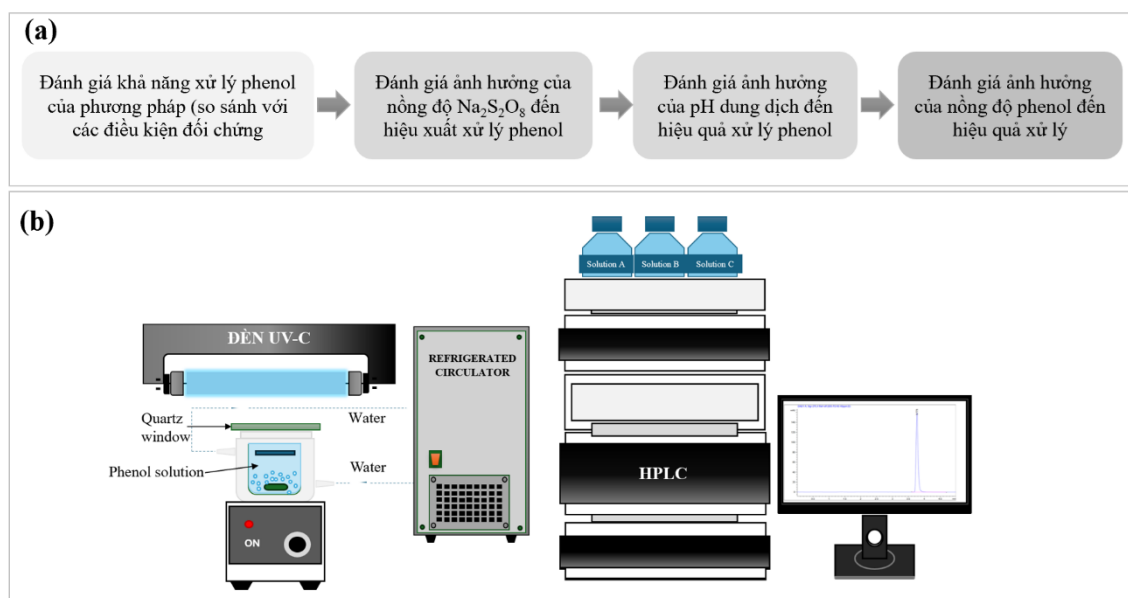
2 NGUYÊN LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1 Nguyên vật liệu

Các hóa chất sử dụng cho nghiên cứu bao gồm Phenol (99%), $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (98%), HCl (37%), NaOH (99.5%), $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (97%) và Acetonitrile (HPLC grade) được mua từ Sigma-Aldrich. Nước cất sử dụng cho việc pha chế hoá chất được làm sạch bằng thiết bị Water Purification System để đảm bảo chất lượng nước sau xử lý đạt điện trở là 18.2 M Ω . Tất cả các dung dịch gốc của hóa chất được chứa trong bình tối màu và trữ lạnh để tránh sự biến đổi tính chất.

2.2 Thí nghiệm phân hủy phenol

Thí nghiệm phân hủy phenol được thực hiện ở 25°C, trong vòng 90 phút. Trước khi tiến hành thí nghiệm, dung dịch phenol ở các nồng độ khác nhau (20 – 80 mg/L) được pha từ dung dịch gốc có nồng độ 1000 mg/L. Đối với nguồn cung cấp $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ cho quá trình xử lý, $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ (sau đây gọi tắt là NPS) là hóa chất được lựa chọn, theo đó NPS được thêm vào dung dịch phenol để đạt được các nồng độ khác nhau (5.0 – 50 mM). Dung dịch phenol có thể tích 100 mL được rót vào cốc phản ứng và đậy kín bằng đĩa thạch anh (loại JGS1, Đài Loan) có đường kính 20 cm để đảm bảo toàn bộ bức xạ UV không bị hấp thụ hoặc phản xạ bởi vật chắn và ngăn sự bay hơi trong suốt quá trình phản ứng. Dung dịch được khuấy trộn liên tục bằng thiết bị khuấy từ với tốc độ 300 vòng/phút. Cốc phản ứng được đặt dưới nguồn bức xạ UV (Đèn UV 36W, TUV, PL-L, Philips) với khoảng cách cố định là 20 cm. Trong suốt thời gian phản ứng, mẫu dung dịch phenol (1.0 ml) được lấy và được lọc qua đầu lọc PES Syringe Filter có đường kính 13 mm và kích thước lỗ lọc 0.22 μm trước khi tiến hành xác định nồng độ phenol và tính toán hiệu suất xử lý (H). Quá trình lọc mẫu được thực hiện để loại bỏ hoàn toàn các thành phần không tan (nếu có) trong dung dịch, đảm bảo an toàn cho cột sắc ký. Đầu lọc PES Syringe Filter đã được thực nghiệm xác nhận không hấp phụ phenol trong dung dịch. Tất cả thí nghiệm được lặp lại 02 lần để đảm bảo độ tin cậy của dữ liệu, giá trị trung bình của dữ liệu được tính toán và báo cáo. Quá trình thực hiện thí nghiệm và sơ đồ bố trí thí nghiệm được trình bày như Hình 2a và b.

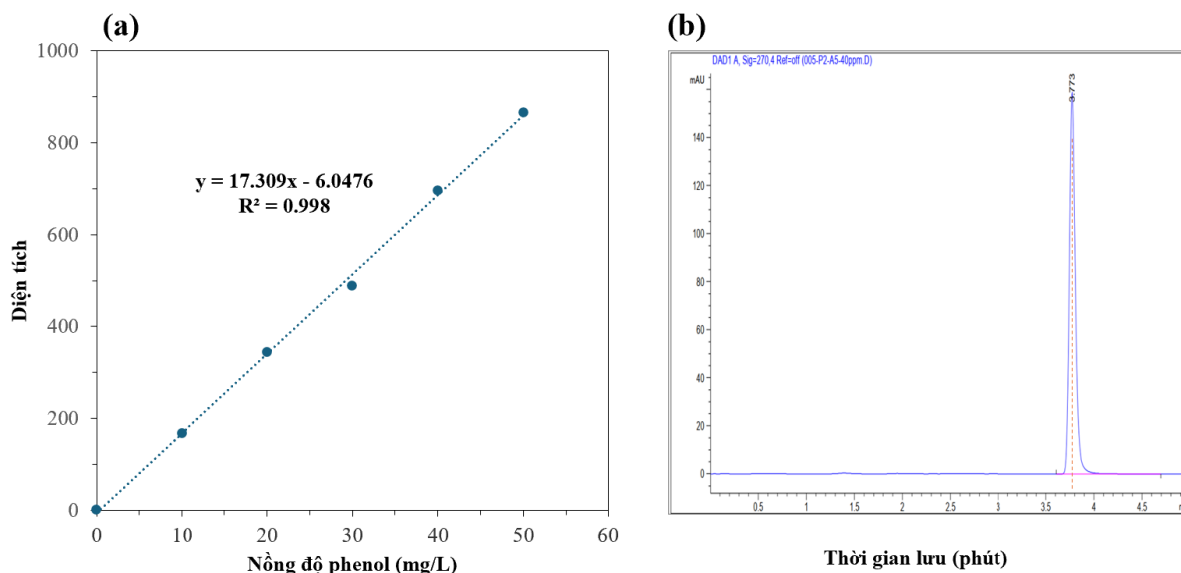


Hình 1: Quy trình thực hiện thí nghiệm (a) và sơ đồ bố trí thí nghiệm xử lý phenol (b)

2.3 Phương pháp xác định nồng độ phenol

Sự thay đổi nồng độ phenol trong thí nghiệm được xác định bằng thiết bị sắc ký lỏng hiệu năng cao (HPLC Agilent, 1260 Infinity LC System, Agilent Technologies, Đức) kết nối với bộ phận UV/Vis detector. Cột sắc ký lỏng được sử dụng là cột C18 (InertSustain C18, 5 μ M (4.6 μ m x 250 mm) với nhiệt độ vận hành của cột là 40°C. Pha động cho quá trình phân tích phenol có thành phần gồm dung dịch ammonium acetate (20 mM) và acetonitrile (HPLC grade) ở tỷ lệ 1:1 (theo thể tích). Pha động được bơm qua cột với lưu lượng 1.0 ml/phút. Mẫu dung dịch phenol được hệ thống lấy mẫu tự động hút với thể tích cố định là 10 μ L/mẫu. Đỉnh đặc trưng của phenol được ghi nhận ở bước sóng 270 nm. Đường chuẩn dung dịch phenol được chuẩn bị ở các nồng độ (0 - 50 mg/L). Thông qua sắc ký đồ, diện tích (Area) của đỉnh đặc trưng phenol ở thời gian lưu (Retention time) 3.77 phút được xác định và đồ thị đường chuẩn của dung dịch phenol được thành lập với giá trị R^2 là 0.998. Đồ thị đường chuẩn (Hình 3) thể hiện mối quan hệ tuyến tính giữa nồng độ phenol và diện tích của đỉnh đặc trưng thu được kết quả từ sắc ký đồ. Phương trình đường chuẩn $y = 17.309x - 6.0476$ được dùng để xác định nồng độ phenol trong các mẫu thử thuộc khoảng 0 - 50 mg/L thông qua công thức (4)

$$x = \frac{A + 6.0476}{17.309} \quad (4)$$



Hình 2: Đồ thị đường chuẩn phenol (a) và sắc ký đồ của phenol (b)

2.4 Phương pháp xác định hằng số tốc độ phản ứng

Động học và hằng số tốc độ phản ứng là những thông số đánh giá hiệu quả tổng thể của quá trình phân hủy phenol. Mô hình động học bậc 1 (Pseudo-first-order kinetic model) được sử dụng để xác định động học của quá trình phân hủy phenol, theo công thức (5), (6).

$$\frac{-d[C]}{dt} = k_{obs} \times [C] \quad (5)$$

$$\ln \frac{[C_0]}{[C]} = k_{obs} \times t \quad (6)$$

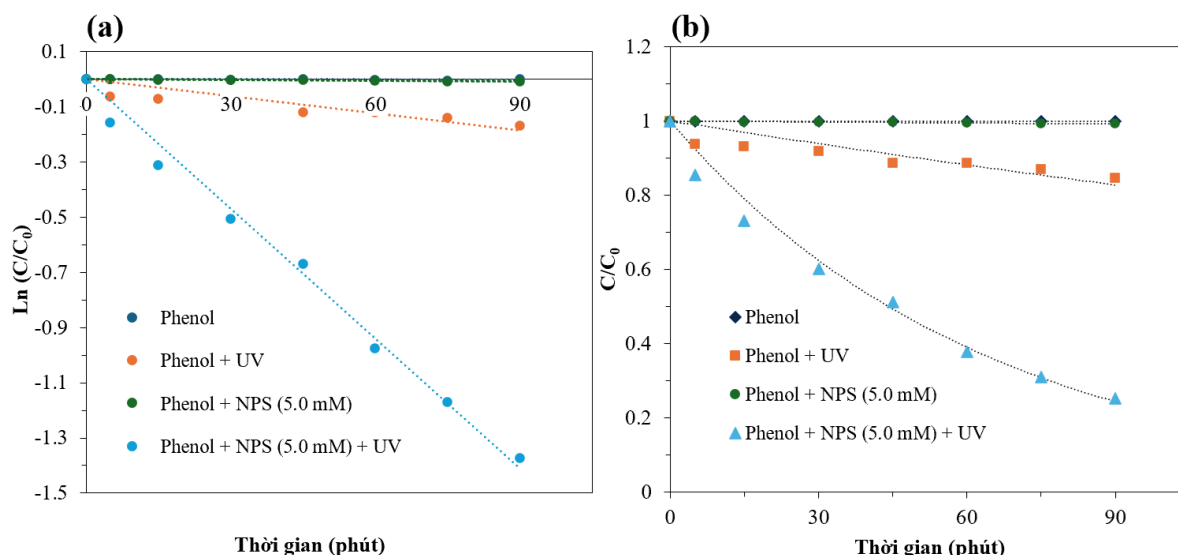
Trong đó $[C_0]$ là nồng độ ban đầu của dung dịch phenol, $[C]$ là nồng độ của phenol ở các mốc thời gian xác định, t là thời gian phản ứng, k_{obs} là hằng số tốc độ phản ứng (phút⁻¹).

3 KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1 Đánh giá khả năng xử lý phenol thông qua gốc persulfate hoạt hóa bởi bức xạ cực tím

Để đánh giá khả năng xử lý phenol thông qua gốc persulfate hoạt hóa bởi bức xạ UV, dung dịch phenol có nồng độ 40 mg/L được bổ sung NPS 5.0 mM và tiến hành chiếu bức xạ UV. Kết quả thí nghiệm được so sánh với các điều kiện đối chứng bao gồm: (i) dung dịch phenol không được chiếu xạ UV và bổ sung NPS, (ii) dung dịch phenol được chiếu xạ UV nhưng không bổ sung NPS và (iii) dung dịch phenol có bổ sung NPS nhưng không được chiếu xạ UV. Hình 4 cho thấy trong điều kiện không có sự hiện diện của các tác nhân oxy hóa NPS và bức xạ UV, mẫu phenol duy trì nồng độ không đổi theo thời gian. Điều này phản ánh độ bền của hợp chất này trong môi trường, kết quả này hoàn toàn phù hợp với kết luận của các nghiên cứu trước đó về tính chất khó phân hủy sinh học phenol [32-33]. Tương tự, trong điều kiện chỉ NPS 5.0 mM được bổ sung vào dung dịch (Phenol + NPS (5.0 mM)), gần như nồng độ phenol trong dung dịch không ghi nhận được sự thay đổi đáng kể nào, $H \approx 0\%$. Tuy nhiên khi tiến hành chiếu xạ UV (Phenol + UV), nồng độ phenol giảm rõ rệt và đạt $H = 15\%$ sau 90 phút. Mặc dù hiệu quả loại bỏ phenol bằng bức xạ UV là không cao, tuy nhiên kết quả cho thấy khả năng ion hóa và phá vỡ liên kết hóa học của bức xạ UV. Dưới tác động của bức xạ UV phân tử phenol có thể bị phân hủy trực tiếp (phá vỡ cấu trúc) khi hấp thụ các photon có năng lượng cao hoặc bị phân hủy gián tiếp bởi các tác nhân oxy hóa mạnh sinh ra từ quá trình phân ly nước (OH^\cdot , H_2O_2). Trong điều kiện dung dịch thí nghiệm được kết hợp chiếu xạ UV và bổ sung NPS (Phenol + NPS (5.0 mM) + UV), nồng độ phenol giảm đáng kể sau 90 phút với $H = 75\%$. Kết quả khẳng định khả năng xử lý phenol vượt trội của phương pháp hoạt hóa gốc persulfate bởi bức xạ UV.

Mô hình động học bậc một (Pseudo-first-order kinetic model) được ứng dụng để đánh giá khả năng xử lý phenol của phương pháp hoạt hóa gốc persulfate hoạt hóa bởi bức xạ cực tím so với các điều kiện đối chứng, kết quả được trình bày ở Bảng 1 và Hình 4a. Số liệu từ Bảng 3 cho thấy, hằng số tốc độ phản ứng (K_{obs}) ghi nhận ở phương pháp (Phenol + NPS (5.0 mM) + UV) là $1.6 \times 10^{-2} \text{ phút}^{-1}$, gấp 7.6 lần so với giá trị K_{obs} ghi nhận được ở điều kiện (Phenol + UV), $2.1 \times 10^{-3} \text{ phút}^{-1}$. Như vậy, việc bổ sung NPS vào dung dịch cung cấp các gốc persulfate, từ đó thúc đẩy quá trình sản sinh các gốc tự do $\text{SO}_4^{\cdot-}$, tham gia vào quá trình phân hủy phenol. Trong đó UV không chỉ trực tiếp phân hủy phenol mà còn kích hoạt NPS, tạo ra nhiều gốc tự do $\text{SO}_4^{\cdot-}$, điều này dẫn đến sự phân hủy phenol mạnh, và hiệu suất xử lý vượt trội so với từng phương pháp riêng lẻ. Kết quả này xác nhận tính ưu việt của phương pháp hoạt hóa gốc persulfate hoạt hóa bởi bức xạ cực tím cho việc xử lý các đối tượng ô nhiễm hữu cơ và là đây cũng là tiền đề để tiến hành nghiên cứu, đánh giá và xác định các điều kiện hoạt động tối ưu cho quá trình xử lý



Hình 3: Đồ thị xác định hằng số tốc độ phản ứng (a) và sự phân hủy phenol (b) dưới tác động xúc tác của gốc persulfate hoạt hóa bức xạ UV, so sánh với các điều kiện đối chứng.

Bảng 3. Hiệu suất xử phân hủy và hằng số tốc độ phản ứng của thí nghiệm phân hủy phenol thông qua gốc persulfate hoạt hóa bức xạ UV, so sánh với các điều kiện đối chứng

Điều kiện	Hiệu suất xử lý, H (%)	Hằng số tốc độ phản ứng, K_{obs} (phút ⁻¹)	R ²
Phenol	0	3×10^{-5}	0.404
Phenol + UV	15	2.1×10^{-3}	0.932
Phenol + NPS (5.0 mM)	0	9×10^{-5}	0.976
Phenol + NPS (5.0 mM) + UV	75	1.6×10^{-2}	0.996

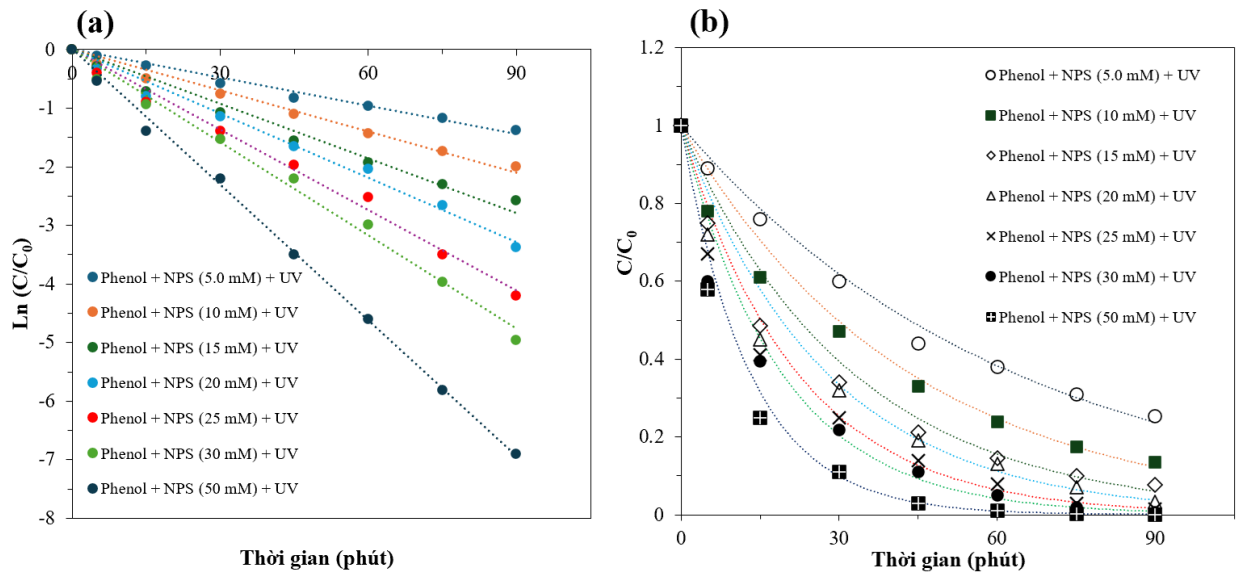
3.2 Khảo sát các yếu tố ảnh hưởng đến khả năng phân hủy phenol

3.2.1 Đánh giá ảnh hưởng của nồng độ $Na_2S_2O_8$ (NPS) đến hiệu suất xử lý phenol thông qua gốc persulfate hoạt hóa bởi bức xạ cực tím

NPS là một chất oxy hóa mạnh và đóng vai trò quan trọng trong việc hình thành $SO_4^{\cdot-}$ dưới tác dụng kích hoạt của bức xạ UV. Do vậy, để xác định ảnh hưởng của nồng độ NPS đến hiệu quả xử lý phenol, NPS ở các nồng độ khác nhau (5.0, 10, 15, 20, 25, 30 và 50 mM) được thêm vào dung dịch phenol (40 mg/L). Sau khi bổ sung NPS, dung dịch phenol được tiến hành chiếu xạ UV để thúc đẩy sự phân ly của NPS và hình thành các gốc tự do $SO_4^{\cdot-}$. Kết quả thí nghiệm (trình bày ở Hình 5) cho thấy xu hướng tăng rõ rệt của hiệu suất xử lý phenol khi tăng dần nồng độ NPS. Cụ thể, ở nồng độ NPS 5.0 mM hiệu suất phân hủy phenol đạt 75 % sau 90 phút xử lý. Khi tiếp tục tăng nồng độ NPS lên lần lượt từ 10 - 30 mM thì hiệu suất tăng từ 86 % - 99.3 %. Kết quả thí nghiệm cho thấy nồng độ NPS tăng đồng nghĩa lượng $SO_4^{\cdot-}$ sinh ra trong quá trình càng nhiều, khả năng ion hóa và phá vỡ liên kết hóa học của quá trình phân hủy phenol càng hiệu quả. Xu hướng này phù hợp với các báo cáo trước đó. Cụ thể, Sanaullah Khan và cộng sự ghi nhận hiệu suất phân hủy lindane thông qua hệ UV/ $S_2O_8^{2-}$ tăng từ 34 % lên 96 % khi nồng độ $S_2O_8^{2-}$ trong dung dịch được điều chỉnh từ 100 μ M lên 1000 μ M [33]. Một nghiên cứu khác của Z. Honarmandrad và cộng sự cũng chỉ ra xu hướng tương tự khi áp dụng phương pháp Ozone based-AOPs (O_3/CaO_2) để phân hủy phenol, cụ thể, khi tăng nồng độ chất xúc tác (CaO_2), hiệu suất xử lý phenol cũng tăng tương ứng [26].

Ở điều kiện chiếu xạ dung dịch phenol có nồng độ NPS 50 mM, phenol hoàn toàn được loại bỏ sau 60 phút (H = 100 %). Mặc dù ở nồng độ NPS này, phenol giảm nhanh và mạnh hơn, tuy nhiên cũng cần lưu ý liều lượng NPS sử dụng cũng ở mức cao. Đây cũng là một rào cản lớn để áp dụng phương pháp trong thực tế. Do đó, để hài hòa giữa mục tiêu xử lý phenol một cách hiệu quả với chi phí phù hợp, nồng độ NPS 25 mM được đề xuất, vì ở nồng độ này hiệu quả xử lý phenol vẫn đạt 97 và 99.2 % sau 75 và 90 phút. Kết quả này vẫn cao hơn rất nhiều so với các phương pháp xử lý truyền thống vốn cần nhiều thời gian và điều kiện vận hành phức tạp hơn [35-36]

Mô hình động học bậc một của thí nghiệm được trình bày ở Hình 5a và kết quả ghi nhận ở Bảng 4 cho thấy giá trị K_{obs} tăng dần qua các nồng độ NPS, theo thứ tự sau: 5.0 mM > 10 mM > 15 mM > 20 mM > 25 mM > 30 mM > 50 mM. Điều này có nghĩa rằng quá trình xử lý phenol xảy ra nhanh và hiệu quả hơn khi dung dịch phenol được bổ sung nhiều NPS hơn. K_{obs} ghi nhận ở nồng độ NPS 50 mM này là 7.71×10^{-2} phút⁻¹, cao gấp 5 lần so với giá trị K_{obs} ghi nhận được ở nồng độ NPS 5 mM. Như vậy, tăng nồng độ NPS đồng nghĩa cung cấp nhiều hơn các anion $S_2O_8^{2-}$ cho quá trình chiếu xạ UV, từ đó sản sinh các gốc tự do $SO_4^{\cdot-}$ nhiều hơn, thúc đẩy nhanh thời gian phân hủy phenol của quá trình. Kết quả này xác nhận hiệu quả xử lý các chất ô nhiễm tỷ lệ thuận với nồng độ chất xúc tác. Song, mặc dù K_{obs} ghi nhận ở điều kiện NPS 30 mM và 50 mM là 5.29×10^{-2} phút⁻¹ và 7.71×10^{-2} phút⁻¹ cao hơn so với 5.18×10^{-2} phút⁻¹ ở nồng độ NPS 25 mM, tuy nhiên, hiệu suất loại bỏ phenol sau 90 phút tăng không đáng (lần lượt là 0.1 và 0.7 %). Vì vậy ở nội dung nghiên cứu này nồng độ NPS tối ưu nhất được chọn là 25 mM và điều kiện này được áp dụng cho các thí nghiệm tiếp theo.

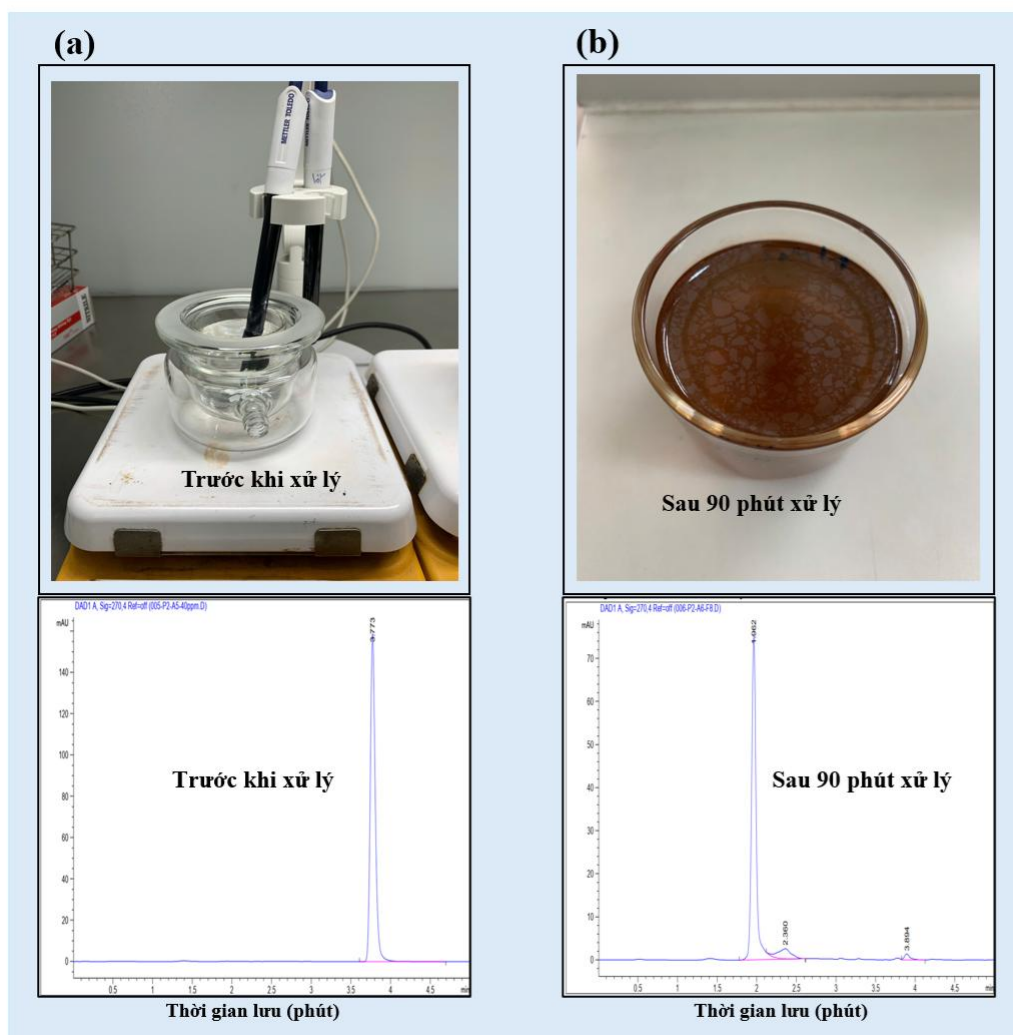


Hình 4: Đồ thị xác định hằng số tốc độ phản ứng (a) và sự phân hủy phenol (b) dưới các điều kiện nồng độ NPS khác nhau

Bảng 4. Hiệu suất xử lý và hằng số tốc độ phản ứng của quá trình phân hủy phenol dưới các điều kiện NPS khác nhau

Điều kiện	Hiệu suất xử lý, H (%)	Hằng số tốc độ phản ứng, K_{obs} (phút ⁻¹)	R ²
Phenol + NPS (5.0 mM) + UV	75	1.6×10^{-2}	0.996
Phenol + NPS (10 mM) + UV	86	2.33×10^{-2}	0.995
Phenol + NPS (15 mM) + UV	92	3.31×10^{-2}	0.990
Phenol + NPS (20 mM) + UV	97	3.65×10^{-2}	0.995
Phenol + NPS (25 mM) + UV	99.2	5.18×10^{-2}	0.997
Phenol + NPS (30 mM) + UV	99.3	5.29×10^{-2}	0.996
Phenol + NPS (50 mM) + UV	100	7.71×10^{-2}	0.999

Sự thay đổi màu sắc của dung dịch phenol (40 mg/L) ở trước và sau khi thí nghiệm được ghi nhận ở Hình 6. Có thể thấy rõ, dung dịch phenol trước khi thí nghiệm có màu sắc trong suốt, tuy nhiên sau 90 phút chiếu xạ UV và dưới sự có mặt của NPS, dung dịch chuyển sang màu vàng nâu và xuất hiện các vẩn dạng dầu trên bề mặt, chứng tỏ phenol trong dung dịch đã trải qua quá trình biến đổi hóa học. Điều này có thể được lý giải bởi các gốc $SO_4^{\cdot-}$ tự do sinh ra từ quá trình UV hoạt hóa $S_2O_8^{2-}$ đã tham gia vào quá trình phân hủy phenol tạo thành các sản phẩm phụ mang màu. Cụ thể, $SO_4^{\cdot-}$ có khả năng tương tác với cấu trúc mạch vòng của phenol thông qua quá trình oxy hóa tạo thành p-benzoquinone ($C_6H_4O_2$) có màu vàng và các polyphenol có màu nâu sẫm [37]. Kết quả ghi nhận được từ thí nghiệm tương đồng với các nghiên cứu trước đó [32]. Kết quả phân tích sắc ký lỏng hiệu năng cao của mẫu phenol trước và sau khi xử lý cũng xác nhận sự hình thành của các sản phẩm phụ. Trước khi thí nghiệm, sắc ký đồ của mẫu cho kết quả chỉ một đỉnh đặc trưng của phenol xuất hiện ở 3.77 phút, chứng tỏ phenol là thành phần duy nhất có trong mẫu. Tuy nhiên sau 90 phút phản ứng, đỉnh này hoàn toàn biến mất, cho thấy phenol đã bị chuyển hóa hoàn toàn, đồng thời ba đỉnh mới xuất hiện ở thời gian lưu lần lượt là 1.96, 2.36 và 3.89 phút, đại diện cho ba sản phẩm phụ của quá trình phân hủy phenol. Kết quả này một lần nữa chứng minh khả năng phân hủy phenol của các gốc $SO_4^{\cdot-}$ hình thành sau quá trình chiếu xạ $S_2O_8^{2-}$.



Hình 5: Sự thay đổi màu sắc và peak của phenol trước (a) và sau 90 phút xử lý (b)

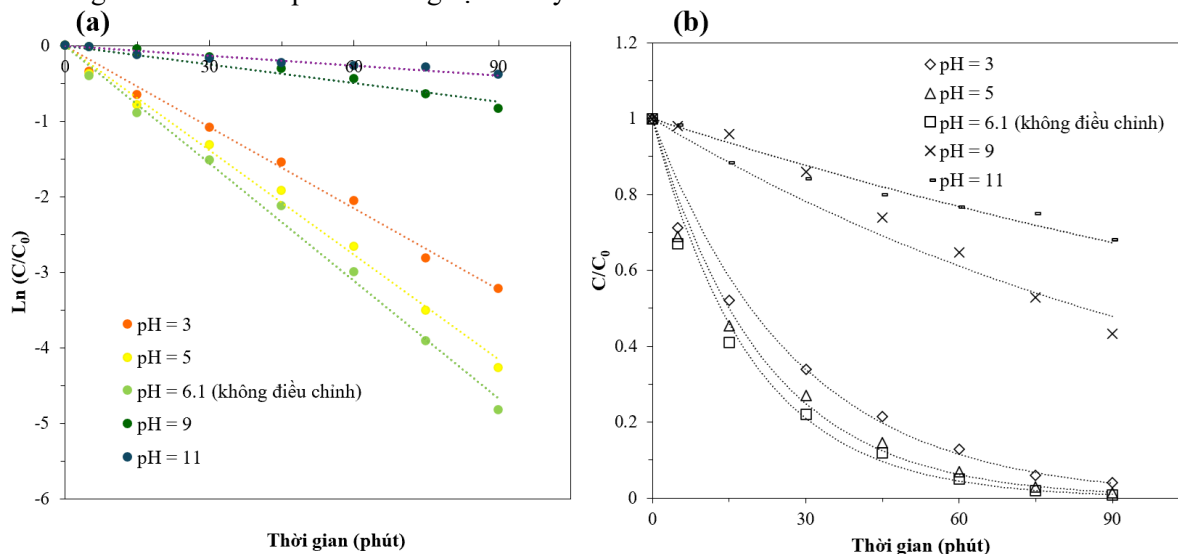
3.2.2 **Đánh giá ảnh hưởng của pH dung dịch đến hiệu suất xử lý phenol thông qua gốc persulfate hoạt hóa bởi tia cực tím.**

Ảnh hưởng của pH dung dịch đến hiệu suất xử lý của các quá trình AOPs là một yếu tố rất quan trọng cần được nghiên cứu. Để hiểu rõ hơn về vai trò pH đến hiệu quả của quá trình xử lý phenol bằng của phương pháp UV hoạt hóa NPS, ở nội dung nghiên cứu này, pH dung dịch phenol ($C_0 = 40$ mg/L, nồng độ NPS 25 mM) được điều chỉnh theo các điều kiện axit (3.0, và 5.0) và bazơ (9.0 và 11) trước khi tiến hành chiếu xạ UV. Kết quả thí nghiệm so sánh với điều kiện pH tự nhiên của dung dịch phenol (ghi nhận ở giá trị 6.1) được trình bày ở Bảng 5 và Hình 7, cho thấy các xu hướng khác nhau của quá trình phân hủy phenol và sự ảnh hưởng mạnh mẽ của các điều kiện pH dung dịch. Cụ thể, hiệu suất phân hủy giảm đáng kể ($H \approx 57.7\%$ và $H \approx 32\%$) ở giá trị pH 9.0 và 11. Có thể thấy, hiệu quả xử lý phenol giảm mạnh khi pH dung dịch tăng tính bazơ. Kết quả này phù hợp với báo cáo trước đó của nhóm tác giả Lin và cộng sự, theo đó hiệu quả xử lý phenol giảm đáng kể đi khi giá trị pH dung dịch ở ngưỡng 11 [38]. Ngược lại, ở điều kiện pH acid, hiệu quả phân hủy phenol khá cao, với 96% và 98.6% khi pH dung dịch lần lượt ở giá trị 3.0 và 5.0. Kết quả này cũng phù hợp với ghi nhận của Khan cộng sự khi tiến hành phân hủy lindane, một chất diệt côn trùng bằng phương pháp UV/peroxymonosulfate trong môi trường pH thấp [39].

Ở giá trị pH tự nhiên của dung dịch, hiệu quả xử lý phenol đạt 99.2%, tăng không đáng kể so với các điều kiện pH thấp hơn. Từ kết quả này có thể kết luận khả năng hoạt hóa persulfate thông qua bức xạ UV để sản sinh gốc $SO_4^{\cdot-}$ xảy ra tốt hơn trong điều kiện pH từ acid đến trung tính và ngược lại sẽ giảm mạnh ở pH kiềm. Nguyên nhân của sự giảm sút hiệu quả xử lý phenol ở các giá trị pH cao được lý giải là

do ít gốc $\text{SO}_4^{\cdot-}$ được sản sinh hơn trong điều kiện bazơ, (OH^{\cdot} là sản phẩm chiếm ưu thế ở pH kiềm) [40]. Các phản ứng phụ có thể xảy ra ở giá trị pH này, làm $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ phân hủy thành ion SO_4 và O_2 thay vì $\text{SO}_4^{\cdot-}$ tự do, từ đó làm giảm hiệu quả xử lý của quá trình [38].

Kết quả phân tích mô hình động học bậc một của thí nghiệm khảo sát sự ảnh hưởng của pH được trình bày ở Bảng 5. Dữ liệu cho thấy, K_{obs} ghi nhận ở các điều kiện bazơ đều thấp hơn so với pH acid và điều kiện pH tự nhiên của dung dịch (pH = 6.1). Cụ thể, ở điều kiện dung dịch phenol không điều chỉnh pH, giá trị K_{obs} ghi nhận là $5.18 \times 10^{-2} \text{ phút}^{-1}$ cao hơn 11.8 lần so với giá trị K_{obs} ở điều kiện pH = 11 ($4.4 \times 10^{-3} \text{ phút}^{-1}$). Từ góc độ phân tích tổng thể cả hiệu suất xử lý lẫn khía cạnh kinh tế, pH = 6.1 của dung dịch được đánh giá là điều kiện phù hợp nhất cho quá trình xử lý phenol bằng hệ thống UV/ $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$, bởi điều kiện này không chỉ đảm bảo hiệu quả loại bỏ phenol cao (99.2 %) mà còn giúp tối ưu hóa chi phí vận hành khi không cần điều chỉnh pH của dung dịch xử lý.



Hình 6: Đồ thị xác định hằng số tốc độ phản ứng (a) và sự phân hủy phenol (b) dưới các điều kiện nồng độ pH dung dịch khác nhau

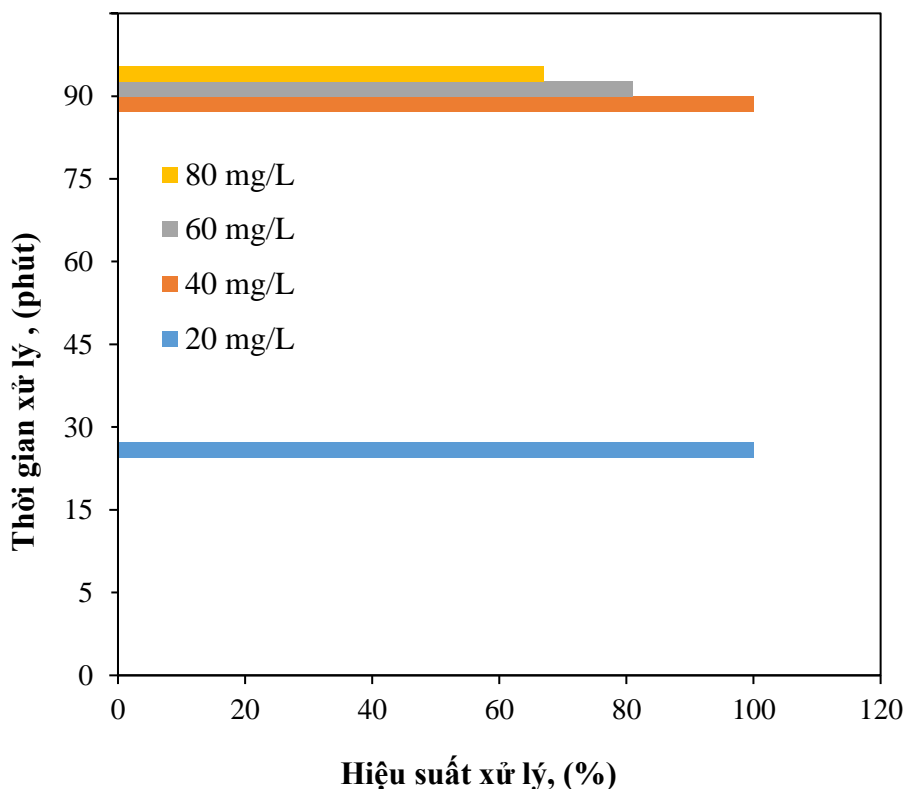
Bảng 5. Hiệu suất xử lý và hằng số tốc độ phản ứng của thí nghiệm xử lý phenol dưới các điều kiện pH khác nhau

Điều kiện	pH	Hiệu suất xử lý, H (%)	Hằng số tốc độ phản ứng, K_{obs} (phút^{-1})	R^2
Phenol + NPS (25 mM) + UV	3	96	3.6×10^{-2}	0.997
	5	98.6	4.62×10^{-2}	0.998
	6.1	99.2	5.18×10^{-2}	0.997
	9	57.7	8.2×10^{-3}	0.975
	11	32	4.4×10^{-3}	0.981

3.2.3 Đánh giá ảnh hưởng của nồng độ phenol ban đầu ảnh hưởng đến hiệu suất xử lý phenol thông qua gốc persulfate hoạt hóa bởi tia cực tím

Thí nghiệm được thực hiện nhằm xem xét giới hạn và hiệu quả của quá trình xử lý trong các điều kiện phenol có nồng độ khác nhau. Dung dịch phenol được chuẩn bị với các nồng độ phenol ban đầu ($C_0 = 20, 40, 60$ và 80 mg/L) trước khi bổ sung NPS 25 mM và chiếu xạ UV. Kết quả thí nghiệm trình bày ở Hình 8 cho thấy hiệu suất xử lý có xu hướng giảm rõ rệt với việc tăng nồng độ phenol ban đầu. Ở $C_0 = 20 \text{ mg/L}$, toàn bộ phenol bị loại bỏ sau 30 phút xử lý, trong khi đó, các nồng độ phenol cao hơn ($C_0 = 60$ và 80 mg/L) hiệu suất đạt 81 % và 67 % sau 90 phút. Kết quả này thể hiện rõ sự tương quan giữa nồng độ phenol, tác nhân oxy hóa $\text{SO}_4^{\cdot-}$ và thời gian cần thiết cho quá trình xử lý. Cụ thể, khi dung dịch chứa nhiều hơn các phân tử phenol trong khi số lượng gốc tự do $\text{SO}_4^{\cdot-}$ là không đổi sẽ tạo ra sự chênh lệch nồng độ chất ô nhiễm và tác nhân xử lý. Sự chênh lệch này làm giảm hiệu suất và tăng thời gian xử lý. Khi khảo sát hiệu quả của quá trình ở $C_0 = 40 \text{ mg/L}$, cả hiệu suất loại bỏ phenol và thời gian phân hủy đều đạt mức ổn định, cụ thể, gần như phenol bị xử lý hoàn toàn (99.2 %) sau 90 phút. Như vậy, nồng độ phenol này có thể làm

cơ sở tham chiếu cho việc triển khai và ứng dụng phương pháp hoạt hóa $S_2O_8^{2-}$ dưới tác động của bức xạ UV trong điều kiện thực tế để đạt được mục tiêu xử lý mong muốn. Ở các nồng độ cao hơn (60 và 80 mg/L), để đạt được hiệu quả xử lý theo mong muốn cần nhiều thời gian phản ứng hơn trong cùng điều kiện nồng độ NPS 25 mM. Vì kết quả thí nghiệm phân hủy phenol ở nghiên cứu này tuân theo mô hình động học bậc 1 (Pseudo-first-order) do đó, từ giá trị K_{obs} của điều kiện $C_0 = 60$ mg/L và $C_0 = 80$ mg/L (lần lượt là 0.0194 và 0.0135 phút^{-1}), có thể xác định thời gian cần thiết để xử lý hoàn toàn phenol trong dung dịch lần lượt là 4.0 h và 5.5 h cho giá trị nồng độ phenol 60 và 80 mg/L.



Hình 8. Hiệu suất phân hủy phenol ở các nồng độ khác nhau, tại điều kiện pH dung dịch và nồng độ NPS tối ưu

4 KẾT LUẬN

Thông qua nghiên cứu thực nghiệm quá trình phân hủy phenol bằng gốc $SO_4^{\cdot-}$ tự do tạo ra từ quá trình hoạt hóa persulfate dưới tác động của bức xạ UV, cho thấy tính khả thi và tiềm năng lớn trong việc xử lý nước thải ô nhiễm chứa phenol nói riêng và ô nhiễm hữu cơ nói chung. Kết quả cũng cho thấy hiệu quả xử lý của phương pháp ở nồng độ phenol ban đầu (40 mg/L) chịu ảnh hưởng mạnh bởi các yếu tố như: nồng độ persulfate, pH dung dịch và nồng độ phenol ban đầu. Với nồng độ phenol (40 mg/L) và liều lượng NPS được tối ưu hóa (25 mM) kết hợp với chiếu xạ UV cho ra hiệu suất xử lý phenol trong khoảng thời gian ngắn (90 phút), đạt 99.2 % (phenol gần như bị phân hủy hoàn toàn). Khảo sát khả năng phân hủy phenol của phương pháp, ở các điều kiện pH khác nhau (acid, trung tính và bazơ) cho thấy quá trình phân hủy phenol phù hợp ở khoảng pH từ acid đến trung tính. Hiệu suất xử lý đạt 99.2 ở điều kiện pH thực của dung dịch phenol (pH = 6.1). Đánh giá ảnh hưởng của nồng độ phenol ban đầu (20 – 80 mg/L), cho thấy ở nồng độ phenol 40 mg/L, hiệu quả loại bỏ phenol và thời gian xử lý phù hợp cho điều kiện áp dụng thực tế khi gần như phenol bị xử lý hoàn toàn (99.2 %) sau 90 phút. Như vậy, so sánh với các giải pháp xử lý truyền thống, phương pháp sử dụng gốc sulfate hoạt hóa bởi bức xạ UV thể hiện ưu thế rõ rệt về tốc độ phản ứng và khả năng phân hủy các hợp chất hữu cơ, bền, khó phân hủy như phenol. Kết quả nghiên cứu sẽ là nền

tặng cho các nghiên cứu tiếp theo về việc ứng dụng persulfate và các phương pháp hoạt hóa khác (nhiệt, xúc tác, sóng siêu âm, kim loại chuyển tiếp) trong xử lý ô nhiễm môi trường.

LỜI CẢM ƠN

Xin chân thành cảm ơn Viện Khoa học Công nghệ và Quản lý Môi Trường, Trường Đại học Công nghiệp Thành phố Hồ Chí Minh và Khoa Bảo hộ Lao động và Môi trường, Trường Cao đẳng Kỹ nghệ II đã tạo điều kiện hỗ trợ để tôi hoàn thành nghiên cứu này.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] D. Dutta, S. Arya, S. Kumar, Industrial wastewater treatment: Current trends, bottlenecks, and best practices. *Chemosphere*, vol. 285, pp. 131–245, 2021.
- [2] L. K. Wang, N. K. Shammam, Y. Hung, Waste treatment in the metal manufacturing, forming, coating, and finishing industries, (1st ed.), CRC Press, 2016.
- [3] F. I. da Silva Aires et al., Advanced and prospects in phenol wastewater treatment technologies: unveiling opportunities and trends, *Discov. Water*, vol. 4, p. 20, 2024.
- [4] J. W. Fleeger, K.R. Carman, R.M. Nisbet, Indirect effect of contaminants in aquatic ecosystem. *Sci. Total Environ*, vol. 317, pp. 207-233, 2003.
- [5] M. Alshabib, S.A. Onaizi, A review on phenolic wastewater remediation using homogeneous and heterogeneous enzymatic processes: current status and potential challenges, *Separ. Purif. Technol*, vol. 219, pp. 186-207, 2019.
- [6] N. S. Gad and A. S. Saad, Effect of Environmental Pollution by Phenol on Some Physiological Parameters of *Oreochromis niloticus*, *Glob. Vet.*, vol. 2, pp. 312-319, 2008.
- [7] J. S. Park, M. T. Brown, T. Han, Phenol toxicity to the aquatic macrophyte *Lemna paucicostata*, *Aquat. Toxicol.*, vol. 106–107, pp. 182-188, 2012.
- [8] A. Bibi, S. Bibi, M. Abu-Dieyeh, M. A. Al-Ghouti, Towards sustainable physiochemical and biological techniques for the remediation of phenol from wastewater: A review on current applications and removal mechanisms, *J. Clean. Prod*, vol. 417, no.137810, 2023.
- [9] M. Ahmaruzzaman et al., Phenolic compounds in water: From toxicity and source to sustainable solutions – An integrated review of removal methods, advanced technologies, cost analysis, and future prospects, *J. Environ. Chem. Eng*, vol. 12, no. 3, pp. 112964, 2024.
- [10] Y. Wang et al., In situ degradation of phenol and promotion of plant growth in contaminated environments by a single *Pseudomonas aeruginosa* strain. *J. Hazard. Mater*, vol. 192, pp. 354–360, 2011.
- [11] N. Schweigert, A. J. Zehnder, and R. I. Eggen, Chemical properties of catechols and their molecular modes of toxic action in cells, from microorganisms to mammals, *Environ. Microbiol*, vol. 3, no. 2, pp. 81-91, 2001.
- [12] M. Muñoz-de-Toro et al., Perinatal exposure to bisphenol-A alters peripubertal mammary gland development in mice, *Endocrinology*, vol. 146, no. 9, pp. 4138-47, 2005.
- [13] R. A. Shawabkeh and E. S. M. Abu-Nameh, Absorption of phenol and methylene blue by activated carbon from pecan shells, *Colloid J*, vol. 69, pp. 355–359, 2007.
- [14] S. Golbaz, A. J. Jafari, M. Rafiee, R. R. Kalantary, Separate and simultaneous removal of phenol, chromium, and cyanide from aqueous solution by coagulation/precipitation: Mechanisms and theory, *Chem. Eng. J*, vol. 253, pp. 251-257, 2014.
- [15] N. V. Pradeep, U. S. Hampanavar, Biodegradation of phenol using rotating biological contactor. *Int. J. Environ. Sci*, vol. 2, no. 1, pp. 105–113, 2011.
- [16] K. Lika, I. A. Papadakis, Modeling the biodegradation of phenolic compounds by microalgae. *J. Sea Res*, vol. 62, pp.135–146, 2009.
- [17] A. Ali, M. Siddique, W. Chen, Zh. Han, R. Khan, M. Bilal, U. Waheed, I. Shahzadi, Promising Low-Cost Adsorbent from Waste Green Tea Leaves for Phenol Removal in Aqueous Solution, *Int. J. Environ. Res. Public Health*. Vol. 19(11):6396, 2022.
- [18] M. Thomas, D. Zdebik, E. Niewiara, Removing Phenols from Post-Processing Wastewater Originating from Underground Coal Gasification Using Coagulation-Flocculation and the H₂O₂/UV Process, *Polish Journal of Environmental Studies*, vol. 27(6), pp. 2757-2763, 2018.

- [19] M. J. Khan, A. Wibowo, Z. Karim, P. Posoknistakul, B. M Matsagar, K. C. W Wu, C. Sakdaronnarong, Wastewater Treatment Using Membrane Bioreactor Technologies: Removal of Phenolic Contaminants from Oil and Coal Refineries and Pharmaceutical Industries, *Polymers (Basel)*. 2024 Feb 5;16(3), pp.443.
- [20] N. Kaviani, G. Asadollahfardi, A. Hasanbeigi, M. Delnavaz, A. Samadi, Degradation of phenol in wastewater through an integrated dielectric barrier discharge and Fenton/photo-Fenton process, *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, vol. 271, no. 115937, 2024.
- [21] Y. D. Shahamat, M. Farzadkia, S. Nasser, A. H. Mahvi, M. Gholami, and A. Esrafil, Magnetic heterogeneous catalytic ozonation: a new removal method for phenol in industrial wastewater, *J. Environ. Health. Sci. Eng.*, vol. 12, 2014.
- [22] M. O. Ansari et al., 1 - nanocarbon aerogel composites, *Nanocarbon and its Composites*. In Woodhead Publishing Series in Composites Science and Engineering, Nanocarbon and its Composites, pp. 1–26, 2019.
- [23] S. Belekbir, M. E. Azzouzi, A. E. Hamidi, L. Rodríguez-Lorenzo, J. A. Santaballa, M. Canle, Improved photocatalyzed degradation of phenol, as a model pollutant, over metal-impregnated nanosized TiO₂. *Nanomaterials*, vol. 10, no. 5, pp. 996, 2020.
- [24] I. M. F. Cardoso, R. M. F. Cardoso, J. C. E. da Silva, Advanced oxidation processes coupled with nanomaterials for water treatment, *Nanomaterials*, vol. 11, no. 8, pp. 2045, 2021.
- [25] R. Xiao, Z. Luo, Z. Wei, S. Luo, R. Spinney, W. Yang, D. D. Dionysiou, Activation of peroxydisulfate/persulfate by nanomaterials for sulfate radical-based advanced oxidation technologies, *Curr. Opin. Chem. Eng.*, vol. 19, pp. 51-58, 2018.
- [26] L. W. Matzek and K. E. Carter, Activated persulfate for organic chemical degradation: A review, *Chemosphere*, vol. 151, pp. 178-188, 2016.
- [27] I. Sirés, E. Brillas, M. A. Oturan, M. A. Rodrigo, M. Panizza, Electrochemical advanced oxidation processes: today and tomorrow. A review, *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 21, pp. 8336–8367, 2014.
- [28] M. A. Oturan and J. J. Aaron, Advanced Oxidation Processes in Water/Wastewater Treatment: Principles and Applications. A Review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 44, pp. 2577–2641, 2014.
- [29] R. Hazime, C. Ferronato, L. Fine, A. Salvador, F. Jaber, F. and J. M. Chovelon, Photocatalytic degradation of imazalil in an aqueous suspension of TiO₂ and influence of alcohols on the degradation, *Appl. Catal. B Environ.*, vol. 126, pp. 90–99, 2012.
- [30] Y. S. Ma and C. F. Sung, Investigation of carbofuran degradation by ultrasonic process, *Sustain. Environ. Res.*, vol. 20(4), pp. 213–219, 2010.
- [31] R. Hernandez, M. Zappi, J. Colluci, and R. Jones, Comparing the performance of various advanced oxidation process for treatment of acetone contaminated water. *J. Hazard. Mater.*, vol. 92(1), pp. 33–50, 2002.
- [32] L. Chen, T. Cai, C. Cheng, Z. Xiong, D. Ding, Degradation of acetamiprid in UV/H₂O₂ and UV/persulfate systems: A comparative study, *Chem. Eng. J.*, vol. 351, pp. 1137-1146, 2018.
- [33] S. Khan, M. Sohail, C. Han, J. A. Khan, H. M. Khan, D. D. Dionysiou, Degradation of highly chlorinated pesticide, lindane, in water using UV/persulfate: kinetics and mechanism, toxicity evaluation, and synergism by H₂O₂, *J. Hazard. Mater.*, vol. 402, p. 123558, 2021.
- [34] Z. Honarmandrad, N. Javid, M. Malakootian, Removal efficiency of phenol by ozonation process with calcium peroxide from aqueous solutions, *Appl. Water Sci.*, vol. 11, 2021.
- [35] Y.V. Nancharaiyah, M. Sarvajith Aerobic granular sludge process: a fast growing biological treatment for sustainable wastewater treatment, *Current Opinion in Environmental Science & Health*, vol. 12, pp. 57-65, 2019.
- [36] M. Zheng, H. Zhu, Y. Han, C. Xu, Z. Zhang, H. Han, Comparative investigation on carbon-based moving bed biofilm reactor (MBBR) for synchronous removal of phenols and ammonia in treating coal pyrolysis wastewater at pilot-scale, *Bioresour. Technol.*, vol. 288, no. 121590, 2019.
- [37] A. Pelter, and S. M. A. Elgandy, Phenolic oxidations with phenyliodonium diacetate. *Journal of the Chemical Society, Perkin. Trans. 1*, vol. 16, pp. 1891, 1993.
- [38] Y. T. Lin, C. Liang, J. H. Chen, Feasibility study of ultraviolet activated persulfate oxidation of phenol, *Chemosphere*, vol. 82, no. 8, pp. 1168-1172, 2011.

- [39] S. Khan, X. He, J. A. Khan, H. M. Khan, D. L. Boccelli, D. D. Dionysiou, Kinetics and mechanism of sulfate radical-and hydroxyl radical-induced degradation of highly chlorinated pesticide lindane in UV/peroxymonosulfate system. *Chem. Eng. J.*, vol. 318, pp. 135–142, 2017.
- [40] C. Liang and H. W. Su, Identification of sulfate and hydroxyl radicals in thermally activated persulfate. *Ind. Eng. Chem. Res.*, vol. 48, pp. 5558–5562, 2009.

DEGRADATION OF PHENOL IN WASTEWATER VIA ULTRAVIOLET IRRADIATION ACTIVATED PERSULFATE RADICAL

* LUAN NHAT HUY¹, TRAN THI LOAN²

¹ *Institute of Environmental Science, Engineering and Management, Industrial University of Ho Chi Minh City, Vietnam*

² *Faculty of Occupational Safety and Health and Environment, College of Technology II, Vietnam*

* *Corresponding author: luannhathuy@iuh.edu.vn*

Abstract: The aim of this study is to investigate the treatment of Phenol in wastewater via persulfate radicals activated by ultraviolet (UV) irradiation, with the objective of evaluating the applicability of the method for wastewater treatment and also defining the key parameters influencing the process. The advantage of the process includes utilizing UV energy to activate persulfate radicals, generating highly oxidative sulfate radicals ($\text{SO}_4^{\cdot-}$) with a high oxidation potential of 2.6 eV, capable of non-selectively degrading organic pollutants in water through the breakdown of chemical bonds, transforming them into non-toxic or less harmful products.

To assess the capability of phenol elimination, the degradation efficiency was recorded, and the rate constants under different operating conditions were calculated using the pseudo-first-order kinetic model. The results confirm the feasibility and suitability of this method for decomposing phenol in water with the high degradation efficiency of 99.2% at the concentration of 40 mg/L. The study also revealed factors that affect the phenol degradation performance, including the concentration of $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$, pH value of the solution, and initial concentration of phenol. Particularly, the degradation efficiency of phenol increased the rise of $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ concentration, while, the initial concentration of phenol significantly influenced both efficiency and treatment time. The pH of solution range from acidic to neutral was found to be more favorable for converting persulfate into $\text{SO}_4^{\cdot-}$ radicals, thereby enhancing the phenol degradation process.

Keywords: *Phenol, advanced oxidation processes, persulfate, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ radical, pseudo-first-order kinetic model, ultraviolet irradiation.*

Ngày nhận bài: 24/6/2025

Ngày chấp nhận đăng: 13/01/2026