

REMOVING ACID ORANGE 7 DYE FROM WASTEWATER BY MEMBRANE BIOREACTOR (MBR): EFFECT OF AERATION MODE AND HYDRAULIC RETENTION TIME

Luu Tuan Duong¹, Le Thanh Son^{2*}, Dang Thi Thom², Hoang Manh Trung³, Do Xuan Truong⁴, Dao Phuong Uyen⁵, Nguyen Anh Dung⁶, Nguyen Quang Phuc⁷, Le Cao Khai⁸

¹TNU - University of Science, ²Institute of Environmental Technology - Vietnam Academy of Science and Technology,

³Global Technology-Telecommunication Corporation, ⁴Hanoi University of Science and Technology,

⁵The Hong Kong University of Science and Technology, ⁶Department of Science and Technology- Ministry of Natural Resources and Environment, ⁷Graduate University of Science and Technology, ⁸Hanoi Pedagogical University No2

ARTICLE INFO	ABSTRACT
Received: 29/9/2023	A submerged membrane bioreactor (MBR, volume of 45 L) using microfiltration hollow fiber membrane with a pore size of 0.3 μm was studied to treat COD and acid orange 7 (AO7) dye of wastewater pretreated by an ozonation process. The results show that the aeration/non aeration time and hydraulic retention time directly affected the efficiency of COD and AO7 dye treatment. When the aeration time increased, the efficiency of COD treatment improved while the AO7 dye treatment efficiency decreased; when the hydraulic retention time was extended from 12h to 18h, the COD and AO7 dye treatment efficiency both increased, but at 24h, the COD and AO7 dye treatment efficiency was almost unchanged. Therefore, the aeration/ non aeration time of 60 min/60 min, hydraulic retention time of 18h were the optimal operating conditions for this laboratory scale MBR, then the COD and AO7 dye treatment efficiency were reached 94.7% and 83.6%, respectively.
Revised: 03/11/2023	
Published: 03/11/2023	
KEYWORDS	
Wastewater	
Dye	
Post-treatment	
Acid orange 7	
MBR	

XỬ LÝ CHẤT MÀU AXIT ORANGE 7 TRONG NƯỚC THẢI BẰNG THIẾT BỊ SINH HỌC – MÀNG (MBR): ẢNH HƯỞNG CỦA CHẾ ĐỘ SỤC KHÍ VÀ THỜI GIAN LƯU THỦY LỰC

Luu Tuấn Dương¹, Lê Thanh Sơn^{2*}, Đặng Thị Thom², Hoàng Mạnh Trung³, Đỗ Xuân Trường⁴, Đào Phương Uyên⁵, Nguyễn Anh Dũng⁶, Nguyễn Quang Phúc⁷, Lê Cao Khải⁸

¹Trường Đại học Khoa học - ĐH Thái Nguyên, ²Viện Công nghệ môi trường - Viện Hàn lâm KHCN Việt Nam,

³Tổng công ty Công nghệ - Viễn thông Toàn cầu, ⁴Đại học Bách khoa Hà Nội,

⁵Trường Đại học Khoa học và Công nghệ Hồng Kông, ⁶Vụ Khoa học và Công nghệ, Bộ Tài nguyên và Môi trường,

⁷Học viện Khoa học và Công nghệ, ⁸Trường Đại học Sư phạm Hà Nội 2

THÔNG TIN BÀI BÁO	TÓM TẮT
Ngày nhận bài: 29/9/2023	Bể sinh học - màng kiểu nhúng ngập (MBR) thể tích 45 L sử dụng màng vi lọc sợi rỗng 0,3 μm được nghiên cứu để xử lý COD và chất màu axit orange 7 (AO7) của nước thải đã qua tiền xử lý bằng quá trình ozon hóa. Kết quả thu được cho thấy thời gian sục khí/ngừng sục và thời gian lưu thủy lực ảnh hưởng trực tiếp đến hiệu quả xử lý COD và chất màu AO7. Khi tăng thời gian sục khí, hiệu quả xử lý COD tăng trong khi hiệu quả xử lý AO7 lại giảm; khi tăng thời gian lưu thủy lực từ 12h lên 18h, hiệu quả xử lý COD và AO7 đều tăng nhưng đến 24h, hiệu suất xử lý COD và AO7 hầu như không đổi. Do đó thời gian sục khí/ngừng sục 60/60 phút, thời gian lưu thủy lực 18h là các điều kiện vận hành tối ưu của hệ MBR quy mô phòng thí nghiệm này, khi đó hiệu suất xử lý COD và chất màu AO7 lần lượt đạt 94,7% và 83,6%.
Ngày hoàn thiện: 03/11/2023	
Ngày đăng: 03/11/2023	
TỪ KHÓA	
Nước thải	
Chất màu	
Xử lý thứ cấp	
Axit orange 7	
MBR	

DOI: <https://doi.org/10.34238/tnu-jst.8863>

* Corresponding author. Email: Thanhson96.le@gmail.com

1. Giới thiệu

Dệt may là một trong những ngành tiêu thụ nước nhiều nhất và nước thải đầu ra thường chứa nhiều thuốc nhuộm, các chất hữu cơ, chất rắn hòa tan, muối vô cơ, có nhiệt độ, độ đục và độ mặn cao [1]–[3]. Trong số các thành phần phức tạp khác nhau có trong nước thải dệt may, thuốc nhuộm có thể được coi là nguồn ô nhiễm đáng chú ý nhất. Việc xả trực tiếp nước thải dệt nhuộm màu vào các vùng nước ngọt ảnh hưởng xấu đến mỹ quan, độ trong của nước và hàm lượng oxy hòa tan [4], [5]. Ngoài ra, những thuốc nhuộm này có cấu trúc rất phức tạp, trọng lượng phân tử cao và khả năng phân hủy sinh học thấp [2], [6]. Điều này giải thích cho tác động độc hại của nó đối với hệ thực vật và động vật có trong các vùng nước. Hơn nữa, những thuốc nhuộm này có khả năng gây đột biến và gây ung thư [5]. Sự hiện diện của các loại thuốc nhuộm cùng với muối vô cơ, axit, bazơ và các hóa chất còn sót lại khác trong nước thải sẽ cản trở các quá trình xử lý sinh học ở phía sau [7].

Trong ngành dệt may, thuốc nhuộm thuộc nhóm azo acid Orange 7 (AO7) được sử dụng để nhuộm len, lụa, ny-lon, các loại vải, cũng như để nhuộm màu da, giấy và các sản phẩm sinh học [8]. Nếu AO7 có mặt trong nước thải ra ngoài môi trường sẽ gây ra các vấn đề về sức khỏe do có độc tính cao: gây hại cho mắt và da, đồng thời gây độc mãn tính và gây ung thư [9], [10]. Trong những năm qua, nhiều phương pháp đã được nghiên cứu để loại bỏ AO7 như hấp phụ [9], [10], phân hủy quang học [11], phân hủy sinh học [12], oxy hóa [13], keo tụ tuyển nổi [14], lọc màng [15],... Tuy nhiên, các phương pháp này vẫn có những hạn chế chung là tạo ra ô nhiễm thứ cấp, chi phí xử lý cao hoặc loại bỏ không hoàn toàn. Để khắc phục những nhược điểm trên, gần đây người ta nghiên cứu sử dụng kết hợp một quá trình oxy hóa tiên tiến (AOP) với một quá trình phân hủy sinh học ở phía sau, trong đó quá trình AOP phía trước giúp phân hủy, bẻ mạch các chất màu, tạo thành các phân tử hữu cơ mạch ngắn, dễ phân hủy sinh học nhờ vào tác nhân oxy hóa cực mạnh là gốc tự do $\cdot\text{OH}$, sau đó các chất hữu cơ mạch ngắn và một phần nhỏ chất màu còn lại sẽ qua hệ thống xử lý sinh học, tiếp tục bị xử lý để đạt tiêu chuẩn xả thải [16]. Trong số các phương pháp xử lý sinh học, bể sinh học – màng, một hệ thống kết hợp bùn hoạt tính và màng lọc (màng vi lọc hoặc siêu lọc), là phương pháp xử lý hiện đại, dễ dàng tự động hóa, cho hiệu quả xử lý cao, chất lượng nước đầu ra ổn định, tiết kiệm được diện tích, giảm lượng bùn thải bởi modun màng lọc tách loại toàn bộ các chất lơ lửng, bao gồm cả bùn hoạt tính, chất hữu cơ, vi sinh vật, làm cho mật độ sinh khối có thể đạt được rất cao, kích thước bồn bùn lớn [17]. Nghiên cứu của Feng và cộng sự đã chỉ ra rằng kết hợp fenton và bể sinh học-màng (MBR) có thể xử lý hiệu quả nước thải dệt nhuộm, trong đó 88,2% COD và 91,3% độ màu đã bị xử lý, nước thải đầu ra đáp ứng được yêu cầu cho mục đích tái sử dụng nước thải đô thị [18].

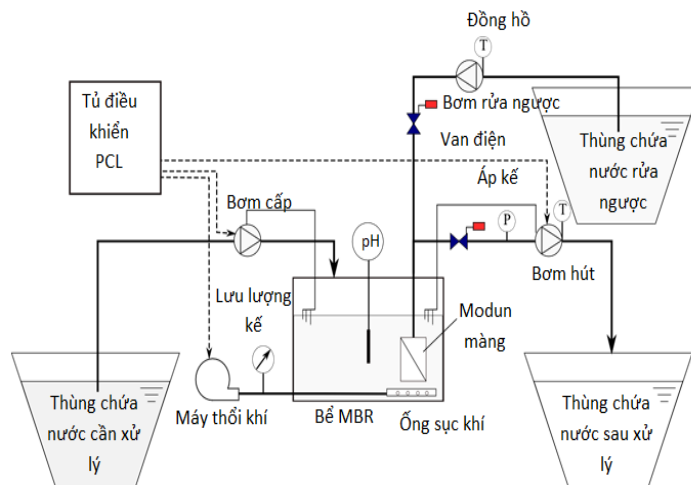
Trong hệ MBR, việc sục khí giúp cung cấp oxy cho hệ vi sinh vật (VSV) hiếu khí, làm tăng khả năng xử lý các chất hữu cơ cũng như giảm khả năng bít tắc màng. Tuy nhiên, sục khí quá nhiều cũng làm tiêu tốn năng lượng (trong thực tế tiêu thụ tới 60 -70% tổng năng lượng sử dụng của toàn bộ hệ thống xử lý nước thải [19]). Ngoài ra, thời gian lưu thủy lực (HRT) cũng là một trong những yếu tố ảnh hưởng trực tiếp đến hiệu quả của hệ MBR bởi nó liên quan đến thời gian tiếp xúc của VSV với cơ chất. Vì vậy, trong bài báo này, một hệ MBR quy mô phòng thí nghiệm được sử dụng để nghiên cứu, xử lý chất màu AO7 và COD trong nước sau khi đã được tiền xử lý bằng quá trình ozon hóa, cụ thể là đánh giá ảnh hưởng của chế độ sục khí/ngừng sục và HRT đến khả năng xử lý AO7 và COD.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Hệ thí nghiệm MBR

Hệ thí nghiệm MBR quy mô phòng thí nghiệm (công suất ~ 3,6 L/giờ) có sơ đồ cấu tạo như trên Hình 1, bao gồm một bể hiếu khí bằng thủy tinh hữu cơ, hình hộp chữ nhật, kích thước D x R x C = 30 cm x 30 cm x 50 cm. Màng lọc được sử dụng là loại màng sợi rỗng vi lọc (MF) bằng vật liệu polyethylen (kích thước lỗ rỗng 0,3 μm) của hãng Mitsubishi, Nhật Bản. Tổng diện tích

lọc 0,1 m². Màng lọc có thể chịu được áp lực tối đa 30 kpa. Ban đầu, bùn hoạt tính có nồng độ chất rắn lơ lửng (MLSS) ~ 2.300 mg/L lấy từ bể aerotank của trạm xử lý nước thải phòng thí nghiệm của viện Công nghệ môi trường, sau đó nuôi cấy trong 4 tháng đạt được nồng độ MLSS khoảng 8.000 mg/L. Danh sách hóa chất sử dụng để nuôi bùn hoạt tính được thể hiện trong Bảng 1. Hệ sục khí theo phương thẳng đứng (từ dưới lên) với lưu lượng không khí 5 ÷ 7 L/phút giúp cung cấp đủ oxy cho hệ vi sinh vật hiếu khí, đảm bảo lượng oxy hòa tan (DO) trong bể được duy trì 4 ÷ 5 mg/L, đồng thời giúp giảm bít tắc màng do làm rung lắc, làm bong các mảng bám trên các sợi màng.



Hình 1. Sơ đồ hệ thí nghiệm MBR sử dụng trong nghiên cứu

Bảng 1. Thành phần cơ bản các chất dinh dưỡng để nuôi bùn hoạt tính

STT	Tên hóa chất	Nồng độ (g/L)
1	Glucosơ	0,85
2	K ₂ HPO ₄	0,02
3	FeSO ₄	0,02
4	NH ₄ Cl	0,03
5	NaHCO ₃	0,75
6	ZnSO ₄	0,20
7	MgSO ₄	0,02

Bơm hút được bố trí để tạo chênh lệch áp suất qua màng (TMP), giúp hút nước sạch ra khỏi modun màng. Bơm làm việc với chu kỳ 8 phút hút và 2 phút ngừng. Khi TMP vượt ngưỡng 35 kPa báo hiệu màng lọc bị bít tắc nghiêm trọng, các máy bơm sẽ tự động ngắt và bơm rửa ngược được khởi động để rửa sạch màng. Các bơm, máy nén khí, các cảm biến (mức nước, lưu lượng, nhiệt, pH, DO) được điều khiển bởi bộ điều khiển logic được lập trình (PLC).

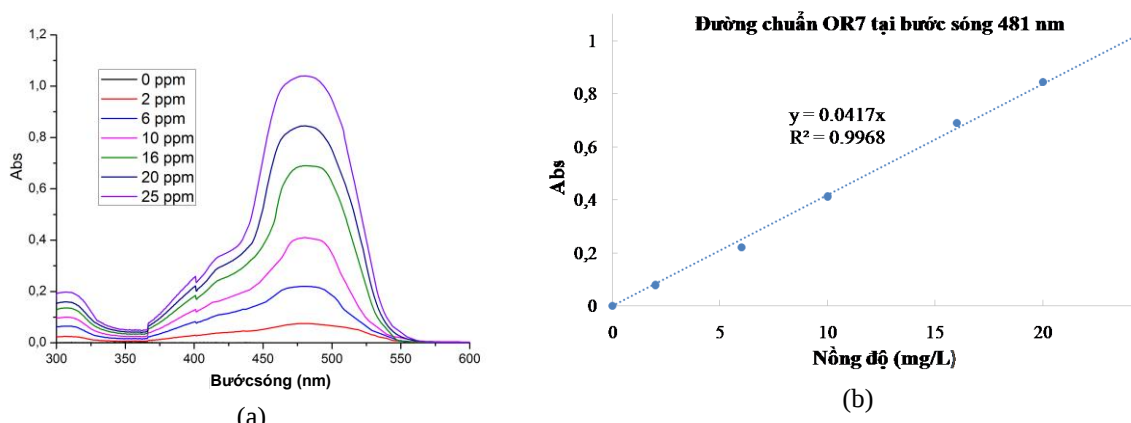
2.2. Nguyên vật liệu, hoá chất

Nước thải đầu vào của hệ MBR là nước thải tổng hợp, được pha từ nước cất 2 lần và chất màu AO7, qua tiền xử lý bằng một quá trình ozon hóa, có pH = 7,2 – 7,5; COD = 300 – 400 mg/L; nồng độ AO7 = 15 – 22 mg/L.

Các hóa chất sử dụng trong nghiên cứu có độ tinh khiết cao: AO7 (Sigma-Aldrich, > 97%), NaHCO₃ (Sigma-Aldrich, 99,7%), Glucosơ (Merck, 99,7%), CH₃COOH (Sigma-Aldrich, 99,8%), K₂HPO₄ (Sigma-Aldrich, 99%), NH₄Cl (Sigma-Aldrich, 99,8%), còn 96° (Sigma-Aldrich), MgCl₂.6H₂O (Merck, 99%), CaCl₂ (Merck, 98%), H₂SO₄ (Merck, 98%), FeSO₄.7H₂O (Merck, 99,5%), axit ascorbic (Sigma-Aldrich, 99%), HCl 37% (Merck).

2.3. Phương pháp phân tích

Nồng độ AO7 còn lại sau khi xử lý theo thời gian được xác định bằng phương pháp phân tích quang phổ hấp thụ phân tử (UV-Vis) bằng cách đo độ hấp thụ của dung dịch AO7 đã xử lý ở bước sóng 481 nm, sau đó thay độ hấp thụ vào đường chuẩn đã xây dựng (Hình 2) để xác định nồng độ thuốc nhuộm. Giá trị COD được phân tích bằng phương pháp dicromat (TCVN 6491:1999, tương ứng với ISO 6060:1989). MLSS được xác định bằng phương pháp trọng lượng theo TCVN 6625:2000.



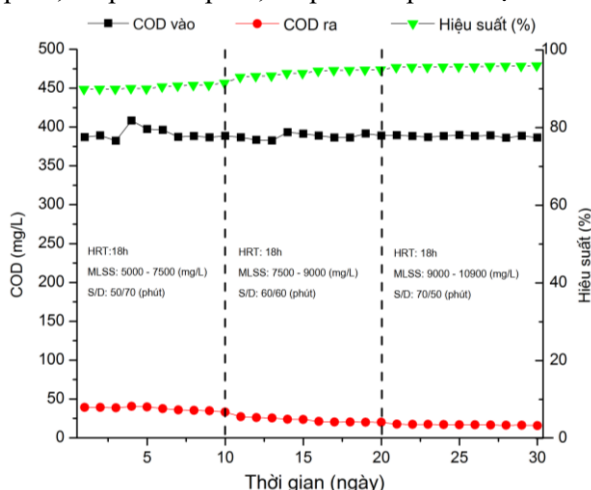
Hình 2. Phổ UV-Vis của dung dịch AO7 ở một số nồng độ (a) và đường chuẩn xác định nồng độ AO7 được xây dựng ở bước sóng 481 nm (b).

3. Kết quả và bàn luận

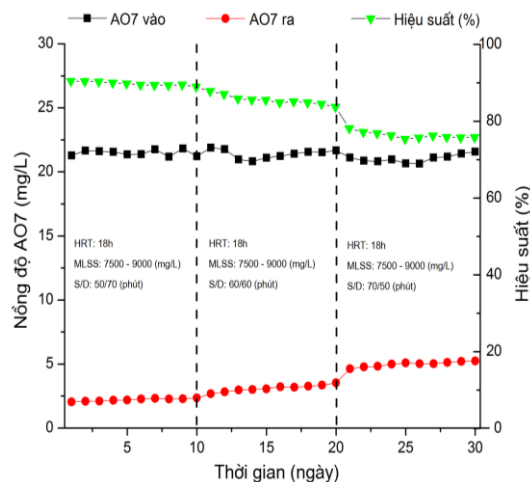
3.1. Ảnh hưởng của chế độ sục khí đến khả năng xử lý COD và AO7

3.1.1. Ảnh hưởng của chế độ sục khí đến khả năng xử lý COD

Trong nghiên cứu này, các chế độ sục khí/ngừng sục (S/D) được nghiên cứu như sau: 50 phút/70 phút; 60 phút/60 phút; 70 phút/50 phút. Mỗi chế độ chạy liên tục trong 10 ngày, mỗi ngày lấy mẫu một lần vào một giờ cố định, mang đi phân tích COD và nồng độ AO7. Giá trị COD và hiệu suất xử lý COD tại các thời điểm khác nhau của 03 chế độ sục khí/ngừng sục: 50 phút/70 phút; 60 phút/60 phút; 70 phút/50 phút được thể hiện trên Hình 3.



Hình 3. Ảnh hưởng của chế độ sục khí/ngừng sục khí lên hiệu quả xử lý COD



Hình 4. Ảnh hưởng của chế độ sục khí/ngừng sục khí lên hiệu quả xử lý AO7

Từ Hình 3, ta có thể thấy rằng khi tăng thời gian sục khí (đồng thời giảm thời gian ngừng sục khí) từ 50 phút đến 70 phút, hiệu quả xử lý COD tăng từ 86,00% lên 96,47% sau 10 ngày. Cụ thể, tại chế độ S/D là 50 phút/70 phút đồng nghĩa lượng oxy hòa tan nhỏ, thời gian hoạt động của VSV kỵ khí tăng lên, các hoạt động của VSV kỵ khí sẽ bị ức chế dẫn đến hiệu suất xử lý COD thấp. Ngược lại, ở chế độ S/D là 60 phút/60 phút và 70 phút/50 phút, khi thời gian sục tăng lên, lượng DO cung cấp cho hệ xử lý cao tạo môi trường thuận lợi cho sự phát triển của VSV hiếu khí đồng thời ức chế khả năng phát triển của vi sinh kỵ khí, kết quả là hiệu quả loại bỏ COD của hệ thống MBR đã tăng từ 93,32% lên 96,47% tương ứng với mỗi chế độ sục/ngừng sục khí 60 phút/60 phút và 70 phút/50 phút [20].

Xu thế tăng hiệu suất phân hủy COD trong hệ MBR ở điều kiện hiếu khí so với điều kiện yếm khí cũng được quan sát thấy trước đó bởi Yurtseve và cộng sự [21]. Như vậy, muốn hiệu quả xử lý COD cao, cần tiến hành ở chế độ có thời gian sục khí càng dài.

3.1.2. Ảnh hưởng của chế độ sục khí đến khả năng xử lý AO7

Nồng độ AO7 và hiệu suất xử lý AO7 tại các thời điểm khác nhau của 03 chế độ sục khí/ngừng sục: 50 phút/70 phút; 60 phút/60 phút; 70 phút/50 phút được thể hiện trên Hình 4.

Kết quả trên Hình 4 cho thấy khi tăng thời gian sục khí (đồng nghĩa với giảm thời gian ngừng sục khí) thì hiệu quả loại bỏ chất màu AO7 giảm, cụ thể: với chế độ sục/ngừng sục 50/70 phút, nồng độ AO7 giảm từ mức $22,5 \pm 0,3$ mg/L ở đầu vào xuống còn $2,2 \pm 0,15$ mg/L, hiệu suất loại bỏ trung bình đạt 90,00%; khi tăng thời gian sục khí lên 70 phút (ngừng sục khí 50 phút), hiệu suất loại bỏ AO7 trung bình giảm xuống chỉ còn 76,50%. Nguyên nhân có thể được giải thích như sau: quá trình khử thuốc nhuộm azo dựa trên phản ứng oxy hóa - khử trong đó thuốc nhuộm azo đóng vai trò là chất nhận electron cuối cùng, khi tăng thời gian sục khí, giảm thời gian ngừng sục khí, lượng oxy hòa tan trong hệ sẽ tăng lên và lúc này oxy được sử dụng làm chất nhận electron thay vì các phân tử AO7, trong khi các phân tử AO7 có thể được sử dụng làm chất nhận electron cuối cùng, dẫn đến sự phân cắt chất màu này trong điều kiện kỵ khí [22].

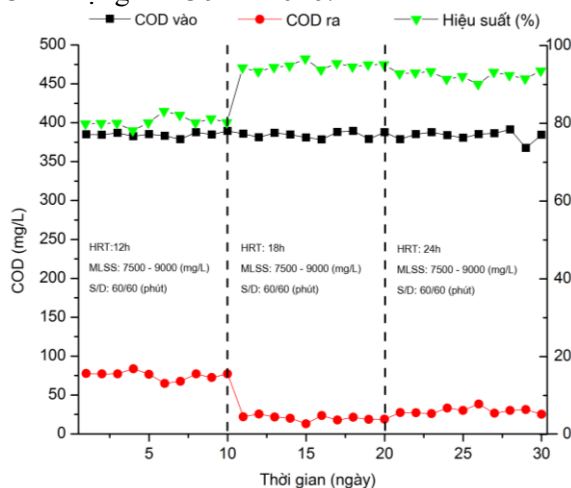
Xu thế giảm hiệu suất phân hủy chất màu diazo trong hệ MBR ở điều kiện hiếu khí so với điều kiện yếm khí cũng được quan sát thấy trước đó bởi Yurtseve và cộng sự [21]. Nhóm tác giả này đã sử dụng màng MF làm bằng polyethersulfone có đường kính lỗ xốp $0,45 \mu\text{m}$, diện tích modun màng $0,01 \text{ m}^2$ để phân hủy Remazol Brilliant Violet 5R (RBV-5R) trong nước thải tổng hợp. Tuy nhiên, nhược điểm chính của việc khử thuốc nhuộm azo trong điều kiện yếm khí là tạo ra sản phẩm trung gian dưới dạng các amin thơm và các amin này lại khó bị phân hủy tiếp trong cùng điều kiện yếm khí [23], [24] đồng thời có xu hướng tích tụ độc tố [25],[26]. Ngược lại, trong điều kiện hiếu khí, các amin này lại dễ dàng bị chuyển hóa sinh học [27], [28]. Do đó để nâng cao hiệu quả xử lý COD và AO7, các quá trình hiếu khí và yếm khí cần được kết hợp xen kẽ nhau và chế độ sục khí/ngừng sục 60/60 phút là phù hợp, sẽ được lựa chọn cho các thí nghiệm tiếp theo.

3.2. Ảnh hưởng của HRT đến khả năng xử lý COD và AO7

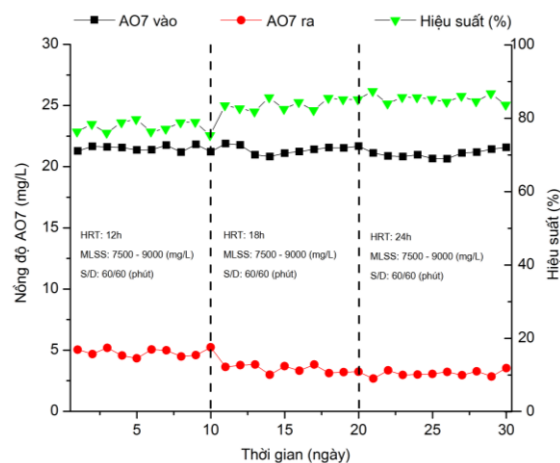
3.2.1. Ảnh hưởng của HRT đến khả năng xử lý COD

Để nghiên cứu ảnh hưởng của HRT lên hiệu quả xử lý của hệ MBR, tiến hành điều chỉnh lưu lượng nước đầu vào liên tục vào hệ MBR lần lượt 36 L/ngày; 48 L/ngày và 72 L/ngày tương ứng với HRT lần lượt là 12h; 18h và 24h. Kết quả trên Hình 5 cho thấy rằng hệ thống MBR đạt được tỷ lệ loại bỏ COD trung bình là 94,73% và 92,30% tương ứng trong trường hợp HRT là 18 và 24 giờ, nhưng trong điều kiện HRT giảm xuống 12 giờ, tỷ lệ loại bỏ COD chỉ đạt 80,49%. Như vậy HRT 10 giờ không đủ để VSV sử dụng đầy đủ cơ chất. Ngược lại, so với kết quả trong trường hợp HRT 18 giờ, khi kéo dài HRT lên 24 giờ, hiệu suất loại bỏ COD hầu như ít thay đổi. Từ đó có thể suy ra rằng các chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học trong mẫu nước đầu vào đã được vi sinh vật tiêu thụ gần như hoàn toàn trong 18 giờ. Bên cạnh đó, khi HRT quá dài, có thể trong bể MBR

không còn đủ chất dinh dưỡng, VSV có thể chuyển sang trạng thái hô hấp nội sinh, thậm chí tự phân hủy [18]. Xác chết của các VSV có thể hòa tan trong dung dịch hỗn hợp và ảnh hưởng đến chất lượng nước thải đầu ra.



Hình 5. Ảnh hưởng của HRT đến hiệu quả xử lý COD



Hình 6. Ảnh hưởng của HRT lên hiệu quả xử lý AO7

Theo Wang và cộng sự [29], việc loại bỏ toàn bộ COD của hệ thống MBR là do hai yếu tố, một là loại bỏ sinh học bởi VSV và hai là ngăn chặn vật lý bằng màng và lớp cặn bám trên bề mặt màng, trong đó quá trình vật lý đóng góp khoảng 4%–5,5% vào quá trình loại bỏ COD [30]. Ngoài ra, cũng cần xem xét vai trò của sự có mặt của AO7 trong dòng cấp đã ảnh hưởng đến hiệu quả loại bỏ COD của hệ MBR. Theo kết quả nghiên cứu của Konsowa và cộng sự [31], khi lượng AO7 có mặt trong dòng cấp càng nhiều, hiệu quả loại bỏ COD càng giảm. Do đó, khi HRT kéo dài lên 24h, có thể sự gia tăng tải lượng AO7 trong hệ MBR đã làm giảm hiệu suất xử lý COD đi một chút.

3.2.2. Ảnh hưởng của HRT đến khả năng xử lý AO7

Kết quả trên Hình 6 cho thấy rằng hệ thống MBR đạt được tỷ lệ loại bỏ AO7 trung bình 83,56% và 85,58% lần lượt trong trường hợp HRT 18 và 24 giờ, nhưng trong điều kiện HRT giảm xuống còn 12 giờ, tỷ lệ loại bỏ AO7 giảm xuống còn 77,59%. Nguyên nhân có thể được giải thích như sau: trong hệ MBR, màng MF có thể loại bỏ phần lớn các chất lơ lửng, chẳng hạn như các hạt, chất keo và vi sinh vật; tuy nhiên, có thể không hiệu quả để loại bỏ các chất màu và carbon hữu cơ hòa tan [32], [33]. Do đó, nhiều tác giả cho rằng cơ chế chính gây ra sự loại bỏ màu là sự hấp phụ trên sinh khối [34], [35]. Phân hủy sinh học dường như đóng một vai trò nhỏ trong việc loại bỏ màu sắc vì bản chất khó phân hủy của thuốc nhuộm trong hệ thống bùn hoạt tính được báo cáo nhiều trong các tài liệu trước đây [35]. Do đó, có thể khi tăng HRT, lượng chất AO7 bị hấp phụ trên sinh khối sẽ tăng lên, dẫn đến hiệu quả loại bỏ AO7 tăng lên như quan sát thấy ở trên. Kết quả này cũng phù hợp với một số kết quả nghiên cứu khác [36], [37].

Tuy nhiên, sự chênh lệch về hiệu suất loại bỏ AO7 trong trường hợp HRT 18h và 24h là không nhiều, nguyên nhân có thể do nồng độ AO7 trong các thí nghiệm này là khá thấp nên khi tăng HRT từ 18h lên 24h, sự chênh lệch lượng chất AO7 đã bị hấp phụ đã không được quan sát thấy một cách rõ ràng. Ngoài ra, có thể khi thời gian lưu thủy lực quá lâu (24h), có thể sự có mặt của AO7 đã gây độc cho các VSV, làm giảm khả năng phân hủy sinh học AO7. Theo kết quả nghiên cứu của Konsowa và cộng sự [31], khi lượng AO7 có mặt càng nhiều trong hệ MBR, hiệu quả xử lý AO7 càng giảm.

Như vậy, khi xem xét cả khả năng phân hủy COD và chất màu AO7, HRT 18h là phù hợp.

4. Kết luận

Nghiên cứu này đã chỉ ra rằng khi tăng thời gian sục khí từ 50 phút lên 70 phút, giảm thời gian ngừng sục khí từ 70 phút xuống 50 phút, hiệu quả loại bỏ COD tăng từ 86% lên 96% trong khi hiệu quả xử lý AO7 giảm từ 96% xuống còn 76,5% do các phân tử oxy được sử dụng làm chất nhận electron thay vì các phân tử AO7, dẫn đến sự phân cắt chất màu này trong điều kiện hiếu khí bị suy giảm. Do đó, chu kỳ sục khí/ngừng sục 60 phút/60 phút là phù hợp để xử lý hiệu quả đồng thời COD và AO7. Bên cạnh đó, thời gian lưu thủy lực cũng là một thông số ảnh hưởng đến hiệu quả xử lý COD và AO7, đều làm tăng hiệu quả xử lý COD và AO7 khi HRT tăng từ 12h lên 18h. Tuy nhiên, khi thời gian lưu thủy lực quá lâu (24h), có thể sự có mặt của AO7 gây độc cho các VSV, làm giảm khả năng phân hủy các chất hữu cơ và AO7, dẫn đến hiệu suất xử lý hầu như không thay đổi. Do đó 18h là HRT phù hợp để xử lý hiệu quả đồng thời COD và AO7. Với điều kiện tối ưu: sục khí/ngừng sục 60 phút:60 phút, HRT 18h, hiệu suất xử lý COD và AO7 lần lượt đạt 94,7% và 83,6%.

Lời cảm ơn

Công trình này được ủng hộ bởi đề tài nghiên cứu cơ bản thuộc Quỹ phát triển KH và CN Quốc gia (NAFOSTED) ‘Nghiên cứu xử lý triệt để một số chất tạo màu AZO khó phân hủy sinh học trong nước thải dệt nhuộm bằng kết hợp quá trình ozone hóa đồng thể với công nghệ màng lọc sinh học (MBR)’ (Mã số: 105.99-2018.18).

TÀI LIỆU THAM KHẢO/ REFERENCES

- [1] J. Dasgupta, J. Sikder, S. Chakraborty, S. Curcio, and E. Drioli, “Remediation of textile effluents by membrane based treatment techniques: A state of the art review,” *Journal of Environmental Management*, vol. 147, pp. 55–72, 2015.
- [2] A. K. Verma, R. R. Dash, and P. Bhunia, “A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters,” *Journal of Environmental Management*, vol. 93, pp. 154–168, 2012.
- [3] CPCB, *Advanced Methods for Treatment of Textile Industry Effluents*, Central Pollution Control Board, Ministry of Environment & Forests, New Delhi, 2007.
- [4] F. Duarte, V. Morais, F. J. Maldonado-Hodar, and L. M. Madeira, “Treatment of textile effluents by the heterogeneous Fenton process in a continuous packed-bed reactor using Fe/activated carbon as catalyst,” *Chemical Engineering Journal*, vol. 232, pp. 34–41, 2013.
- [5] Q. Wang, Z. Luan, N. Wei, J. Li, and C. Liu, “The color removal of dye wastewater by magnesium chloride/red mud (MRM) from aqueous solution,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 170, pp. 690–698, 2009.
- [6] N. M. H. ElDefrawy and H. F. Shaalan, “Integrated membrane solutions for green textile industries,” *Desalination*, vol. 204, pp. 241–254, 2007.
- [7] I. Arslan-Alaton, B. H. Gursoy, and J. E. Schmidt, “Advanced oxidation of acid and reactive dyes: effect of Fenton treatment on aerobic, anoxic and anaerobic processes,” *Dyes Pigments*, vol. 78, pp. 117–130, 2008.
- [8] R. Ennouri, M. Panizza, T. Mhiri, and S. C. Elaoud, “Electrochemical behaviour of acid orange 7 by cyclic voltammetry in different solvents,” *Portugaliae Electrochimica Acta*, vol. 35, no. 5, pp. 269–277, 2017.
- [9] B. Naraghi, F. Zabihi, M. R. Narooie, M. Saeidi, and H. Biglari, “Removal of acid orange 7 dye from aqueous solutions by adsorption onto Kenya tea pulps; granulated shape,” *Electron Physician*, vol. 9, no. 5, pp. 4312–4321, 2017.
- [10] V. K. Gupta, A. Mittal, V. Gajbe, and J. Mittal, “Removal and Recovery of the Hazardous Azo Dye Acid Orange 7 through Adsorption over Waste Materials: Bottom Ash and De-Oiled Soya,” *Industrial & Engineering Chemistry Research*, vol. 45, no. 4, pp. 1446–1453, 2006.
- [11] D. Sannino, N. Morante, O. Sacco, A. Mancuso, L. De Guglielmo, G. Di Capua, N. Femia, and V. Vaiano, “Visible light-driven degradation of Acid Orange 7 by light modulation techniques,” *Photochemical & Photobiological Sciences*, vol. 22, pp. 185–193, 2023.
- [12] C. K. Lim, H. H. Bay, A. Aris, Z. Abdul Majid, and Z. Ibrahim, “Biosorption and biodegradation of Acid Orange 7 by *Enterococcus faecalis* strain ZL: optimization by response surface methodological approach,” *Environmental Science and Pollution Research International*, vol. 20, no. 7, pp. 5056–5066, 2013.

- [13] M. Yan, H. Xie, Q. Zhang, H. Qu, J. Shen, and J. Kong, "Hemin Based Biomimetic Oxidative Degradation of Acid Orange 7," *Journal of Materials Science and Chemical Engineering*, vol. 4, no. 6, pp. 26 – 34, 2016.
- [14] Y. Lau, Y. S. Wong, T. T. Teng, N. Morad, M. Rafatullah, and S. Ong, "Coagulation-flocculation of azo dye Acid Orange 7 with green refined laterite soil," *Chemical Engineering Journal*, vol. 246, pp. 383-390, 2014.
- [15] A. C. Gomes, I. C. Gonçalves, and M. N. de Pinho, "The role of adsorption on nanofiltration of azo dyes," *Journal of Membrane Science*, vol. 255, no. 1–2, pp. 157-165, 2005.
- [16] J. Hoigne, "Inter-calibration of OH radical sources and water quality parameters," *Water Science and Technology*, vol. 35, no. 4, pp. 1-8, 1997.
- [17] J. Lobos, C. Wisniewski, M. Heran, and A. Grasmick, "Membrane bioreactor performances: comparison between continuous and sequencing systems," *Desalination*, vol. 199, pp. 319 - 321, 2006.
- [18] F. Feng, Z. Xu, X. Li, W. You, and Y. Zhen, "Advanced treatment of dyeing wastewater towards reuse by the combined Fenton oxidation and membrane bioreactor process," *Journal of Environmental Sciences*, vol. 22, no. 11, pp. 1657 – 1665, 2010.
- [19] L. Rieger, I. Takács, and H. Siegrist, "Improving Nutrient Removal While Reducing Energy Use at Three Swiss WWTPs Using Advanced Control," *Water Environment Research*, vol. 84, no. 2, pp. 170 - 188, 2012.
- [20] O.T. Iorhemen, R.A. Hamza, and J.H. Tay, "Membrane Bioreactor (MBR) Technology for Wastewater Treatment and Reclamation: Membrane Fouling," *Membranes (Basel)*, vol. 6, no. 2, pp. 33, 2016.
- [21] A. Yurtsever, E. Sahinkaya, Ö. Aktaş, D. Uçar, Ö. Çınar, and Z. Wang, "Performances of anaerobic and aerobic membrane bioreactors for the treatment of synthetic textile wastewater," *Bioresource Technology*, vol. 192, pp. 564-573, 2015.
- [22] M. Isik, "Efficiency of simulated textile wastewater decolorization process based on the methanogenic activity of upflow anaerobic sludge blanket reactor in salt inhibition condition," *Enzyme and Microbial Technology*, vol. 35, pp. 399–404, 2004.
- [23] D. Mendez-Paz, F. Omil, and J. M. Lema, "Anaerobic treatment of azo dye Acid Orange 7 under fedbatch and continuous conditions," *Water Research*, vol. 39, no. 7, pp. 771-778, 2005.
- [24] E. Razo-Flores, B. A. Donlon, J. A. Field, and G. Lettinga, "Biodegradability of N-substituted aromatics and alkylphenols under methanogenic conditions using granular sludge," *Water Science Technology*, vol. 33, pp. 47-57, 1996.
- [25] F. P. Van der Zee and S. Villaverde, "Combined anaerobic-aerobic treatment of azo dyes—A short review of bioreactor studies," *Water Research*, vol. 39, pp. 1425-1440, 2005.
- [26] A. Gottlieb, C. Shaw, A. Smith, A. Wheatley, and S. Forsythe, "The toxicity of textile reactive azo dyes after hydrolysis and decolorization," *Journal of Biotechnology*, vol. 101, no. 1, pp. 49-56, 2003.
- [27] N. C. G. Tan, A. Borger, P. Slender, A. V. Svitelskaya, G. Lettinga, and J. A. Field, "Degradation of azo dye Mordant Yellow 10 in a sequential anaerobic and bioaugmented aerobic reactor," *Water Science Technology*, vol. 42, no. 3, pp. 337-344, 2000.
- [28] M. Isýk and D. T. Sponza, "Simüle Tekstil Atýksuyunun Anaerobik/Aerobik Arýtýmý," *Ekoloji*, vol. 14, no. 1, pp. 1-8, 2004.
- [29] Y. Wang, X. Huang, and Q. P. Yuan, "Nitrogen and carbon removals from food processing wastewater by an anoxic/aerobic membrane bioreactor," *Process Biochemistry*, vol. 40, no. 5, pp. 1733–1739, 2005.
- [30] J. Y. Tian, H. Liang, X. Li, S. J. You, S. Tian, and G. B. Li, "Membrane coagulation bioreactor (MCBR) for drinking water treatment," *Water Research*, vol. 42, no. 14, pp. 3910–3920, 2008.
- [31] A. H. Konsowa, H. B. Abd El-Rahman, and M. A. Moustaf, "Removal of azo dye acid orange 7 using aerobic membrane bioreactor," *Alexandria Engineering Journal*, vol. 50, pp. 117–125, 2011.
- [32] M. M. Zhang, C. Li, M. M. Benjamin, and Y. J. Chang, "Fouling and natural organic matter removal in adsorbent/membrane systems for drinking water treatment," *Environmental Science & Technology*, vol. 37, no. 8, pp. 1663–1669, 2003.
- [33] E. Drioli, G. Profio, and E. Curcio, "Hybrid membrane operations in water desalination and industrial processes rationalization," *Water Science & Technology*, vol. 51, no. 6-7, pp. 293-304, 2005.
- [34] M. Brik, P. Schoeberl, B. Chamam, R. Braun, and W. Fuchs, "Advanced treatment of textile wastewater towards reuse using a membrane bioreactor," *Process Biochemistry*, vol. 41, pp. 1751–1757, 2006.
- [35] R. Krull and E. Doepkens, "Recycling of dyehouse effluents by biological and chemical treatment," *Water Science & Technology*, vol. 49, no. 4, pp. 311–317, 2004.
- [36] C. Visvanathan, R. B. Aim, and K. Parameshwaran, "Membrane separation bioreactor for wastewater treatment," *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 30, no. 1, pp. 1–48, 2000.
- [37] X. Zhang and J. Liu, "Dyeing and printing wastewater treatment in a MBR with a gravity drain," *Desalination*, vol. 190, pp. 277–286, 2006.