



Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ

Số chuyên đề: Môi trường và Biến đổi khí hậu

website: ctujsvn.ctu.edu.vn



DOI:10.22144/ctu.jvn.2023.111

SỬ DỤNG TẤM JMAT LÀM GIÁ THỂ VI SINH TRONG HỆ THỐNG LỌC SINH HỌC NGẬP NƯỚC HIẾU KHÍ XỬ LÝ NƯỚC THẢI SINH HOẠT

Kim Lavane*, Nguyễn Trường Thành và Phạm Văn Toàn

Khoa Môi trường và Tài nguyên Thiên nhiên, Trường Đại học Cần Thơ

*Người chịu trách nhiệm về bài viết: Kim Lavane (email: klavane@ctu.edu.vn)

Thông tin chung:

Ngày nhận bài: 01/02/2023

Ngày nhận bài sửa: 01/03/2023

Ngày duyệt đăng: 10/03/2023

Title:

Using Jmat Plate as Microbial Carrier in Submerged Biological Filter to Treat Domestic Wastewater

Từ khóa:

Giá thể, hiệu suất, lọc sinh học ngập nước, tấm Jmat

Keywords:

Carrier, Jmat plate, removal efficiency, submerged biofilter

ABSTRACT

This study aimed to assess the potential use of Jmat as a carrier in aerobic submerged biofilter systems for domestic wastewater treatment. The triplicated experimental models were designed with a media height of 0.9 m and completely submerged in feeding wastewater. The filter columns were fed with wastewater by using a peristaltic pump with 2 loading rates of 2 m³/m².day and 4 m³/m².day, respectively. The results showed that the concentration of pollutants in treated wastewater met the technical regulation QCVN 14:2008/BTNMT (column A). Using Jmat as biofilter media in aerobic submerged biofiltration provides high pollutant removal rates. The removal efficiencies for SS are 95.8%, COD: 92.5%, BOD₅: 93.5%, TKN: 94.0%. The effluent concentration of NO₃⁻ is higher than the influent, indicating that the nitrification process was taking place. When doubling the loading load, the performance of removing substances decreases, but the targets SS, PO₄³⁻, COD, BOD₅, TKN still meet the technical regulation QCVN 14-MT:2008/BTNMT (type A). This research shows that Jmat can be used as a carrier in biological filtration systems to treat domestic wastewater.

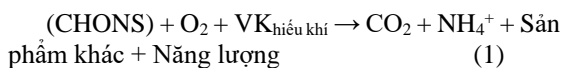
TÓM TẮT

Mục tiêu của nghiên cứu này là đánh giá khả năng áp dụng tấm Jmat làm giá thể vi sinh (biocarrier) trong hệ thống lọc sinh học ngập nước hiếu khí xử lý nước thải sinh hoạt. Ba mô hình thí nghiệm được thiết kế chiều cao lớp giá thể 0,9 m và ngập hoàn toàn trong nước thải. Các cột lọc được nạp nước thải bằng bơm nhu động với 2 tải nạp lần lượt là 2 m³/m².ngày và 4 m³/m².ngày. Kết quả nghiên cứu cho thấy nồng độ chất ô nhiễm trong nước thải sau xử lý thấp và đạt QCVN 14:2008/BTNMT. Tấm lọc Jmat được sử dụng làm giá thể trong lọc sinh học ngập nước mang lại hiệu suất loại bỏ chất ô nhiễm cao. Hiệu suất xử lý SS là: 95,8%, COD: 92,5%, BOD₅: 93,5%, TKN: 94,0%. Nồng độ NO₃⁻ đầu ra của mô hình cao hơn đầu vào, cho thấy quá trình nitrate hóa diễn ra tốt. Khi tăng gấp đôi tải nạp thì hiệu suất loại bỏ các chất giảm nhưng các chỉ tiêu SS, PO₄³⁻, COD, BOD₅, TKN vẫn đạt QCVN 14-MT:2008/BTNMT (loại A). Dựa trên kết quả nghiên cứu này, tấm Jmat có thể sử dụng làm giá thể vi sinh trong hệ thống lọc sinh học để xử lý các chất ô nhiễm trong nước thải sinh hoạt.

1. GIỚI THIỆU

Công nghệ lọc sinh học hiếu khí ngập nước được phát triển từ những năm 1900s (Hodkinson et al., 1999). Bể lọc thường có 3 pha gồm pha rắn, pha lỏng và pha khí, trong đó, pha rắn là giá thể cho vi sinh vật (VSV) phát triển màng sinh học, pha lỏng chứa các giá thể, và pha khí cung cấp nguồn oxy cho các VSV hiếu khí (Mendoza-Espinosa & Stephenson, 1999). Sự kết hợp giữa quá trình lọc và hoạt động của các VSV trên bề mặt giá thể trong quá trình xử lý mang lại nhiều ưu điểm để làm giảm hoặc loại bỏ nhiều chất ô nhiễm khác nhau như: SS, COD, BOD₅, NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻, các chất hữu cơ bay hơi trong hệ thống lọc (Chen et al., 2015; Priya & Philip, 2015). Cơ chế chính loại bỏ chất ô nhiễm trong hệ thống lọc sinh học ngập nước hiếu khí gồm sự kết hợp của cả cơ chế lý học và sinh học. Các chất ô nhiễm trong nước thải thấm qua lớp giá thể và sẽ bị hấp phụ vào màng sinh học có bề dày khác nhau 0,05-0,76 mm (Albuquerque et al., 2012; Suarez et al., 2019) và bị phân hủy bởi VSV theo phương trình phản ứng (1). Các VSV trong màng sinh học hấp thụ và đồng hóa các sản phẩm tạo ra từ quá trình di hóa, tổng hợp nên các tế bào mới theo phương trình phản ứng (2) để củng cố và ổn định màng sinh học. Ngoài ra, lớp ngoài màng sinh học cũng lọc và giữ lại chất SS trên bề mặt của chúng góp phần làm giảm nồng độ BOD₅ và COD trong nước thải. Bể lọc sinh học hiếu khí ngập nước hoạt động linh hoạt, cung cấp một lựa chọn nhỏ gọn ở các giai đoạn trong hệ thống xử lý nước thải (Pramanik et al., 2012). Bên cạnh đó, nhiều nghiên cứu cho thấy rằng, hệ thống lọc sinh học hiếu khí ngập nước có thể xử lý nhiều loại nước thải khác nhau như nước thải chăn nuôi (Chen et al., 2015; Xin et al., 2021), nước thải sinh hoạt (Tao et al., 2016), nước thải nhân tạo (Yang et al., 2015), nước thải chế biến thủy sản (Việt và ctv., 2015).

Quá trình oxy hóa các chất hữu cơ (hay di hóa):



Quá trình tổng hợp tế bào vi khuẩn mới (đồng hóa):



Đặc điểm quan trọng trong hệ thống bể lọc sinh học hiếu khí ngập nước là giá thể rắn vừa giữ vai trò làm giá bám cho các VSV để loại bỏ các chất ô nhiễm trong nước thải vừa là lớp lọc (Mann & Stephenson, 1997). Giá thể được giữ cố định và ngập trong nước nên hoạt động xử lý của bề mặt

tự quá trình màng sinh học cố định (fixed-film process). Màng sinh học (biofilm còn gọi là zooglycal film) hình thành trên bề mặt các giá thể bao gồm vi khuẩn, nấm sợi, tảo, nguyên sinh động vật và các dạng sống khác và mất khoảng thời gian 3-4 tuần để hình thành (Gray, 2004, trích dẫn bởi Việt và ctv., 2015).

Lựa chọn giá thể cho VSV trong hệ thống lọc sinh học hiếu khí ngập nước cũng là một thách thức và thường dựa vào 3 yếu tố chính gồm hiệu quả chi phí, sự ổn định màng sinh học, hiệu suất xử lý hệ thống (Al-Amshawee et al., 2020). Một số giá thể được nghiên cứu gồm than sinh học (Xin et al., 2021), hạt chà là (Malakootian et al., 2021), ống luồng dây điện (Việt và ctv., 2015), ống hút (Lavane và ctv., 2021), và một số vật liệu khác (Abou-Elala et al., 2015). Hiệu suất xử lý cũng được so sánh giữa các loại giá thể khác nhau (Faskol & Racoviteanu, 2021). Một nghiên cứu tổng quan cho thấy giá thể nhựa tổng hợp được sử dụng phổ biến làm giá thể vi sinh trong hệ thống lọc sinh học hiếu khí ngập nước (Al-Amshawee et al., 2020).

Giá thể vi sinh đóng vai trò quan trọng để thúc đẩy sự phát triển ổn định màng sinh học, nâng cao sự tiếp xúc oxy của màng sinh học và giữ lại hàm lượng chất rắn lơ lửng (Pramanik et al., 2012). Dạng vật liệu bông xốp làm giá thể vi sinh trong hệ thống sinh học xử lý nước thải cho thấy sinh khối VSV phát triển cả bên trong và bề mặt khối giá thể (Nguyen et al., 2010). Tấm lọc Jmat được ứng dụng làm giá thể trong các bể cá Koi để làm sạch nước nhưng chưa thấy được áp dụng làm giá thể vi sinh trong hệ thống xử lý nước thải. Với cấu trúc dạng sợi và có diện tích bề mặt lớn, đây cũng có thể là một trong những vật liệu phù hợp làm giá thể cho VSV để xử lý nước thải. Do đó, mục tiêu của nghiên cứu này là đánh giá hiệu suất hoạt động của hệ thống lọc sinh học hiếu khí ngập nước sử dụng giá thể Jmat để loại bỏ chất rắn lơ lửng, chất hữu cơ, chất dinh dưỡng trong nước thải sinh hoạt.

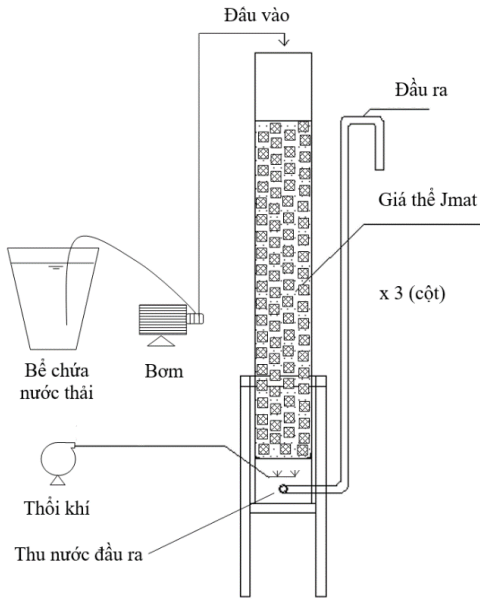
2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Mô hình thí nghiệm

Nghiên cứu được thực hiện với quy mô phòng thí nghiệm. Mô hình bể lọc sinh học hiếu khí ngập nước được thiết kế bằng kính tiết diện vuông 0,15 m với chiều cao 1,2 m (Hình 1).

Tấm lọc Jmat được mua tại cơ sở bán cá kiếng. Tấm lọc được chế tạo từ những sợi nhựa tổng hợp nhẹ, bền với độ dày khoảng 5 cm. Đặc điểm của tấm lọc là nhẹ và thoát nước tốt. Tấm lọc được cắt nhỏ thành khối hộp có kích thước khoảng 2 x 2 x 2,5 cm

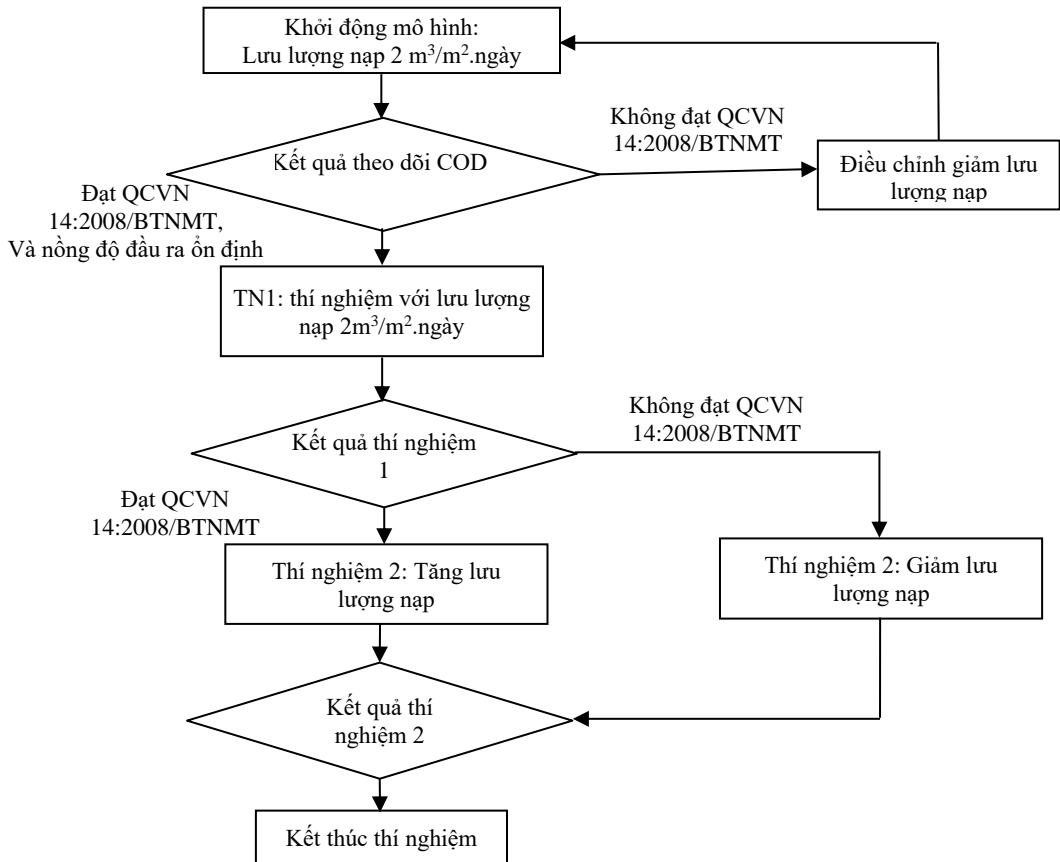
(Nguyen et al., 2010). Lớp giá thể có chiều cao 0,9 m, được đặt cách mặt đáy 0,12 m.



Hình 1. Mô hình lọc sinh học ngập nước

2.2. Vận hành mô hình

Nước thải sinh hoạt được lấy từ cống xả tại hẻm 124, đường 3/2, quận Ninh Kiều, thành phố Cần Thơ. Nước thải được lọc và lắng để loại bỏ những chất rắn có thể lắng được. Sau đó, nước thải phân phối vào các cột mô hình lọc bằng máy bơm nhu động đa kênh. Trong thí nghiệm 1, mô hình được nạp nước với tải nạp là 2 m³/m².ngày, tương ứng với thời gian lưu nước (HRT) là 9,8 giờ và tải nạp chất hữu cơ là 0,41 kgBOD₅/m³.ngày. Máy thổi khí phân phối khí ngược từ đáy bể lên đảm bảo cung cấp đủ oxy cho VSV. Cuối quá trình xử lý, nước được thu lại ngăn thu nước. Ở đây, các chất rắn cùng với màng sinh học bị bong tróc ra sẽ lắng xuống. COD trước và sau khi xử lý được theo dõi liên tục trong nhiều ngày. Khi COD đầu ra đã ổn định, mẫu đo đạc được lấy và phân tích các chỉ tiêu: pH, DO, độ đục, SS, P-PO₄³⁻, N-NO₃⁻, TKN, BOD₅, COD so sánh với QCVN 14-MT:2015/BTNMT. Nếu COD đầu ra chưa ổn định thì tiếp tục vận hành một thời gian. Quy trình tiến hành thí nghiệm được trình bày theo sơ đồ trong Hình 2.



Hình 2. Quy trình khởi động mô hình và thí nghiệm

Sau khi kết thúc thí nghiệm 1 với tải nạp nước 2 m³/m².ngày, hệ thống được vận hành với tải nạp cao hơn 2 lần (4 m³/m²) với HRT và tải nạp chất hữu cơ lần lượt là 4,8 giờ và 0,82 kgBOD₅/m³.ngày. Tương tự, COD đầu ra được theo dõi để đánh giá sự ổn định mô hình. Sau khi ổn định, mẫu nước thải sau xử lý được thu thập và phân tích các chỉ tiêu: pH, DO, SS, PO₄³⁻, NO₃⁻, TKN, BOD₅, COD và so sánh với QCVN 14-MT:20008/BTNMT.

Phương pháp phân tích các chỉ tiêu ô nhiễm được thực hiện dựa theo quy chuẩn hiện hành tại phòng thí nghiệm Hóa Kỹ thuật Môi trường, Khoa Môi trường và Tài nguyên Thiên nhiên, Trường Đại học Cần Thơ. Trong đó, chỉ tiêu pH và DO được đo bằng điện cực bởi thiết bị đo đa chỉ tiêu HANNA HI9812-5. Độ đục được đo bằng máy quang phổ HACH

TL2300. BOD₅ được xác định bằng phương pháp Winkler cải tiến (TCVN 6001-1:2008). COD được xác định bằng phương pháp Dicromate đun hoàn lưu kín (TCVN 6491-1999). N-NH₄⁺ được xác định theo phương pháp chung cất và chuẩn độ (TCVN 5988:1995). N-NO₃⁻ được xác định theo phương pháp Salicylate (ISO 10304-1:2007). P-PO₄³⁻ được xác định theo phương pháp thiếc chlorua. Chỉ tiêu SS được xác định bằng phương pháp khối lượng (TCVN 6625:2000). Số liệu thí nghiệm được xử lý bằng phần mềm ứng dụng Excel 2016 và SigmaPlot 14.0.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Tính chất nước thải đầu vào

Tính chất nước thải đầu vào được trình bày trong Bảng 1

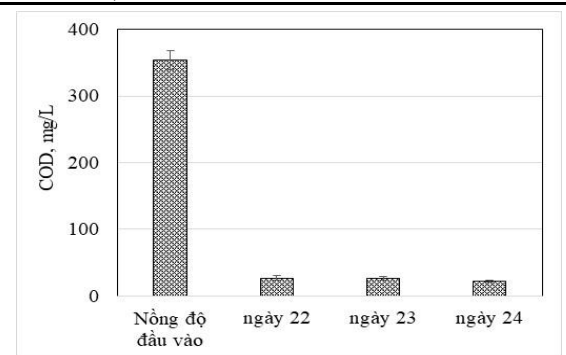
Bảng 1. Thành phần tính chất nước thải đầu vào

Chỉ tiêu	Đơn vị	Trung bình (n=3)	STD	QCVN 14:2008/BTNMT (Cột A)
pH		6,33	0,21	5 - 9
Độ đục	NTU	90,1	6,2	-
SS	mg/L	62	15,8	50
P-PO ₄ ³⁻	mg/L	3,70	0,26	6
N-NO ₃ ⁻	mg/L	0,90	0,20	30
TKN	mg/L	38,4	11,1	-
BOD ₅	mg/L	211,5	23,2	30
COD	mg/L	358,9	15,8	-

Dựa vào kết quả trên, thành phần tính chất ô nhiễm của nước thải ít biến động trong khoảng thời gian thu mẫu, nồng độ qua từng ngày có độ lệch thấp. Độ pH của nước thải nằm trong khoảng 6 - 9 nên thích hợp cho hoạt động của VSV. Tỷ lệ BOD₅/COD = 0,59 > 0,5 phù hợp cho quá trình xử lý sinh học (Việt & Ngân, 2015).

3.2. Đánh giá thời gian ổn định của hệ vi sinh

Sau khi lắp đặt xong thì mô hình được nạp nước thải và vận hành trong 3 tuần liên tục. Tiếp theo, nước thải được thu thập trong 3 ngày liên tục để đánh giá sự ổn định của VSV phát triển trong mô hình. Kết quả cho thấy nồng độ COD trong nước thải đầu ra dao động nhỏ từ 22,23 mg/L đến 25,56 mg/L (Hình 3). Từ kết quả này, hệ VSV phát triển trong mô hình đã đạt trạng thái ổn định. Với một số nghiên cứu trước, thời gian ổn định của mô hình lọc sinh học sử dụng các giá thể dạng ống nhựa khoảng 1-2 tuần (Việt và ctv., 2015; Lavane và ctv., 2021). Trong nghiên cứu này, thời gian ổn định kéo dài tương tự như trong nghiên cứu sử dụng vật liệu dạng bông xốp với sinh khối VSV phát triển ổn định sau khoảng 15 ngày (Nguyen et al., 2010). Có thể thấy rằng, giá thể Jmat phù hợp cho các VSV hình thành màng sinh học tương tự như các vật liệu khác.



Hình 3. Kết quả COD sau thời gian khởi động mô hình

3.3. Đánh giá chất lượng nước thải sau xử lý

Sau khi mô hình ổn định, mô hình thí nghiệm được vận hành với tải nạp nước 2 m³/m².ngày để đánh giá khả năng loại bỏ chất ô nhiễm. Các mẫu nước thải sau xử lý được thu thập song song từ 3 cột lọc (3 lần lần lặp lại) liên tục trong 3 ngày, mỗi ngày lấy mẫu 1 lần. Kết quả nước thải sau xử lý được trình bày trong Bảng 2. Dựa trên kết quả, các chỉ tiêu theo dõi trong nước thải sau xử lý đạt cột A của QCVN 14-MT:2008/BTNMT.

Bảng 2. Nồng độ các chỉ tiêu trong nước thải sau xử lý với tải nạp 2 m³/m².ngày

Chỉ tiêu	Đơn vị	Trước xử lý	Sau xử lý	QCVN 14-MT:2008/BTNMT	
				A	B
pH	-	6,1 ± 0,10	6,5 ± 0,10	5-9	5-9
DO	mg/L	1,1 ± 0,2	5,33 ± 0,35	-	-
Độ đục	NTU	90,1 ± 6,2	3,74 ± 1,01	-	-
SS	mg/L	68,0 ± 10,0	2,30 ± 0,26	50	100
BOD ₅	mg/L	216,4 ± 21,7	12,5 ± 3,21	30	50
COD	mg/L	319,8 ± 34,6	21,4 ± 2,16	-	-
TKN	mg/L	53,0 ± 7,8	3,4 ± 0,19	-	-
N-NO ₃ ⁻	mg/L	0,68 ± 0,26	8,3 ± 0,22	30	50
P-PO ₄ ³⁻	mg/L	3,6 ± 0,25	1,4 ± 0,17	6	10

Chất lượng nước thải sau xử lý ở thí nghiệm 1 đạt sâu so với quy định nên thí nghiệm 2 được thực hiện bằng cách tăng tải nạp nước. Kết quả thí nghiệm ở tải nạp nước 4 m³/m².ngày được trình bày ở Bảng 3. Khi tăng tải nạp nước thải lên 4 m³/m².ngày, nồng độ các chỉ tiêu theo dõi tăng. Tuy nhiên, hệ thống vẫn hoạt động ổn định và chất lượng nước thải sau xử lý vẫn đạt cột A trong QCVN 14-MT:2008/BTNMT.

Giá trị pH của nước thải trước và sau xử lý dao động nhẹ. Nhìn chung, pH nước thải tương đối ổn định và thích hợp cho hoạt động của VSV trong hệ thống xử lý sinh học. Nồng độ DO trong nước thải được cải thiện, tăng từ 0,47 mg/L lên > 4 mg/L vì cột lọc được sục khí liên tục trong thời gian thí nghiệm.

Bảng 3. Nồng độ các chỉ tiêu trong nước thải sau xử lý với tải nạp 4 m³/m².ngày

Chỉ tiêu	Đơn vị	Trước xử lý	Sau xử lý	QCVN 14-MT:2008/BTNMT	
				A	B
pH	-	6,1 ± 0,10	6,6 ± 0,12	5-9	5-9
DO	mg/L	0,97 ± 0,11	5,4 ± 0,15	-	-
Độ đục	NTU	61,3 ± 5,4	6,5 ± 1,5	-	-
SS	mg/L	53,8 ± 1,5	3,5 ± 0,73	50	100
BOD ₅	mg/L	226,6 ± 9,7	25,2 ± 1,8	30	50
COD	mg/L	325,1 ± 11,5	32,3 ± 5,8	-	-
TKN	mg/L	49,9 ± 2,5	5,5 ± 0,39	-	-
NO ₃ ⁻	mg/L	0,81 ± 0,18	8,9 ± 0,16	30	50
PO ₄ ³⁻	mg/L	3,5 ± 0,58	1,8 ± 0,04	6	10

Chất rắn lơ lửng trong nước thải giảm từ 68,0 mg/L xuống 2,3 mg/L trong thí nghiệm 1 và từ 53,8 mg/L xuống 3,5 mg/L trong thí nghiệm 2. Sự phát triển màng sinh học trên bề mặt và trong giá thể giúp giữ lại SS trên lớp màng sinh học. Màng sinh học hình thành trên giá thể có thể hấp phụ SS trong hệ thống lọc sinh học ngập nước. Khi tăng tải nạp, dòng chảy trong hệ thống tăng có thể ảnh hưởng đến sự ổn định màng sinh học và do đó ảnh hưởng đến khả năng loại bỏ SS.

Chất hữu cơ: Qua kết quả thí nghiệm, nồng độ BOD và COD trong nước thải giảm nhiều sau khi lọc qua cột lọc sinh học có vật liệu đệm bằng tấm lọc Jmat. Nồng độ BOD₅ trong nước thải sau xử lý của 2 thí nghiệm nhỏ hơn 30 mg/L (cột A, QCVN 14:2008/BTNMT). Cụ thể, nồng độ BOD giảm từ 216,4 mg/L xuống còn 12,5 mg/L ở tải nạp 2 m³/m².ngày và giảm từ 226,6 mg/L xuống 25,5

mg/L ở tải nạp 4 m³/m².ngày Tương tự, nồng độ COD trong nước thải sau xử lý giảm đáng kể, với nồng độ còn lại 21,4 mg/L và 32,3 mg/L lần lượt trong thí nghiệm 1 và thí nghiệm 2. Nước thải sau xử lý bằng cột lọc sinh học hiếu khí sử dụng tấm lọc Jmat làm giá thể có chất lượng đạt loại A theo QCVN 14:2008/BTNMT. Trong hệ thống lọc sinh học có sục khí, chất hữu cơ được loại bỏ tốt hơn so với các điều kiện không sục khí (Nguyen et al., 2010). Với đặc tính xốp của tấm Jmat, chất hữu cơ hòa tan và DO dễ dàng thâm nhập vào lớp giá thể có màng sinh học phát triển trên bề mặt và bị loại bỏ bởi các VSV.

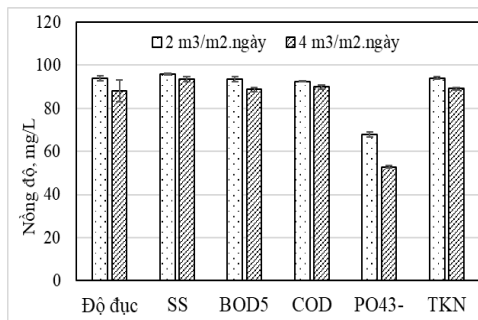
Dưỡng chất: Nồng độ TKN trong nước thải sau xử lý giảm đáng kể so với đầu vào, từ 53,0 mg/L xuống 3,4 mg/L ở tải nạp 2 m³/m².ngày và giảm từ 49,9 mg/L xuống 5,5 mg/L ở tải nạp 4 m³/m².ngày. Nồng độ TKN sau xử lý tăng khi tăng tải nạp nước

thải. Trong hệ thống sinh học hiếu khí, các vi khuẩn chuyên hóa nitơ hữu cơ thành amôn và sau quá trình nitrate diễn ra. Nhìn chung, quá trình này tiêu thụ nhiều oxy hòa tan. Trong cột lọc sinh học hiếu khí có giá thể ngập nước, quá trình cấp khí từ dưới lên, ngược với dòng nước, giúp cung cấp oxy từ dưới đáy bể lọc nên lượng DO đủ để các vi khuẩn hiếu khí thực hiện quá trình nitrate hóa. Kết quả cho thấy, nồng độ $N-NO_3^-$ trong nước thải sau xử lý tăng cao hơn so với đầu vào (từ 1,79 mg/L tăng lên 8,33 mg/L). Lọc sinh học hiếu khí dùng giá thể Jmat ngập nước cũng thúc đẩy quá trình nitrate diễn ra mạnh mẽ. Nguồn nitrate này thúc đẩy sự sinh trưởng và phát triển của VSV trên khối giá thể, góp phần loại bỏ ổn định các chất ô nhiễm trong nước thải.

Đối với lân, nồng độ PO_4^{3-} trong nước thải đầu vào thấp 3,5-3,6 mg/L và sau xử lý giảm xuống còn 1,4 mg/L và 1,8 mg/L, lần lượt trong thí nghiệm 1 và thí nghiệm 2. Sự loại bỏ PO_4^{3-} trong hệ thống lọc sinh học hiếu khí có giá thể ngập nước diễn ra do điểm đặc trưng của màng sinh học của quá trình sinh trưởng dính bám tồn tại cả môi trường hiếu khí, thiếu khí, và yếm khí kết hợp tạo thuận lợi cho vi khuẩn loại bỏ photphat (Reynolds & Richards, 1996). Dựa vào kết quả nghiên cứu trước đây, bể lọc sinh học hiếu khí mang lại khả năng loại bỏ cùng lúc các chất hữu cơ, đạm và lân (Nguyen et al., 2010).

3.4. Ảnh hưởng tải nạp đến hiệu suất xử lý của hệ thống

Hiệu suất loại bỏ các chất ô nhiễm của thí nghiệm ở 2 tải nạp nước từ 2 m³/m².ngày và 4 m³/m².ngày được trình bày trong Hình 4.



Hình 4. Hiệu suất xử lý của mô hình ở tải nạp nước 2 m³/m².ngày và 4 m³/m².ngày

Hiệu suất xử lý COD và BOD₅ của cột lọc sinh học ở tải nạp nước 2 m³/m².ngày lần lượt đạt 92,5% và 93,5%. Khi tăng tải nạp lên 4 m³/m².ngày, hiệu suất xử lý giảm 88,7% (COD) và 89,9% (BOD₅). Mặc dù hiệu suất loại bỏ ô nhiễm hữu cơ giảm nhưng nhìn chung hệ thống lọc sinh học hiếu khí ngập nước vẫn duy trì hiệu suất khá cao và ổn định. Cột lọc sinh học có giá thể ngập nước xử lý theo

kiểu hiếu khí nên hiệu suất khử BOD₅, COD cao là do trong giá thể vi sinh ngập nước có đủ điều kiện hiếu khí thúc đẩy VSV phát triển mạnh và oxy hóa chất hữu cơ. Trong nghiên cứu trước, hệ thống lọc sinh học hiếu khí ngập nước loại bỏ COD cũng đạt trên 90% (Nguyen et al., 2010; Tao et al., 2016). Tuy nhiên, các nghiên cứu Nguyen et al., (2010) và Tao et al., (2016) không đánh giá tác động của tải nạp nước mà chủ yếu kiểm soát điều kiện thông khí và dạng vật liệu.

Các chỉ tiêu dinh dưỡng cũng được duy trì hiệu suất xử lý cao. Hiệu suất loại bỏ TKN đạt 94% đối với tải nạp nước 2 m³/m².ngày và giảm xuống 89,1% với tải nạp cao hơn gấp đôi. Do thời gian lưu ngắn hơn nên quá trình amôn hóa và nitrate hóa giảm vì vi sinh không đủ thời gian oxy hóa hiệu quả các chất đi qua lớp giá thể. Tuy nhiên, nghiên cứu cho thấy hiệu suất loại TKN vẫn rất cao so với nghiên cứu của Tao et al., (2016). Riêng chỉ tiêu PO_4^{3-} thì hiệu suất xử lý giảm mạnh khi tăng tải nạp. Cụ thể, hiệu suất xử lý đã giảm từ 67,8% khi mô hình vận hành ở tải nạp 2 m³/m².ngày xuống còn 52,8% khi tăng tải nạp lên 4 m³/m².ngày. Do giá thể vi sinh làm bằng vật liệu nhựa nên có thể cho rằng PO_4^{3-} được loại bỏ chủ yếu bởi sự hấp thu của VSV phát triển thành màng sinh học trong khối giá thể. Ở tải nạp nước thấp thì thời gian lưu nước trong mô hình lâu hơn nên VSV trong màng sinh học có thời gian hấp thu PO_4^{3-} để sinh trưởng và phát triển. Ngược lại, màng sinh học hình thành trong khối giá thể có thể bị tác động bào mòn khi tải nạp nước cao hơn và do đó làm giảm hiệu suất hấp thu.

4. KẾT LUẬN

Tấm lọc Jmat làm giá thể mang lại hiệu suất loại bỏ chất ô nhiễm cao trong mô hình lọc sinh học hiếu khí ngập nước. Kết quả nghiên cứu cho thấy các chỉ tiêu theo tiêu chuẩn gồm pH, DO, độ đục, SS, TKN, NO_3^- , PO_4^{3-} , COD, BOD₅ đạt QCVN 14-MT:2015/BTNMT (cột A) ở tải nạp 2 m³/m².ngày và 4 m³/m².ngày. Khi tăng tải nạp thì quá trình loại bỏ các chất cũng có xu hướng giảm nhưng hiệu suất xử lý vẫn đạt lần lượt là SS trên 93%, COD và BOD₅ đạt trên 89%, TKN đạt trên 89%, PO_4^{3-} đạt trên 52%. Với kết quả của nghiên cứu này, tấm lọc Jmat làm giá thể cho VSV trong các bể sinh học để loại bỏ chất ô nhiễm trong nước thải trước khi thải ra môi trường tiếp nhận.

LỜI CẢM ƠN

Đề tài này được tài trợ bởi Dự án Nâng cấp Trường Đại học Cần Thơ VN14-P6 bằng nguồn vốn vay ODA từ chính phủ Nhật Bản.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Abou-Elela, S. I., Fawzy, M. E., & El-Gendy, A. S. (2015). Potential of using biological aerated filter as a post treatment for municipal wastewater. *Ecological Engineering*, 84, 53-57. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.022>
- Al-Amshawee, S., Yunus, M. Y. B. M., Vo, D. V. N., & Tran, N. H. (2020). Biocarriers for biofilm immobilization in wastewater treatments: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 18(6), 1925-1945. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01049-y>
- Albuquerque, A., González-Martínez, A., & Osorio, F. (2012). Effect of aeration on steady-state conditions in non- and partially aerated low-loaded biofilter. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 9, 395-408. <https://doi.org/10.1007/s13762-012-0073-3>
- Chen, Y., Li, B., Ye, L., & Peng, Y. (2015). The combined effects of COD/N ratio and nitrate recycling ratio on nitrogen and phosphorus removal in anaerobic/anoxic/aerobic (A2/O)-biological aerated filter (BAF) systems, 93, 235-242. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2014.10.005>
- Faskol, A., & Racoviteanu, G. (2021). Effect of DO, Alkalinity and pH on Nitrification Using Three Different Sunken Materials Types in Biological Aerated Filter BAFs. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 664, 012079. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/664/1/012079>
- Hodkinson, B., Williams, J. B., & Butler, J. E. (1999). Development of biological aerated filters: A review. *13(4)*, 250-254. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.1999.tb01043.x>
- Lavane, K., Thành, N. T., & Toàn, P. V. (2021). Tái sử dụng ống hút nhựa làm giá thể trong bể lọc sinh học ngập nước để xử lý nước thải sinh hoạt. *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ*, 57(CĐ Môi trường & Biến đổi khí hậu), 121-129. <https://doi.org/10.22144/ctu.jsi.2021.035>
- Malakootian, M., Toolabi, A., & Hosseini, S. (2021). Advanced treatment of effluent extended aeration process using biological aerated filter (BAF) with natural media: modification in media, design and backwashing process. *AMB Express*, 11(1), 100. <https://doi.org/10.1186/s13568-021-01260-2>
- Mann, A. T., & Stephenson, T. (1997). Modelling biological aerated filters for wastewater treatment. *Water Research*, 31(10), 2443-2448. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00095-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00095-X)
- Mendoza-Espinosa, L., & Stephenson, T. (1999). A review of biological aerated filters (BAFs) for wastewater treatment. *J Environmental engineering science*, 16(3), 201-216. <https://doi.org/10.1089/ees.1999.16.201>
- Nguyen, T. T., Ngo, H. H., Guo, W., Johnston, A., & Listowski, A. (2010). Effects of sponge size and type on the performance of an up-flow sponge bioreactor in primary treated sewage effluent treatment. *Bioresource Technology*, 101(5), 1416-1420. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.081>
- Pramanik, B., Suja, F., & Zain, S. (2012). Biological aerated filters (BAFs) for carbon and nitrogen removal: A review. *Journal of Engineering Science and Technology*, 7, 534-553.
- Priya, V., & Philip, L. (2015). Treatment of volatile organic compounds in pharmaceutical wastewater using submerged aerated biological filter, 266, 309-319. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.12.048>
- Reynolds, T., & Richards, P. (1996). Unit Operations and Processes in Environmental Engineering.
- Suarez, C., Piculell, M., Modin, O., Langenheder, S., Persson, F., & Hermansson, M. (2019). Thickness determines microbial community structure and function in nitrifying biofilms via deterministic assembly. *Scientific Reports*, 9(1), 5110. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41542-1>
- Tao, C., Peng, T., Feng, C., Chen, N., Hu, Q., & Hao, C. (2016). The feasibility of an up-flow partially aerated biological filter (U-PABF) for nitrogen and COD removal from domestic wastewater, 218, 307-317. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.06.098>
- Việt, L. H., Ngân, N. V. C., Hộ, T. H., & Phú, N. V. (2015). Hiệu quả xử lý nước thải chế biến thủy sản bằng bể lọc sinh học hiếu khí ngập nước. *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ, Special issue 2015*.
- Việt, L. H., & Ngân, N. V. C. (2015). *Giáo trình Vi sinh vật kỹ thuật môi trường*. NXB Đại Học Cần Thơ
- Xin, X., Liu, S., Qin, J., Ye, Z., Liu, W., Fang, S., & Yang, J. (2021). Performances of simultaneous enhanced removal of nitrogen and phosphorus via biological aerated filter with biochar as fillers under low dissolved oxygen for digested swine wastewater treatment. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, 44(8), 1741-1753. <https://doi.org/10.1007/s00449-021-02557-z>
- Yang, K., Yue, Q., Han, W., Kong, J., Gao, B., Zhao, P., & Duan, L. (2015). Effect of novel sludge and coal cinder ceramic media in combined anaerobic-aerobic bio-filter for tetracycline wastewater treatment at low temperature. 277, 130-139. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.04.114>