

# NGHIÊN CỨU KHẢ NĂNG XỬ LÝ NƯỚC THẢI SINH HOẠT BẰNG CÔNG NGHỆ MBBR SỬ DỤNG GIÁ THỂ BIOCHIP M

INVESTIGATING THE POSSIBILITY OF DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT BY MBBR TECHNOLOGY USING BIOCHIP M

Trần Thị Thu Hiền<sup>1,\*</sup>, Nguyễn Thị Diệu Cẩm<sup>1</sup>, Kiều Nhật Linh<sup>1</sup>, Nguyễn Văn Lượng<sup>1</sup>, Nguyễn Thị Thanh Bình<sup>1</sup>, Nguyễn Thanh Việt<sup>1</sup>, Trần Đức Thảo<sup>2</sup>, Vũ Thị Liễu<sup>3</sup>

## TÓM TẮT

Quá trình nghiên cứu xử lý nước thải sinh hoạt bằng công nghệ MBBR sử dụng giá thể biochip M ở 5 tải trọng: 0,48kg COD/m<sup>3</sup>.ngày; 0,64kg COD/m<sup>3</sup>.ngày; 0,96kg COD/m<sup>3</sup>.ngày; 1,5kg COD/m<sup>3</sup>.ngày; 2kg COD/m<sup>3</sup>.ngày nhằm mục đích ứng dụng phương pháp xử lý sinh học hiệu quả để xử lý nước thải ký túc xá. Kết quả cho thấy ở các tải trọng <1kg COD/m<sup>3</sup>.ngày thì hiệu quả xử lý chất ô nhiễm cao và đạt QCVN 14:2008/BTNMT, cột A; thời gian lưu nước thích hợp cho 3 tải trọng ở trên là 6h. Ngoài ra mô hình xử lý này có khả năng làm giảm nồng độ NO<sub>3</sub> có trong nước thải ở điều kiện hiếu khí và không cần bể thiếu khí khi tải trọng <1kg COD/m<sup>3</sup>.ngày. Kết quả này là một kết quả quan trọng vì nó có thể ứng dụng được trong thực tế để xử lý nước thải sinh hoạt.

**Từ khóa:** Công nghệ MBBR, giá thể Biochip M, nước thải ký túc xá, nước thải sinh hoạt.

## ABSTRACT

Investigating the domestic wastewater treatment by MBBR technology using biochip M is operated at five Organic loading rate (OLR) (0,48; 0,64; 0,96; 1,5; and 2kg COD/m<sup>3</sup>.day) to search the highly effective method that can be applied for small treatment scale such as dormitory. The experimental results indicate that all OLR <1kg COD/m<sup>3</sup>.day achieve a high removal efficiency and are lower than type A levels of the Vietnamese technique standard QCVN 14:2008/BTNMT; The Hydraulic retention time (HRT) is 6 hours; Besides, the technology also can reduce NO<sub>3</sub> concentration during aeration condition in MBBR tank. Therefore the system does not need to have an anoxic tank. The result is essential to apply in domestic wastewater treatment.

**Keywords:** MBBR technology, Biochip M media, dormitory wastewater, domestic wastewater.

<sup>1</sup>Khoa Khoa học Tự nhiên, Trường Đại học Quy Nhơn

<sup>2</sup>Khoa Môi trường - Tài nguyên và Biến đổi khí hậu, Trường Đại học Công nghiệp Thực phẩm TP.HCM

<sup>3</sup>Khoa Môi trường, Trường Đại học Kinh doanh và Công nghệ Hà Nội

\*Email: tranthuhien@qnu.edu.vn

Ngày nhận bài: 19/11/2020

Ngày nhận bài sửa sau phản biện: 20/12/2020

Ngày chấp nhận đăng: 26/02/2021

## 1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Nước được dùng nhiều cho đời sống sinh hoạt hàng ngày và sau khi sử dụng nước trở thành nước thải, bị ô

nhiễm với các mức độ khác nhau. Ngày nay, cùng với sự bùng nổ dân số và tốc độ phát triển xã hội... thì nước thải sinh hoạt đã để lại nhiều hậu quả phức tạp, đặc biệt là vấn đề ô nhiễm môi trường nước. Vấn đề xử lý nước thải sinh hoạt đang được nhiều sự quan tâm của mọi người, mọi quốc gia trên thế giới. Để xử lý nước thải có chứa nhiều chất dễ phân hủy sinh học như nước thải sinh hoạt thì phương pháp bùn hoạt tính truyền thống và cải tiến được sử dụng rất phổ biến. Những năm gần đây một trong những phương pháp sinh học đang được nghiên cứu và hoàn thiện dần là phương pháp sử dụng mô hình giá thể di động (MBBR - Moving Bed Biofilm Reactor). Đây là công nghệ có nhiều ưu điểm hơn bể bùn hoạt tính lơ lửng truyền thống và bể lọc sinh học hiếu khí. Nhờ sự kết hợp các điều kiện tối ưu của hai quá trình xử lý này mà công nghệ MBBR có khả năng hoạt động tốt trong điều kiện lưu lượng và tải trọng chất ô nhiễm cao [1]. Nhân tố quan trọng của quá trình xử lý này là các giá thể di động có lớp màng biofilm dính bám trên bề mặt. Những giá thể này được thiết kế sao cho diện tích bề mặt hiệu dụng lớn để lớp màng biofilm dính bám trên bề mặt của giá thể và tạo điều kiện tối ưu cho hoạt động của vi sinh vật khi những giá thể này lơ lửng trong nước.

Trên thế giới những nghiên cứu cụ thể về mô hình MBBR như sau: G. Andreottola và cộng sự [2] đã sử dụng mô hình MBBR với giá thể nhựa có diện tích bề mặt là 160m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> và phương pháp bùn hoạt tính truyền thống để so sánh hiệu quả xử lý COD. Nghiên cứu này cho thấy khi giá thể có diện tích bề mặt nhỏ thì khả năng xử lý COD thấp hơn cả bể sử dụng bùn hoạt tính truyền thống. Từ nghiên cứu này nhóm tác giả đã có kiến nghị về việc nên sử dụng giá thể có diện tích bề mặt lớn hơn. Tiếp đó nhóm nghiên cứu của S.Suntud [3] đã sử dụng giá thể làm từ bên trong của lớp xe đã qua sử dụng với diện tích bề mặt 300m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> trong bể hiếu khí theo mẻ SBR (Sequencing Batch Reactor), kết quả nghiên cứu đã cho thấy khả năng xử lý BOD<sub>5</sub>, TKN và TP của bể này cao hơn bể hiếu khí SBR truyền thống; Nhóm nghiên cứu của H.LYen và cộng sự [4] đã tìm ra động học loại trừ nitơ và carbon hữu cơ bằng mô hình tính toán khi sử dụng công nghệ MBBR, kết quả này cũng đã minh chứng được hiệu quả của mô hình này;

Để so sánh với bể UASB truyền thống thì nhóm tác giả A.Tawfik [5] đã dùng tổ hợp bể yếm khí UASB (Upflow anaerobic sludge blanket) và bể MBBR, giá thể sử dụng là polyethylene(PE) có diện tích bề mặt 363m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> để xử lý nước thải sinh hoạt, kết quả cũng cho thấy tổ hợp này xử lý COD tốt hơn bể UASB. Như vậy các nghiên cứu trên thế giới đang chủ yếu nghiên cứu về các giá thể có diện tích bề mặt nhỏ và sử dụng kết hợp với các bể bùn hoạt tính truyền thống để tăng hiệu quả xử lý và những nghiên cứu về các mô hình MBBR độc lập chưa nhiều.

Tại Việt Nam, cũng đã có một số nghiên cứu về mô hình MBBR cụ thể như sau: Phạm Lê Hoàng Duy và cộng sự [6], đã nghiên cứu ứng dụng công nghệ MBBR xử lý nước thải sinh hoạt trong hai bể hiếu khí và thiếu khí sử dụng giá thể K3 (PE, 500m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, Việt Nam), kết quả cho thấy hiệu quả xử lý BOD<sub>5</sub>, N, P rất tốt; Nguyễn Thị Mai [7], đã nghiên cứu hiệu quả xử lý nước thải sinh hoạt bằng một bể MBBR gồm 3 ngăn: thiếu khí, hiếu khí và ngăn lắng với hai giá thể K3 (PE, 500m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, Việt Nam) và MBC - 2 (Polyurethane, 800 - 1200m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, Việt Nam), kết quả cho thấy trong 2 loại giá thể thì giá thể MBC-2 cho hiệu quả xử lý cao hơn giá thể loại K3 về các chỉ tiêu COD, BOD, tổng nitơ. Để đánh giá hiệu quả của một bể MBBR hiếu khí độc lập nhóm nghiên cứu của Trần Thị Thu Hiền, Trần Đức Thảo đã ứng dụng mô hình này với giá thể biochip M (HDPE, diện tích bề mặt lớn nhất là 3393m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>, Đức) với nước thải giết mổ và gia cầm [8,9]. Kết quả của những nghiên cứu này cũng cho thấy hiệu quả xử lý tốt các chất hữu cơ và dinh dưỡng trong nước thải.

Một trong những loại hình nước thải gây ô nhiễm môi trường cần quan tâm hiện nay là nước thải sinh hoạt trong các ký túc xá của các trường đại học. Mặc dù cũng đã có nhiều nghiên cứu áp dụng để xử lý loại hình nước thải này như công nghệ bùn hoạt tính có bổ sung chế phẩm sinh học *Bacillus sp.* ở Ký túc xá Trường Đại học Công nghiệp Thực phẩm TP HCM [10] hay mô hình đất ngập nước để xử lý nước thải ký túc xá ở trường Đại học Nông nghiệp Huazhong, Vũ Hán, Trung Quốc [11], nhưng chưa có những nghiên cứu công nghệ MBBR sử dụng giá thể biochip M trong xử lý loại hình nước thải này. Chính vì vậy, chúng tôi tiến hành nghiên cứu xử lý nước thải sinh hoạt tại Ký túc xá C1 Trường Đại học Quy Nhơn bằng công nghệ MBBR sử dụng giá thể biochip M nhằm đánh giá hiệu quả xử lý nước thải của mô hình này trước khi đến nguồn tiếp nhận.

## 2. THỰC NGHIỆM

### 2.1. Đối tượng nghiên cứu

#### 2.1.1. Nước thải nghiên cứu

Bảng 1. Thành phần nước thải sinh hoạt Ký túc xá C1, Trường Đại học Quy Nhơn

STT	Chỉ tiêu	Đơn vị	Giá trị	QCVN 14:2008/BTNMT	
				A	B
1	pH	-	7,35 - 7,58	5 - 9	5 - 9
2	COD	mg/L	320 - 440	-	-
3	BOD <sub>5</sub>	mg/L	200 - 245	30	50
4	TSS	mg/L	75 - 154	50	100

5	Amoni	mg/L	63 - 115	5	10
6	Nitrate	mg/L	0,58 - 3,24	30	50
7	Phosphat	mg/L	15 - 19	6	10

Nước thải khu ký túc xá C1, Đại học Quy Nhơn được lấy tại hố thu gom hàng ngày sau đó được cho vào can nhựa 30L rồi vận chuyển về phòng thí nghiệm. Để mô hình hoạt động theo đúng tải trọng chúng tôi tiến hành pha loãng hoặc thay đổi thời gian lưu. Thành phần nước thải đầu vào hệ thống nghiên cứu như bảng 1.

#### 2.1.2. Giá thể biochip M

Hình dạng của giá thể sử dụng trong thí nghiệm như hình 1.



Hình 1. Giá thể biochip M

Các thông số đặc trưng của giá thể biochip M Hel - X (hình 1) sản xuất tại Đức sử dụng trong bể MBBR có các thông số như bảng 2.

Bảng 2. Các thông số đặc trưng của giá thể biochip M

STT	Chỉ tiêu	Đơn vị	Giá trị
1	Tải trọng xử lý	kgCOD/m <sup>3</sup> .ngày	200
2	Khả năng khử nitơ	kgNH <sub>4</sub> -N/m <sup>3</sup> .ngày	4-5
3	Độ dày	mm	1± 0,4
4	Diện tích	m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	3393± 115
5	Vật liệu	-	HDPE
6	Khối lượng riêng	kg/m <sup>3</sup>	170
7	Hình dạng		Tròn, paraboloid
8	Đường kính	mm	19 - 22
9	Màu		Trắng hoặc màu khác
10	Ứng dụng		Xử lý nước thải sinh hoạt hoặc công nghiệp

(Nguồn: Công ty Môi trường Hành Trình Xanh)

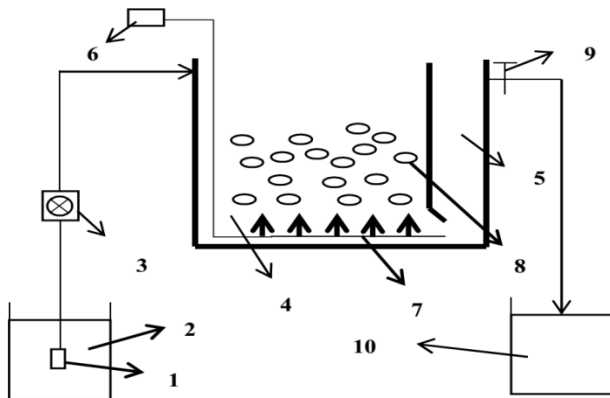
#### 2.1.3. Bùn sử dụng trong thực nghiệm

Bùn được lấy từ bể SBR tại Trạm xử lý nước thải tập trung KCN Phú Tài. Bùn sục khí và cho làm quen với môi trường thực nghiệm bằng cách pha loãng nước thải.

### 2.2. Hệ thống thực nghiệm

Nước thải được lấy từ ký túc xá C1 Trường Đại học Quy Nhơn, sau đó cho vào can nhựa 30 lít rồi vận chuyển về phòng thí nghiệm Trường đại học Quy Nhơn. Sau đó nước

thải được châm liên tục mỗi ngày vào bể chứa, điều chỉnh lưu lượng của bơm để cố định tải trọng. Bơm định lượng (3) sẽ bơm nước thải từ bể chứa (2) lên bể MBBR 23x30x20 (dài x rộng x cao, cm)(4) tại đây DO của nước thải được duy trì ở mức 2,5 - 3,0mg/L. Hệ thống phân phối khí (6) được cấp khí nhờ máy thổi khí, lưu lượng khí được điều tiết nhờ van điều chỉnh lưu lượng khí, có 2 mục đích cung cấp khí cho bể là để cung cấp khí oxy cho vi sinh vật phát triển đồng thời làm chuyển động, khuấy trộn giá thể di động (8) để cho vi sinh vật có sự tiếp xúc với các chất hữu cơ có trong nước thải sinh hoạt. Nước thải trong bể MBBR (4) sau khi thời gian lưu cần thiết sẽ được chảy tràn sang bể lắng có kích thước 23x30x20 (dài x rộng x cao, cm). Tại bể lắng, bùn sẽ được lắng xuống đáy và phần nước trong sẽ được chảy tràn qua ống thu nước sạch sau xử lý và cho ra thùng chứa nước ra (10).



Hình 2. Hệ thống thực nghiệm

1. Đầu lọc; 2. Thùng chứa nước thải vào; 3. Bơm định lượng;
4. Bể MBBR; 5. Bể lắng; 6. Máy thổi khí; 7. Hệ thống phân phối khí;
8. Giá thể Biochip M; 9. Bơm tuần hoàn; 10. Bể chứa nước thải ra

### 2.3. Phương pháp phân tích

Phương pháp sử dụng để phân tích các chỉ tiêu như trong bảng 3.

Bảng 3. Các phương pháp phân tích mẫu

STT	Chỉ tiêu	Phương pháp	Đơn vị	Thiết bị
1	pH	TCVN 6492:2011 (ISO 10523:2008) Chất lượng nước - Xác định pH	-	Máy đo HANNA HI2211
2	COD	TCVN 6491:1999 (ISO 6060:1989) Chất lượng nước - Xác định nhu cầu oxy hoá học (COD)	mg/L	- Thiết bị phá mẫu COD ECO 16 Thermoreactor-Velp. - Thiết bị UV-Vis hiệu CE-2011
3	BOD <sub>5</sub>	Tiêu chuẩn Việt Nam TCVN 6001:1995 (ISO 5815: 1989) về chất lượng nước - xác định nhu cầu ôxi sinh hóa sau 5 ngày (BOD <sub>5</sub> )	mg/L	Thiết bị FOC 215 của hãng Velp
4	MLSS	TCVN 6625:2000 (Phương pháp khối lượng)	mg/L	- Giấy lọc - Tủ nung - Cân phân tích

5	TSS	TCVN 6625:2000 (ISO 11923:1997) Chất lượng nước - Xác định chất rắn lơ lửng bằng cách lọc qua cái lọc sợi thủy tinh	mg/L	- Giấy lọc - Tủ nung - Cân phân tích
6	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Tiêu chuẩn quốc gia TCVN 2662:1978 về chất lượng nước - Phương pháp xác định hàm lượng amoniac	mg/L	Thiết bị UV-Vis hiệu CE-2011
7	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	TCVN 6180 - 1996 (ISO 7890 - 3 -1988) - Chất lượng - Xác định nitrate - Phương pháp trắc phổ dùng axit sunfosalixylic	mg/L	Thiết bị UV-Vis hiệu CE-2011
8	N - tổng	TCVN 6638:2000 (ISO 10048 : 1991) về chất lượng nước - Xác định nitơ - Vô cơ hoá xúc tác sau khi khử bằng hợp kim devarda	mg/L	- Bộ Kjeldahl - Thiết bị UV-Vis hiệu CE-2011
9	P - tổng	TCVN 6202:2008 - Chất lượng nước - Xác định phot pho - Phương pháp đo phổ dùng amoni molipdat	mg/L	Thiết bị UV-Vis hiệu CE-2011

### 2.4. Phương pháp tính toán kết quả

Tải trọng hữu cơ được tính theo công thức [10]:

$$OLR = \frac{Q \cdot COD}{V}, (\text{kgCOD} / \text{m}^3 \cdot \text{ngày}) \quad (1)$$

Trong đó:

Q: lưu lượng nước thải, (m<sup>3</sup>/ngày).

V: thể tích bể xử lý, (m<sup>3</sup>).

COD: nồng độ COD đầu vào, (mg/L).

Vận hành mô hình với các tải trọng lần lượt là 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày; 0,64kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày; 0,96kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày; 1kg COD/m<sup>3</sup>.ngày; 2kg COD/m<sup>3</sup>.ngày; lưu lượng Q = 1,5L/h = 36.10<sup>-3</sup>m<sup>3</sup>/ngày; V = 13,8L = 13,8.10<sup>-3</sup>m<sup>3</sup>

Hiệu quả xử lý các thông số được tính bằng công thức:

$$H = \left( \frac{C_{i,v} - C_{i,r}}{C_{i,v}} \right) \times 100\% \quad (2)$$

Trong đó:

C<sub>i,v</sub>: nồng độ của thông số i vào bể MBBR.

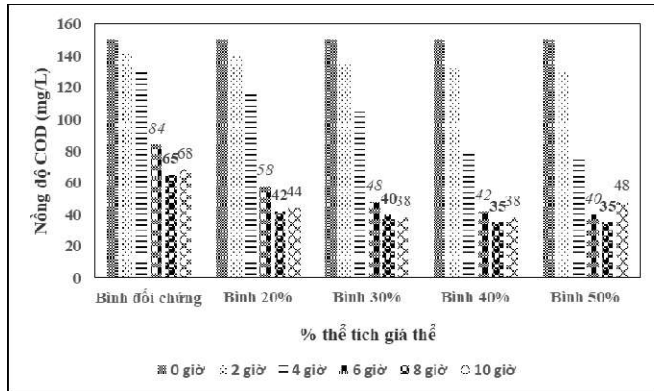
C<sub>i,r</sub>: nồng độ của thông số i ra bể MBBR.

## 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

### 3.1. Xác định lượng giá thể và thời gian lưu phù hợp cho đối với nước thải sinh hoạt của Ký túc xá C1 Trường Đại học Quy Nhơn sử dụng mô hình MBBR vận hành gián đoạn

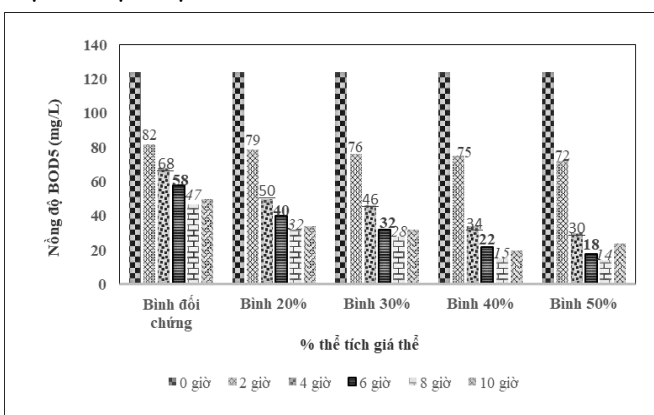
Để xác định lượng giá thể và thời gian lưu phù hợp chúng tôi sử dụng mô hình tĩnh. Nước thải được chứa trong bình nhựa có thể tích 4 lít. Lần lượt cho giá thể vào các bình với tỉ lệ thể tích tương ứng là: 0%, 20%, 30%, 40%, 50% và duy trì hàm lượng MLSS trong khoảng 1500 - 3000mg/L, tiếp đó tiến hành sục khí vào mỗi bình để nồng độ DO duy trì trong khoảng từ 2,5 - 3,0mg/L. Sau đó cho nước thải vào, thời gian thực hiện thí nghiệm là khoảng 20 ngày. Tiến hành lấy mẫu ở các mốc thời gian 2, 4, 6, 8, 10h ở từng bình để xác

định các giá trị COD nhằm so sánh hiệu quả xử lý các chất hữu cơ ở từng lượng giá thể khi vận hành mô hình. Kết quả được thể hiện trên hình 3.



Hình 3. Diễn biến nồng độ COD trung bình trong quá trình xác định % thể tích lượng giá thể phù hợp và thời gian lưu

Kết quả thí nghiệm cho thấy ở tất cả các bình chứa giá thể thì ở mốc thời gian 4h - 8h nồng độ COD giảm liên tục và giảm mạnh nhất từ 4h - 6h lúc này vi sinh đang ở pha tăng trưởng nên xử lý tốt chất ô nhiễm, còn từ 6h - 8h COD giảm ít hơn vì vi sinh vật đang ở pha cân bằng và thời gian từ 8h - 12h ta thấy nồng độ COD bắt đầu có dấu hiệu tăng trở lại điều này là do vi sinh vật bước vào pha suy vong, già chết đi làm tăng nồng độ COD. Xét riêng bình có chứa 40% và 50% thể tích giá thể thì nồng độ COD giảm nhiều nhất trong các bình này ở mốc thời gian từ 4h - 6h, đặt biệt ở thời gian 6h COD đầu ra tương ứng là  $42 \pm 1,502\text{mg/L}$  và  $40 \pm 0,402\text{mg/L}$ . Tuy nhiên so sánh với các mốc thời gian tiếp theo ta lại thấy bình có thể tích 50% ở mốc thời gian 10h đã có sự tăng nồng độ COD trở lại. Điều này có thể là do vi sinh vật đã bước vào pha suy vong và chết đi. Theo nhiều nhà nghiên cứu thì khi lượng giá thể tăng sẽ tạo điều kiện cho vi sinh vật tăng trưởng và phát triển nhiều hơn và pha suy vong đến nhanh hơn [13]. Do vậy % thể tích giá thể lựa chọn cần lựa chọn là 40%.



Hình 4. Diễn biến nồng độ BOD<sub>5</sub> trong quá trình xác định % thể tích lượng giá thể phù hợp và thời gian lưu

Xem xét thêm kết quả xử lý nồng độ BOD<sub>5</sub> chúng ta cũng nhận thấy ở thời gian lưu là 6h, các bình đều đạt QCVN 14:2008/BTNMT Cột B (trừ bình đối chứng) đặc biệt ở các bình chứa 40% và 50% thể tích giá thể đều có giá trị

BOD<sub>5</sub> đều đạt QCVN 14:2008/BTNMT Cột A. Và kết quả BOD<sub>5</sub> cũng tăng ở mốc thời gian 10h ở bình có 50% thể tích giá thể. Với kết quả thí nghiệm này chúng ta chọn thời gian lưu là 6h, % thể tích lượng giá thể phù hợp là 40% cho nước thải Ký túc xá C1 của trường Đại học Quy Nhơn. Kết quả này có sự tương đồng trong một số nghiên cứu trước đây của chúng tôi [8,9].

### 3.2. Đánh giá hiệu quả xử lý nước thải sinh hoạt của Ký túc xá C1 Trường Đại học Quy Nhơn sử dụng mô hình MBBR

Sau khi chạy thích nghi để ổn định cho vi sinh vật chúng tôi tiếp tục chạy mô hình ứng với hai giai đoạn

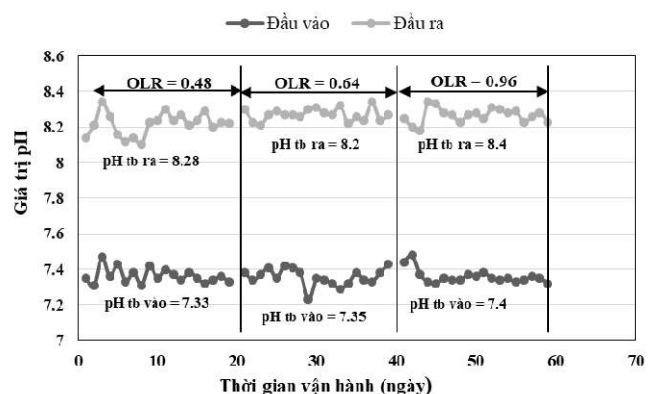
+ Giai đoạn 1: khảo sát các tải trọng 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày, 0,64kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày, 0,96kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày ở 40% thể tích giá thể và thời gian lưu là 6h để khảo sát hiệu quả xử lý chất ô nhiễm của từng tải trọng.

+ Giai đoạn 2: khảo sát các tải trọng 1,5kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày và 2,0kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày ở 40% thể tích giá thể và thời gian lưu là 5h, 4h và thay đổi thể tích để khảo sát hiệu quả xử lý chất ô nhiễm của từng tải trọng.

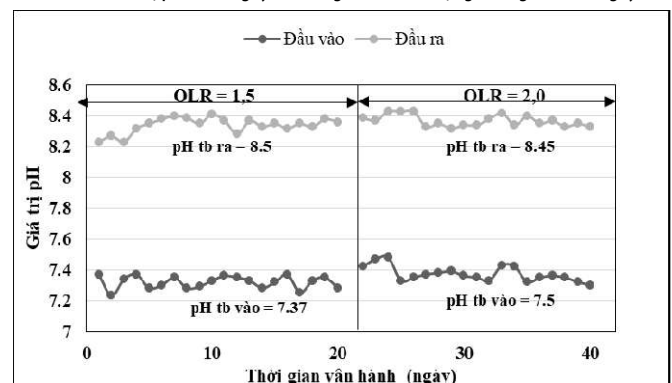
Các kết quả thu được cụ thể như sau:

#### 3.2.1. Chỉ số pH

Giá trị pH đầu vào, đầu ra theo ngày và pH đầu vào, đầu ra trung bình ở 5 tải trọng vận hành 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày; 0,64kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày; 0,96kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày; 1,5kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày và 2kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày được thể hiện trong hình 5 và 6.



Hình 5. Giá trị pH theo ngày và trung bình ở tải trọng < 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày



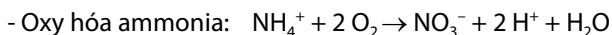
Hình 6. Giá trị pH theo ngày và trung bình ở tải trọng > 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày

Theo hình 5 và 6, ta thấy giá trị pH trung bình đầu vào ra của các tải trọng lần lượt là 7,3 - 7,5 và pH đầu ra 8,2 - 8,5.

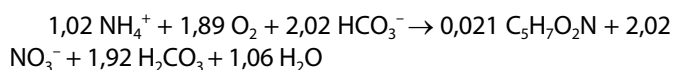
pH đầu vào này nằm trong khoảng 6,5 - 8,5, đây là pH thuận lợi cho sự sinh trưởng và phát triển của vi sinh vật.

Trong bể MBBR hiếu khí xảy ra đồng thời nhiều phản ứng khác nhau như: oxy hóa ammonia, khử nitrate và phân hủy phospho trong tế bào vi sinh, tổng hợp tế bào mới và phân hủy chất hữu cơ. Do đó, sau bể MBBR hiếu khí, pH của nước thải biến đổi phức tạp.

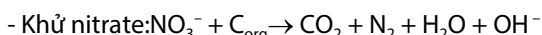
Các phản ứng làm giảm pH của nước thải:



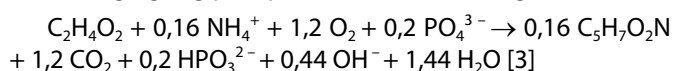
- Tổng hợp tế bào vi sinh mới:



Các phản ứng làm tăng pH của nước thải:

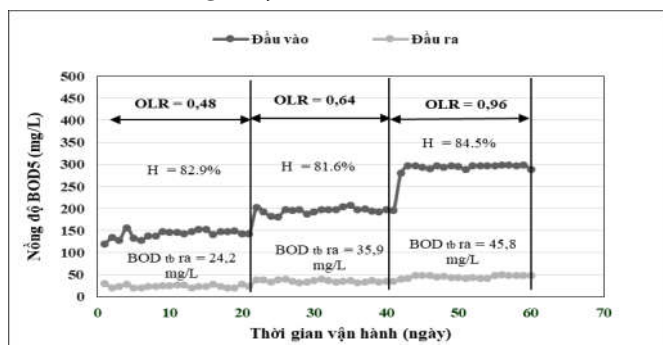


- Trùng ngưng phosphate đơn tồn tại trong nước thải:



pH đầu ra cao hơn đầu vào có thể là do sự tương quan giữa các phản ứng làm tăng pH và giảm pH trong bể. Như vậy các giá trị pH đầu ra nằm trong khoảng 8,1 - 8,5 đạt QCVN 14:2008/BTNMT, cột A và B.

**3.2.2. Khả năng xử lý chất hữu cơ**



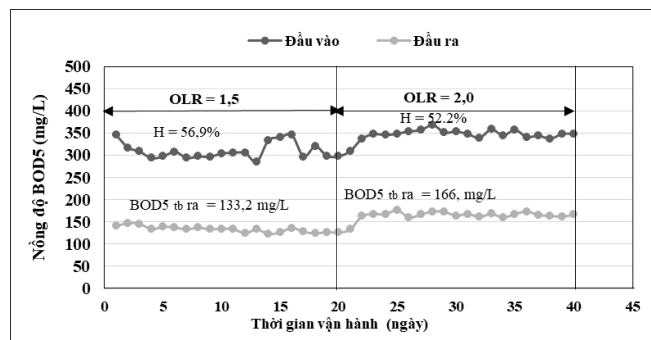
Hình 7. Giá trị nồng độ BOD<sub>5</sub> vào, ra theo ngày và hiệu suất xử lý BOD<sub>5</sub> ở tải trọng < 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày

Hình 7 thể hiện các giá trị đầu vào và đầu ra của BOD<sub>5</sub> đầu, ở cả 3 tải trọng ta thấy khi tăng tải trọng thì BOD<sub>5</sub> đầu ra tăng. Giá trị BOD<sub>5</sub> đầu vào ở tải trọng 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày dao động trong khoảng 120 - 157,7mg/L, ở tải trọng 0,64kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày dao động trong khoảng 181 - 207,8mg/L, ở tải trọng 0,96kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày dao động trong khoảng 280 - 299,3mg/L. Hiệu suất xử lý BOD<sub>5</sub> ở cả 3 tải trọng ở giai đoạn đầu thì thấp nhưng sau hơn 10 ngày các tải trọng đều hoạt động ổn định, hiệu suất xử lý nằm trong khoảng 81 - 85%.

Từ hình 7 ta thấy, hiệu suất trung bình xử lý BOD<sub>5</sub> ở các tải trọng < 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày đem lẫn lượt là tương ứng là 82,9%, 81,6% và 84,5%. Có thể nhận thấy rằng, tải trọng 1 đạt hiệu quả xử lý cao nhất trong 3 tải trọng nghiên cứu. Điều này có thể được giải thích như sau: Ở tải trọng 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày hiệu suất xử lý COD cao nhất là vì ở quá trình thích nghi vi sinh vật đã được thích nghi với môi trường nước thải 0,24kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày nên khi tăng tải trọng lên 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày vi sinh vật tiếp tục hấp thụ

chất dinh dưỡng từ nước thải để phát triển cả về số lượng và sinh khối, số lượng vi sinh vật sinh ra càng nhiều đồng thời lượng cơ chất cho vào phù hợp dẫn đến khả năng xử lý BOD<sub>5</sub> cao nhất. Còn khi tăng tải trọng lên thì vi sinh vật tăng hơn cả về số lượng và sinh khối làm lớp màng vi sinh dày lên, làm giảm khả năng vận chuyển cơ chất đi qua màng do đó hiệu suất xử lý giảm; ngoài ra khi tăng tải trọng thì thời gian lưu cũng giảm làm vi sinh vật không đủ thời gian để xử lý các chất ô nhiễm như tải trọng 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày.

Nồng độ BOD đầu ra trung bình ở các tải 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày là 24,2 ± 0,504mg/Lmg/L, tải 0,64 kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày là 35,9 ± 1,103mg/L và tải 0,96 kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày là 45,8 ± 0,306mg/L. Các giá trị này đều đạt Tiêu chuẩn Việt Nam về nước thải sinh hoạt QCVN 14:2008/BTNMT, cột B, riêng tải trọng 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày đem đạt giá trị cột A. So sánh với nghiên cứu về nước thải Ký túc xá Trường Công nghiệp Thực phẩm TP. HCM ta thấy hiệu suất của mô hình MBBR cao bể Aerotank bổ sung chế phẩm bacillus sp., các thông số đầu ra ở các tải trọng nhỏ hơn và nồng độ BOD<sub>5</sub> đầu vào của nước thải nghiên cứu cao hơn hẳn [10].

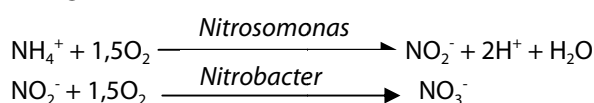


Hình 8. Giá trị nồng độ BOD<sub>5</sub> vào, ra theo ngày và hiệu suất xử lý BOD<sub>5</sub> ở tải trọng > 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày

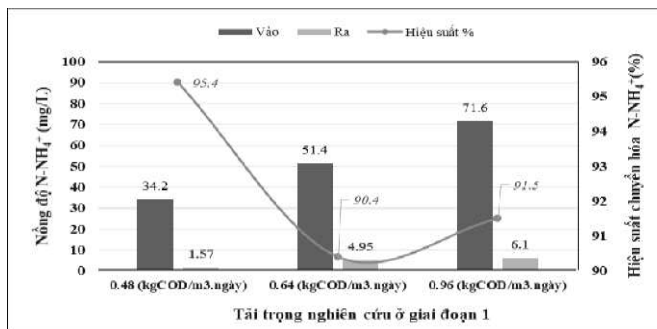
Qua hình 8, ta thấy giá trị BOD<sub>5</sub> đầu ra tăng khi tăng tải trọng. Giá trị BOD<sub>5</sub> đầu vào ở tải trọng 1,5kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày dao động trong khoảng 293,7 - 345,3mg/L, đầu ra dao động trong khoảng 122,7 - 147,5mg/L; ở tải trọng 2,0kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày dao động trong khoảng 337,4 - 368,6mg/L, BOD<sub>5</sub> đầu ra dao động trong khoảng 161,2 - 173,5mg/L. Các giá trị này khá cao và không đạt yêu cầu của QCVN 14:2008/BTNMT cột B. Chúng ta có thể thấy khi tăng tải trọng thì thời gian lưu cũng giảm làm vi sinh vật không đủ thời gian để xử lý các chất ô nhiễm như tải trọng < 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày.

**3.2.3. Khả năng chuyển hóa N - NH<sub>4</sub><sup>+</sup>**

Tại bể MBBR xảy ra quá trình nitrit hóa, nitrat hóa nhờ các vi sinh vật như Nitrosomonas, Nitrobacter... theo các phản ứng như sau:

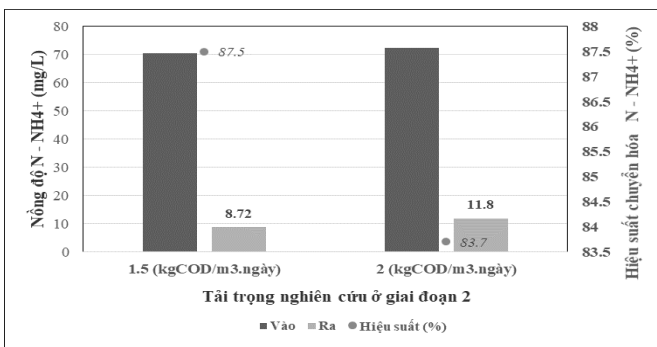


Ngoài ra, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> còn được hấp thụ một phần bởi sinh vật.



Hình 9. Nồng độ N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> vào, ra và hiệu suất chuyển hóa ở ba tải trọng < 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày

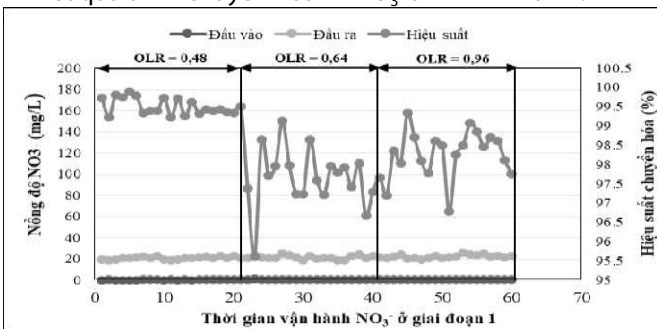
Ở các tải trọng nồng độ N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> trung bình đầu ra lần lượt là 1,57 ± 0,405mg/L; 4,95 ± 0,208mg/L và 6,1 ± 0,604mg/L với hiệu suất oxy hóa tương ứng là 95,4%; 90,4% và 91,5%. Như vậy trong ba tải trọng nghiên cứu thì hiệu suất chuyển hóa ở tải trọng 1 là cao nhất. Điều này chứng tỏ rằng nồng độ N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> đầu vào lớn sẽ dẫn đến sự quá tải đối với vi sinh vật nitrat hóa. So sánh các giá trị đầu ra với QCVN 14:2008/BTNMT, cột B các tải trọng thì các tải trọng đều đạt yêu cầu. Riêng tải trọng 0,64 và 0,96kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày đạt cột A. Xem xét ở các tải trọng lớn hơn ta thấy ở hình 10.



Hình 10. Nồng độ N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> vào, ra và hiệu suất xử lý ở ba tải trọng > 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày

Ở tải trọng 1,5kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày và 2kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày ta thấy hiệu suất oxy hóa N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> giảm khi thời gian lưu giảm. Riêng tải trọng 2kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày không đạt QCVN 14:2008/BTNMT, cột B.

Xét quá trình chuyển hóa N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ở hình 11 và 12.



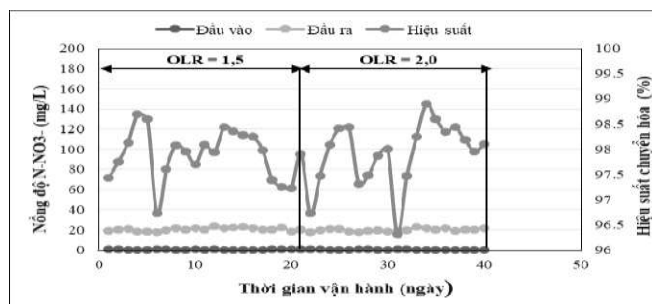
Hình 11. Nồng độ N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> vào, ra và hiệu suất chuyển hóa ở ba tải trọng < 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày

Ở tải trọng < 1 kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày thì nước thải đầu vào có nồng độ N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ở các tải trọng tương đối thấp do lượng oxy trong nước thải đầu vào không cao. Khi hoạt động các

mô hình ở các tải trọng thì N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> tăng rồi lại giảm dần. Kết quả này có thể là do quá trình phản nitrat hóa. Và khi vi sinh vật nitrat hóa rơi vào pha suy vong thì quá trình phản nitrat bị thay thế bởi quá trình nitrat, nồng độ NO<sub>3</sub><sup>-</sup> tăng.

Nồng độ N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> trung bình sau xử lý ở các tải trọng 1, 2, và 3 lần lượt là 20,5 ± 3,019mg/L; 21,538 ± 1,833mg/L; 22,147 ± 3,827mg/L. Các nồng độ này đều nhỏ hơn rất nhiều so với ngưỡng giới hạn cho phép của QCVN 14:2008/BTNMT quy định mức A là 30mg/L và mức B là 50mg/L.

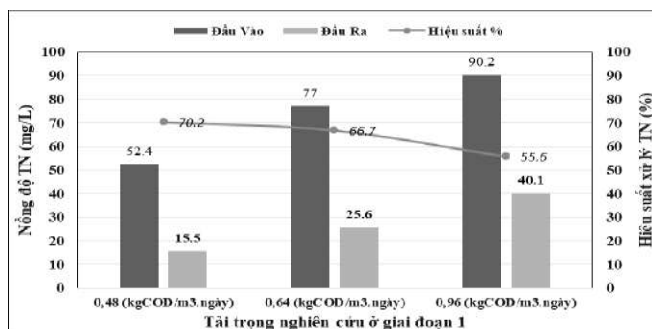
Xét trường hợp tải trọng > 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày ở hình 12.



Hình 12. Nồng độ N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> vào, ra và hiệu suất chuyển hóa ở ba tải trọng > 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày

Ở tải trọng 1,5kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày và 2kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày ta thấy hiệu suất chuyển hóa N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> giảm khi thời gian lưu giảm. Nồng độ N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> trung bình sau xử lý ở các tải trọng 1,5 và 2 lần lượt là 20,6 ± 4,018mg/L; 19,89 ± 2,843mg/L. Các nồng độ này đều nhỏ hơn QCVN 14:2008/BTNMT loại A là 30mg/L và B là 50mg/L.

Nhóm nghiên cứu cũng đã khảo sát với tổng Nitơ kết quả thu được như thể hiện trên hình 13 và 14.

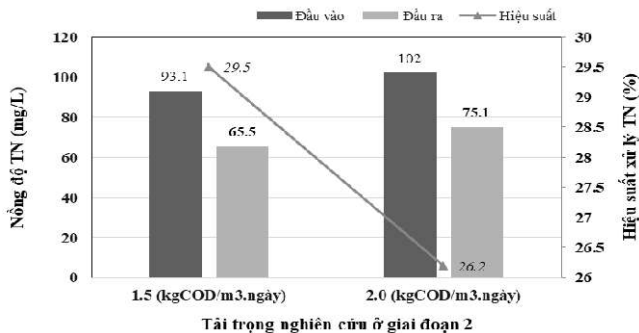
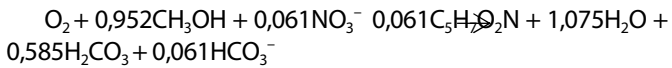
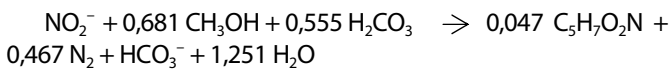
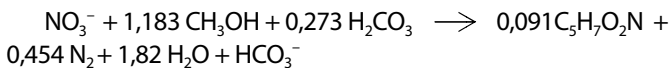


Hình 13. Nồng độ TN vào, ra và hiệu suất xử lý ở ba tải trọng < 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày

Giá trị trung bình của TN đầu vào, đầu ra ở tải trọng < 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày và hiệu suất thể hiện ở hình 13. Hiệu suất xử lý TN ở 3 tải trọng lần lượt là 70,2%; 66,7%; 55,6%. Hiệu quả xử lý TN cao nhất ở tải trọng 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày, hai tải trọng còn lại hiệu quả xử lý thấp hơn do quá trình tăng tải trọng gây ảnh hưởng đến quá trình hoạt động của vi sinh vật, làm giảm hiệu quả xử lý TN. Ngoài ra ta thấy khi tải trọng tăng thì TN đầu ra cũng tăng, sau đó chủ yếu các hợp chất hữu cơ chứa nitơ sẽ bị thủy phân thành N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> nhờ hoạt động của vi sinh vật. Một phần N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> sẽ tổng hợp trong các mô tế bào vi sinh, tế bào chết chứa nitơ hữu cơ sẽ theo bùn xả ra ngoài (quá trình đồng hóa). Phần N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> còn lại sẽ được oxy hóa thành N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> trong



điều kiện hiếu khí và N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> sẽ được khử thành khí N<sub>2</sub> thoát ra trong điều kiện thiếu khí (quá trình phân nitrate hóa).



Hình 14. Nồng độ TN vào, ra và hiệu suất xử lý ở ba tải trọng > 1kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày

Theo hình 14 ta thấy, hiệu suất xử lý TN ở 2 tải trọng lần lượt là 29,5% và 26,2%. Hiệu quả xử lý TN của tải trọng 1,5kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày cao hơn do quá trình tăng tải trọng gây ảnh hưởng đến quá trình hoạt động của vi sinh vật, làm giảm hiệu quả xử lý TN. Vì mô hình chỉ dùng một bể MBBR không có bể thiếu khí để xử lý Nitơ cho nên nồng độ TN sau xử lý còn khá cao. Như vậy để xử lý Nitơ hiệu quả cho các trường hợp có tải trọng lớn hơn tải trọng 1 chúng ta cần bổ sung thêm bể thiếu khí.

**4. KẾT LUẬN**

Đã tiến hành đánh giá được hiệu quả xử lý của việc dùng mô hình MBBR sử dụng giá thể biochip M trong xử lý nước thải sinh hoạt ở Ký túc xá C1 Trường Đại học Quy Nhơn. Cụ thể: Với nước thải nghiên cứu thì nên dùng 40% thể tích giá thể Biochip M, thời gian lưu thích hợp là 6h. Nhóm nghiên cứu đã vận hành mô hình thí nghiệm với 5 tải trọng 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày; 0,64kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày; 0,96kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày; 1,5kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày và 2kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày. Kết quả cho thấy tải trọng hữu cơ có hiệu quả xử lý cao nhất trong tất cả quá trình nghiên cứu là 0,48kgCOD/m<sup>3</sup>.ngày và kết quả đầu ra ở tải trọng này đều đạt QCVN 14:2008/BTNMT, cột A với các giá trị hiệu suất xử lý trung bình tương ứng như: 82,9% BOD<sub>5</sub>; 95,4% N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>; 70,2%. Những kết quả này đều phù hợp với những nghiên cứu trước đó của chúng tôi về nước thải thủy sản và nước thải giết mổ gia cầm có liên quan tới mô hình MBBR sử dụng giá thể này. Còn ở tải trọng cao hơn thì chỉ có hàm lượng N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> đạt quy chuẩn ở tải trọng 1,5kg COD/m<sup>3</sup>.ngày. Như vậy với tải trọng cao hơn để xử lý theo quy chuẩn chúng ta cần bổ sung thêm bể thiếu khí.

Những kết quả thực nghiệm trên đã minh chứng được khả năng ứng dụng mô hình MBBR để xử lý nước thải sinh hoạt hoặc nước thải có tính chất tương tự có tải trọng ≤ 1kg COD/m<sup>3</sup>.ngày.

**TÀI LIỆU THAM KHẢO**

- [1]. B. Fu, X. Liao, R. Liang, L.Ding, K. Xu, H. Ren, 2011. *COD removal from expanded granular sludge bed effluent using a moving bed biofilm reactor and their microbial community analysis*. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 27, 915-923.
- [2]. G. Andreottola, R. Foladori, M. Ragazzi, F. Tatano, 2000. *Experimental comparsion between MBBR and activated sludge system for the treatment of municipal wastewater*. Water science & Technology.
- [3]. S. Sirianuntapiboon, S.Yommee, 2006. *Application of a new type of moving bio-film in aerobic sequencing batch reactor (aerobic - SBR)*. Journal of Environmental Management, 149-156.
- [4]. H.L.Yen, 2008. *Kinetics of nitrogen and carbon removal in a moving-fixed bed biofilm reactor*. Applied Mathematical Modelling, 2360-2377.
- [5]. A. Tawfik, F.El Gohary, H.Temmink, 2010. *Treatment of domestic wastewater in an up - flow anaerobic sludge blanket reactor followed by moving bed biofilm reactor*. Bioprocess Biosyst Eng, 267 - 276.
- [6]. Phong Tan Nguyen, Tran Thi Hong Le, Duy Le Hoang Pham, 2011. *Study on Low Cost Decentralized Domestic Wastewater Treatment By A Moving Bed Biofilm Reactor for Household and Small Community*. The 4th IWA-ASPIRE Conference & Exhibition - Toward Sustainable Water Supply and Recycling Systems, Japan.
- [7]. Nguyễn Thị Mai, 2018. *Nghiên cứu xác định hiệu quả xử lý BOD, COD, tổng Nitơ của một số loại màng lọc sinh học lơ lửng (MBBR)*. Tạp chí hoạt động Khoa học Công nghệ, Viện An toàn - Sức khỏe và Môi trường Lao động, số 1,2&3, trang 105-111.
- [8]. Trần Đức Thảo, Nguyễn Thị Cẩm Mỹ, Võ Đặng Thùy Trang, Trần Thị Thu Hiền, 2017. *Đánh giá hiệu quả xử lý nước thải thủy sản của mô hình giá thể di động (MBBR) sử dụng giá thể biochip M*. Tạp chí hoạt động Khoa học Công nghệ, Viện An toàn - Sức khỏe và Môi trường Lao động, số 4,5&6, trang 72-79.
- [9]. Trần Thị Thu Hiền, Nguyễn Tiến Hán, Vũ Thị Liễu, Nguyễn Ngọc Tân, Võ Thị Thúy Lê, Trần Đức Thảo, 2017. *Nghiên cứu ứng dụng công nghệ MBBR sử dụng giá thể Biochip M để xử lý nước thải giết mổ gia cầm*. Tạp chí Khoa học & Công nghệ, Trường Đại học Công nghiệp Hà Nội, số 43, trang 109-113.
- [10]. Trần Đức Thảo, Trần Thị Kim Chi, Trương Thị Thùy Trang, Trần Thị Thu Hiền, Nguyễn Thị Liễu, Nguyễn Tiến Hán, 2019. *Nghiên cứu khả năng xử lý nước thải sinh hoạt bằng công nghệ bùn hoạt tính có bổ sung chế phẩm sinh học Bacillus SP..* Tạp chí Khoa học & Công nghệ, Trường Đại học Công nghiệp Hà Nội, số 50, trang 100-105.
- [11]. Y. He, L. Peng, Y. Hua, J. Zhao, N. Xiao, 2017. *Treatment for domestic wastewater from university dormsusing a hybrid constructed wetland at pilot scale*. Environmental Science and Pollution Research, 10 pages
- [12]. Trịnh Xuân Lai, 2011. *Tính toán thiết kế các công trình xử lý nước thải*. NXB Xây dựng.
- [13]. J.S. Weiss, M. Alvarez, C.C. Tang, R.W. Horvath, J.F.Stahl, 2005. *Evaluation of Moving Bed Biofilm Reactor Technology For Enhancing Nitrogen Removal*. Proceedings of the Water Environment Federation.

**AUTHORS INFORMATION**

**Tran Thi Thu Hien<sup>1</sup>, Nguyen Thi Dieu Cam<sup>1</sup>, Kieu Nhat Linh<sup>1</sup>, Nguyen Van Luong<sup>1</sup>, Nguyen Thi Thanh Binh<sup>1</sup>, Nguyen Thanh Viet<sup>1</sup>, Tran Duc Thao<sup>2</sup>, Vu Thi Lieu<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Faculty of Natural Sciences, Quy Nhon University  
<sup>2</sup>Faculty of Environment - Natural Resources and Climate Change, Ho Chi Minh City University of Food Industry  
<sup>3</sup>Faculty of Environment , Hanoi University of Business and Technology