

NGHIÊN CỨU XỬ LÝ NƯỚC THẢI SINH HOẠT CHUNG CƯ SÀI GÒN PEAL BẰNG MÔ HÌNH BÙN HOẠT TÍNH CÓ BỔ SUNG CHẾ PHẨM *BACILLUS SP.* QUY MÔ PHÒNG THÍ NGHIỆM

STUDY ON TREATMENT OF SAI GON PEAL APARTMENT WASTEWATER USING AN AEROBIC GRANULAR SLUDGE MODEL SUPPLEMENTED WITH *BACILLUS SP.* AT LABORATORY SCALE

Phạm Minh Tuấn¹, Trần Đức Thảo^{1,*}

DOI: <https://doi.org/10.57001/huih5804.2023.154>

TÓM TẮT

Đã có nhiều nghiên cứu về khả năng nitrat hóa dị dưỡng - khử nitrat hiếu khí của chủng *Bacillus sp.*, trong nghiên cứu này, vi sinh *Bacillus sp.* ở dạng chế phẩm được sử dụng để đánh giá khả năng xử lý nước thải sinh hoạt chung cư Sài Gòn Peal quy mô phòng thí nghiệm trên mô hình bùn hoạt tính ở các mật độ vi sinh khác nhau ($2,7 \cdot 10^7$ CFU/mL, $0,93 \cdot 10^8$ CFU/mL và $1,8 \cdot 10^9$ CFU/mL). Kết quả, ở mật độ vi sinh khoảng $0,93 \cdot 10^8$ CFU/mL, tải trọng hữu cơ $0,48$ kg COD/m³.ngày, MLSS = 2500mg/L, HRT = 6h thì hiệu quả xử lý chất ô nhiễm cao nhất (hiệu quả xử lý COD đạt 86%, Nitơ đạt 74%, N-NH₄⁺ đạt 91%) và N-NH₄⁺ đạt QCVN 14:2008/BTNMT, cột B.

Từ khóa: Khử nitrat hiếu khí, *Bacillus sp.*, xử lý nitơ, bùn hoạt tính, nước thải sinh hoạt.

ABSTRACT

There have been many studies on the ability of heterotrophic nitrification - aerobic denitrification *Bacillus sp.* In this study, *Bacillus sp.* in the form of a microbial product was used to evaluate its ability to treat wastewater from Sai Gon Peal apartment at the laboratory scale using an aerobic granular sludge model at different microbial concentrations (2.7×10^7 CFU/mL; 0.93×10^8 CFU/mL và 1.8×10^9 CFU/mL). The results showed that at a microbial concentration of about 0.93×10^8 CFU/mL, organic load 0.48 kg COD/m³.day, MLSS = 2500mg/L, and HRT = 6h, the highest removal efficiency of pollutants (COD removal efficiency reached 86%, Nitrogen: 74%, N-NH₄⁺: 91%) and N-NH₄⁺ was achieved, meeting the standards of QCVN 14:2008/BTNMT, column B.

Keywords: Heterotrophic denitrification, *Bacillus sp.*, nitrogen treatment, activated sludge, domestic wastewater.

¹Trường Đại học Công Thương TP. Hồ Chí Minh

*Email: thaotranduc@gmail.com

Ngày nhận bài: 06/6/2023

Ngày nhận bài sửa sau phản biện: 10/7/2023

Ngày chấp nhận đăng: 25/8/2023

1. GIỚI THIỆU

Hiện nay vấn đề xử lý nitơ trong nước thải đặc biệt là nước thải sinh hoạt đang được chú trọng. Đã có rất nhiều

quy trình và công nghệ xử lý đã được nghiên cứu, trong đó quá trình nitrat hóa - khử nitrat sinh học là một quy trình kinh tế nhất để loại bỏ nitơ trong nước thải đô thị [7]. Quá trình nitơ trong nước thải hiện nay chủ yếu theo quy trình oxy hóa NH₄⁺ thành NO₃⁻ (Nitrat hóa) và sau đó là khử sinh học NO₃⁻ thành N₂ (khử Nitơ) dựa trên quá trình hiếu khí và thiếu khí tương ứng [4, 6, 8, 17, 18]. Ngoài ra, hiện nay còn có một số nghiên cứu khác về khử nitơ như oxy hóa amoni kỵ khí (anamox) [5, 14] và khử nitơ hiếu khí [9, 10, 15, 19, 20].

Ngày nay có nhiều nghiên cứu tập trung vào các công nghệ loại bỏ nitơ sinh học mới, trong đó tập trung vào việc phát hiện các vi khuẩn "khử nitrat dị dưỡng - khử nitrat hiếu khí" [21]. Một số nghiên cứu tập trung vào quá trình nitrat hóa nitrit nhằm loại bỏ nitơ trong nước thải, đây có thể là một quá trình cắt ngắn để tiết kiệm oxy cho quá trình nitrat hóa và yêu cầu carbon cho quá trình khử nitrat [3], tức là quá trình nitrat hóa - khử nitrat được thực hiện theo quy trình một bước trong đó amoni bị oxy hóa trực tiếp thành N₂ [1, 4, 8, 11].

Gần đây, các nghiên cứu tập trung vào các vi sinh vật nitrat hóa-khử nitrat hiếu khí, đặc, bởi vì chúng đóng vai trò quan trọng trong quá trình nitrat hóa và khử nitrat đồng thời trong cùng một hệ thống nhờ khả năng chịu oxy và sử dụng các chất hữu cơ phù hợp với nhau, so với các quá trình nitrat hóa và khử nitrat truyền thống [11]. Do đó, vi khuẩn nitrat hóa dị dưỡng hiếu khí có thể phù hợp hơn để giảm sự tích tụ các hợp chất nitơ trong nước thải.

Nhiều loại vi sinh vật như *Paracoccus denitrificans*, *Alcaligenes faecalis*, *Microvirgula aerodenitrificans*, *Acinetobacter* và *Bacillus* được phân lập từ đất và hệ thống xử lý nước thải đã được phát hiện là có khả năng nitrat hóa dị dưỡng và khử nitrat hiếu khí [11, 16, 22]. Trong đó, loài *Bacillus* chiếm ưu thế hơn các loài khác và là loài chủ lực trong hệ thống xử lý nước thải, có liên quan quá trình nitrat hóa dị dưỡng [8].

Bacillus là vi khuẩn được sử dụng rất phổ biến làm chế phẩm sinh học vì chúng có khả năng sản xuất nhiều enzyme

ngoại bào (như amylase, protease, cellulase,...), qua đó giúp phân hủy bùn bã hữu cơ, tiết kháng sinh sinh học (bacteriocins) diệt vi khuẩn gây bệnh, đặc biệt vi khuẩn tồn tại trong sản phẩm dưới dạng bào tử nên có thể duy trì khả năng sống tốt, thể hiện được chức năng sau một thời gian bảo quản lâu dài [12]. *Bacillus* có thể bao gồm các vi khuẩn hiếu khí và kỵ khí tùy tiện sống trong nhiều môi trường sống, do đó một lượng lớn *Bacillus* trong hệ thống xử lý dễ dàng được phân lập khỏi môi trường. Ngoài ra, *Bacillus* không độc và chịu được điều kiện nhiệt độ, pH và muối [8].

Tại Hàn Quốc, quy trình B3 (Bio Best *Bacillus*) đã được biết đến như một công nghệ tiên tiến hệ thống xử lý nước thải trong đó các chủng *Bacillus* đã chiếm ưu thế. Nghiên cứu cho thấy quy trình B3 với các chủng *Bacillus* có khả năng loại bỏ nitơ và photpho cũng như chất hữu cơ một cách hiệu quả [2].

Các vi khuẩn *Bacillus* như *Bacillus coagulans*, *Bacillus licheniformis* và *Bacillus subtilis* được coi là chế phẩm sinh học giả định, đã được ứng dụng rộng rãi trong ngành nuôi trồng thủy sản để tạo điều kiện thuận lợi cho tăng trưởng, ngăn ngừa bệnh tật và cải thiện chất lượng nước [4]. Do vậy, khi bổ sung *Bacillus* sp. vào môi trường nước thải, chúng sẽ thích nghi và chuyển hóa, sử dụng các chất thải hữu cơ để tăng trưởng, thông qua đó làm cho môi trường nước trở nên sạch hơn [12].

Trong nghiên cứu này, chế phẩm *Bacillus* sp. cung cấp bởi Công ty Cổ phần Công nghệ sinh học Tiên Phong được sử dụng để khảo sát khả năng xử lý nước thải sinh hoạt cho chung cư Sài Gòn Peel ở quy mô phòng thí nghiệm.

2. THỰC NGHIỆM

2.1. Vật liệu

- Mẫu nước được lấy từ hố gom, mẫu bùn được lấy tại bể xử lý bùn của hệ thống xử lý nước thải chung cư Sài Gòn Peel.

Bảng 1. Kết quả phân tích nước thải sinh hoạt chung cư Sài Gòn Peel

STT	Chỉ tiêu	Đơn vị	Kết quả	QCVN 14:2008/BTNMT, Cột B
1	pH	-	7,25 ± 0,0229	5 - 9
2	BOD ₅ (20°C)	mg/l	138	50
3	COD	mg/l	197,84 ± 0,1534	-
4	TSS	mg/l	206,6 ± 1,7997	100
5	N-NH ₄ ⁺	mg/l	76,95 ± 0,2591	10
6	N-NO ₃ ⁻	mg/l	0,76 ± 0,0089	50
7	Tổng Nitơ	mg/l	77 ± 0,2416	-
8	Tổng Coliforms	MPN/100ml	19.000	5.000

- Chế phẩm vi sinh *Bacillus* sp. từ Công ty Cổ phần Công nghệ sinh học Tiên Phong.

Bảng 2. Thành phần chế phẩm *Bacillus* sp. trong 1kg sản phẩm

STT	Chỉ tiêu	Đơn vị	Giá trị
1	<i>Bacillus Subtilis</i>	CFU/g	9.10 ¹⁰
2	<i>Bacillus licheniformis</i>	CFU/g	9.10 ¹⁰
3	Chất mang (Zeolite vừa đủ 1kg)	kg	1,0

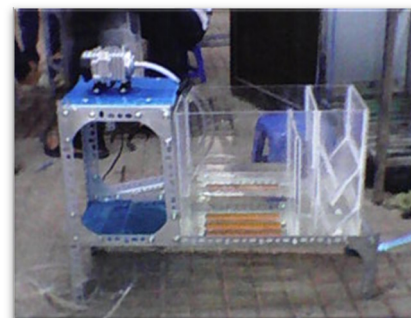
Nguồn: Công ty Cổ phần Công nghệ sinh học Tiên Phong



Hình 1. Chế phẩm vi sinh *Bacillus* sp.

2.2. Mô hình thực nghiệm

Mô hình thực nghiệm như trong hình 2 với các thông số mô hình như bảng 3.



Hình 2. Mô hình thực nghiệm

Bảng 3. Thông số mô hình

STT	Thông số	Đơn vị	Bể aerotank	Lắng
1	HRT	h	6	2
2	Lưu lượng	l/h	3	3
3	Thể tích	cm ³	18.000	6.000
4	Dài	cm	30	10
5	Rộng	cm	20	20
6	Cao	cm	30	30
7	Vật liệu		Mica	

2.3. Bố trí thí nghiệm

2.3.1. Thí nghiệm 1: Xác định các thông số vận hành mô hình thực nghiệm

Tiến hành vận hành mô hình theo mẻ, nước thải được đưa vào bể Aerotank cùng với bùn hoạt tính đã được nuôi thích nghi từ trước, sục khí để duy trì DO = 4,0 - 4,2mg/l, tiến hành vận hành mô hình gián đoạn (cho 15 lít nước thải vào bể, bổ sung bùn hoạt tính theo tỷ lệ tương ứng với giá trị MLSS đã xác định, tiến hành sục khí, sau 2, 4, 6, 8 giờ tiến hành lấy mẫu 1 lần để đánh giá, sau đó vệ sinh bể và tiến hành mẻ mới) [17]. Thay đổi lượng bùn hoạt tính trong mô hình thông qua giá trị giá trị MLSS = 2000 - 3000mg/L, tương ứng với mỗi giá trị MLSS khác nhau (2000mg/L, 2500mg/L, 2700mg/L và 3000mg/L) tiến hành khảo sát, đánh giá trong 07 ngày [17]. Sau khoảng thời gian 2, 4, 6 và 8 giờ mỗi ngày sẽ tiến hành lấy mẫu phân tích các chỉ tiêu (pH, MLSS, SVI, COD, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺) để đánh giá. Từ đó xác định các thông số vận hành của mô hình.

2.3.2. Thí nghiệm 2: Xác định khả năng xử lý chất ô nhiễm của mô hình thực nghiệm khi không có bổ sung và có bổ sung chế phẩm Bacillus sp.

Trên cơ sở các thông số mô hình đã lựa chọn ở thí nghiệm 1 (MLSS, DO, HRT), tiến hành vận hành mô hình liên tục. Nước thải được bơm định lượng đưa vào bể Aerotank với tải trọng hữu cơ 0,48kg COD/m³.ngày [17]. Tiến hành thí nghiệm trong 04 trường hợp: không bổ sung chế phẩm Bacillus sp. và có bổ sung chế phẩm Bacillus sp. (mật độ vi sinh từ 10⁷ CFU/mL, 10⁸ CFU/mL và 10⁹ CFU/mL [17]). Lượng chế phẩm thực tế cho vào bể là 05g chế phẩm/bể 15 lít (tương ứng mật độ vi sinh là 2,7.10⁷ CFU/mL); 15g chế phẩm/bể 15 lít (tương ứng mật độ vi sinh là 0,93.10⁸ CFU/mL); 300g chế phẩm/ bể 15 lít (tương ứng mật độ vi sinh là 1,8.10⁹ CFU/mL). Mỗi mật độ vi sinh được nuôi thích nghi trong 05 ngày đầu, sau đó tiến hành khảo sát trong 10 ngày liên tục, mỗi ngày lấy mẫu 01 lần để đánh giá thông qua các chỉ tiêu các chỉ tiêu (pH, MLSS, SVI, COD, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺).

2.4. Phương pháp phân tích

2.4.1. Các phương pháp phân tích mẫu

Bảng 4. Các phương pháp phân tích

STT	Chỉ tiêu	Phương pháp	Đơn vị	Thiết bị
1	pH	TCVN 6492:2011 Chất lượng nước - Xác định pH	-	Máy đo Hanna Giấy pH
2	COD	TCVN 6491:1999 Chất lượng nước - Xác định nhu cầu oxy hóa học (COD)	mg/L	Máy phá mẫu COD; Buret
3	MLSS	TCVN 6625:2000 Phương pháp khối lượng	mg/L	Giấy lọc; Tủ sấy; Cân phân tích
4	NO ₂ ⁻	TCVN4561- 1988- Nước thải- Xác định hàm lượng Nitrit	mg/L	Máy quang phổ
5	NO ₃ ⁻	TCVN 6180:1996 Chất lượng - Xác định nitrat - Phương pháp trắc phổ dùng axit sunfosalixylic	mg/L	Máy quang phổ
6	NH ₄ ⁺	SEEW 4500 - Phương pháp chuẩn phân tích nước và nước thải - Xác định amoni	mg/L	Máy quang phổ
7	TKN	Standard Method 4500-N	mg/L	Bộ Kjeldahl
8	DO	Phương pháp Winkler	mg/L	Chai DO

2.4.2. Phương pháp tính kết quả

- **Chỉ số SVI:** Chỉ số bùn bằng thể tích (mL) chiếm chỗ của 1g bùn khô sau 30 phút lắng trong ống trụ. Chỉ số bùn được xác định bằng cách trộn mẫu hỗn hợp thật đều rồi rót vào ống trụ đến mực 20mL và để lắng, sau đó đánh dấu thể tích chiếm chỗ của bùn và xác định nồng độ bùn theo chất khô.

$$SVI = \frac{V}{MLSS}, (mg/L) \tag{1}$$

Trong đó: V là thể tích nước trong ống đong, mL; MLSS là nồng độ bùn hoạt tính, mg/L.

- **Mật độ vi sinh:** Chuẩn bị các ống nghiệm chứa 09 mL nước muối sinh lý (0,85%) được tiệt trùng ở 121°C trong 20 phút. Lấy 1ml mẫu nước cho vào ống nghiệm chứa 09mL lắc

đều ta có nồng độ pha loãng 10⁻¹, tiếp tục pha loãng đến nồng độ thích hợp sau đó đem ủ ở 80°C trong 20 phút. Dùng micropipete hút chính xác 0,1mL dung dịch vi khuẩn cho vào môi trường đĩa thạch chuyên biệt Nutrient Agar (NA), dung que trải đều cho khô hoàn toàn, thí nghiệm thực hiện trong điều kiện vô trùng. Các đĩa được mang đi ủ ở 28°C trong 24 giờ. Sau đó, đếm số khuẩn lạc trên đĩa petri (số khuẩn lạc nằm trong khoảng từ 20 - 200) [17].

Số lượng vi khuẩn được tính theo công thức:

$$\text{Đơn vị hình thành khuẩn lạc} = \text{Số khuẩn lạc} \times \text{độ pha loãng} \times 10, (CFU/mL) \tag{2}$$

Mật độ vi sinh vật có trong chế phẩm được tính theo công thức:

$$A = \frac{N}{n_1.V.f_1 + \dots + n_i.V.f_i}, (CFU/mL) \tag{3}$$

Trong đó:

A là mật độ tế bào trên một đơn vị thể tích, CFU/mL.

N là tổng số khuẩn lạc đếm được trên i đĩa đã chọn, số khuẩn lạc.

V là thể tích mẫu mang đi trải trên đĩa pettri, mL.

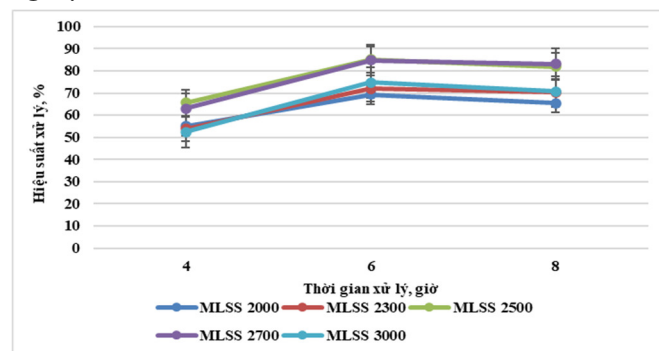
n là số đĩa theo nồng độ, đĩa.

f là hệ số pha loãng tương ứng ở đĩa.

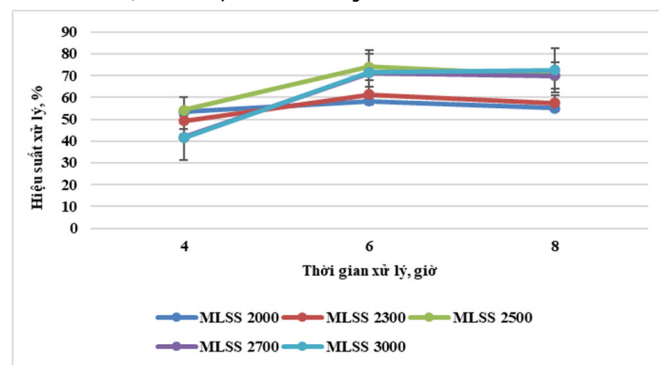
2.4.3. Phương pháp xử lý số liệu: kết quả được xử lý thống kê sử dụng Microsoft Excel.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Kết quả xác định các thông số vận hành mô hình thực nghiệm



Hình 3. Hiệu suất xử lý COD theo thời gian ở các MLSS khác nhau



Hình 4. Hiệu suất xử lý N-NH₄⁺ theo thời gian ở các MLSS khác nhau

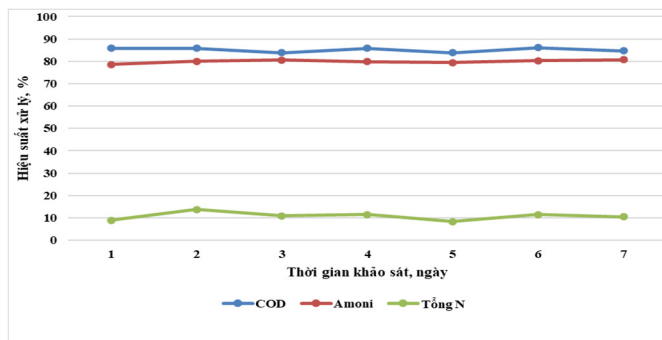
Nhằm đảm bảo các thông số vận hành mô hình đạt kết quả tốt, nhóm tiến hành khảo sát một số thông số của mô hình ở chế độ không liên tục. Kết quả khảo sát ở chế độ này được thể hiện ở hình 3 ÷ 6.

Qua hình 3 và 4, hiệu quả xử lý COD và $N-NH_4^+$ thay đổi theo thời gian và lượng bùn hoạt tính được đưa vào mô hình: Trong thời gian 2 giờ, 4 giờ, hiệu quả xử lý COD và $N-NH_4^+$ tăng dần, đạt giá trị cao nhất ở 6 giờ, sau đó hiệu quả xử lý giảm dần. Điều này có thể lý giải như sau: Trong giai đoạn này vi sinh vật trong bể đang ở giai đoạn tăng trưởng do đó vi sinh vật sử dụng các chất ô nhiễm để sinh trưởng và phát triển nên làm giảm đáng kể lượng chất ô nhiễm. Sau 6 giờ lượng cơ chất còn lại trong bể giảm đáng kể nên vi sinh vật rơi vào giai đoạn suy vong và chết dẫn đến lượng chất ô nhiễm tăng trở lại [17].

Mặt khác, hiệu quả xử lý của COD và NH_4^+ tương ứng với giá trị MLSS = 2500mg/L và thời gian lưu nước HRT = 6 giờ (hình 3 và 4) khi vận hành gián đoạn cho hiệu quả cao nhất (hiệu quả xử lý COD đạt 85%, $N-NH_4^+$ đạt 74%). Điều này chứng tỏ mô hình phù hợp với các giá trị khảo sát này.

Đồng thời, tiến hành khảo sát 7 ngày liên tục ở MLSS = 2500mg/L, HRT = 6 giờ, kết quả cho thấy hiệu quả xử lý COD và $N-NH_4^+$ của mô hình đạt kết quả cao và ổn định (hình 5). Hiệu quả xử lý COD trung bình là 85% (COD còn lại trung bình là $29,29 \pm 0,778$ mg/L); $N-NH_4^+$ là 80% ($N-NH_4^+$ còn lại trung bình là $15,06 \pm 0,198$ mg/L).

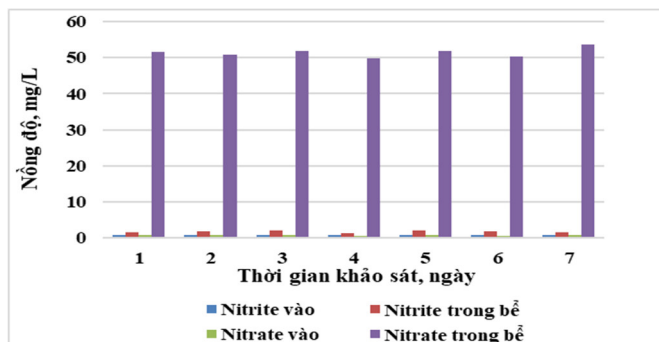
Kết quả này khá phù hợp với một số nghiên cứu trước của Thảo và cộng sự (1999), khi nghiên cứu xử lý đối với nước thải sinh hoạt KTX Trường Đại học Công nghiệp Thực phẩm TP. Hồ Chí Minh [17].



Hình 5. Hiệu quả xử lý COD, $N-NH_4^+$ và tổng Nitơ của mô hình ở MLSS = 2500mg/L, HRT = 6 giờ

Tuy nhiên, Tổng Nitơ được xử lý khá thấp, hiệu suất chỉ đạt trung bình khoảng 10% (Tổng Nitơ còn lại trung bình là $68,21 \pm 0,572$ mg/L) (hình 5). Điều này có thể lý giải do trong điều kiện hiếu khí, lượng $N-NH_4^+$ chủ yếu được chuyển hóa thành $N-NO_3^-$ do vậy làm cho tổng lượng Nitơ trong bể không giảm nhiều. Kết quả phân tích chuyển hóa $N-NO_2^-$ và $N-NO_3^-$ trong bể cho thấy lượng $N-NO_3^-$ trong bể tăng đáng kể (hình 6), trung bình đạt $51,37 \pm 0,477$ mg/L.

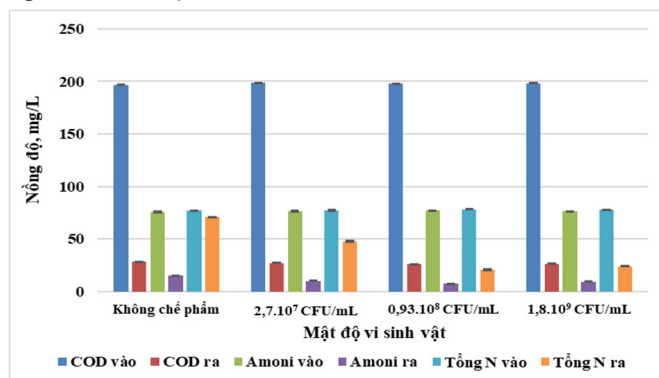
Như vậy, từ kết quả thực nghiệm trên các thông số vận hành mô hình thực nghiệm như sau: DO = 4,0 - 4,2mg/L; MLSS = 2500mg/L; HRT = 6 giờ được lựa chọn để khảo sát các giai đoạn tiếp theo.



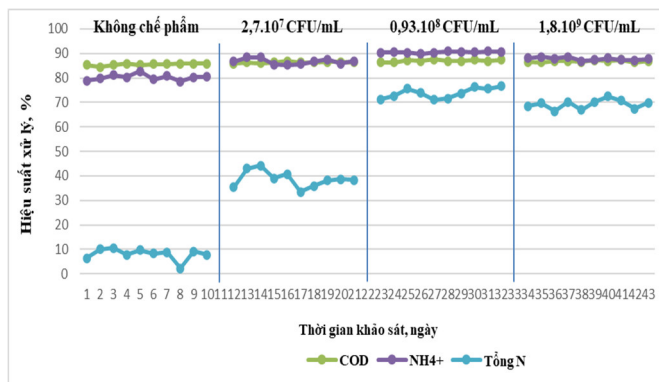
Hình 6. Chuyển hóa Nitrit và Nitrat trong bể ở MLSS = 2500mg/L, HRT = 6 giờ

3.2. Kết quả xác định khả năng xử lý chất ô nhiễm của mô hình thực nghiệm khi không có bổ sung và có bổ sung chế phẩm *Bacillus sp.* ở các mật độ vi sinh khác nhau

Tiến hành khảo sát mô hình ở giai đoạn liên tục với tải trong hữu cơ 0,48kg COD/m³.ngày [17], trong 4 trường hợp không bổ sung chế phẩm và có bổ sung chế phẩm vi sinh *Bacillus sp.* ($2,7 \cdot 10^7$ CFU/mL, $0,93 \cdot 10^8$ CFU/mL và $1,8 \cdot 10^9$ CFU/mL) và duy trì các thông số mô hình đã được chọn ở thí nghiệm 1. Kết quả khảo sát được thể hiện ở các hình 7 ÷ 9.



Hình 7. Nồng độ trung bình COD, Amoni và tổng Nitơ ở các mật độ vi sinh khác nhau



Hình 8. Hiệu quả xử lý COD, amoni và Tổng Nitơ ở các mật độ vi sinh khác nhau

Qua hình 7 và 8 chứng tỏ khi bổ sung chế phẩm vi sinh *Bacillus sp.* ở các mật độ $2,7 \cdot 10^7$ CFU/mL, $0,93 \cdot 10^8$ CFU/mL và $1,8 \cdot 10^9$ CFU/mL vào mô hình xử lý Aerotank ở phòng thí nghiệm thì hiệu quả xử lý COD, $N-NH_4^+$ và tổng Nitơ đạt hiệu quả cao hơn khi không có chế phẩm vi sinh.

Về hiệu quả xử lý COD ở các mật độ khác nhau hầu như không thay đổi so với không có chế phẩm (ở $2,7 \cdot 10^7$ CFU/ml:

86%; 0,98.10⁸ CFU/ml: 87%; 1,8.10⁹ CFU/ml: 87%; không chế phẩm: 86%). Tuy nhiên về hiệu quả xử lý N-NH₄⁺ và tổng Nito có sự khác biệt lớn, cụ thể:

+ Hiệu quả xử lý N-NH₄⁺ tăng khi bổ sung chế phẩm *Bacillus .sp*: ở 2,7.10⁷ CFU/mL hiệu quả xử lý N-NH₄⁺ đạt 87% (N-NH₄⁺ còn lại: 10,11 ± 0,241mg/L), ở 0,93.10⁸ CFU/mL hiệu quả xử lý N-NH₄⁺ đạt 91% (N-NH₄⁺ còn : 7,28 ± 0,069mg/L) và ở 1,8.10⁹ CFU/mL hiệu quả xử lý N-NH₄⁺ đạt 88% (N-NH₄⁺ còn lại: 9,34 ± 0,13mg/L).

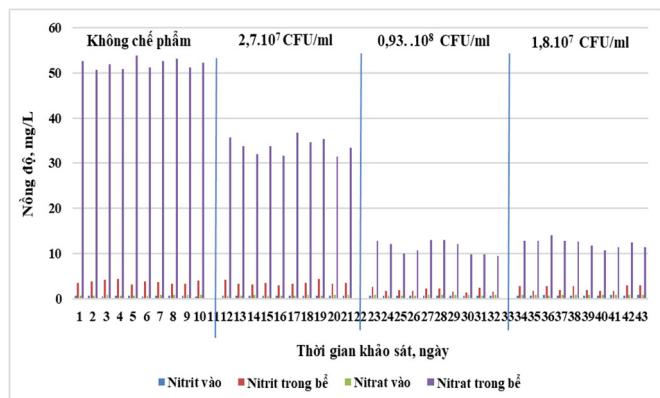
+ Hiệu quả xử lý tổng Nito tăng khi bổ sung chế phẩm *Bacillus .sp*: ở 2,7.10⁷ CFU/mL hiệu quả xử lý tổng Nito đạt 39% (tổng Nito còn lại: 47,45 ± 0,705mg/L), ở 0,93.10⁸ CFU/mL hiệu quả xử lý tổng Nito đạt 74% (tổng Nito còn lại: 20,46 ± 0,554mg/L) và ở 1,8.10⁹ CFU/mL hiệu quả xử lý tổng Nito đạt 69% (tổng Nito còn lại: 23,92 ± 0,408mg/L), trường hợp không có chế phẩm hiệu quả xử lý tổng Nito chỉ đạt 8% (tổng Nito còn lại: 70,66 ± 0,289mg/L).

Điều này chứng tỏ rằng nito dạng N-NH₄⁺ trước tiên có thể được chuyển đổi thành NO_x thông qua quá trình nitrat hóa dị dưỡng. Nito bị mất có thể được chuyển đổi thành các sản phẩm khí thông qua quá trình nitrat hóa dị dưỡng kết hợp với quá trình khử nitrat hiếu khí, trong đó các sản phẩm nitrat hóa dị dưỡng được sử dụng trực tiếp làm chất phản ứng khử nitrat [18].

Bên cạnh đó, một phần nito có thể được đồng hóa vào vật liệu nội bào; một phần nito được khử một cách đồng đều thành các sản phẩm khí thông qua quá trình nitrat hóa dị dưỡng kết hợp với quá trình khử nitrat hiếu khí (NH₄⁺-NH₂OH-NO₂⁻-N₂O-N₂), trong đó cũng đi kèm với sự chuyển hóa lẫn nhau của nitrit và nitrat [18].

Điều này phù hợp với các báo cáo trước đây rằng việc loại bỏ amoniac bằng quá trình nitrat hóa dị dưỡng chủ yếu là do sự đồng hóa của vi khuẩn và chuyển đổi đồng thời thành khí nito [4].

Như vậy, có thể thấy khi bổ sung chế phẩm chế phẩm *Bacillus .sp* có thể loại bỏ N-NH₄⁺ bằng đồng thời nitrat hóa dị dưỡng và khử nitrat hiếu khí. Đồng thời, hàm lượng nitrit và nitrat giảm đáng kể với sự phát triển nhanh chóng của chủng trong giai đoạn log (hình 9), cũng như nồng độ tổng nito giảm rõ rệt.



Hình 9. Chuyển hóa Nitrit và Nitrat trong bể Aerotank ở các mật độ vi sinh khác nhau

Kết quả nghiên cứu này cũng tương thích với kết quả nghiên cứu của Ngân (2012) khi tiến hành nghiên cứu khả năng xử lý N-NO₃⁻ trong nước thải thủy sản bằng chủng *Bacillus sp.* [13] và kết quả nghiên cứu của Thảo và cộng sự (2019) khi nghiên cứu khả năng xử lý nước thải sinh hoạt bằng công nghệ bùn hoạt tính có bổ sung chế phẩm *Bacillus sp.* [17].

4. KẾT LUẬN

Chế phẩm vi sinh *Bacillus sp.* do Công ty Cổ phần Công nghệ sinh học Tiên Phong cung cấp có khả năng xử lý được nito trong nước thải chung cư Sài Gòn Pearl với hiệu quả xử lý cao và ổn định.

Ở tải trọng hữu cơ 0,48 kg COD/m³.ngày, HRT = 6 giờ, mật độ chế phẩm vi sinh *Bacillus sp.* 0,93.10⁸ CFU/mL thì hiệu quả xử lý cao nhất và ổn định nhất: hiệu quả xử lý COD đạt 87%; tổng Nito đạt 74% (tổng Nito còn lại: 20,46 ± 0,554mg/L) và N-NH₄⁺ đạt 91% (N-NH₄⁺ còn lại: 7,28 ± 0,069mg/L), đạt QCVN 14:2008/BTNMT, cột B.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

[1]. Astrid A., van de Graaf A.A., Mulder A., de Bruijn P., Jetten M.S., Robertson L.A., Kuenen J.G., 1995. *Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process.* Applied and Environmental Microbiology, 61, 1246–1251.

[2]. Choi Y.S., Hong S.W., Kim S.J., Chung I.H., 2000. *Development of a biological process for livestock wastewater treatment using a technique for predominant outgrowth of Bacillus species.* Water Science and Technology, 45, 71–7.

[3]. Eum Y., Choi E., 2002. *Optimization of nitrogen removal from piggery waste by nitrit nitrification.* Water Science and Technology, 45, 89–96.

[4]. Fei Huang, Luqing Pan, Na Lv, Xianming Tang, 2017. *Characterization of novel Bacillus strain N31 from mariculture water capable of halophilic heterotrophic nitrification-anaerobic denitrification.* Journal of Bioscience and Bioengineering, 20 (20): 1–8.

[5]. Fux C., Boehler M., Huber P., Brunner I., Siegrist H., 2002. *Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitrification and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant.* Journal of Biotechnology, 99, 295–306.

[6]. Joong Kyun Kim, Kyoung Joo Park, Kyoung Sook Cho, Soo-Wan Nam, Tae-Joo Park, Rakesh Bajpai, 2005. *Aerobic nitrification-denitrification by heterotrophic Bacillus strains.* Bioresource Technology, 96, 1897-1906.

[7]. Gupta A.B., Gupta S.K., 2001. *Simultaneous carbon and nitrogen removal from high strength domestic wastewater in an aerobic RBC biofilm.* Water Research, 35, 1714–1722.

[8]. Khanichaidcha W., A. Nakaruk, K. Ratananikom, R. Eamrat, F. Kazama, 2019. *Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification using pure-culture bacteria for wastewater treatment.* Journal of Water Reuse and Desalination, 9 (1): 10–17.

[9]. Meiberg J.B., Bruinenberg M.P.M., Harder W., 1980. *Effect of dissolved oxygen tension on the metabolism of methylated amines in Hyphomicrobium X in the absence and presence of nitrat: evidence for aerobic denitrification.* Journal of General Microbiology, 120, 453–463.

- [10]. Mevel G., Prieur D., 2000. *Heterotrophic nitrification by a thermophilic Bacillus species as influenced by different culture conditions*. Canadian Journal of Microbiology, 46, 465–473.
- [11]. Mulder A., van de Graaf A.A., Robertson L.A., Kuenen J.G., 1995. *Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor*. FEMS Microbiology Ecology, 16, 177–184.
- [12]. Pham Minh Tuan, Tran Duc Thao, 2023. *Isolation and selection of bacillus bacteria from shrimp ponds with bioaccumulation potential*. Journal of Science and Technology, Hanoi University of Industry, 59 (1): 134–138.
- [13]. Pham Thi Tuyet Ngan, 2012. *Study on the bacterial population of nitrogen metabolizing bacteria in the pond bottom mud of black tiger shrimp (Penaeus monodon)*. Doctoral Thesis Can Tho University.
- [14]. Schmidt I., Sliemers O., Schmid M., Bork E., Fuerst J., Kuenen J.G., Jetten M.S.M., Strous M., 2003. *New concept of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater*. FEMS Microbiology Reviews, 27, 449–557.
- [15]. Su J.J., Liu B.Y., Lin J., Yang C.P., 2001b. *Isolation of an aerobic denitrifying bacterial strain NS-2 from the activated sludge of piggery wastewater treatment systems in Taiwan possessing denitrification under 92% oxygen atmosphere*. Journal of Applied Microbiology, 91, 853–860.
- [16]. Takenaka S., Zhou Q., Kuntiya A., Seesuriyachan P., Murakami S., Aoki K., 2007. *Isolating and characterization of thermotolerant bacterium utilizing ammonium and nitrates under aerobic conditions*. Biotechnol. Lett. 29, 385–390.
- [17]. Tran Duc Thao, Tran Thi Kim Chi, Truong Thi Thuy Trang, Nguyen Thi Lieu, Tran Thi Thu Hien, Nguyen Tien Han, 2019. *Investigating the possibility of domestic wastewater treatment using activated sludge technology added Bacillus sp.* Journal of Science and Technology, Hanoi University of Industry, 50, 100–105.
- [18]. Qian Chen, Jinren Ni, 2012. *Ammonium removal by Agrobacterium sp. LAD9 capable of heterotrophic nitrification - aerobic denitrification*. Journal of Bioscience and Bioengineering, 113 (5): 619–623.
- [19]. Robertson L.A., Kuenen J.G., 1983. *Thiosphaera pamtotropha gen. nov., sp. nov., a facultatively anaerobic, facultatively autotrophic sulphur bacterium*. Journal of General Microbiology, 129, 2847–2855.
- [20]. van Niel E.W.J., Braber K.J., Robertso L.A., Kuenen J.G., 1992. *Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification in Alcaligenes faecalis strain TUD*. Antonie van Leeuwenhoek, 62, 231–237.
- [21]. Yan-Chun Yao, Qing-Ling Zhang, Ying-Liu, Zhi-Pei Liu, 2013. *Simultaneous removal of organic matter and nitrogen by a heterotrophic nitrifying–aerobic denitrifying bacterial strain in a membrane bioreactor*. Bioresource Technology, 143, 83–87.
- [22]. Yao S., Ni J., Ma T., Li C., 2013. *Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at low temperature by a newly isolated bacterium, Acinetobacter sp. HA2*. Bioresource Technology, 139, 80–86.

AUTHORS INFORMATION

Pham Minh Tuan, Tran Duc Thao

Ho Chi Minh City University of Industry and Trade, Vietnam