

NGHIÊN CỨU ĐỘNG HỌC QUÁ TRÌNH NITRAT HÓA SỬ DỤNG KỸ THUẬT VI SINH TẦNG CHUYÊN ĐỘNG TRONG MÔI TRƯỜNG NƯỚC MẶN

LÊ VĂN CÁT, PHẠM THỊ HỒNG ĐỨC

1. GIỚI THIỆU

Xử lý và tái sử dụng nước thải trong các trại nuôi giống hải sản luôn phải đối mặt với một số yếu tố có tác động kìm hãm tốc độ nitrat hóa mà yếu tố đầu tiên phải kể đến là độ mặn của môi trường nước và nồng độ amoni thấp trong khi mức độ xử lý thì đòi hỏi cao. Các yếu tố kìm hãm tốc độ làm tăng giá thành và chi phí cho quá trình xử lý và tái sử dụng của hệ thống xử lý nước thải.

Vi sinh Nitrifier thực hiện quá trình nitrat hóa (oxy hóa amoni thành nitrit và tiếp tục thành nitrat) rất nhạy cảm với các yếu tố môi trường như: nhiệt độ, nồng độ oxy hòa tan (DO), pH, cơ chất, các chất ức chế (độ mặn, các độc tố hữu cơ, kim loại nặng) [2, 8, 12]. Hiểu biết thấu đáo về ảnh hưởng của các yếu tố trên sẽ giúp cho thiết kế và vận hành các hệ thống xử lý nước thải đạt hiệu quả cao và ổn định hơn. Keller và cộng sự [4] đã tổng kết các yếu tố ảnh hưởng lên quá trình nitrat hóa thông qua các mô hình và khả năng ứng dụng các mô hình đó để phát triển công nghệ xử lý nước thải trong điều kiện tương ứng. Hơn nữa, thông qua các nghiên cứu về ảnh hưởng của các yếu tố tác động lên hoạt tính sinh học của chủng vi sinh Nitrifier sẽ tăng cường thêm hiểu biết về cơ chế hoạt động của chúng, để góp phần kiểm soát các quá trình xảy ra trong các hệ thống xử lý nước thải.

Một trong những yếu tố ảnh hưởng đáng kể lên hoạt tính của Nitrifier trong quá trình nitrat hóa là độ mặn của môi trường nước, thường xuất hiện trong các hệ thống xử lý nước thải tại các trại nuôi giống hải sản hoặc các cơ sở cung cấp hàng hải sản tươi sống hay nuôi cá cảnh.

Cả loại vi sinh nitrosomonas (oxy hóa amoni thành nitrit) lẫn Nitrobacter (oxy hóa nitrit thành nitrat) đều rất nhạy cảm với độ muối của môi trường [3, 4, 6, 7, 9, 14]. Mức độ tác động của độ muối lên hoạt tính của các loại vi sinh trên còn phụ thuộc vào điều kiện thuận dưỡng chúng, tức là khả năng “làm quen” với điều kiện môi trường sống trước đó.

Ảnh hưởng của các yếu tố tác động lên hoạt tính của vi sinh vật thường được đánh giá thông qua các nghiên cứu về mặt động học của quá trình, tức là sự biến động của các thông số đặc trưng cho quá trình động học trong điều kiện diễn biến xảy ra.

Phương trình động học Monod (1) thường được sử dụng để mô tả một quá trình động học vi sinh, là dạng bậc phản ứng hỗn hợp giữa bậc không và bậc một: tiệm cận bậc không trong vùng nồng độ cao và bậc một trong cùng nồng độ thấp. Cách tiếp cận trên giúp đơn giản hóa khi phân tích các số liệu động học thu được từ thực nghiệm, tuy nhiên nó chứa sai số đáng kể khi nghiên cứu những hệ có nồng độ trong vùng biên (rất cao hay rất thấp) và trong các kỹ thuật phản ứng khác nhau (dạng tĩnh, dạng liên tục khuấy trộn đều, dòng chảy lí tưởng, vi sinh vật tồn tại ở dạng huyền phù hoặc dạng màng...).

Đối với vùng nồng độ amoni thấp như trong trường hợp xử lý nước nuôi hải sản thì phương trình động học thường được gán cho là diễn biến theo bậc một và sử dụng làm công cụ để phân tích số liệu thực nghiệm [11, 15].

Các số liệu thu được của chúng tôi cho thấy khi gán một giá trị bậc phản ứng cố định cho phương trình động học trong điều kiện nồng độ thấp và thực hiện phản ứng tại các độ muối khác nhau khi sử dụng kỹ thuật màng sinh học tầng chuyển động (Moving Bed Biofilm Reactor - MBBR) sẽ đưa lại sai số đáng kể. Sử dụng phương trình động học chứa đồng thời cả hằng số tốc độ phản ứng và bậc phản ứng tuân theo diễn biến cụ thể của hệ mang lại kết quả phù hợp tốt hơn, mô tả thực tế tốt hơn.

Nội dung bài báo sẽ trình bày kết quả nghiên cứu về ảnh hưởng của độ muối lên hoạt tính vi sinh của quá trình nitrat hóa trong điều kiện nồng độ amoni thấp với vi sinh vật được thuần dưỡng trong các điều kiện khác nhau. Đồng thời nghiên cứu ảnh hưởng của nồng độ amoni đầu vào đến hiệu quả xử lý.

2. PHƯƠNG PHÁP PHÂN TÍCH CÁC SỐ LIỆU ĐỘNG HỌC

Quá trình oxy hóa amoni bằng phương pháp sinh học thường được mô tả theo phương trình động học Monod:

$$v = -d[C]/dt = (k_m X C)/(K + C) \quad (1)$$

trong đó $-d[C]/dt$ là tốc độ oxy hóa amoni tại nồng độ C ; k_m là tốc độ tiêu thụ cơ chất tối đa trên một đơn vị sinh khối có hoạt tính; K là hằng số bán bão hòa; X là nồng độ sinh khối.

Mặt khác, tốc độ phản ứng hóa học có thể mô tả theo dạng tổng quát:

$$v = -d[C]/dt = kC^n \quad (2)$$

k là hằng số tốc độ phản ứng và n là bậc phản ứng.

Khi phản ứng xảy ra trong vùng nồng độ amoni thấp thì phương trình (1) có thể chuyển thành phương trình động học bậc nhất theo phương trình (2) ứng với $n = 1$.

$$v = -d[C]/dt = kC. \quad (3)$$

Giải phương trình (2) và (3) với nồng độ amoni ban đầu là C_0 sẽ thu được:

$$C = C_0 \exp(-kt) \quad \text{khi } n = 1 \quad (4)$$

$$C^{1-n} - C_0^{1-n} = (n-1)kt \quad \text{với } n \neq 1 \quad (5)$$

Từ số liệu động học thu được theo kỹ thuật phản ứng dạng tĩnh (cặp giá trị C_i và t_i tương ứng) sẽ tính được tốc độ phản ứng v_i tại giá trị nồng độ C_i theo phương pháp vi phân số và từ đó tính ra k theo (3) khi gán cho $n = 1$ (phương pháp I) hoặc k, n theo biểu thức (2) (phương pháp II).

Tương ứng có thể tính k theo (4) khi gán $n = 1$ (phương pháp III) và đồng thời k và n từ (5) (phương pháp IV) từ C_i, t_i theo phương pháp tính hồi qui thích hợp. [16]

3. PHẦN THỰC NGHIỆM

3.1. Nuôi cấy vi sinh

Vật liệu mang là polyuretan xốp, hình khối lập phương với kích thước $1\text{ cm} \times 1\text{ cm} \times 1\text{ cm}$. Loại vật liệu này có khối lượng riêng biểu kiến là 33 g/l , độ xốp khoảng 98% , diện tích bề mặt khoảng $6000\text{ m}^2/\text{m}^3$.

Một lượng nhỏ vi sinh tự dưỡng (Nitrifier) đã được phân lập và được cấy vào môi trường nuôi chứa chất dinh dưỡng và 10% thể tích chất mang trong điều kiện hiếu khí ($\text{DO} \geq 5\text{ mg/l}$). Thời gian dành cho vi sinh phát triển là khoảng 2 tháng ở nhiệt độ $30 \pm 3^\circ\text{C}$. Trước khi sử dụng chúng để khảo sát trong từng độ mặn khác nhau thì vi sinh được tiếp tục thuần dưỡng ở những độ muối ấn định sẵn trong thời gian 3 tuần.

3.2. Tiến hành thí nghiệm

Các thí nghiệm nghiên cứu động học quá trình nitrat được thực hiện trong bình nhựa có thể tích làm việc là 6 lít theo kỹ thuật mẻ gián đoạn, khuấy trộn đều. Thể tích vật liệu mang chiếm 10% và được duy trì ở trạng thái chuyển động nhờ nguồn không khí cấp từ ngoài vào nhằm duy trì điều kiện hiếu khí của hệ phản ứng ($\text{DO} \geq 5\text{ mg/l}$).

Nồng độ amoni đầu vào cho tất cả các thí nghiệm (khảo sát ảnh hưởng của độ muối) là giống nhau và có giá trị là 5 mg/l tính theo N. Các thí nghiệm đánh giá ảnh hưởng của độ muối lên quá trình nitrat hóa nằm trong khoảng 0 đến 40% (phần ngàn). Nồng độ amoni được xác định sau khoảng thời gian 10 phút. Tổng thể tích mẫu lấy ra từ bình phản ứng là nhỏ hơn 3% thể tích ban đầu nên sai số do giảm thể tích khối phản ứng là thấp.

Mẫu nước thí nghiệm được pha chế từ nước máy với các thành phần hóa học tương tự như trong các nghiên cứu [10] ngoại trừ yếu tố độ mặn. pH không thay đổi trong suốt quá trình thực nghiệm, nằm trong khoảng 7,5 – 8,5.

Amôni, nitrit, cũng như các thành phần liên quan được phân tích theo phương pháp chuẩn của APHA [1].

4. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

4.1. Phân tích số liệu động học theo các phương pháp khác nhau

Từ giá trị v tính theo phương pháp vi phân số tương ứng với từng giá trị C thu được:

k và n từ phương trình (2) (phương pháp I).

k và $n=1$ từ phương trình (3) (phương pháp II).

Từ tập hợp các cặp dữ liệu (C_i, t_i) trên đường động học ta tìm được k và n khi sử dụng lời giải dạng giải tích của phương trình (4) và (5):

k khi $n=1$ từ phương trình (4) (phương pháp III).

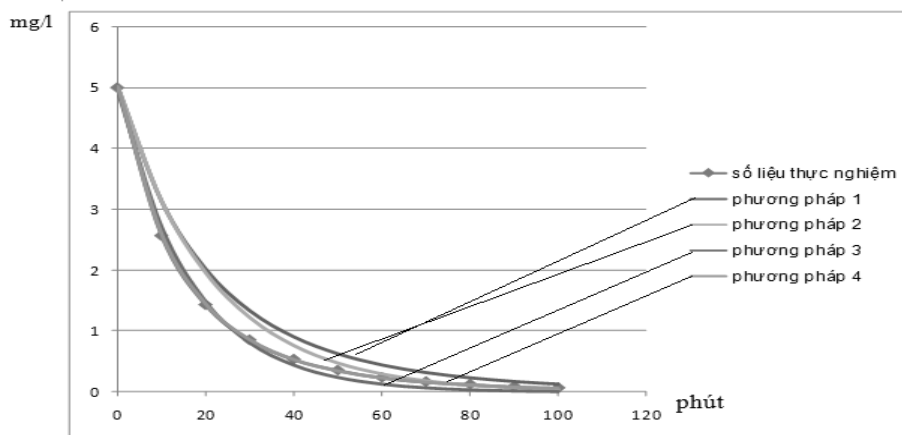
k và n từ phương trình (5) (phương pháp IV).

Thông số động học k và n được tính toán bằng những công cụ toán học thích hợp từ tập hợp số liệu động học (C_i, t_i), lặp lại cho mỗi thí nghiệm ít nhất là 3 lần trong điều kiện giống nhau. Các thông số k, n tính được từ các mô hình khác nhau được sử dụng để tính cho đường động học và so sánh với các giá trị thực nghiệm, từ đó đánh giá mức độ “khả năng mô tả” số liệu thí nghiệm của từng phương pháp thông qua đại lượng độ lệch chuẩn. Giá trị độ lệch chuẩn thu được cho từng phương pháp là kết quả khảo sát của chín tập hợp số liệu.

Kết quả chỉ ra rằng sử dụng phương pháp tính đồng thời k và n từ lời giải dạng giải tích theo phương trình (5) sẽ phản ánh sát nhất kết quả thí nghiệm (bảng1, hình1).

Bảng 1. So sánh độ lệch chuẩn của các phương pháp tính toán khác nhau từ 9 tập hợp dữ liệu

Phương pháp tính	I	II	III	IV
Độ lệch chuẩn	6 - 75	10 - 45	1 - 35	< 1



Hình 1. So sánh dữ liệu tính toán theo 4 mô hình với các số liệu thực nghiệm (các điểm)

4.2. Đánh giá độ tin cậy của mô hình

Sử dụng giá trị k và n đã tính toán được theo phương pháp tốt nhất (phương pháp IV) để tính toán cho đường động học với nồng độ amoni ban đầu nằm ngoài khoảng và trong khoảng đã khảo sát là 8 mg/l và 3 mg/l tại ba độ muối khác nhau (10, 20, 30‰). So sánh với số liệu thực nghiệm cho thấy: trong tất cả các trường hợp thì dữ liệu thu được từ thực nghiệm phù hợp tốt với giá trị tính toán từ mô hình với độ lệch chuẩn nằm trong khoảng từ 3% - 10%.

4.3. Ảnh hưởng của độ muối lên tốc độ oxy hóa amôni

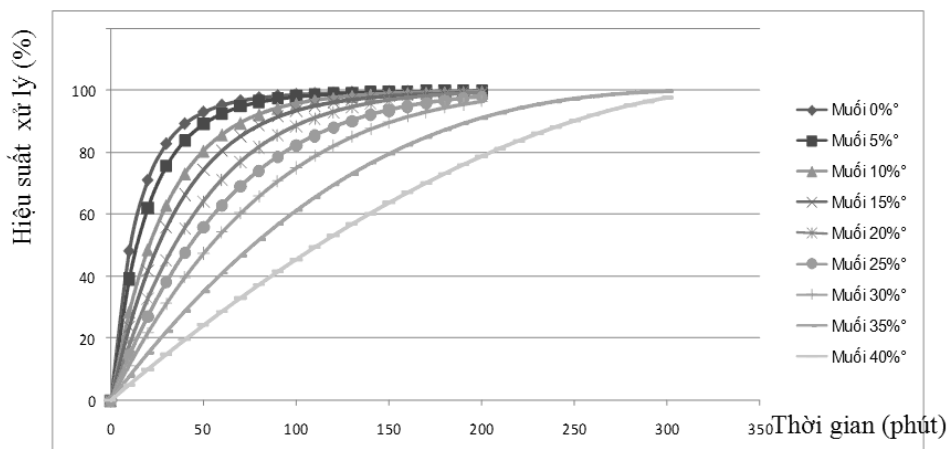
Tốc độ và hiệu quả oxy hóa amoni trước hết phụ thuộc vào độ muối của môi trường; tác động của yếu tố trên được đánh giá thông qua hiệu suất xử lý. Hiệu suất xử lý được tính từ biểu thức (5):

$$H (\%) = (C_0 - C)/C_0 * 100\% = [C_0 - (C_0^{1-n} + (n-1)kt)^n] / C_0 * 100\% \quad (6)$$

trong đó: H là hiệu suất của phản ứng; C_0 là nồng độ amoni đầu vào; C là nồng độ amoni tại thời điểm phản ứng t; k là hằng số tốc độ phản ứng và n là bậc phản ứng; t là thời gian phản ứng.

Từ số liệu động học tính được các thông số k và n, từ đó tính hiệu suất tại các thời điểm tương ứng trong các điều kiện của môi trường phản ứng và thuần dưỡng khác nhau. Kết quả thu được về ảnh hưởng của độ muối lên hiệu suất xử lý theo thời gian của quá trình nitrat hóa tại điều kiện thuần dưỡng nguồn vi sinh ở độ muối 0‰ được trình bày trên hình 2.

Ảnh hưởng của độ muối lên hiệu suất xử lý thể hiện rất rõ rệt, ví dụ để đạt hiệu quả xử lý 80% với độ muối 5‰ cần thời gian khoảng 44 phút và với độ muối 25‰ thì cần tới 101 phút.



Hình 2. Ảnh hưởng của độ muối lên hiệu quả xử lý amôni theo thời gian

Ảnh hưởng của độ muối lên hiệu suất của phản ứng cũng có thể đánh giá thông qua thời gian cần thiết để đạt tới một hiệu suất xử lý nhất định:

$$t = [(C_0 - H(\%)*C_0/100)^{1/n} - C_0^{1-n}] / [(n-1)*k]. \quad (7)$$

Ví dụ, với nồng độ amoni ban đầu trong nước thải nuôi giống thủy sản là 5 mg/l, nước sau xử lý cho mục đích tái sử dụng yêu cầu mức nồng độ không quá 0,2 mg/l, hiệu suất xử lý cần đạt là 96%. Thời gian cần thiết cho quá trình xử lý (phút) trong môi trường có độ muối từ 0 đến 40‰ cho nguồn vi sinh được thuần dưỡng tại độ muối 0; 15; 25 và 35‰ được ghi trong bảng 2.

Bảng 2. Bảng tóm tắt thời gian cần thiết (phút) để xử lý đạt hiệu suất 96% với nồng độ ban đầu 5 mg/l tại các độ muối khác nhau (ĐKTN) và chế độ thuần dưỡng khác nhau (ĐKTD)

ĐKTN \ ĐKTD	0‰	15‰	25‰	35‰
0‰	64	68	70	72
5‰	77	78	80	81
10‰	101	96	93	90
15‰	115	108	104	99
20‰	140	119	116	109
25‰	168	155	143	134
30‰	192	190	173	167
35‰	235	223	196	193
40‰	285	256	197	205

Số liệu từ bảng 2 chỉ ra:

Độ muối của môi trường phản ứng tác động rất lớn đến thời gian xử lí: khi thay đổi độ muối từ 0 đến 40‰ thời gian tăng 4,46 lần (285/64, thuần dưỡng tại 0 ‰ độ muối); 3,76 lần (256/68, thuần dưỡng tại 15‰); 2,81 lần (197/70, thuần dưỡng tại 25‰); 2,84 (205/72, thuần dưỡng tại 35‰).

Nguồn vi sinh vật được thuần dưỡng ở nồng độ muối cao có “sức chịu đựng” tốt hơn khi hoạt động trong môi trường mặn, thể hiện ở tỉ lệ thời gian thấp để đạt đến một hiệu suất khi tăng độ muối của môi trường phản ứng (2,84 so với 4,46 khi thuần dưỡng tại 35 và 0‰ độ muối).

Trong vùng độ muối của môi trường phản ứng thấp (0 và 5‰) hoạt tính của vi sinh vật ít bị ảnh hưởng, tuy nhiên nếu thuần dưỡng chúng tại độ muối cao thì hoạt tính của chúng đã bị giảm trước đó.

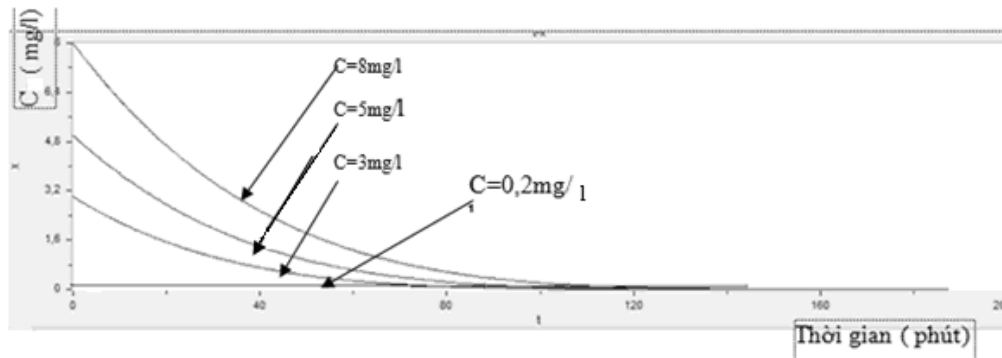
Với nguồn vi sinh được thuần dưỡng ở độ muối cao dùng để xử lí cho môi trường có độ muối thấp thì hiệu quả kém và ngược lại, với nguồn vi sinh được thuần dưỡng ở độ muối thấp dùng để xử lí cho môi trường có độ muối cao thì hiệu quả sẽ thấp.

4.4. Ảnh hưởng của nồng độ đầu vào

Tốc độ và hiệu quả oxy hóa amoni không những bị ảnh hưởng bởi độ muối mà còn phụ thuộc vào nồng độ đầu vào: tốc độ phản ứng chậm trong vùng nồng độ thấp. Tác động của yếu tố trên được đánh giá thông qua giá trị xác định của nồng độ amoni sau xử lí (tiêu chuẩn thải) hoặc hiệu suất xử lí (%) từ các nồng độ ban đầu (đầu vào) khác nhau. Nồng độ tại thời điểm t được tính từ biểu thức (5):

$$C = [C_0^{1-n} + (n-1)*k*t]^n \quad (8)$$

Sử dụng các thông số k và n để tính toán các đường động học tương ứng, từ đó xác định C theo biểu thức (8). Hình 3 là các đường động học ứng với các nồng độ đầu vào lần lượt là 8 mg/l; 5 mg/l; 3 mg/l với nồng độ muối của môi trường là 10‰, sử dụng nguồn vi sinh được thuần dưỡng tại độ muối là 35‰.



Hình 3. Đồ thị biểu diễn ảnh hưởng của nồng độ đầu vào tới tốc độ xử lí amoni theo thời gian

Để nồng độ đầu ra là 0,2 mg/l đạt tiêu chuẩn chất lượng nước nuôi thủy sản ứng với các nồng độ đầu vào là 8; 5; 3 mg/l thì cần thời gian tương ứng là 101; 83; 66 phút.

Để đạt tới một hiệu suất xử lý nhất định cần một thời gian phản ứng tương ứng với các nồng độ đầu vào khác nhau. Từ số liệu động học tính được thời gian cần thiết (phút) để đạt tới hiệu suất xử lý nào đó, ứng với các nồng độ đầu vào bất kỳ được tính theo (7):

$$t = [(C_0 - H(\%)*C_0/100)^{1/n} - C_0^{1-n}] / [(n-1)*k].$$

Giả thiết hiệu suất xử lý cần đạt là 96%, với nồng độ ban đầu lần lượt là 8; 5; 3 mg/l, thì thời gian cần thiết cho các điều kiện phản ứng khác nhau được trình bày trong bảng 3.

Bảng 3. Bảng kết quả thời gian cần thiết để xử lý đạt 96% khi nồng độ đầu vào (C_0 mg/l) khác nhau và khảo sát tại các ĐKTD (muối ‰) khác nhau

C_0 (mg/l) \ ĐKTN (‰)	8	5	3
10	92	83	75
20	112	94	78
30	217	179	146

Từ số liệu của bảng 3 cho thấy: tỉ lệ thời gian giữa chúng là 1,23 : 1, 11 : 1,00 (độ muối 10‰); 1,44 : 1,21 : 1,00 (20‰); 1,49 : 1,23 : 1,00 (30‰); trong khi tỉ lệ nồng độ đầu vào của chúng là 2,67: 1,67:1,00. So sánh hai trường hợp của nồng độ đầu vào là 3 và 8 mg/l cho thấy: để đạt hiệu suất 96% thì thời gian cần thiết cho trường hợp sau cao hơn trường hợp đầu là 23% (10‰ độ muối), 44% (20‰), 49% (30‰) trong khi tỉ lệ nồng độ giữa chúng là 267% (8/3). Từ đó cho thấy nồng độ thấp cũng là yếu tố kìm hãm tốc độ xử lý. Sử dụng nguồn vi sinh được thuần dưỡng gần giống với môi trường cần xử lý sẽ cho hiệu quả cao hơn.

4. KẾT LUẬN

Quá trình động học nitrat hóa trong điều kiện ức chế (nồng độ amôni thấp, môi trường nước mặn) sử dụng kĩ thuật tăng vi sinh chuyên động có thể mô tả thông qua các thông số động học k, n theo phương trình $v = kC^n$.

Có thể sử dụng các thông số động học k, n để tính toán động học quá trình nitrat ở các điều kiện khác nhau với mức độ sai số (độ lệch chuẩn) không quá 10% .

Sử dụng các giá trị k và n để xây dựng các đường động học trong các điều kiện khác nhau nhằm đánh giá hiệu quả của quá trình nitrat hóa.

Độ muối cao và nồng độ amôni thấp là các yếu tố kìm hãm tốc độ phản ứng..

Nguồn vi sinh được thuần dưỡng trong điều kiện gần giống với điều kiện của môi trường cần xử lý thì đạt hiệu quả xử lý tốt.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. APHA, AWWA and WEF - Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 th Ed., USA, 1995.

2. Antoniou P., Hamilton J., Koopman B., Jain R., Holloway B., Lyberatos G., Svoronos S. A. - Effect of temperature and pH on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria, *Water Res.* **24** (1990) 97-101.
3. Campos J. L., Mosquera-Corral A., Sánchez M., Méndez R., Lema J. M. - Nitrification in saline wastewater with high ammonia concentration in an activated sludge unit, *Water Res.* **36** (2002) 2555-2560.
4. Catalan-Sakairi M. A. B., Wang P. C., Matsumura M. - Nitrification performance of marine nitrifiers immobilized in polyester and macro-porous cellulose carriers, *Fermentation and Bioeng* **84** (1997) 563-571.
5. Chen S., Ling J., Blancheton J. P. - Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors, *Aquacult. Eng.* **34** (2006) 179-197.
6. Dincer A. R., Kargi F. - Salt inhibition kinetics in nitrification of synthetic saline wastewater, *Environ. Technol.* **29** (1999) 1147-1153.
7. Furumai H., Kawasaki T., Futawatari T., Kusuda T. - Effects of salinity on nitrification in a tidal river, *Water Sci. Technol.* **20** (1988) 165-174.
8. Hellinga C., Schellen A. A. J. C., Mulder J. W., van Loosdrecht M. C. M., Heijnen J. J. - The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonia-rich wastewater, *Water Sci. Technol.* **37** (1998) 135-142.
9. Hunik J. H., Meijer H. J. G., Tramper J. - Kinetics of *Nitrosomonas europaea* at extreme substrate, product and salt concentrations, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **37** (1992) 802-807; **40** (1993) 442-448.
10. Liu Y., Capdeville, b. - Kinetic behaviors of nitrifying biofilm growth in wastewater nitrification process, *Environ. Sci. Technol.* **15** 1994 1001-1013.
11. Malone R. F., Bergeron J., Cristina C. M. - Linear versus Monod representation of ammonia oxidation rates in oligotrophic recirculating aquaculture systems, *Aquacult. Eng.* **34** (2006) 214-223.
12. Moussa, M. S. - Nitrification in saline industrial wastewater. Dissertation, Delft University of Technology, 2004.
13. Sharma B., Ahlert R. C. - Nitrification and nitrogen removal, *Water Res.* **11** (1997) 897-925.
14. Vredenberg L. H. J., Nielsen K., Potma A. A., Kristensen G. H., Sund C. (1997) Fluid bed biological nitrification and denitrification in high salinity wastewater. *Water Sci. Technol.* **36**: 93-100.
15. Watten, B. J., Sibrell, P. L. (2006). Comparative performance of fixed – film biological filters: Application of reactor theory. *Aquacult. Eng.* **34**, 198- 213.
16. Zhu, S., Chen, S., (2001). Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters. *Aquacult. Eng.* **25**, 1-13.

SUMMARY

Nitrification by moving bed biofilm reactor (MBBR) involves physical, chemical and biological processes, that are governed by a variety of parameters such as substrate and dissolved oxygen concentrations, organic matters, temperature, pH, alkalinity, salinity and

turbulence level. The impacts of these parameters upon nitrification kinetics make predicting the performance of a biofilter for a give application an engineering challenge. Knowing the performance of a biofilter is critical for both designers and managers. This paper presents the current knowledge the nitrification kinetics are affected by salinity and initial concentration.

In this study, the kinetical data of nitrification process conducted by MBBR under oligotrophic condition and in saline medium were analysed by the general kinetics model of n - th order equation and compaired with other data analysis procedures. The established procedure was used to investigate the influence salinity on the kinetical behaviours of the nitrification process under oligotrophic conditions in saline water. Low ammonium concentration (oligotrophic) and high salinity within a system represent the inhibitory factors on the process, which considerably reduce the nitrification performances.

The general kinetics model of n - th order equation could be use to simulate kinetical nitrification in circumstance conditions.

Địa chỉ:

Viện hóa học – Viện KH&CN Việt Nam.

Nhận bài ngày 10 tháng 5 năm 2009