

# MÔ HÌNH HÓA SỰ BIẾN ĐỔI NỒNG ĐỘ OXI TRONG NƯỚC DO ẢNH HƯỞNG BỞI LỚP Bùn ĐÁY

Lê Minh Thành<sup>1</sup>, Phạm Hồng Phong<sup>2</sup>, Lê Quốc Hùng<sup>2\*</sup>

<sup>1</sup>Trường Đại học Thủy lợi, Hà Nội

<sup>2</sup>Viện Hóa học, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

Đến Tòa soạn 10-6-2013

## Abstract

The present paper describes a model that simulates the change in dissolved oxygen concentration at the interface between a polluted sediment layer and the water bulk above. With an assumption was that the oxygen consumption was taken place in only the mud by microorganisms and reductants, and was studied by the Monod equation. The model included diffusion processes of oxygen in the water, in the mud and a process of oxygen exchange at the air-water interface. The model was calibrated, validated by experiments with the determination coefficients ( $R^2$ ) of 0.84 and 0.88, respectively. Sensitivity analysis showed that the most sensitive parameters were initial dissolved oxygen concentration, the maximum oxidation rate and diffusion coefficient of oxygen in water and mud.

**Keywords:** Modelling, Dissolved Oxygen (DO), sediment layer.

## 1. GIỚI THIỆU

Oxi hòa tan (DO) trong nước là một trong những thông số quan trọng nhất trong quan trắc, đánh giá chất lượng nước ở sông, hồ.... Cân bằng DO phụ thuộc vào nguồn sinh và nguồn tiêu thụ oxi, với nguồn sinh thường là oxi trao đổi tại ranh giới bề mặt không khí-nước và oxi tạo ra do quá trình quang hợp của thực vật trong nước, nguồn tiêu thụ oxi chủ yếu là quá trình oxi hóa các chất vô cơ, hữu cơ cùng với quá trình hô hấp của sinh vật trong nước và oxi tiêu thụ bởi lớp bùn đáy.

Lớp bùn đáy thường bị ô nhiễm bởi nguồn nước thải hay chất thải ô nhiễm đổ vào sông, hồ; hoặc do sự dư thừa thức ăn chăn nuôi thủy sản lắng đọng xuống đáy ao, hồ nuôi tôm cá. Lớp bùn này là nguyên nhân gây ra các vấn đề về chất lượng nước, ví dụ như sự thiếu hụt oxi cho sinh vật ở tầng nước đáy [1].

Tốc độ tiêu thụ oxi bởi lớp bùn đáy phụ thuộc vào thành phần của lớp bùn cùng với các yếu tố sinh, hóa, lý, thủy văn... của khối nước có trên bề mặt bùn. Đôi khi do hiện tượng đối lưu trong nước làm xuất hiện dòng chảy rối, khiến các chất mùn, chất hữu cơ, cùng với các chất khử như  $H_2S$ ,  $NH_3$ ,  $NH_4^+$ ,  $Fe^{2+}$ ... ở lớp bùn đáy khuếch tán vào nước, làm tăng thêm các phản ứng tiêu thụ oxi trong nước.

Trên thế giới, nghiên cứu về sự tiêu thụ oxi bởi lớp bùn đáy đã được thực hiện từ lâu [2-5],

tuy nhiên mô hình đánh giá riêng sự tiêu thụ oxi của bùn đáy trong vùng nước tĩnh (như hồ tự nhiên, hồ dự trữ nước) thì hiện rất ít được quan tâm. Việc nắm bắt quy luật, cũng như mô phỏng được ảnh hưởng của lớp bùn đáy lên DO sẽ giúp chúng ta đánh giá, ước lượng và quản lý chất lượng nước do ô nhiễm của lớp bùn đáy gây ra. Một mặt, nó giúp chúng ta xác định thời gian thích hợp để tiến hành cải tạo lớp bùn đáy trong các ao hồ nuôi thủy sản, hoặc trong sông hồ ô nhiễm. Mặt khác, con người sẽ chủ động nắm bắt được sự biến đổi DO do ảnh hưởng bởi lớp bùn đáy, để có biện pháp thích hợp cho việc duy trì, bảo vệ đời sống của những loài sinh vật trong nước, đặc biệt là sinh vật ở các tầng nước đáy gần bề mặt lớp bùn.

Mục tiêu của bài báo này là: (1) đưa ra mô hình sự biến đổi của DO trong nước với bùn đáy ô nhiễm là đối tượng tiêu thụ oxi, (2) phân tích độ nhạy của các yếu tố gây ảnh hưởng tới kết quả mô phỏng, (3) so sánh mô hình này với nghiên cứu đã công bố (ở đó, mô hình đã coi oxi được tiêu thụ bởi các chất hữu cơ trong nước và nhu cầu oxi trầm tích (SOD) trong bùn [6]), (4) xác định tương quan giữa thời gian lưu nước phía trên bùn và độ dày lớp biên khuếch tán (khoảng cách trên bề mặt bùn mà DO bị suy giảm mạnh).

## 2. MÔ HÌNH

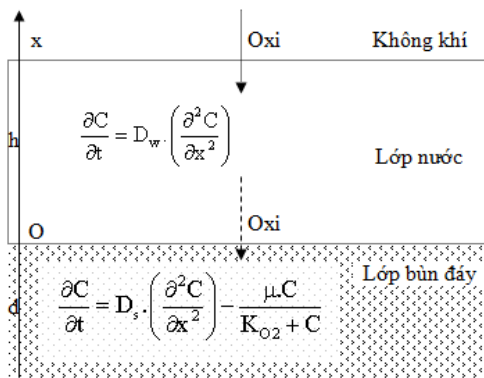
### 2.1. Sự khuếch tán oxi trong nước và bùn

Xét một khối nước tĩnh, trong đó không có dòng

chảy vào và dòng chảy ra, đồng thời không có chuyển động đối lưu của nước phía trên mặt bề mặt bùn, như vậy DO chỉ còn chuyển động khuếch tán trong nước cũng như trong bùn. Sự khuếch tán của DO trong nước tuân theo định luật Fick II:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_w \cdot \left( \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) \quad (1)$$

Với  $C$  (mg/L) là nồng độ DO, biến thiên theo khoảng cách  $x$  và thời gian  $t$ , có dạng  $C(x,t)$ ;  $D_w$  (cm<sup>2</sup>/s) là hệ số khuếch tán phân tử của DO trong nước. Phương trình được xét trong tọa độ Đề-các một chiều (với  $Ox$  là trục thẳng đứng vuông góc với bề mặt nước, chiều dương hướng lên, điểm  $O$  nằm tại mặt bùn, hình 1).



Hình 1: Mô hình nghiên cứu

Trong nghiên cứu này, chúng tôi giả thiết việc tiêu thụ oxi chỉ xảy ra trong lớp bùn đáy, tại đó quá trình tiêu thụ này phụ thuộc vào tốc độ tiêu thụ oxi của vi khuẩn phân hủy chất hữu cơ cũng như tốc độ oxi hóa của chất khử có trong bùn. Các kết quả thí nghiệm trong các nghiên cứu [3, 7] đã chỉ ra rằng phương trình động học bậc không hoặc phương trình dạng Monod đều nghiệm đúng khi biểu diễn DO tiêu thụ bởi hai quá trình trên. Do đó, phương trình biến đổi nồng độ DO trong lớp bùn đáy sẽ là:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_s \cdot \left( \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) - \frac{\mu \cdot C}{K_{O_2} + C} \quad (2)$$

Với  $D_s$  (cm<sup>2</sup>/s) là hệ số khuếch tán hiệu quả của DO trong bùn đáy;  $K_{O_2}$  (mg/L) là hằng số bán bão hòa của oxi trong nước;  $\mu$  (mg.L<sup>-1</sup>.s<sup>-1</sup>) là tốc độ oxi hóa cực đại, hay tốc độ tiêu thụ oxi sinh hóa cực đại. Theo tài liệu [8, 9], hệ số khuếch tán hiệu quả của DO trong bùn có liên quan tới đặc tính của bùn và thường được lấy bằng 50 % so với hệ số khuếch tán của DO trong nước ( $D_s = 0,5 \times D_w$ ).

## 2.2. Điều kiện ban đầu và điều kiện biên

Để giải các phương trình (1) (2), chúng tôi đã đưa ra các điều kiện ban đầu và điều kiện biên như sau:

Tại thời điểm ban đầu ( $t = 0$ ), nồng độ DO trong nước ( $C_0$ ) và trong bùn, tương ứng là:

$$\begin{cases} C(x, 0) = C_0 & \text{và} \\ \text{ví i } 0 < x < h & \left\{ \begin{array}{l} C(x, 0) = 0 \\ \text{ví i } -d < x < 0 \end{array} \right. \end{cases}$$

Tại ranh giới không khí-nước, oxi trao đổi tuân theo phương trình:

$$\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=h} = k_1 \cdot (C_{DO,bh} - C) \quad (3)$$

Với  $k_1$  (1/s) là hệ số trao đổi oxi tại bề mặt nước;  $C_{DO,bh}$  (mg/L) là nồng độ DO bão hòa trong nước [10, 11].

Tại ranh giới bùn-nước, chúng tôi giả thiết sự vận chuyển oxi qua có dạng:

$$\left. \frac{\partial C}{\partial x} \right|_{x=0} = k_s \cdot \theta^{(T-20)} \cdot C \quad (4)$$

Với  $k_s$  (1/ngày) là hệ số tốc độ trao đổi oxi bùn đáy,  $\theta$  là hệ số điều chỉnh nhiệt độ,  $T$  (°C) là nhiệt độ môi trường nước [10, 12].

Các phương trình (1), (2) kết hợp với các điều kiện ban đầu và điều kiện biên, được giải bằng phương pháp phần tử hữu hạn (FEM) tích hợp sẵn trong phần mềm mô phỏng kỹ thuật Comsol Multiphysics [13].

## 2.3. Thử nghiệm

Bảng 1: Các giá trị tham số được sử dụng

Tham số	Giá trị lựa chọn	Đơn vị	Tham khảo
$C_0$	8	mg/L	đo đạc
$K_{O_2}$	0,2	mg/L	[9]
$d$	4	cm	đo đạc
$h$	46	cm	đo đạc
$D_w$	$1 \times 10^{-8}$	m <sup>2</sup> /s	[8]
$D_s$	$0,5 \times 10^{-8}$	m <sup>2</sup> /s	[8, 9]
$\mu$	10	mg/(L.ngày)	[3]
$k_s$	5	1/ngày	[10]
$k_1$	$1,97 \times 10^{-5}$	1/s	[11]
$\theta$	1,065		[10]
$T$	27	°C	đo đạc

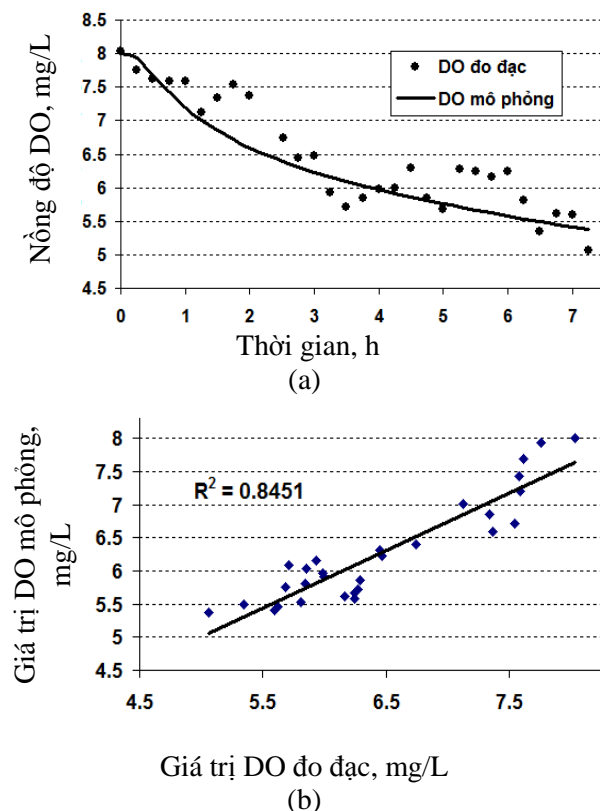
Để kiểm tra, đánh giá khả năng mô phỏng của mô hình toán học đã đưa ra ở trên, một mô hình vật lý đã được thiết kế tại phòng thí nghiệm. Mô hình vật lý này

0,5 m; 1,0 m; 2,0 m (đại diện cho độ sâu của hồ nước), các ống đều có đường kính 0,1 m. Dưới đáy của ống hình trụ được đặt một lớp bùn ô nhiễm có độ dày khoảng 4 cm.

Các mẫu bùn ô nhiễm được lấy tại đáy sông Tô Lịch (20°57'58,98", 105°49'19,93") và bảo quản theo hướng dẫn của TCVN 6663-13:2000 và TCVN 6663-15:2004. Phía trên mẫu bùn là nước cấp sinh hoạt (nước máy). Sự thay đổi liên tục của nồng độ DO theo thời gian trong hệ được đo bằng Hệ thống điều khiển oxi hòa tan đa kênh MCDM02 do Viện Hóa học nghiên cứu chế tạo [14]. Đầu đo DO có diện tích nhỏ (đường kính khoảng 0,5 mm) để giảm tối đa ảnh hưởng của việc môi trường nước không được khuấy trộn đến kết quả đo.

### 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

#### 3.1. Hiệu chỉnh và kiểm định mô hình

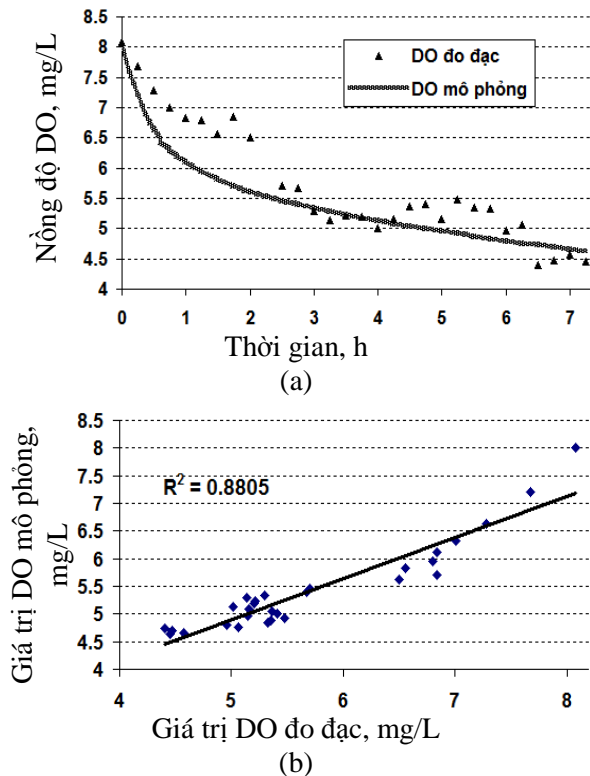


Hình 2: (a) Giá trị DO đo đạc và mô phỏng; (b) kết quả phân tích thống kê với hệ số xác định  $R^2$  khi hiệu chỉnh mô hình

Số liệu đo đạc nồng độ DO trong thí nghiệm được dùng để hiệu chỉnh và kiểm định mô hình đã đưa ra ở trên. Kết quả được trình bày trên hình 2 và hình 3.

DO đo được theo thực nghiệm đều có xu hướng suy giảm khá giống nhau sau thời gian 7 giờ. Hệ số xác định  $R^2 = 0,84$  (hình 2b) trong quá trình hiệu chỉnh cho thấy sự biến đổi của nồng độ DO trong thí nghiệm có thể ước lượng trước được bằng mô hình đã đưa ra, đồng thời bộ các hệ số và thông số thu được từ lần hiệu chỉnh (bảng 1) có thể dùng được để tính toán cho các thí nghiệm sau.

Mô hình được kiểm định bằng thực nghiệm với ba vị trí đo DO trong nước cách bề mặt bùn là 2 cm, 1 cm, 0,5 cm, trong đó mô phỏng DO tại vị trí cách bề mặt bùn 0,5 cm thể hiện tính phù hợp tốt nhất và được biểu diễn trên hình 3a. Tương quan tuyến tính giữa mô phỏng và thực nghiệm (với  $R^2 = 0,88$ , hình 3b) trong quá trình kiểm định thể hiện tốt hơn so với lần hiệu chỉnh.



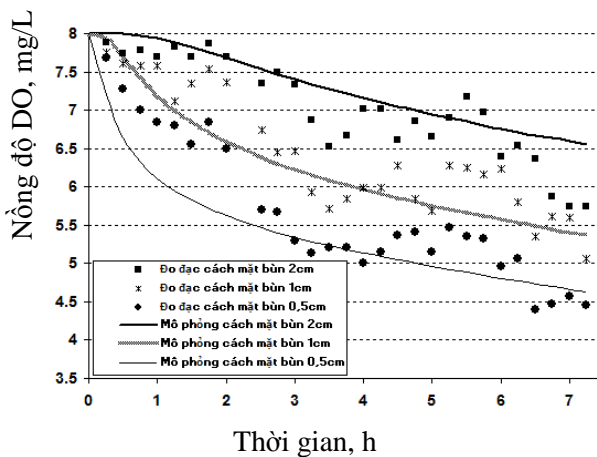
Hình 3: (a) Giá trị DO đo đạc và mô phỏng; (b) kết quả phân tích thống kê với hệ số xác định  $R^2$  khi kiểm định mô hình

Bên cạnh đó, kết quả đo đạc và mô phỏng DO tại các vị trí khác nhau phía trên bề mặt bùn (hình 4) cho thấy, mô hình toán học trong nghiên cứu này đã chỉ ra được tương đối chính xác xu hướng chung của diễn biến nồng độ DO theo thời gian khi có ảnh hưởng của bùn ô nhiễm lên nước sạch, giá trị DO mô phỏng vẫn còn tồn tại những sai số nhất định tại từng thời điểm (ví dụ hình 4, thời điểm 7 giờ, vị trí cách mặt bùn 2 cm).

Đồng thời, ảnh hưởng của vị trí đo đến giá trị nồng

độ DO có sự chênh lệch rõ nét trong khi mô phỏng, nhưng trong thí nghiệm sự chênh lệch này không lớn (hình 4). Điều này có thể được giải thích, vì trong mô hình DO được tính toán truyền tải duy nhất bởi quá trình khuếch tán, còn trong thực nghiệm luôn có thêm những yếu tố khác cũng gây ra sự truyền tải DO như sự di chuyển của điện cực trong quá trình đo, sự chênh lệch nhiệt độ môi trường ngày và đêm... những quá trình đó có thể gây ra sự đối lưu dòng nước trong hệ và làm DO trong thực nghiệm đạt giá trị dao động trong khoảng 2 mg/L nhanh hơn so với trong mô hình.

Qua kết quả hiệu chỉnh và kiểm định mô hình cho thấy, mô hình DO đã nêu có thể dự báo tương đối chính xác giá trị của DO trong thực nghiệm.



Hình 4: Giá trị DO đo đạc và mô phỏng tại các vị trí khác nhau trong hệ

### 3.2. Phân tích độ nhạy

Có nhiều phương pháp để đánh giá độ nhạy của các thông số trong mô hình, trong nghiên cứu này sẽ dựa vào công thức tính độ nhạy tương đối của James & Burgess [15, 16].

$$S_r = \left(\frac{x}{y}\right) \cdot \left(\frac{y_2 - y_1}{x_2 - x_1}\right) \quad (5)$$

Trong đó  $S_r$  là độ nhạy tương đối,  $x$  là thông số đánh giá độ nhạy,  $y$  là nồng độ DO dự kiến,  $x_1$  và  $x_2$  được lấy tương ứng với  $\pm 10\%$  giá trị ban đầu của  $x$ , còn  $y_1$  và  $y_2$  sẽ là các kết quả thu được tương ứng với  $x_1, x_2$ . Giá trị của  $S_r$  càng lớn, thì kết quả thu được từ mô hình càng nhạy với tham số tương ứng. Các tham số trong bảng 1 sẽ được lựa chọn để đánh giá độ nhạy trong mô hình, một số kết quả phân tích độ nhạy được trình bày tại bảng 2.

Từ kết quả phân tích độ nhạy cho thấy, sự

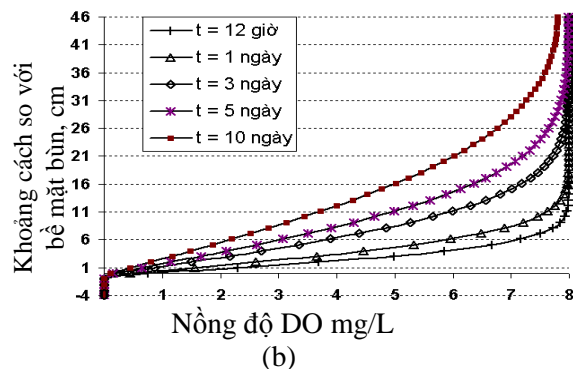
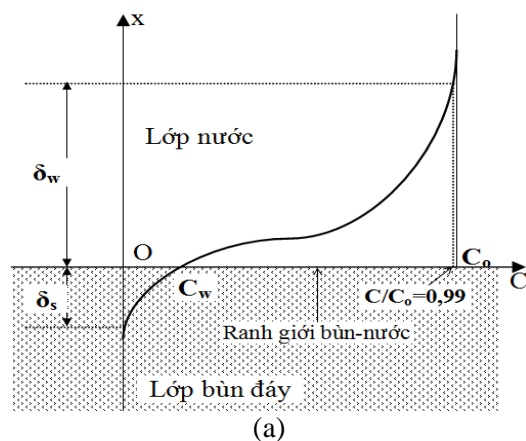
biến đổi nồng độ DO dễ bị biến động nhất bởi nồng độ DO ban đầu ( $C_0$ ), tiếp đến, sự thay đổi của tốc độ oxy hóa cực đại ( $\mu$ ) và hằng số khuếch tán trong bùn ( $D_s$ ) cũng đóng vai trò ảnh hưởng mạnh lên kết quả DO thu được trong mô phỏng.

Bảng 2: Một số giá trị độ nhạy tương đối của các thông số trong mô hình

	$\mu$	$k_s$	$k_1$	$D_w$	$D_s$	$C_0$
$S_r$	-0,45	$-1,8 \times 10^{-11}$	0,17	0,38	-0,45	1,16

### 3.3. Sự biến đổi nồng độ DO tại ranh giới bùn-nước

Độ dày lớp biên khuếch tán ( $\delta_w$ ) là khoảng cách từ ranh giới bùn-nước tới điểm trong lòng nước mà nồng độ DO đạt tới  $99\% C_0$ , tương tự, độ sâu xâm nhập ( $\delta_s$ ) là khoảng cách từ ranh giới bùn-nước tới điểm trong lòng bùn mà nồng độ DO còn khoảng  $1\% C_0$  (hình 5a) [9]. Theo kết quả mô phỏng (hình 5b), thời gian nước lưu trên bề mặt bùn càng lâu thì độ dày lớn biên khuếch tán càng lớn, kết quả đó hoàn toàn tương đồng với kết quả trong các nghiên cứu đã công bố [3, 17].



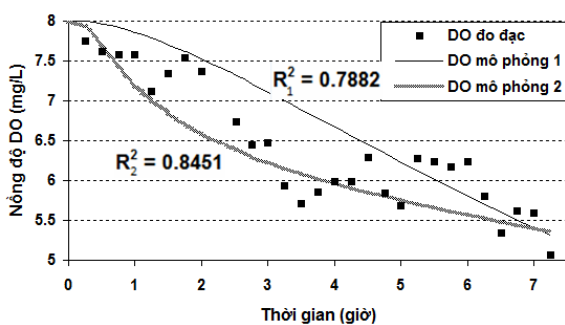
Hình 5: (a) Giải đồ sự biến thiên; (b) kết quả mô phỏng nồng độ DO ở gần ranh giới bùn nước

Bên cạnh đó, việc dự đoán nồng độ DO tại khu vực ranh giới bùn-nước cho thấy, với thời gian nước sạch lưu lại trên bùn ô nhiễm khoảng 12 giờ, độ dày  $\delta_w \approx 11$  cm; nhưng khi thời gian lưu nước khoảng 5 ngày,

độ dày  $\delta_w$  đã lên tới khoảng 40 cm (hình 5b). Với các ao hồ chăn nuôi thủy sản, hoặc dự trữ nguồn nước sạch, những quan hệ giá trị đó cho phép người quản lý biết trước được thời gian và mức độ ảnh hưởng của bùn ô nhiễm lên nguồn nước sạch trong ao hồ, để từ đó chủ động có các biện pháp phù hợp trong việc giữ gìn nguồn nước (như giảm thời gian lưu cữ nước, tạo ra các dòng đối lưu trao đổi nước...), nhằm duy trì lượng oxi hòa tan trong nước ở mức độ tốt cho các loài sinh vật gần lớp bùn đáy.

### 3.4. Đánh giá sự phù hợp của hai mô hình

Cùng mô phỏng DO do ảnh hưởng bởi lớp bùn đáy, trong nghiên cứu trước chúng tôi giả thiết việc tiêu thụ oxi gây ra bởi các chất hữu cơ trong khối nước và bởi SOD trong bùn [6]. Kết quả mô phỏng DO của hai mô hình toán học trong nghiên cứu trước, nghiên cứu này, cùng với giá trị DO đo đạc được biểu trên hình 6. Theo hình vẽ có thể thấy cả hai mô hình đều đưa ra được xu hướng chung của sự biến đổi nồng độ DO trong thời gian thực nghiệm bây giờ, trong đó mô hình toán học trong nghiên cứu này có độ phù hợp thực nghiệm tốt hơn so với mô hình trong nghiên cứu trước (hình 6, giá trị  $R^2$ ). Sự sai khác về giá trị DO mô phỏng tại một vài thời điểm khác nhau là do hai mô hình trong hai nghiên cứu dùng các giả thuyết khác nhau về quá trình tiêu thụ oxi trong nước, cũng như khác nhau về phương trình toán học để biểu diễn điều kiện biên và các quá trình đó.



Hình 6: Giá trị DO đo đạc, DO mô phỏng 1 (của mô hình trước đây), DO mô phỏng 2 (của mô hình trong nghiên cứu này) và kết quả phân tích thông kê với hệ số xác định  $R^2$  tương ứng

Trong thực tế, sự tiêu thụ oxi trong nước khi có mặt của lớp bùn đáy thường xảy ra đồng thời nhiều quá trình: thứ nhất là quá trình tiêu thụ oxi trong nước bởi các chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học (được đánh giá qua chỉ tiêu BOD) từ bùn đi vào nước, thứ hai là quá trình oxi thâm nhập từ nước vào lớp bùn và bị tiêu thụ bởi chất hữu cơ kể

trên có trong lớp bùn. Trong các quá trình đó, quá trình nào chiếm ưu thế còn tùy thuộc vào nhiều yếu tố, chẳng hạn nếu chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học tồn tại sẵn trong nước, hoặc dễ tách khỏi bùn để đi vào nước, hoặc khả năng trao đổi oxi hòa tan giữa bùn và nước kém thì quá trình thứ nhất chiếm ưu thế. Trong trường hợp ngược lại nếu liên kết của các chất hữu cơ dễ phân hủy sinh học trong bùn cao, chúng khó chuyển vào nước trong khi đó oxi hòa tan có thể thâm nhập vào bùn thuận lợi quá trình thứ hai chiếm ưu thế. Do vậy, nếu có thể xây dựng một mô hình toán học bao gồm đồng thời các quá trình trên trên sẽ giúp chúng ta mô phỏng tốt hơn nữa sự biến đổi nồng độ oxi hòa tan trong thực tế. Tuy nhiên, bài toán này sẽ phức tạp hơn nhiều và là đối tượng của các nghiên cứu tiếp theo.

### 4. KẾT LUẬN

Bài báo đã đưa ra được một mô hình mô phỏng sự biến đổi nồng độ DO trong nước dưới tác động của lớp bùn đáy, trong đó coi quá trình tiêu thụ oxi chỉ xảy ra trong lớp bùn và oxi được cung cấp từ nước vào bùn. Mô hình đã đưa ra được xu hướng chung của sự biến đổi nồng độ DO theo thời gian tại các vị trí khác nhau so với ranh giới bùn nước, hệ số tương quan giữa kết quả tính từ mô hình và giá trị thực nghiệm ở mức độ chấp nhận được ( $R^2 > 0,8$ ). Kết quả từ mô hình cũng phù hợp với các mô hình khác đã được công bố trước đây.

Thực nghiệm cũng cho thấy ảnh hưởng đến giá trị hệ số tương quan thu được có thể gây ra bởi dòng chảy rối tại thời điểm đặt đầu đo DO ban đầu, cũng như dòng chảy đối lưu (do thăng giáng nhiệt độ) cũng như độ trôi nhiễu của tín hiệu đo từ các đầu đo DO khi đo theo thời gian. Những yếu tố này khi có điều kiện cần được kiểm tra và bổ sung thêm vào mô hình, sẽ làm mô hình hiệu quả hơn và gần hơn nữa các điều kiện thực có trong tự nhiên.

### TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Lê Mạnh Tân. *Đánh giá các tác động ảnh hưởng tới chất lượng nước vùng nuôi tôm Cần Giò*, Tạp chí Phát triển Khoa học & Công nghệ, **9(4)**, 77-84 (2006).
2. M. J. Barcelona. *Sediment oxygen demand fractionation, kinetics and reduced chemical substances*, Water Research, **17(9)**, 1081-1093 (1983).
3. M. Higashino. *Oxygen consumption by a sediment bed for stagnant water: Comparison to SOD with fluid flow*, Water Research, **45(15)**, 4381-4389 (2011).
4. W. Chen, W. Liu & L. Huang. *Measurement of sediment oxygen demand for modeling the dissolved oxygen distribution in a Subalpine lake*, International Journal of Physical Sciences, **7(27)**, 5036-5048 (2012).
5. R. R. Walker. *Modelling Sediment Oxygen Demand in*

- Lakes*, Master of Engineering, McMaster University (1980).
6. Le Minh Thanh, Pham Hong Phong, Vu Thi Thu Ha & Le Quoc Hung. *Modeling dissolved oxygen in water affected by sediment layer in the bottom (chờ in)*, Tạp chí Hóa học (2013).
  7. W. A. House. *Factors influencing the extent and development of the oxic zone in sediments*, Biogeochemistry, **63(3)**, 317-334 (2003).
  8. B. P. Boudreau & B. B. Jørgensen. *The Benthic Boundary Layer: Transport Processes and Biogeochemistry*, Oxford University Press (2001).
  9. M. Higashino, C. J. Gantzer & H. G. Stefan. *Unsteady diffusional mass transfer at the sediment/water interface: Theory and significance for SOD measurement*, Water Research, **38(1)**, 1-12 (2004).
  10. H. G. Stefan & X. Fang. *Dissolved oxygen model for regional lake analysis*, Ecological Modelling, **71**, 37-68 (1994).
  11. P. S. Liss & P. G. Slater. *Flux of Gases across the Air-Sea Interface*, Nature, **247(5438)**, 181-184 (1974).
  12. S. A. Socolofsky & G. H. Jirka. *Special Topics in Mixing and Transport Processes in the Environment*, (2005).
  13. COMSOL Inc., *COMSOL Multiphysics reference guide & User's guide*, V.4.2 (2011).
  14. Lê Quốc Hùng, et al. *Bước đầu ứng dụng hệ đo DO đa kênh trong công nghệ xử lý nước thải và nuôi cá lồng*, Tạp chí Hóa học, **50(6)**, 751-755 (2012).
  15. E.P.A. *Sensitivity Analysis: How do We know what's important?* In: Risk Assessment Guidance for Superfund, Volume III - Part A: Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment (2001).
  16. L. D. James & S. J. Burgess. *Selection, calibration and testing of hydrologic models*. In: *Hydrologic modelling of small watershed*, Haan, C. T., Johnson, H. P. and Brakensiek, D. L. (eds), American Society of Agriculture Engineers Monograph, St. Joseph, Michigan, 437-472 (1982).
  17. M. Higashino. *Unsteady diffusional mass transfer at the sediment/water interface: Theory and significance for SOD measurement*, Water Res, **38(1)**, 1-12 (2004).

**Liên hệ: Lê Quốc Hùng**

Viện Hóa học, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam  
 Số 18, Đường Hoàng Quốc Việt, Cầu Giấy, Hà Nội  
 E-mail: hunglq114@yahoo.com; hunglq@ich.vast.ac.vn  
 Điện thoại: 043.836.2008.