



MÔ HÌNH TRẦM TÍCH ĐÁNH GIÁ MỐI LIÊN KẾT GIỮA ĐỘNG LỰC HỌC PHOSPHORUS VỚI TẢO TRONG HỒ PHÚ DƯỠNG

ĐOÀN THỤY KIM PHƯƠNG

Trường Đại học Bách Khoa, Đại học Đà Nẵng

Tóm tắt:

Trong nghiên cứu này, mô hình Aquasim được ứng dụng và phát triển để mô tả các quá trình bên trong trầm tích và để liên kết với sự phát triển của tảo cho hệ thống phú dưỡng tại vịnh Quinte ở Canada. Kết quả chỉ ra rằng, có sự không đồng nhất về không gian và thời gian đối với Phosphorus (P) giữ lại trong 3 lưu vực của vịnh; phụ thuộc vào số liệu lịch sử về tốc độ trầm tích, các dạng P, địa hình và đặc tính sử dụng đất trong quá khứ của các lưu vực. Trong thời gian gần đây, lượng P giữ lại đã suy giảm tại hai vị trí trầm tích nông (B và N), điều này có thể làm tăng lượng P thoát ra từ trầm tích. Trong khi đó, tại vị trí trầm tích sâu HB, P giữ lại cao hơn và khá ổn định tương ứng với lượng P thoát ra từ trầm tích thấp và gần như không đổi. Điều này dẫn đến lượng P trong vịnh vẫn cao và lượng tảo có xu hướng phát triển.

Từ khóa: P thoát ra từ trầm tích, vịnh Quinte, mô hình trầm tích, Aquasim.

Ngày nhận bài: 8/6/2023. *Ngày sửa chữa:* 19/6/2023. *Ngày duyệt đăng:* 22/6/2023.

Utilizing Sediment Modeling to assess the connections between Sediment Phosphorus Dynamics and Harmful Algal Blooms in an Eutrophic Lake

Abstract:

In this study, the Aquasim model was applied and developed to describe processes in sediments and to link sediment P dynamics with harmful algal blooms for a eutrophic system, the Bay of Quinte, Canada. The results indicate spatial and temporal heterogeneity in P burial across the three basins of the Bay, depending on historical data of sedimentation rates, P forms, topography, and past land use characteristics within the basins. In recent times, P burial has decreased in the two shallow sites (B and N), which may increase the amount of P released from the sediment. Meanwhile, in the deeper HB site, P burial remains high and relatively stable, corresponding to low and nearly constant P release from the sediment. This leads to high P levels in the bay and the growth of algae.

Keywords: Phosphorus release; Bay of Quinte, Sediment modelling, Aquasim.

JEL Classifications: Q51, Q52, Q53, Q55.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Phosphorus (P) là chất dinh dưỡng chính trong các hồ nước. Tuy nhiên, trong nhiều trường hợp, lượng P được tăng lên nhanh chóng bởi vì quá trình đô thị hóa, hoạt động công nghiệp, phân bón nông nghiệp và việc tái tạo chất dinh dưỡng bên trong có thể dẫn tới sự phát sinh quá mức của tảo, sự thiếu oxy tại đáy hồ và làm giảm đi chất lượng của nước (Baker et al., 2014). Lượng P trong khối nước được xác định bởi sự cân bằng của lượng P vào và lượng P ra từ bề mặt nước, lượng P thoát ra từ trầm tích và lượng P giữ lại trong trầm tích. Lượng P thoát ra từ trầm tích là một mối quan tâm lớn, bởi vì nó có thể góp phần đáng kể đến tổng lượng P trong hồ và có tác động lớn đến trạng thái phú dưỡng, cũng như chất lượng nước của hồ (McCulloch et al., 2013). Lượng P thoát ra từ trầm tích phụ thuộc vào khả năng giữ lại P trong trầm tích và những điều kiện của nước (Dittrich et al., 2013). Lượng P giữ lại trong các lớp trầm tích sâu hơn cũng là nhân tố điều tiết sự

hình thành của tảo trong khối nước (Katsev et al., 2006). Do đó, nghiên cứu và đánh giá lượng P trong trầm tích là cần thiết để hiểu được lượng P có trong các hồ (Hupfer and Lewandowski, 2005).

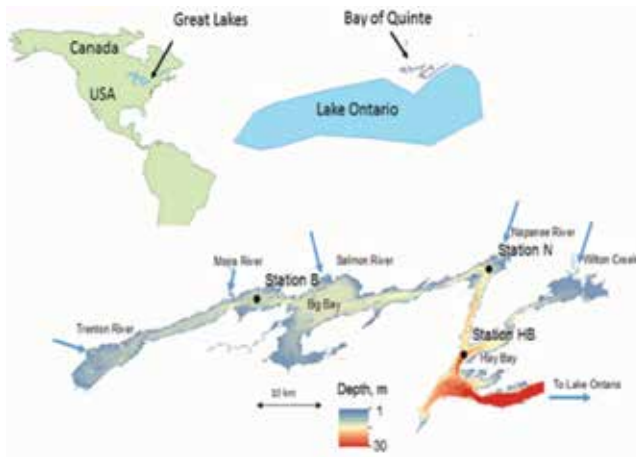
Một trong những thách thức chủ yếu trong mô hình toán là việc cân bằng một cách hiệu quả giữa độ phức tạp của mô hình và tính khả dụng của số liệu trong việc tối đa hóa hiệu suất của mô hình (Doan et al., 2015). Việc thực hiện các mô hình trầm tích đòi hỏi một bộ số liệu toàn diện của các thành phần hòa tan và chất rắn (Dittrich et al., 2009). Những số liệu có sẵn về trầm tích và P phản ứng hòa tan trong nước lỗ rỗng (soluble reactive P in pore water) ở vịnh Quinte (Doan et al., 2018; Markovic et al., 2019) đã mang đến cơ hội tốt để mô phỏng những quá trình động lực học của P và làm rõ vai trò của chúng trong việc điều chỉnh lượng P thoát ra từ trầm tích, điều mà có thể ảnh hưởng đến sự phú dưỡng trong vịnh. Cụ thể, mục tiêu của chúng tôi là: Đánh giá xu hướng theo thời gian của lượng

P thoát ra và P giữ lại trong trầm tích, cũng như mối liên kết giữa động lực P trong trầm tích và sự phát triển của tảo trong khối nước.

2. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Phạm vi nghiên cứu

Vịnh Quinte có hình chữ Z, nằm ở hướng Đông Bắc bờ biển của hồ Ontario, Canada, được bao quanh bởi lưu vực có diện tích là 18,604km². Vịnh ước chừng 100km chiều dài, với diện tích xấp xỉ 254km² và có thể tích là 2,67km³ (Hình 1).



▲ Hình 1: Phạm vi nghiên cứu: (i) Vị trí của các hồ lớn tại Bắc Mỹ; (ii) Vị trí của vịnh Quinte; (iii) Bản đồ vịnh và ba vị trí đo (B, N và HB)

Trong nghiên cứu này, tác giả tập trung vào ba vị trí khác nhau với những đặc điểm khác biệt về địa hình, dòng P trong lịch sử và các đặc tính sử dụng đất ở các lưu vực xung quanh: Belleville (B; 44°9'13.20" Bắc, 77°20'44.00" Tây) và Nappanee (N; 44°10'49.00" Bắc, 77°2'22.80" Tây) ở khu vực phía trên của vịnh. Hay Bay (HB; 44°5'36.00" Bắc 77°4'18.00" Tây) ở khu vực giữa vịnh (Hình 1). Độ sâu mực nước tại các trạm đo B, N, và HB là 5.3m, 5.6m và 15.3m. Lưu vực HB có thời gian lưu giữ nước lâu hơn (154 ngày). Thời gian lưu giữ nước ở hai lưu vực B và N là 90 và 110 ngày (Oveisy et al., 2015).

2.2. Số liệu thực đo

Số liệu về trầm tích và nước trong các lỗ rỗng được thu thập từ các trạm đo B, N và HB trong vịnh vào các năm 2014, 2015 được dùng để hiệu chỉnh và kiểm định mô hình trầm tích. Những lớp trầm tích được thu thập bằng cách sử dụng các ống (Uwitec with Plexiglas) với lõi có đường kính 5,5cm và dài 70cm. Các phép đo được thực hiện ngay khi đến phòng thí nghiệm để đo oxy hòa tan (DO), nhiệt độ và pH tại bề mặt trầm tích với độ phân giải cao theo phương dọc (0,5mm). Ngoài ra, nồng độ P phản ứng hòa tan, các thành phần P, dung trọng khô và tổng lượng chất hữu cơ cũng được đo đạc tại ba vị trí (B, N và HB). Tất cả số liệu được đo đạc và phân tích chi tiết trong các bài báo đã được xuất bản (Doan et al., 2018; Markovic et al., 2019; Doan., 2019).

Tốc độ trầm tích được tính toán từ biểu đồ của nguyên tố 210Pb và 226Ra. Những phép đo biểu đồ của nguyên tố 210Pb và 226Ra được biểu thị trong lõi trầm tích bởi quang phổ tia gamma (Charette et al., 2001). Các lõi này được chia thành nhiều phần từ bề mặt đến đáy của lõi và được sấy đông lạnh. Những phép tính về tốc độ trầm tích được hình thành và xác định bởi mô hình CRS (Robbins and Edgington, 1975).

2.3. Cách tiếp cận mô hình

2.3.1. Tham số trạng thái

Các thành phần hòa tan (như O₂, NO₃⁻, Mn, Fe, NH₄⁺, NH₃, Ca, HCO₃⁻, CO₃²⁻, H₂PO₄⁻, HPO₄²⁻, H₂SO₃, SO₃²⁻, H₂O, OH⁻) và các chất rắn (chất hữu cơ trơ, chất hữu cơ dễ phân hủy, MnO₂, FeOOH, MnCO₃, Fe hoặc P để oxy hóa, CaCO₃, Ca₃P₂, Al - P, P để hấp phụ, FeS, P hữu cơ và chất vô cơ) được mô phỏng trong mô hình.

2.3.2. Các phương trình của mô hình

Hai phương trình vi phân sau được sử dụng trong mô hình trầm tích không ổn định Aquasim đối với chất rắn và chất hòa tan:

$$\frac{\partial(\varphi S_i)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D_B \frac{\partial(\varphi S_i)}{\partial z} \right) + \varphi D_{S_i} \frac{\partial(S_i)}{\partial z} + r_{S_i} - \alpha_{bioirrig} * \emptyset * (S_i - S_i^{SWI}) \quad (1)$$

$$\frac{\partial X_i}{\partial t} = - \frac{\partial(v_{s,c} X_i)}{\partial z} + \frac{\partial}{\partial z} \left(D_{B,X_i} \frac{\partial(X_i)}{\partial z} \right) + r_{X_i} \quad (2)$$

Với S_i là nồng độ của chất hòa tan thứ i trong lỗ rỗng (khối lượng trên thể tích của áp lực nước lỗ rỗng; kg.m⁻³); S_i^{SWI} là nồng độ của chất hòa tan thứ i tại mặt tiếp giáp giữa nước và trầm tích (SWI), kg.m⁻³; X_i là nồng độ của hạt vật chất thứ i trên các lớp trầm tích đó (khối lượng trên tổng thể tích trầm tích kg.m⁻³); t là thời gian (ngày); z (m) độ sâu ngang với lớp trầm tích (z = 0 tại mặt tiếp giáp giữa nước và trầm tích, chiều dương hướng xuống); D_{S_i} là hệ số phân tử khuếch tán của chất hòa tan i (m².d⁻¹); v_{s,c} là vận tốc chuyển động của chất rắn của lớp trầm tích theo hệ tọa độ có gốc đặt tại mặt phân giới (m.d⁻¹); D_B là hệ số khuếch tán lan truyền (m².d⁻¹); D_B, X_i là hệ số khuếch tán hiệu quả của hạt vật chất thứ i (m².d⁻¹); r_{S_i} là tổng tỉ lệ chuyển đổi của hợp chất hòa tan thứ i (khối lượng trên tổng thể tích của trầm tích và thời gian; mg.l⁻¹.d⁻¹); r_{X_i} là tốc độ chuyển đổi của hạt vật chất thứ i (khối lượng trên tổng thể tích và thời gian mg.l⁻¹.d⁻¹); α_{bioirrig} là hệ số sinh hóa; ∅ là độ rỗng của lớp trầm tích mới lắng xuống tại mặt tiếp giáp giữa nước và trầm tích; φ là độ rỗng của lớp trầm tích.

2.3.3 Các quá trình trong mô hình

Những phản ứng khác nhau trong mô hình trầm tích đã được trình bày chi tiết trong nghiên cứu trước đây của chúng tôi (Doan et al., 2018).

Hình 2: Sơ đồ về các quá trình trong mô hình chẩn đoán. Mô hình này bao gồm một loạt các phản ứng địa hóa như phản ứng oxy hóa sơ cấp và thứ cấp, hòa tan, phân ly axit-bazơ và các dạng liên kết của P. G là năng lượng Gipps; là biến thiên năng lượng Gipps của phản ứng xảy ra ở nhiệt độ và áp suất không đổi.

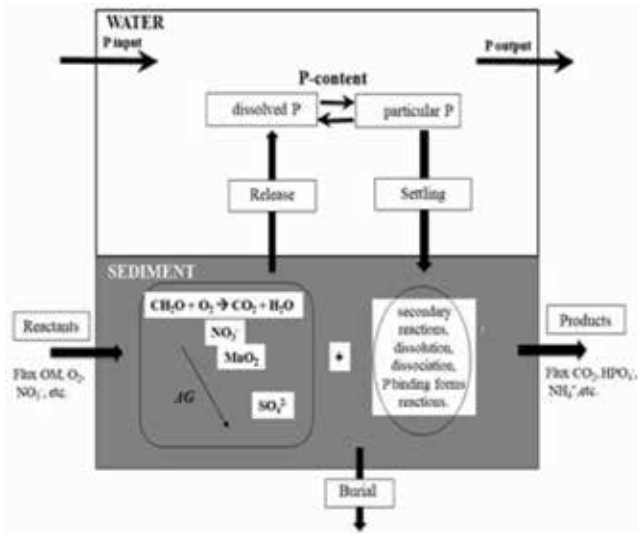


2.4. Hiệu chỉnh mô hình

2.4.1 Các điều kiện biên

Các điều kiện biên tại mặt tiếp giáp giữa nước và trầm tích là nguyên lý (Dirichlet) cho các dạng hòa tan:

$$S_i(z = 0, t) = S_i^0(t) \quad (3)$$



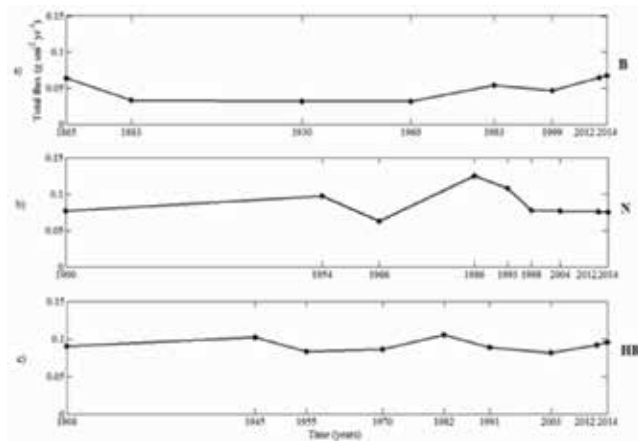
▲ Hình 2: Sơ đồ về các quá trình trong mô hình trầm tích

Thông lượng (Neuman) đối với chất rắn:

Với F_i là thông lượng của chất rắn ($g\ m^{-2}\ d^{-1}$) tại mặt tiếp giáp giữa nước và trầm tích. Độ dốc được giả thiết cho tất cả các dạng tại đáy của miền tích phân bằng 0:

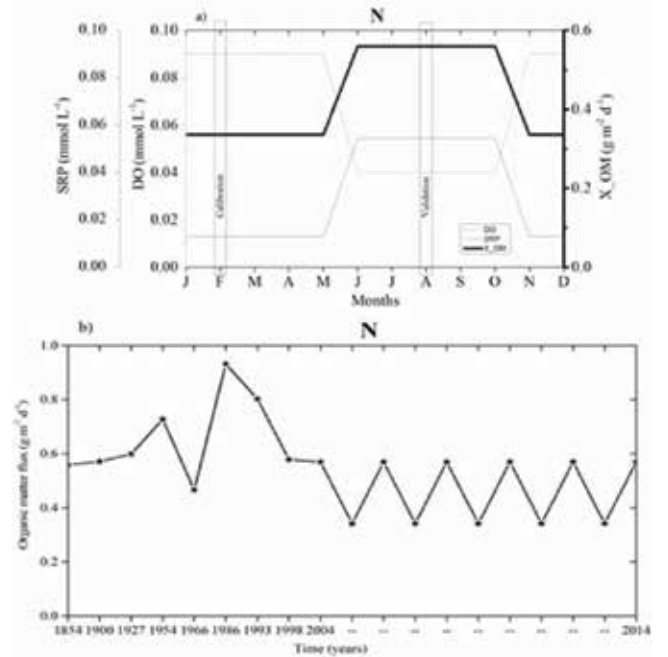
Các kết quả đo đạc thông lượng trầm tích tại 3 trạm đo (B, N và HB) trong vịnh Quinte được dùng như là các điều kiện biên tại mặt tiếp giáp (Hình 3).

Tất cả mô phỏng được dựa vào biểu đồ thông lượng trầm tích theo thời gian và điểm bắt đầu tại mỗi vị trí ghi lại về thời gian của những lớp trầm tích lâu đời nhất. Thời gian bắt đầu của các trạm đo B, N và HB tương ứng là 1865, 1900 và 1908 (Hình 3). Mô hình được mô phỏng (i) 1865 - 2014 đối với trạm đo B (Hình 3a); (ii) 1900 - 2014 đối với trạm đo N (Hình 3b); (iii) 1908 - 2014 đối với trạm đo HB (Hình 3c).



▲ Hình 3: Thông lượng trầm tích tại 3 vị trí. Các điểm đo được biểu thị bằng dấu sao

Để tính đến sự biến đổi theo mùa về tốc độ trầm tích và phân tầng hồ, thông lượng trầm tích của các chất hữu cơ và nồng độ biên của DO và SRP được nhập vào theo mùa trong suốt 10 năm (Hình 4). Những thay đổi theo mùa đối với thông lượng chất hữu cơ (XOM) và nồng độ SRP tại mặt tiếp giáp giữa nước và trầm tích được xác định với nồng độ cao đo được vào mùa hè (từ tháng 6 - 10) và nồng độ thấp vào mùa đông (từ tháng 11 - tháng 5) (Hình 4a). Sự biến đổi theo mùa của chất hữu cơ đã được tính đến trong mười năm qua (2004 - 2014) (Hình 4b).



▲ Hình 4: (a) Thông lượng theo mùa đối với chất hữu cơ (XOM) và nồng độ DO và SRP; (b) Những biến đổi trong 10 năm qua

2.4.2. Các thông số hiệu chỉnh mô hình

Mô hình được hiệu chỉnh để đưa ra những biểu đồ của các dạng P, tổng lượng P, các hợp chất rắn cũng như các hợp chất hòa tan.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

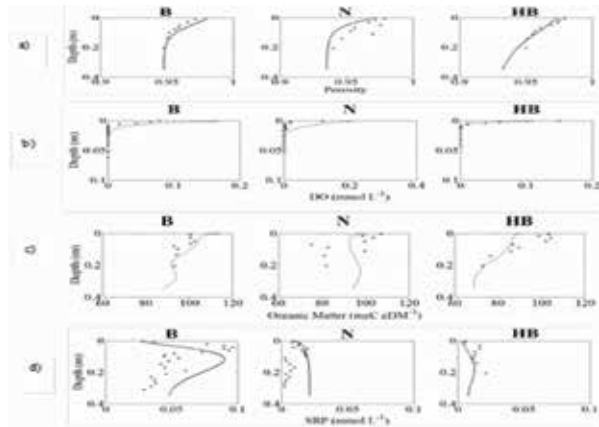
3.1. Kiểm định và hiệu chỉnh mô hình

Hình 5 trình bày biểu đồ thực đo và mô phỏng theo độ sâu của chất rắn và chất hòa tan tại ba trạm đo (B, N và HB) trong thời kỳ hiệu chỉnh (tháng 8 năm 2013). Số liệu thực đo được biểu diễn bởi dấu hoa thị và kết quả mô phỏng được thể hiện bằng những đường thẳng. Sự phù hợp rất tốt giữa số liệu thực đo và kết quả mô phỏng về độ rỗng, nồng độ DO, chất hữu cơ và SRP tại ba vị trí đã đạt được (Hình 5a, b, c, d).

3.2. Mối liên kết giữa động lực học P trong trầm tích với tảo trong hồ phú dưỡng

Từ những nghiên cứu trước đây trong vịnh Quinte tại 3 trạm đo (B, N và HB), tổng lượng P từ bên ngoài bị cắt giảm xuống < 80 kg d-1 vào năm 1978 và đã giảm dần kể

từ đó. Giá trị thời điểm đó là 15 kg d-1 (Minns and Moore, 2004). Trong năm 2014, lượng P đi vào vịnh ước tính là 5.3 kg d-1 trong suốt mùa hè (Kinstler & Morely, 2016) (không thể hiện trong Hình 5).

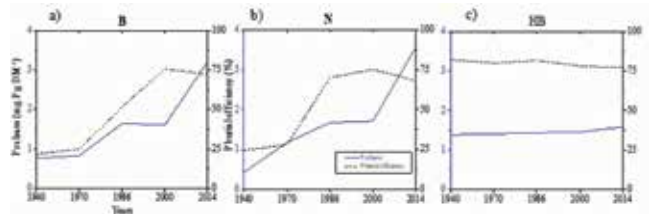


▲ Hình 5: Số liệu thực đo và mô phỏng vào tháng 8/2013: (a) Độ rộng; (b) DO; (c) Chất hữu cơ và (d) SRP tại ba trạm đo (B, N và HB)

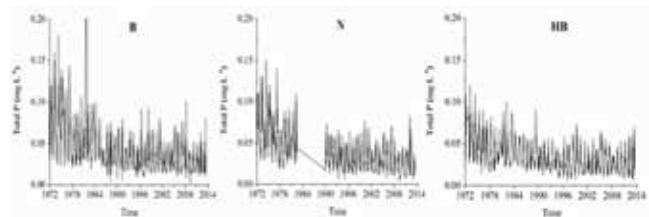
Cả P từ ngoài vào và P bên trong (P thoát ra từ trầm tích) có thể góp phần tạo ra tổng lượng P trong khối nước. Tại trạm đo B, lượng P thoát ra từ trầm tích cao nhất được ước tính là trong giai đoạn từ 1930 - 2014 (Hình 6a), điều này đã dẫn đến nồng độ của tổng lượng P tăng cao trong khối nước (trong khoảng 0.02 và 0.2 mg L-1 trong giai đoạn từ 1972 - 2014; Hình 6a). Vào năm 1983, nồng độ P cao nhất đo được tại trạm đo B (0.2 mg L-1; Hình 6a), điều này lý giải vì nồng độ của lượng P từ bên ngoài vào và P thoát ra từ trầm tích cùng cao tại một thời điểm. Tại trạm đo HB, nồng độ P thoát ra từ trầm tích thấp hơn trong giai đoạn 1930 - 2014 (Hình. 6c), điều này dẫn tới nồng độ của tổng lượng P giảm xuống trong khối nước (0 - 0.2 mg L-1; Hình 7c). Nồng độ của tổng lượng P trong khối nước tại 3 trạm đo (B, N và HB) được giảm xuống từ $\approx 0,1$ mg l-1 trong đầu những năm 1970 xuống còn $\approx 0,05$ mg l-1 và cuối cùng là giảm đến mức hiện tại gần với mục tiêu là 0,03 mg l-1 (Hình. 7). Trong khi lượng P ở điểm nguồn tiếp tục bị giảm xuống, thì nồng độ của tổng lượng P cũng tiếp tục giảm, nhưng không nhất thiết phải theo xu hướng tương tự vì tổng lượng P bị ảnh hưởng bởi nhiều yếu tố khác bao gồm lượng chảy từ các nhánh, sự phục hồi trầm tích và lượng P thoát ra từ trầm tích (Munawar et al., 2014).

Sự giảm đi lượng P bên ngoài được dự báo sẽ giảm đi sự sinh sôi của tảo. Nồng độ của Chlorophyll a tại 3 trạm đo giảm từ ≈ 80 μ g l-1 đến mức hiện tại hoặc gần mục tiêu cần đạt được là 12-15 μ g l-1, mặc dù đã có sự thay đổi đáng kể (Hình 8). Những xu hướng của tổng lượng P trong khối nước được dự đoán theo xu hướng của Chlorophyll a. Trong năm 1983, nồng độ của Chlorophyll a đo được là khá cao tại trạm đo B (Hình. 8a) do bởi lượng P tăng cao trong khối nước vào thời điểm này (Hình. 7a).

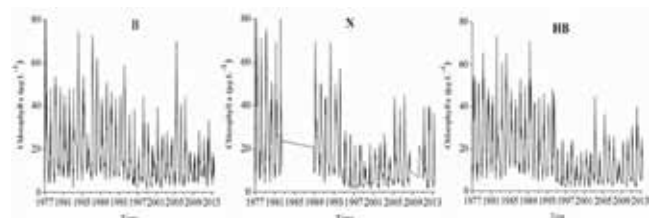
Các kết quả của mô hình trầm tích của chúng tôi cho thấy, hiệu quả giữ lại của P trong trầm tích tăng đáng kể kể từ khi dòng vận chuyển P bên ngoài vào vịnh giảm đi trong thập niên 1970 (Hình. 6); tương ứng với việc giảm đi của tổng lượng P, Chlorophyll a và hầu hết các nhóm thực vật phù du trong khối nước (Hình 7 và 8). Điều này phù hợp với sự sụt giảm đáng kể về tổng thể tích sinh học của thực vật phù du trong giai đoạn này (Nicholls et al., 1986).



▲ Hình 6: Các xu hướng tạm thời trung bình của lượng P thoát ra từ trầm tích và hiệu quả chôn xuống trong mùa sinh trưởng tại 3 trạm đo: B; N; HB



▲ Hình 7: Xu hướng theo thời gian của tổng lượng P trong khối nước tại ba trạm đo



▲ Hình 8: Xu hướng theo thời gian của Chlorophyll a trong khối nước tại ba trạm đo

KẾT LUẬN

Kết quả của chúng tôi chỉ ra rằng, có sự không đồng nhất về không gian và thời gian đối với hiệu quả giữ lại P trong 3 lưu vực của vịnh; phụ thuộc vào số liệu lịch sử về tốc độ trầm tích, các dạng P, địa hình và đặc tính sử dụng đất trong quá khứ của các lưu vực. Trong thời gian gần đây, kết quả nghiên cứu đã chứng minh sự giảm sút về hiệu quả giữ lại P tại hai lưu vực nông (B và N), điều này có thể làm tăng lượng P thoát ra từ trầm tích và tối đa hóa khả năng xuất hiện P trong khối nước. Trong khi đó, đối với trạm đo tại lưu vực sâu HB, hiệu quả giữ lại của P cao hơn và khá ổn định tương ứng với lượng P thoát ra từ trầm tích thấp và hầu như không thay đổi.

Tác giả cũng sử dụng mô hình trầm tích này để đánh giá sự liên kết giữa động lực P trong trầm tích và sự phát triển của tảo trong những năm trước. Trong mô hình của chúng tôi được tích hợp từ các quá trình vật lý, sinh địa hóa



tại mặt phân cách giữa nước, trầm tích và tích hợp với các điều kiện biên không ổn định như oxygen, nồng độ SPR và trầm tích hữu cơ. Những kết quả từ mô hình trầm tích cho thấy, lượng P giữ lại trong trầm tích đã tăng lên đáng kể sau khi lượng P bên ngoài giảm đi trong những năm 1970, phù hợp với sự giảm tổng lượng P, chlorophyll a và nhóm thực vật phù du trong khối nước. Trong thời gian gần đây, lượng P giữ lại trong trầm tích bắt đầu giảm xuống, P thoát ra từ trầm tích có xu hướng tăng lên, dẫn đến lượng P trong hồ vẫn cao và lượng tảo phát triển trong vịnh■

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Baker, D.B., Confesor, R., Ewing, D.E., Johnson, L.T., Kramer, J.W., Merryfield, B.J., 2014.
2. Phosphorus loading to Lake Erie from the Maumee, Sandusky and Cuyahoga rivers: The importance of bioavailability. *J. Great Lakes Res.* 40, 502-517.
3. Charette, M.A., Buesseler, K.O., Andrews, J.E., 2001. Utility of radium isotopes for evaluating the input and transport of groundwater-derived nitrogen to a Cape Cod estuary. *Limnol. Oceanogr.* 46, 465 - 470.
4. Doan, P.T.K., Némery, J., Schmid, M., Gratiot, N., 2015. Eutrophication of turbid tropical reservoirs: Scenarios of evolution of the reservoir of Cointzio, Mexico. *Ecol. Inform.*
5. Doan, P. T. K., Markovic, S., Cadena, S., Watson, B., Guo, J., McClure, C., Mugalingam, S., Dittrich, M., Wehrli B., Reichert P., 2009. Lake sediments during the transient eutrophication period: Reactive-transport model and identifiability study. *Ecol. Model.* 220, 2751 - 2769.
6. Doan., T.K. Phuong., 2019 Exploring patterns of phosphorus retention and internal loading, using diagenetic modelling. A case study in the Bay of Quinte (Lake Ontario), Canada. *The 1st International Conference on Water Resources and Coastal Engineering*, 2019.
7. Dittrich, M., Chesnyuk, A., Gudimov, A., McCulloch, J., Quazi, S.,

- Young, J., Winter, J., Hupfer, M., Lewandowski, J., 2005. Retention and early diagenetic transformation of P in Lake Arendsee (Germany)-consequences for management strategies. *Arch. Für Hydrobiol.* 164, 143 - 167.
8. Katsev, S., Tsandev, I., L'Heureux, I., Rancourt, D.G., 2006. Factors controlling long-term P efflux from lake sediments: Exploratory reactive-transport modelling. *Chem. Geol.* 234, 127 - 147.
9. Markovic. S.,Liang., A., Watson S.B. Dittrich.,M., 2019. Biogeochemical mechanisms controlling phosphorus diagenesis and internal loading in a remediated hard water eutrophic mbayment.
10. McCulloch, J., Gudimov, A., Arhonditsis, G., Chesnyuk, A., Dittrich, M., 2013. Dynamics of P-binding forms in sediments of a mesotrophic hard-water lake: insights from nonsteady state reactive- transport modelling, sensitivity and identifiability analysis. *Chem. Geol.* 354, 216 - 232.
11. Minns, C.K., Moore, J.E., 2004. Modelling Phosphorus Management in the Bay of Quinte, Lake Ontario in the Past, 1972 to 2001, and in the Future, Canadian. *Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2695, Burlington, Ontario*, p. 42.
12. Munawar, M., Rozon R., Fitzpatrick M. and Niblock H., 2014. Phytoplankton and microbial food web interactions at a long-term monitoring station in the Bay of Quinte: Belleville, project Quinte annual report 2014.
13. Nicholls, K.H., Heintsch, L., Carney, E., Beaver, M., and Middleton, D., 1986. Some effects of P loading reduction on phytoplankton in the Bay of Quinte, Lake Ontario. In *project Quinte: point source phosphorus control and ecosystem respond in the Bay of Quinte, Lake Ontario*.
14. Oveisy, A., Boegman, L., Rao, Y.R., 2015. A model of the three-dimensional hydrodynamics, transport and flushing in the Bay of Quinte. *J. Gt. Lakes Res.* 41, 536 - 548.
15. Robbins, J.A., Edgington, D.N., 1975. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 39, 285 - 304.

Nghiên cứu tác động môi trường...

(Tiếp theo trang 13)

3.2.3. Biện pháp xử lý tiếng ồn

Mở Thương Định áp dụng tốt các biện pháp giảm thiểu tiếng ồn đều nằm trong giới hạn cho phép của QCVN như [8]: Dựng hàng rào tự nhiên tại các đường phân giới của cơ sở sản xuất như hàng cây thực vật hay bờ đất. Việc xẻ đất đá bằng cơ khí được sử dụng khi có thể, nhằm tránh hoặc giảm thiểu sử dụng chất nổ.

4. KẾT LUẬN

Khai thác đá vôi ảnh hưởng nhiều khía cạnh khác nhau tới môi trường, cuộc sống của người dân địa phương. Vì vậy, sự quan tâm của tất cả các bên liên quan, cụ thể là công ty sở hữu các mỏ và chính quyền địa phương. Các công ty cần nghiêm túc thực hiện quy trình khai thác theo thiết kế mỏ đã được phê duyệt và các quy định về BVMT, quản lý và bảo tồn hợp lý mỏ để ngăn chặn mất độ rừng che phủ, suy giảm chất lượng nước, suy thoái đất, không khí và tiếng ồn gây ảnh hưởng sức khỏe con người. Chính quyền địa phương cần giám sát, tăng cường thanh tra các đơn vị khai thác về việc thực hiện các quy định BVMT và xử lý triệt để các hoạt động vi phạm về BVMT.

Kết quả phân tích chất lượng nước mặt, nước thải, các chỉ tiêu NO₂, CO, SO₂, bụi tổng số tại khu vực mỏ đều có

hàm lượng nhỏ hơn giới hạn cho phép của QCVN. Tiếng ồn ở mức cao chủ yếu ở khu vực khai thác, sàng và xúc bốc. Các khu vực khác có mức ồn thấp hơn. Tuy nhiên, các khu vực có mức độ ồn đều dưới QCVN 26:2010/BTNMT■

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Bộ Y tế (2016), QCVN 24:2016/BYT - Quy chuẩn quốc gia về tiếng ồn - mức tiếp xúc cho phép tiếng ồn tại nơi làm việc.
2. Bộ Y tế (2019), QCVN 03:2019/BYT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia giá trị giới hạn tiếp xúc cho phép của 50 yếu tố hóa học tại nơi làm việc.
3. Bộ Y tế (2019), QCVN 02:2019/BYT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về bụi - giá trị giới hạn tiếp xúc cho phép 5 yếu tố bụi tại nơi làm việc.
4. Bộ TN&MT (2008), QCVN 14:2008/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước thải sinh hoạt.
5. Bộ TN&MT (2010), QCVN 26:2010/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về tiếng ồn, Hà Nội.
6. Bộ TN&MT (2013), QCVN 05:2013/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng không khí xung quanh.
7. Bộ TN&MT (2015), QCVN 08- MT:2015/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt.
8. Công ty TNHH Tân Thủy (2022), Báo cáo quan trắc môi trường của Dự án Đầu tư khai thác đá vôi làm vật liệu xây dựng thông thường tại mỏ đá Thương Định, xã Thanh Tân, huyện Thanh Liêm, tỉnh Hà Nam.
9. Lamare, R. E., & Singh, O. P. (2016), Limestone mining and its environmental implications in Meghalaya, India. *ENVIS Bulletin Himalayan Ecology*.