

Sử dụng khu hệ khuê tảo bám để đánh giá tình trạng dinh dưỡng môi trường trầm tích hồ Trị An, Đồng Nai

Trần Thị Hoàng Yến¹, Trần Thành Thái¹, Ngô Xuân Quảng^{1,2}, Bùi Mạnh Hà³, Phạm Thanh Lưu^{1,2,*}



Use your smartphone to scan this QR code and download this article

¹Viện Sinh học Nhiệt đới (ITB), Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam (VAST), 85 Trần Quốc Toản, P.7, Q.3, Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam

²Học Viện Khoa học và Công nghệ (GUST), Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam (VAST), 18 Hoàng Quốc Việt, Cầu Giấy, Hà Nội, Việt Nam

³Trường Đại học Sài Gòn, 273 An Dương Vương, Quận 5, Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam

Liên hệ

Phạm Thanh Lưu, Viện Sinh học Nhiệt đới (ITB), Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam (VAST), 85 Trần Quốc Toản, P.7, Q.3, Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam

Học Viện Khoa học và Công nghệ (GUST), Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam (VAST), 18 Hoàng Quốc Việt, Cầu Giấy, Hà Nội, Việt Nam

Email: thanhluupham@gmail.com

Lịch sử

- Ngày nhận: 20-11-2020
- Ngày chấp nhận: 02-04-2021
- Ngày đăng: 30-04-2021

DOI: 10.32508/stdjns.v5i2.976



Bản quyền

© ĐHQG Tp.HCM. Đây là bài báo công bố mở được phát hành theo các điều khoản của the Creative Commons Attribution 4.0 International license.



TÓM TẮT

Hồ Trị An có ý nghĩa quan trọng trong việc cung cấp nước cho các tỉnh Đồng Nai và TP. Hồ Chí Minh. Hồ góp phần làm gia tăng đáng kể trữ lượng nước dưới đất khu vực lân cận, đặc biệt vào mùa khô. Tuy nhiên, gần đây sự gia tăng của các hợp chất dinh dưỡng trong hồ đã góp phần gây ra hiện tượng phú dưỡng làm cho chất lượng môi trường bị suy giảm nghiêm trọng, tạo điều kiện cho các loài vi tảo phát triển mạnh. Do đó, nghiên cứu này nhằm đánh giá trạng thái dinh dưỡng của nền trầm tích hồ Trị An trên cơ sở sử dụng quần xã khuê tảo bám như một công cụ chỉ thị. Mẫu trầm tích và khuê tảo được thu thập từ 8 vị trí khảo sát ở khu vực Hồ Trị An từ tháng 3/2019–8/2019. Kết quả phân tích cho thấy sự ưu thế của một số loài khuê tảo thuộc các chi ưa sống trong môi trường giàu dinh dưỡng như *Navicula*, *Nitzschia* và chỉ số dinh dưỡng TDI đã chỉ ra môi trường trầm tích có hàm lượng dinh dưỡng cao dẫn đến tình trạng phú dưỡng (thậm chí siêu phú dưỡng), đặc biệt là khu vực trong hồ. Trong khi đó, các điểm thượng nguồn và dưới đập Trị An có mức độ dinh dưỡng thấp hơn, chủ yếu là giàu photpho nhưng vẫn thuộc mức phú dưỡng. Ngoài ra, kết quả phân tích bước đầu còn cho thấy các hợp chất như NH_4^+ , TN, PO_4^{3-} đóng vai trò chính chi phối sự phát triển của khu hệ khuê tảo bám.

Từ khóa: chỉ số TDI, hồ Trị An, khu hệ khuê tảo bám, trạng thái dinh dưỡng

MỞ ĐẦU

Trầm tích lòng sông, hồ là những tích tụ vật chất được tạo thành do sự tích lũy các khoáng vật, các nguyên tố, hợp chất hóa học và có thể hoạt động như một nguồn dinh dưỡng, trong đó nitơ và photpho là các hợp chất có thể gây ra hiện tượng phú dưỡng ở môi trường nước¹. Ngoài ra, trầm tích hồ là nơi lưu trữ các bào tử nghỉ trong điều kiện bất lợi để sau đó tiếp tục phát triển trở lại khi gặp điều kiện thuận lợi. Sự nảy mầm của các tế bào nghỉ này từ trầm tích bề mặt là bước đầu cho các quá trình nở hoa tiếp theo của các loài vi tảo ở điều kiện phú dưỡng². Do đó, trầm tích hồ không chỉ được xem là một cơ chất hấp thụ có khả năng phân hủy các độc tố sinh học mà còn là một nơi giúp các tế bào sinh dưỡng phát triển^{2,3}. Trong những thập kỷ qua, các công cụ chỉ thị sinh học được nhiều nhà khoa học quan tâm nghiên cứu sử dụng để chỉ thị cho ô nhiễm môi trường^{4,5}. Trong đó, sự phát triển hoặc tăng sinh của nhóm loài khuê tảo bám có liên quan mật thiết đến các hợp chất dinh dưỡng cũng như hiện tượng phú dưỡng. Quần xã khuê tảo bám là nhóm sinh vật đại diện cho một thành phần quan trọng trong chuỗi thức ăn của hệ sinh thái thủy vực. Chúng thường có độ đa dạng cao về thành phần loài, phản ứng trực tiếp và nhạy cảm với điều kiện môi

trường thay đổi nên được xem là nhóm sinh vật chỉ thị tốt cho chất lượng môi trường ở các thủy vực⁶.

Khuê tảo đã được sử dụng rộng rãi làm chỉ thị cho tình trạng dinh dưỡng và mức độ ô nhiễm của hệ sinh thái thủy vực. Hướng dẫn xử lý nước thải đô thị của liên minh châu Âu (Urban Wastewater Treatment Directive of the European Community) vào năm 1991 đã có những nghiên cứu sử dụng khuê tảo bám như sinh vật chỉ thị để đánh giá tình trạng dinh dưỡng ở sông suối^{7,8}. Vì vậy, Kelly và Whitton (1995)⁹ đã dựa vào các kết quả này và đưa ra chỉ số dinh dưỡng Trophic Diatom Index (TDI) dùng để đánh giá tình trạng dinh dưỡng hữu cơ trong thủy vực dựa trên các loài khuê tảo chỉ thị cho môi trường ô nhiễm hữu cơ của các nguồn nước ở Anh và Scotland. Chỉ số Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) đã được áp dụng để đánh giá tình trạng sinh thái của các hồ ở Hungary vào năm 2007. Nghiên cứu đã ghi nhận được 4 hồ ở mức rất tốt, 25 hồ tốt, 21 hồ trung bình, 21 hồ có thể chịu đựng được và 12 hồ trong tình trạng xấu. Hầu hết các vị trí lấy mẫu trong tình trạng xấu hoặc kém của TDIL là các hồ nước mặn, nồng với hàm lượng TP cao¹⁰. Năm 2004, Potapova và cộng sự¹¹ đã tìm thấy loài *Gomphoneis herculeana* và loài *Achnantheium* sp. chỉ thị tốt cho nồng độ thấp của tổng photpho (TP), hay loài *Luticola goeppertiana* và *Navicula recens*

Trích dẫn bài báo này: Yến T T H, Thái T T, Quảng N X, Hà B M, Lưu P T. **Sử dụng khu hệ khuê tảo bám để đánh giá tình trạng dinh dưỡng môi trường trầm tích hồ Trị An, Đồng Nai.** *Sci. Tech. Dev. J. - Nat. Sci.*; 5(2):1135-1146.

chỉ thị TP cao trong một nghiên cứu về khả năng chỉ thị môi trường phú dưỡng của 118 loài khuê tảo tại Bắc Mỹ. Ở Việt Nam, các nghiên cứu sử dụng khuê tảo bám để đánh giá chất lượng môi trường vẫn còn hạn chế, đặc biệt là môi trường trầm tích. Năm 2013, nghiên cứu của Nguyễn Thị Gia Hằng về sử dụng chỉ số TDI để đánh giá tình trạng dinh dưỡng trên nền trầm tích rừng ngập mặn Cần Giờ đã cho thấy một số loài khuê tảo nhạy cảm với môi trường phú dưỡng cao như: *Diatoma vulgare*, *Stauroneis* sp., *Navicula cryptotenella*, *N. menisculus*, *N. reicherdtiana*, *N. lanceolata*¹². Bên cạnh đó, sự tương quan giữa các yếu tố môi trường đã giải thích sự phân bố không gian và thời gian của quần xã khuê tảo bám, góp phần hiểu rõ về những biến động của môi trường ở các thủy vực chịu tác động mạnh như vùng cửa sông, từ đó có thể giúp xác định cách thức và vị trí mà các hoạt động của con người ảnh hưởng đến hệ sinh thái^{13–15}.

Ngày nay, hiện tượng phú dưỡng đang là vấn nạn môi trường ở khắp nơi trên thế giới và gây ảnh hưởng đến sức khỏe sinh thái và con người, đặc biệt là ở các hồ chứa nước. Trong đó, hồ Trị An, một hồ nước nhân tạo nằm ở tỉnh Đồng Nai, cũng đang đối mặt với những rủi ro và nguy hại tiềm ẩn từ sự nở hoa của các loài vi tảo trong môi trường nước mặt cũng như tác động đến trầm tích do hoạt động của con người và tự nhiên. Năm 2016, Dao và cộng sự¹⁶ đã ghi nhận một số mẫu nước thu được ở hồ Trị An có hàm lượng độc tố microcystins (MC) - một loại độc tố sản sinh ra từ một số loài vi khuẩn lam (VKL), cao hơn tiêu chuẩn của WHO gây ra những ảnh hưởng trực tiếp và gián tiếp đến nguồn nước sinh hoạt của người dân. Trạng thái dinh dưỡng môi trường trầm tích có liên quan chặt chẽ đến hiện tượng nở hoa của VKL trong nước do quá trình hòa tan, vận chuyển và tích lũy MC trong trầm tích³. Mặc dù có nhiều nghiên cứu ghi nhận sự hiện diện của VKL và độc tố MC cả trong môi trường nước lẫn trong trầm tích, nhưng VKL thường phân bố và gây nở hoa ở tầng mặt³. Trong khi đó, khuê tảo bám là nhóm loài thường gặp và phân bố nhiều ở nền đáy. Khuê tảo thường được sử dụng làm sinh vật chỉ thị cho môi trường trầm tích cũng như môi trường nước^{13,14}. Ngoài ra, trong những năm gần đây, các công trình nghiên cứu về vi tảo chưa đi sâu vào nghiên cứu ứng dụng khuê tảo bám trong đánh giá chất lượng môi trường trầm tích ở hồ Trị An. Do đó, nghiên cứu này sử dụng quần xã khuê tảo bám như một chỉ số sinh học để đánh giá trạng thái dinh dưỡng của môi trường trầm tích hồ Trị An nhằm mục đích có thêm cơ sở cho việc đề xuất các biện pháp quản lý và kiểm soát phú dưỡng hồ Trị An một cách hiệu quả. Đồng thời, mối tương quan giữa các thông số môi trường và quần xã khuê tảo bám cũng được xem xét trong nghiên cứu này.

PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

Khu vực nghiên cứu

Hồ Trị An là một hồ nước nhân tạo nằm trên sông Đồng Nai, thuộc huyện Vĩnh Cửu, tỉnh Đồng Nai và nằm ở bậc thang điều tiết nước cuối cùng của sông Đồng Nai và La Ngà. Hồ được hình thành do việc đắp đập ngăn sông Đồng Nai và là một trong những hạng mục chính của công trình thủy điện Trị An, được khởi công vào năm 1984 và hoàn thành đầu năm 1987, là nơi trữ nước để cung cấp cho Nhà máy thủy điện Trị An công suất 400 MW với sản lượng điện hàng năm 1,7 tỷ kWh. Ngoài ra, hồ có còn chức năng chính là kiểm soát lũ, cung cấp nước cho sinh hoạt và công nghiệp, nuôi trồng thủy sản và du lịch sinh thái. Tuy nhiên, một số khảo sát gần đây cho thấy chất lượng môi trường nước ở hồ Trị An có xu hướng bị phú dưỡng hóa và suy giảm nghiêm trọng^{16,17}.

Phương pháp khảo sát thực địa

Vị trí và thời gian lấy mẫu

Mẫu trầm tích và mẫu khuê tảo bám được thu từ tháng 3/2019–8/2019, tần suất mỗi tháng 1 lần, tại 8 vị trí từ dưới đập Trị An đến thượng nguồn: 5 điểm trong hồ Trị An (kí hiệu từ TA1–TA5), 3 điểm còn lại ở các vị trí dưới chân đập Trị An (ĐN), thượng nguồn hồ Trị An ở sông Đồng Nai (ĐQ) và thượng nguồn hồ Trị An ở sông La Ngà (LN) (Hình 1). Trong đó, TA5 và LN là những điểm tập trung nuôi bè cá của khu vực. Tọa độ các vị trí lấy mẫu được trình bày theo Bảng 1, Hình 1.

Thu mẫu và phân tích mẫu hóa lý trong trầm tích

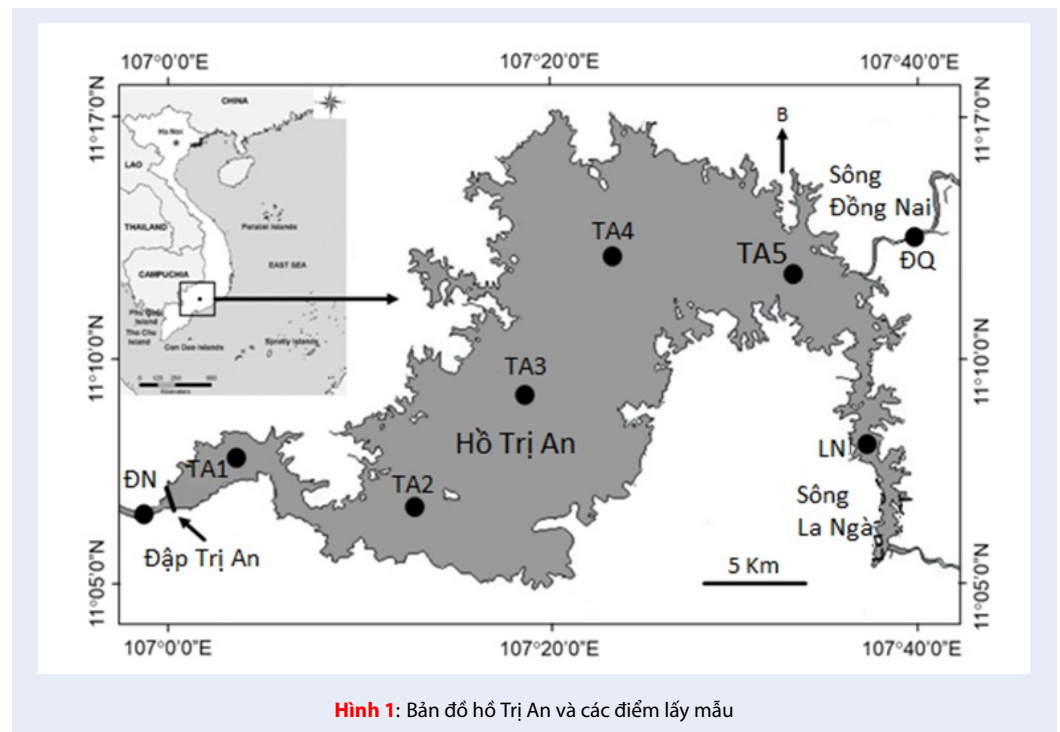
Mẫu trầm tích được thu bằng cách thả gầu đáy Peterson kích thước 25 × 25 cm, kéo gầu và thu mẫu vào lọ nhựa 1000 mL. Sau mỗi vị trí vệ sinh rửa gầu bằng nước tại hồ, bảo quản mẫu trong thùng lạnh vận chuyển về phòng thí nghiệm. Các chỉ tiêu dinh dưỡng trong trầm tích được phân tích như: tổng Nitơ (TN), NH₄⁺, tổng photpho (TP), PO₄³⁻ theo các TCVN hiện hành. Phân tích theo phương pháp KENDAN (KJELDAHL) cải biên để xác định TN (TCVN 6498:1999), phân tích theo TCVN 5255:2009 để xác định hàm lượng NH₄⁺, phân tích theo phương pháp so màu để xác định TP (TCVN 8940:2011), phân tích theo phương pháp OLSEN để xác định PO₄³⁻ (TCVN 8661:2011).

Thu mẫu và phân tích mẫu khuê tảo bám

Mẫu khuê tảo bám trong nền trầm tích được thu bằng sàng lọc kích thước 10 cm². Tại mỗi vị trí 3 giá

Bảng 1: Tọa độ các điểm lấy mẫu

STT	Kí hiệu mẫu	Tọa độ (X)	Tọa độ (Y)
1	ĐN	106.973301	11.105398
2	TA1	107.008333	11.118611
3	TA2	107.073889	11.101111
4	TA3	107.113611	11.153889
5	TA4	107.169167	11.196944
6	TA5	107.240833	11.205833
7	ĐQ	107.318333	11.249444
8	LN	107.271667	11.139722



Hình 1: Bản đồ hồ Trại An và các điểm lấy mẫu

thể có bề mặt >10 cm² có độ sâu 20–70 cm được thu ngẫu nhiên quanh điểm thu mẫu. Giá thể ở hồ Trại An thường là các cọc tre cố định, các giá thể ở lồng bè nuôi cá, hoặc là các phao nổi neo tàu thuyền. Chúng tôi không sử dụng mẫu trầm tích để thu khuê tảo đáy vì đa số các khu vực thu mẫu ở hồ Trại An có độ sâu > 5 m, ánh sáng khó có thể đi xuống nền đáy do đó không thích hợp cho khuê tảo phân bố. Mặt khác một số khu vực ở thượng nguồn hồ (TA4, TA5) thường có hàm lượng chất lơ lửng cao và có dòng chảy vào mùa nước thấp do đó cũng không phù hợp để khuê tảo phân bố. Khuê tảo bám được thu bằng cách đặt màng lên các giá thể, dùng bàn chải thu mẫu vào lọ nhựa 150 mL với khoảng 30–50 mL nước cất và cố định với 0,5 mL

dung dịch Lugol. Trong phòng thí nghiệm, khoảng 5–10 mL mẫu được làm sạch bằng axit nitric đậm đặc và rửa bằng nước cất¹⁸. Các loài khuê tảo bám được định danh bằng phương pháp hình thái so sánh để phân loại, xác định thành phần loài sử dụng kính hiển vi quang học Olympus BX51 ở độ phóng đại ×100–400 và được định danh dựa trên một số tài liệu^{19–22}. Hệ thống phân loại PSTV dựa theo của AlgaeBase²³. Mật độ tế bào trong 1 mL mẫu được xác định bằng buồng đếm Sedgewick Rafter, và xác định theo công thức (1), ít nhất 400 mảnh vỏ khuê tảo được đếm cho mỗi mẫu theo phương pháp của Sournia (1978)²⁴.

$$N = 1000 \times A \times V1 / 10 \times S \times V2 \quad (1)$$

Trong đó: N tổng số tế bào/cm²; A là số tế bào đếm được; S là số ô đếm trên buồng đếm; V1 là thể tích mẫu thu; V2 là thể tích mẫu lấy xử lý.

Mẫu chlorophyll-a (Chl-a) trong 20 g mẫu bề mặt trầm tích được tách chiết bằng acetone 90 % ở nhiệt độ phòng trong tối khoảng 12 h, sau đó mẫu được ly tâm ở 4.000 rpm, 30 phút. Phần dịch nổi được thu hồi để phân tích Chl-a. Hàm lượng Chl-a được đo bằng máy đo quang phổ (UV-VIS, Hach, 500) ở các bước sóng 630–750 nm²⁵.

Xử lý số liệu

Chỉ số dinh dưỡng khuê tảo TDI được áp dụng cho đánh giá mức độ phú dưỡng trong trầm tích ở các điểm khảo sát. Chỉ số TDI được tính như sau^{9,26}:

$$TDI = (WMS \times 25) - 25$$

WMS là độ nhạy trung bình của từng loài và được tính theo công thức:

$$WMS = \frac{\sum_{j=1}^n a_j v_j i_j}{\sum_{j=1}^n a_j v_j}$$

Trong đó: a_j: mật độ của loài j trong mẫu, v_j: mức chỉ thị của loài j (1–3), i_j: độ nhạy ô nhiễm (1–5) của loài j, v và i xác định dựa theo Kelly và Whitton (1995)⁹. TDI dao động từ 0 tương ứng với mức dinh dưỡng rất thấp và 100 ứng với mức dinh dưỡng rất cao.

Trạng thái dinh dưỡng theo chỉ số TDI được trình bày ở Bảng 2.

Các kết quả thí nghiệm qua từng tháng được tổng hợp và trình bày dưới dạng biểu đồ bằng phần mềm Excel. Các phép tính thống kê được thực hiện bằng phần mềm Statgraphic centurion XV. Phương pháp phân tích phương sai một nhân tố (one-way ANOVA) và phân tích hậu kiểm (Tukey's HSD test) được sử dụng để kiểm tra sự khác biệt của các thông số môi trường giữa các điểm thu mẫu và giữa hai mùa khô và mưa. Mối tương quan giữa quần xã khuê tảo bám với các thông số môi trường được xác định nhờ phương pháp phân tích tương quan Spearman.

KẾT QUẢ

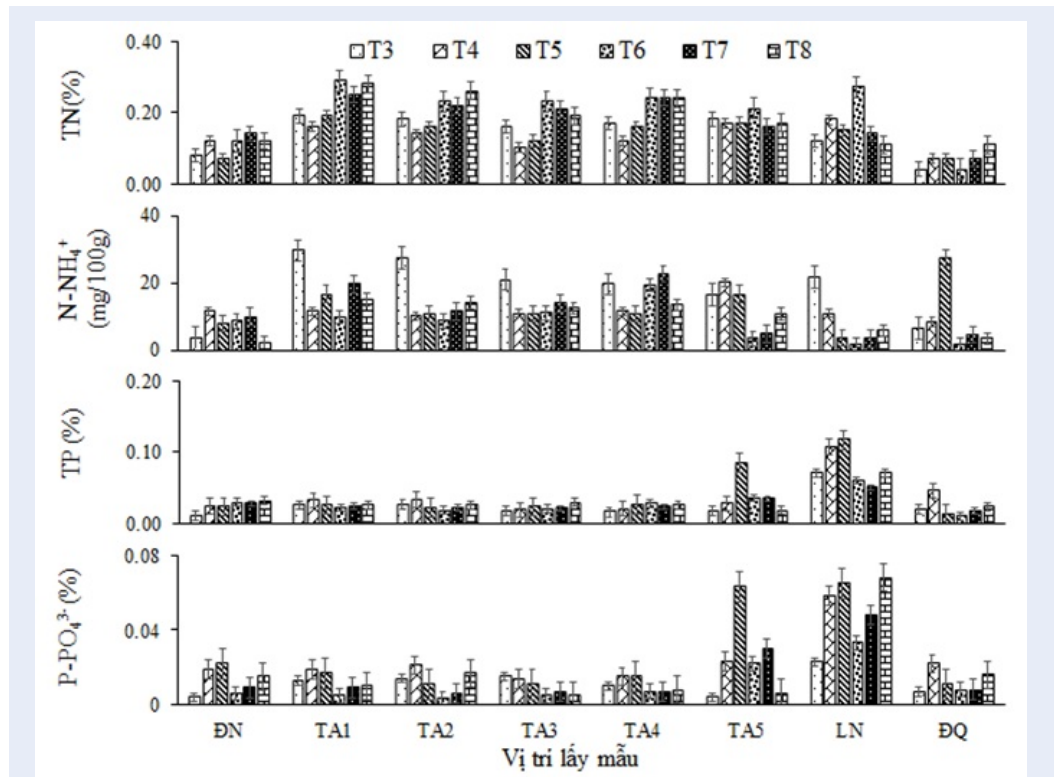
Tính chất hóa lý trong môi trường trầm tích

Các thông số hóa lý môi trường trầm tích như TN, NH₄⁺, PO₄³⁻ và TP được đo đạc vào các tháng 3, 4, 5 (đại diện cho mùa khô) và tháng 6, 7, 8 (đại diện cho mùa mưa) (Hình 2). TN trong trầm tích dao động từ 0,04–0,19 % vào mùa khô, chủ yếu vào khoảng 0,1–0,19 %, tương đối đồng đều ở tất cả vị trí, có 2 điểm dưới hồ và thượng nguồn hàm lượng thấp (ĐN từ 0,7–0,12 % và ĐQ từ 4–0,7 %) và 0,04–0,29 % vào mùa mưa, các điểm trong hồ đều có hàm lượng cao (0,2–0,9 %), vị trí dưới hồ và thượng nguồn

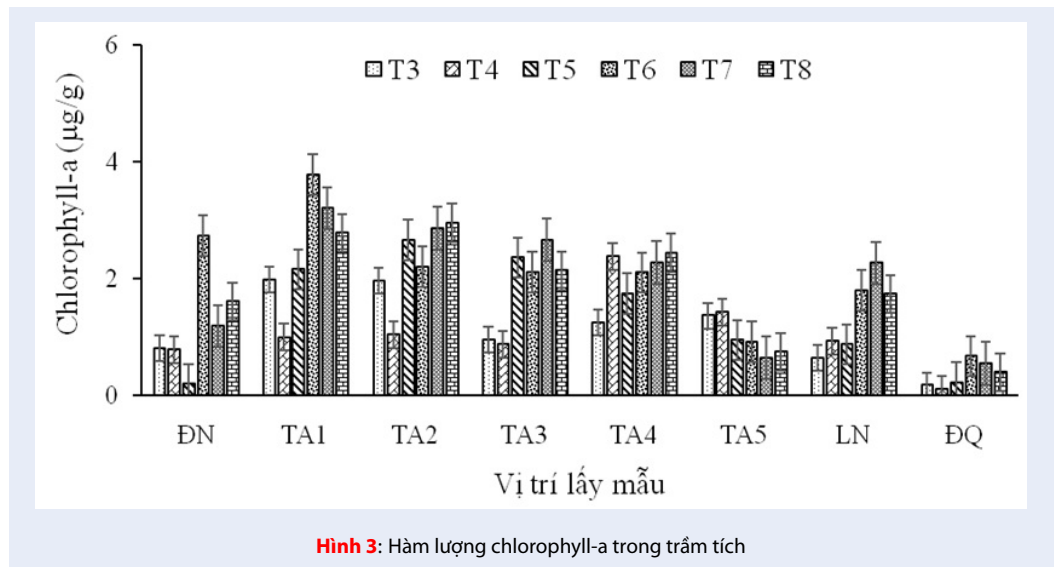
đạt giá trị thấp (ĐN và ĐQ, khoảng 0,07–0,14 %). TN thay đổi theo xu hướng mùa mưa cao hơn mùa khô (p < 0,05). NH₄⁺ trong trầm tích dao động từ 3,6–29,6 mg/100g vào mùa khô, có sự chênh lệch lớn giữa tháng 3 (từ 20–29 mg/100g) và 2 tháng còn lại (khoảng 10 mg/100g). Điểm dưới hồ (ĐN) có giá trị thấp nhất (3,6–11,5 mg/100g) và 1,4–22,7 mg/100 g vào mùa mưa, có sự chênh lệch lớn giữa các điểm trong hồ và thượng nguồn. NH₄⁺ thay đổi theo xu hướng mùa khô cao hơn mùa mưa. TP trong trầm tích dao động từ 0,011–0,11 % vào mùa khô, phổ biến ở khoảng 0,011–0,028 %, giá trị chênh lệch lớn tại các vị trí thượng nguồn (TA5, LN, ĐQ với khoảng 0,02–0,11 %) và dao động ở khoảng 0,01–0,07 % vào mùa mưa, cũng có sự chênh lệch lớn giữa thượng nguồn và các vị trí còn lại. TP thay đổi theo xu hướng mùa mưa cao hơn mùa khô, thượng nguồn cao hơn trong hồ và dưới chân đập Trị An (p < 0,05). PO₄³⁻ trong trầm tích dao động từ 0,004–0,065 % vào mùa khô, phổ biến ở khoảng 0,004–0,023 %, giá trị chênh lệch lớn tại các vị trí thượng nguồn (TA5, LN với khoảng 0,022–0,065 %) và dao động ở khoảng 0,003–0,068 % vào mùa mưa, cũng có sự chênh lệch lớn giữa thượng nguồn và các vị trí còn lại.

Hàm lượng chlorophyll-a trong trầm tích

Chl-a được sử dụng không chỉ là thông số đánh giá năng suất sinh học của thủy vực mà còn đóng vai trò như một chất chỉ thị sinh học trong đánh giá chất lượng môi trường. Đặc trưng Chl-a trong các thủy vực tự nhiên rất phức tạp, phụ thuộc vào đặc điểm của loài, sự đa dạng sinh học và diễn biến thành phần sinh vật trong vực nước²⁷. Chl-a trong trầm tích có thể có nguồn gốc từ nhiều nhóm sinh vật khác nhau như vi khuẩn lam, khuê tảo, vi tảo lục,... Hàm lượng Chl-a trong trầm tích ở hồ Trị An dao động từ 0,2–2 μg/g trọng lượng ướt (TLU) trầm tích vào mùa khô, phổ biến ở khoảng 0,4–4 μg/g vào mùa mưa (Hình 3). Chl-a có sự chênh lệch giữa 2 mùa, mùa mưa cao hơn mùa khô, các điểm trong hồ đạt giá trị cao vào mùa mưa (> 2 μg/g), càng về thượng nguồn giá trị càng thấp. Điều này có liên quan đến 2 yếu tố là nguồn dinh dưỡng và quá trình lắng đọng trầm tích. Những vùng có độ sâu thấp là những khu vực gần bờ, gần cửa sông nên nguồn dinh dưỡng tương đối phong phú và gần như đồng nhất trong suốt cột nước. Thời điểm vào những tháng cao điểm mùa mưa, lượng nước đổ về hồ Trị An lớn, cộng với tình trạng xói mòn, rửa trôi đất, các chất lơ lửng được lắng đọng theo dòng chảy từ thượng nguồn về làm cho nền đáy được bổ sung nguồn dinh dưỡng khiến môi trường trầm tích trong hồ bị ô nhiễm, là điều kiện cho các loài vi tảo bám phát



Hình 2: Một số chỉ tiêu lý hóa trong trầm tích qua các đợt khảo sát ở hồ Trị An



Hình 3: Hàm lượng chlorophyll-a trong trầm tích

Bảng 2: Trạng thái dinh dưỡng theo chỉ số TDI

TDI	Trạng thái dinh dưỡng
<35	Nghèo dinh dưỡng (Oligotrophic)
35–50	Ít dinh dưỡng (Oligo – mestrophic)
50–60	Dinh dưỡng trung bình (Mesotrophic)
60–75	Phú dưỡng (Eutrophic)
>75	Siêu phú dưỡng (Hypertrophic)

triển. Chl-a tăng là do sự tăng lên về tính đa dạng và mật độ tế bào trong các nhóm vi tảo đáy như vi khuẩn lam.

Cấu trúc thành phần loài và mật độ khuê tảo bám

Kết quả phân tích từ tháng 3 đến tháng 8 đã ghi nhận được 13 chi thuộc ngành khuê tảo. Hầu hết các loài tảo silic quan sát được đều thuộc bộ tảo lông chim và bộ tảo trung tâm. Trong đó các chi có số loài lớn như: *Navicula*, *Nitzschia* với các tỉ lệ lần lượt 11 % và 10 %. Trong khi đó, các chi khác như *Synedra*, *Gyrosigma*, *Achnanthydium*, *Amphora*,... cũng xuất hiện với tỉ lệ ít (Hình 4).

Mật độ khuê tảo bám dao động từ 100–8100 (tb/cm²) vào các tháng mùa khô, phổ biến vào khoảng 250–6600 (tb/cm²) ở các điểm trong hồ và từ 200–15400 (tb/cm²) vào các tháng mùa mưa, phổ biến vào khoảng 500–15400 (tb/cm²) ở các điểm trong hồ (Hình 5). Nhìn chung, mật độ tế bào có xu hướng mùa mưa cao hơn mùa khô, trong cả hai mùa tại các điểm trong hồ cao hơn so với các điểm dưới hồ và thượng nguồn, riêng vị trí ĐN vào các tháng mùa khô không theo quy luật này với giá trị cao nhất vào tháng 4, trong khi các điểm trong hồ vào tháng 8 có giá trị cao hơn các tháng còn lại. Ngoài ra, các loài thuộc chi *Navicula*, *Nitzschia* chiếm tỉ lệ mật độ tế bào lớn nhất (20 % và 13 %) và chiếm ưu thế tại các vị trí trong hồ từ TA1-TA5, kể đến là nhóm các loài thuộc chi *Luticola*, *Fragilaria*, *Gomphonema* cũng xuất hiện nhiều với các tỉ lệ lần lượt 11 % – 10 % – 8 % và xuất hiện nhiều tại các vị trí như ĐN, ĐQ. Mật độ các chi khác như *Synedra*, *Gyrosigma*, *Achnanthydium*, *Amphora*,... cũng xuất hiện với tỉ lệ ít.

Chỉ số dinh dưỡng khuê tảo TDI

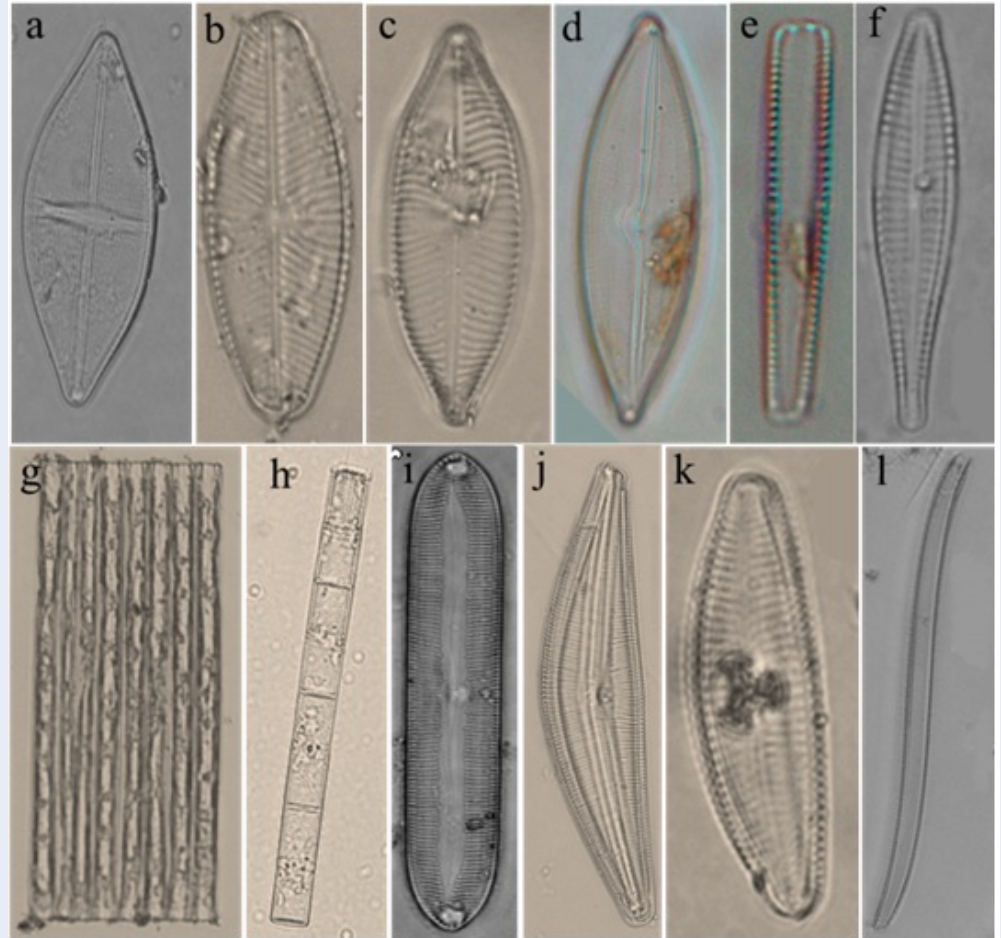
Chỉ số TDI ở 8 điểm khảo sát được trình bày như Hình 6. Chỉ số dinh dưỡng khuê tảo TDI dao động từ 0–95,16 vào mùa khô, phổ biến ở khoảng 74,72–94,19 và từ 0–96,50 vào mùa mưa. Giá trị TDI giữa 2 mùa khá giống nhau, tuy nhiên có sự chênh lệch lớn giữa các vị trí thượng nguồn, dưới hồ và trong hồ.

Mối tương quan giữa khu hệ tảo bám với các yếu tố môi trường trầm tích

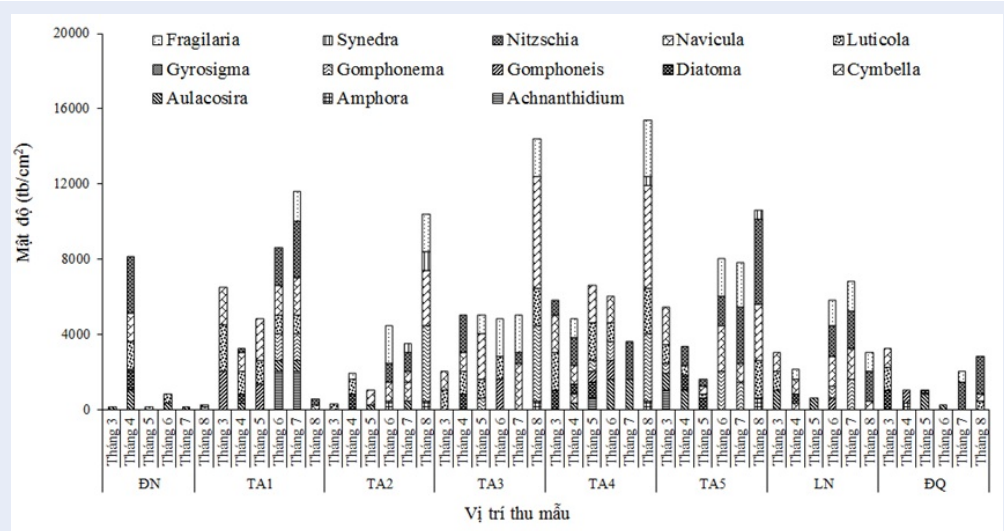
Mối tương quan giữa các chỉ yếu tố dinh dưỡng trong trầm tích với quần xã khuê tảo bám được đánh giá thông qua kiểm định tương quan Spearman (Bảng 3). Mật độ và số lượng chi có mối tương quan thuận với TN, trong khi đó, hàm lượng Chl-a tương quan thuận với NH₄⁺ và TN thế nhưng lại tương quan nghịch với PO₄³⁻. Mối tương quan này cho thấy khi nồng độ các chất NH₄⁺ và TN tăng thì kéo theo hàm lượng Chl-a tăng và ngược lại. Trong khi tăng PO₄³⁻ thì Chl-a lại giảm và ngược lại. Điều này cho thấy hàm lượng nitơ ở hồ Trị An đóng vai trò quan trọng trong việc chi phối sự phát triển của khu hệ sinh vật bám nói chung và khuê tảo bám nói riêng ở hồ Trị An. Ngược lại, hàm lượng PO₄³⁻ có thể đóng vai trò là yếu tố giới hạn, khi khuê tảo bám phát triển sẽ sử dụng nhiều hơn lượng PO₄³⁻, làm cho nồng độ giảm.

THẢO LUẬN

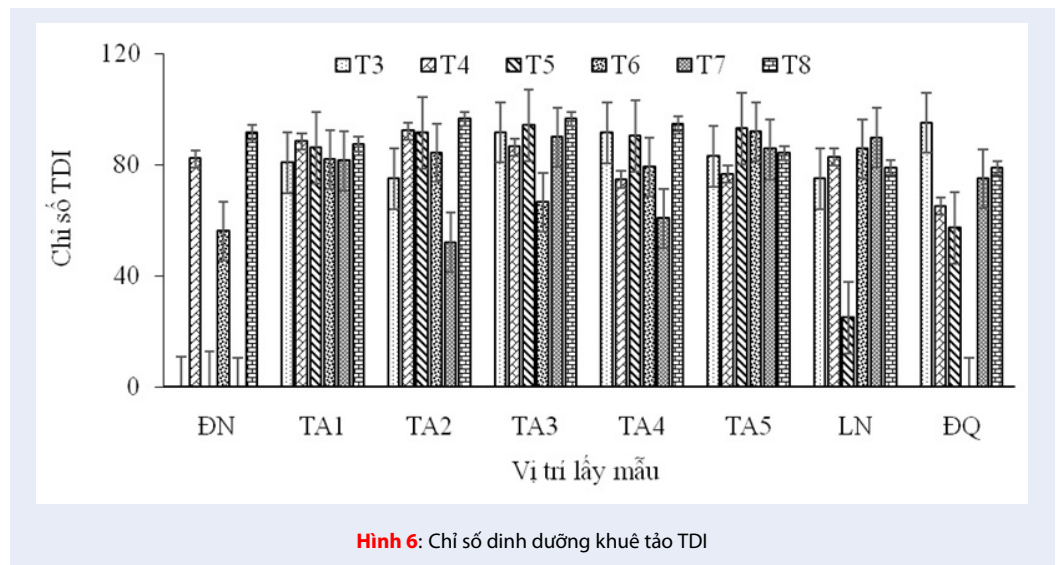
Kết quả phân tích cho thấy hàm lượng dinh dưỡng cao tại các điểm trong hồ chính và thấp ở các điểm thượng nguồn (ĐQ, LN) và dưới chân đập Trị An (ĐN) của sông Đồng Nai. Vùng hồ chính có hàm lượng chất dinh dưỡng cao, nguyên nhân có thể do mật thoáng vùng này rất nhỏ, thấp hơn vùng đầu hồ từ 1-30 cm kết hợp với dòng chảy nhỏ nên dễ dàng xảy ra quá trình bồi lắng, tích tụ các chất lơ lửng có chứa chất dinh dưỡng (có khoảng 1/3 đến 2/3 hàm lượng nitơ và photpho) từ những vùng có địa hình dốc như thượng nguồn đổ vào²⁸⁻³⁰. Ngoài ra, hàm lượng dinh dưỡng cao tại các điểm khảo sát có thể là do được đưa vào môi trường ngoài các yếu tố tự nhiên còn có thể do lượng thức ăn dư thừa, sự bài tiết của vật nuôi được thải trực tiếp ra môi trường. Nhiều nghiên cứu đã đề cập đến những tác động của việc nuôi trồng thủy sản lên nền trầm tích do quá trình lắng đọng các chất hữu cơ được thải ra từ quá trình nuôi³⁰⁻³². Nghiên cứu về quá trình của các chất dinh dưỡng trong các lồng nuôi vùng cửa sông cho thấy rằng 67–89 % lượng nitơ và photpho bổ sung vào các hệ thống nuôi trồng bị thất thoát ra bên ngoài môi trường³², điều này tương



Hình 4: Ảnh chụp một số nhóm khuê tảo ở hồ Trị An. a: *Luticola*; b, c, d: *Navicula*; e, f: *Gomphonema*; g: *Fragilaria*; h: *Aulacosira*; i: *Pinnularia*; j, k: *Cymbella*; l: *Nitzschia*.



Hình 5: Mật độ tế bào tại các điểm khảo sát



Bảng 3: Hệ số r và giá trị p theo tương quan Spearman

STT	Chỉ tiêu		Mật độ	TDI	Chl-a	Số lượng chi
1	TP (%)	r	-0,0008	0,1425	0,0111	0,066
		p	0,9958	0,3286	0,9394	0,6507
2	PO ₄ ³⁻ (%)	r	-0,1192	0,1065	-0,3294	-0,0437
		p	0,4137	0,4655	0,0239*	0,7642
3	NH ₄ ⁺ (mg/g)	r	0,2016	0,0817	0,3031	0,1798
		p	0,1669	0,5753	0,0377*	0,2176
4	TN (%)	r	0,4973	0,2443	0,685	0,4343
		p	0,0007*	0,094	0,0000*	0,0029*

(*) Tương quan có nghĩa (p < 0,05)

đối phù hợp khi các mô hình nuôi cá bè gần thượng nguồn (TA5, LN) có hàm lượng phot phốt tương đối cao.

Trong khu hệ khuê tảo bám khảo sát tại Hồ Trị An, sự phân bố của các loài ưu thế có thể phản ánh mức độ dinh dưỡng trong môi trường. Tại các điểm có mức độ dinh dưỡng cao như các điểm trong hồ và nơi tập trung nuôi cá lồng bè, các chi ưa sống trong môi trường giàu dinh dưỡng như *Navicula*, *Nitzschia* chiếm ưu thế rất cao (trên 70 % tổng mật độ). Tại các vị trí có mức dinh dưỡng thấp như thượng nguồn (ĐQ) và dưới đập Trị An (ĐN) là sự xuất hiện nhiều của các loài thuộc chi *Achnanthydium*, *Gomphoneis* thường ưa sống trong môi trường nghèo dinh dưỡng. Kết quả này tương đối phù hợp với nghiên cứu trước đó khi đã tìm thấy các loài thuộc chi *Gomphoneis*, *Achnanthydium* chỉ thị tốt cho TP thấp, các loài thuộc chi *Luticola*, *Navicula* chỉ thị tốt cho TP

cao và được coi là chỉ số phản ánh tốt điều kiện phú dưỡng^{11,12,33,34}. Năm 2007, nghiên cứu của Duong và cộng sự đã tìm thấy các loài thuộc chi *Nitzschia* như *Nitzschia umbonata*, *Nitzschia palea* sống trong môi trường ô nhiễm hữu cơ tại các vị trí ô nhiễm vừa và nặng ở hệ thống thủy vực sông Hồng - Nhuệ - Tô Lịch³⁵. Các loài như *Achnanthydium minutissimum* và *A. exigua* là những chi thị tiềm năng về chất dinh dưỡng thấp ở các khu vực thượng nguồn; trong khi *Navicula cryptocephala* và *Nitzschia palea* chịu được ô nhiễm nặng và chiếm ưu thế ở các khu vực thấp hơn trong nghiên cứu ở sông Sài Gòn³⁶. Ngoài ra, chỉ số dinh dưỡng khuê tảo TDI được áp dụng cho đánh giá mức độ phú dưỡng trong trầm tích. Phần lớn các điểm khảo sát trên trong hồ đều có giá trị TDI cao (từ 60 trở lên), đặc trưng cho môi trường phú dưỡng hoặc siêu phú dưỡng, ngược lại các vị trí ĐN và ĐQ có những tháng TDI rất thấp (TDI~0) do các điểm

này chủ yếu xuất hiện các chi có độ nhạy ô nhiễm và mật độ thấp, thể hiện môi trường nghèo dinh dưỡng⁹. Ngoài ra, môi trường trong hồ có địa hình thấp, dòng chảy yếu nên dễ dàng tiếp nhận thành phần và số lượng loài từ các điểm thượng nguồn chảy xuống gây ảnh hưởng trực tiếp đến mật độ tế bào cũng như chỉ số TDI. Kết quả nghiên cứu được cũng cho thấy sự tương đồng với nghiên cứu sử dụng chỉ số TDI để đánh giá tình trạng dinh dưỡng trong nền trầm tích tại Cẩn Giờ (TP.Hồ Chí Minh). Ở khu vực này, những vùng có địa hình thấp như vùng gầy đổ có chỉ số TDI cao hơn các vùng khác do chứa nhiều thành phần loài và số lượng khuê tảo từ các con rạch tiếp nhận vào, đặc trưng cho môi trường phú dưỡng¹².

Hầu hết các chất dinh dưỡng trong môi trường trầm tích đều có mối tương quan với khu hệ khuê tảo bám. Mối tương quan này phản ánh sự thích nghi tốt của khuê tảo đáy trong điều kiện trầm tích nhiều dinh dưỡng và tiềm năng như là sinh vật chỉ thị tốt cho môi trường dinh dưỡng. Trong đó, nitơ đóng vai trò chính chi phối sự phát triển của quần xã khuê tảo bám, như NH_4^+ và TN tăng lên tạo điều kiện cho các loài tảo đáy chỉ thị cho môi trường phú dưỡng càng tăng tính đa dạng và mật độ tế bào. Kết quả này tương đồng với một số nghiên cứu đã chỉ ra rằng mật độ khuê tảo bám có thể tăng lên do ảnh hưởng chất dinh dưỡng trong các thủy vực và có thể làm chỉ thị cho tình trạng dinh dưỡng trong trầm tích. Những thay đổi về nồng độ chất dinh dưỡng tỷ lệ thuận với sự gia tăng đáng kể mật độ khuê tảo và cũng gây ra sự thay đổi tỷ lệ phân loại các loài, chủ yếu về các dạng di động, như là các loài *Nitzschia*³⁷. Nghiên cứu của Agatz và cs đã cho thấy cấu trúc quần xã khuê tảo bám có tương quan chủ yếu với các hợp chất của nitơ, trong đó một số loài thuộc chi *Nitzschia* thích nghi tốt trong môi trường giàu dinh dưỡng và chịu được ô nhiễm, trong khi các chi *Achnanthes*, *Amphora* là các loài điển hình sống ở vùng nghèo dinh dưỡng³⁸. Ngoài ra, hàm lượng Chl-a trong trầm tích gần như có mối tương quan cao với các thông số dinh dưỡng của nitơ và photpho. Chl-a là một dạng diệp lục cụ thể được sử dụng trong quá trình quang hợp và sản sinh oxy, sắc tố quang hợp rất cần thiết cho quá trình quang hợp ở sinh vật nhân thực. Ở Việt Nam, phần lớn các đề tài chỉ nghiên cứu về Chl-a trong nước, rất ít các thông tin trong môi trường trầm tích. Vì thế, nghiên cứu này đã góp phần cho thấy Chl-a tăng liên quan đến sự gia tăng các chất dinh dưỡng trong trầm tích (đặc biệt là các hợp chất của nitơ).

KẾT LUẬN

Nghiên cứu đã khảo sát và sử dụng khu hệ tảo đáy làm phương pháp chính để đánh giá chất lượng môi

trường trầm tích ở hồ Trị An. Tại các vị trí trong hồ và khu vực tập trung nuôi bèo cá có mức dinh dưỡng cao với sự hiện diện của các chi ưa sống trong môi trường dinh dưỡng như *Navicula*, *Nitzschia* và chỉ số dinh dưỡng TDI ở mức phú dưỡng và siêu phú dưỡng. Ngược lại, các vị trí dưới hồ và thượng nguồn sông Đồng Nai có hàm lượng nitơ, photpho thấp hơn, thể hiện qua sự xuất hiện của các loài thuộc chi *Achnanthes*, *Gomphonema*,... và chỉ số dinh dưỡng thấp nhưng vẫn ở mức độ phú dưỡng. Đồng thời, kết quả bước đầu cho thấy tình trạng dinh dưỡng của môi trường trầm tích có mối tương quan mật thiết đến sự phát triển của khu hệ khuê tảo bám như: cấu trúc thành phần loài, mật độ và Chl-a thể hiện qua sự chi phối chính bởi hàm lượng một số chất dinh dưỡng trong trầm tích, chủ yếu là các hợp chất của nitơ. Ngày nay, sự phát triển mạnh của các hoạt động nhân sinh như nuôi trồng thủy sản, giao thông, mua bán, sinh hoạt đã góp phần gia tăng các hợp chất dinh dưỡng này, tạo điều kiện thuận lợi để vi tảo phát triển, nở hoa, đặc biệt là vào mùa mưa. Nghiên cứu này cung cấp những dữ liệu ban đầu có thể làm cơ sở cho những nghiên cứu tiếp theo phục vụ cho việc giám sát và quản lý chất lượng môi trường.

LỜI CẢM ƠN

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ Phát triển khoa học và công nghệ Quốc gia (NAFOSTED) trong đề tài mã số 106.04-2018.314.

XUNG ĐỘT LỢI ÍCH

Nhóm tác giả cam kết không mâu thuẫn quyền lợi và nghĩa vụ của các thành viên.

ĐÓNG GÓP CỦA CÁC TÁC GIẢ

Sự đóng góp của tất cả tác giả là bình đẳng trong việc lựa chọn dữ liệu, phân tích kết quả và viết bản thảo.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Wetzel RG. Limnology: lake and river ecosystems. Gulf professional publishing. 2001;
2. Cirés S, Wörmer L, Agha R, Quesada A. Overwintering populations of *Anabaena*, *Aphanizomenon* and *Microcystis* as potential inocula for summer blooms. *Journal of Plankton Research*. 2013;35(6):1254–1266. Available from: <https://doi.org/10.1093/plankt/ftb081>.
3. Pham TL, Utsumi M. An overview of the accumulation of microcystins in aquatic ecosystems. *Journal of environmental management*. 2018;213:520–529. PMID: 29472035. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.077>.
4. Mischke U, Venohr M, Behrendt H. Using phytoplankton to assess the trophic status of German rivers. *International Review of Hydrobiology*. 2011;96(5):578–598. Available from: <https://doi.org/10.1002/iroh.201111304>.

5. Jarvie HP, Sharpley AN, Withers PJ, Scott JT, Haggard BE, Neal C. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: Murky waters, inconvenient truths, and “postnormal” science. *Journal of Environmental Quality*. 2013;42(2):295–304. PMID: 23673821. Available from: <https://doi.org/10.2134/jeq2012.0085>.
6. Tan X, Zhang Q, Burford MA, Sheldon F, Bunn SE. Benthic diatom based indices for water quality assessment in two subtropical streams. *Frontiers in microbiology*. 2017;8:601. Available from: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00601>.
7. Stevenson RJ, Pan Y, Van Dam H. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. The diatoms: applications for the environmental and earth sciences. 1999;1(4). Available from: <https://doi.org/10.1017/CBO9780511763175.005>.
8. Dignum M, Matthijs HC, Pel R, Laanbroek HJ, Mur LR. Nutrient limitation of freshwater cyanobacteria. *Harmful cyanobacteria*. Springer, Dordrecht. 2005;p. 65–86. Available from: https://doi.org/10.1007/1-4020-3022-3_4.
9. Kelly MG, Whitton BA. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*. 1995;7(4):433–444. Available from: <https://doi.org/10.1007/BF00003802>.
10. Stenger-Kovács C, Buczko K, Hajnal E, Padisák J. Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia*. 2007;589(1):141–154. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10750-007-0729-z>.
11. Potapova MG, Charles DF, Ponader KC, Winter DM. Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison of approaches. *Hydrobiologia*. 2004;517(1-3):25–41. Available from: <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000027335.73651.ea>.
12. Hằng NTG, et al. Sử dụng chỉ số TDI đánh giá tình trạng dinh dưỡng trong nền trầm tích rừng ngập mặn bị xáo trộn do bão Durián tại khu dự trữ sinh quyển rừng ngập mặn Cần Giờ, Thành phố Hồ Chí Minh. *Tạp chí Khoa học và Phát triển*. 2013;1:663–671.
13. Sylvestre F, Guiral D, Debenay JP. Modern diatom distribution in mangrove swamps from the Kaw Estuary (French Guiana). *Marine Geology*. 2004;208(2-4):281–293. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2004.04.012>.
14. Rovira L, Trobajo R, Ibáñez C. The use of diatom assemblages as ecological indicators in highly stratified estuaries and evaluation of existing diatom indices. *Marine Pollution Bulletin*. 2012;64(3):500–511. PMID: 22305410. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.005>.
15. Nodine ER, Gaiser EE. Distribution of diatoms along environmental gradients in the Charlotte Harbor, Florida (USA), estuary and its watershed: Implications for bioassessment of salinity and nutrient concentrations. *Estuaries and coasts*. 2014;37(4):864–879. Available from: <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9729-6>.
16. Dao TS, Nimptsch J, Wiegand C. Dynamics of cyanobacteria and cyanobacterial toxins and their correlation with environmental parameters in Tri An Reservoir, Vietnam. *Journal of water and health*. 2016;14(4):699–712. PMID: 27441865. Available from: <https://doi.org/10.2166/wh.2016.257>.
17. Dao TS, Cronberg G, Nimptsch J, Do-Hong LC, Wiegand C. Toxic cyanobacteria from Tri An Reservoir, Vietnam. *Nova Hedwigia*. 2010;90(3-4):433–448. Available from: <https://doi.org/10.1127/0029-5035/2010/0090-0433>.
18. American Public Health Association (APHA). Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association: Washington, DC, USA. 2005;.
19. Wehr JD, Sheath RG, Kociolek JP. *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Elsevier. 2015; Available from: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385876-4.00005-0>.
20. Krammer K, Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. in Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (eds) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/2. VEB Gustav Fischer Verlag: Jena. 1988;p. 596.
21. Krammer K, Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. in Ettl, H., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (eds) *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/3. Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, Jena. 1991a;p. 576.
22. Krammer K, Lange-Bertalot H. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema, Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4. in Ettl, H., Gärtner, G., Gerloff, J., Heynig, H. and Mollenhauer, D. (eds). *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, Band 2/4. Gustav Fischer Verlag: Stuttgart, Jena. 1991b;p. 437.
23. Krammer K. Bacillariophyceae. 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Unter Mitarbeit von H. Hakansson & M. Norpel. *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. 2004;.
24. Guiry DM, Guiry MG. *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. 2014; Available from: <http://www.algaebase.org>.
25. Soumia A. *Phytoplankton manual*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. 1978;.
26. Kelly MG, Adams C, Graves AC, Jamieson J, Krokowski J, Lycett EB, Murray-Bligh J, Pritchard S, Wilkins C. *The trophic diatom index: A user's manual*. Bristol: Environment Agency. 2001;.
27. Håkanson L, Blenckner T. A review on operational bioindicators for sustainable coastal management criteria, motives and relationships. *Ocean & Coastal Management*. 2008;51(1):43–72. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2007.04.005>.
28. Thanh LV, Siêng LT, Chính DC. Đánh giá mức bồi lắng hồ Trị An. Báo cáo Viện Khoa học Thủy lợi Miền Nam, Thành phố Hồ Chí Minh. 2007;.
29. Koponen J, Lamberts D, Sarkkula J, Inkala A, Junk W, Halls A, Kshatriya M. *Primary and Fish Production Report*. Mekong River Commission Information and Knowledge Management Programme. 2010;.
30. Lu XX, Siew RY. Water discharge and sediment flux changes over the past decades in the Lower Mekong River: possible impacts of the Chinese dams. 2006; Available from: <https://doi.org/10.5194/hessd-2-2287-2005>.
31. Karakassis I, Tzapakis M, Hatziyanni E. Seasonal variability in sediment profiles beneath fish farm cages in the Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*. 1998;162:243–252. Available from: <https://doi.org/10.3354/meps162243>.
32. Nordvang L, Johansson T. The effects of fish farm effluents on the water quality in the Åland archipelago, Baltic Sea. *Aquacultural Engineering*. 2002;25(4):253–279. Available from: [https://doi.org/10.1016/S0144-8609\(01\)00088-7](https://doi.org/10.1016/S0144-8609(01)00088-7).
33. Ng SL, Sin FS. A diatom model for inferring sea level change in the coastal waters of Hong Kong. *Journal of Paleolimnology*. 2003;30(4):427–440. Available from: <https://doi.org/10.1023/B:JOPL.0000007233.09972.85>.
34. Jiang H, Zheng Y, Ran L, Seidenkrantz MS. Diatoms from the surface sediments of the South China Sea and their relationships to modern hydrography. *Marine Micropaleontology*. 2004;53(3-4):279–292. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.marmicro.2004.06.005>.
35. Duong TT, Feurtet-Mazel A, Coste M, Dang DK, Boudou A. Dynamics of diatom colonization process in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). *Ecological Indicators*. 2007;7(4):839–851. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2006.10.003>.
36. Pham TL. Using Benthic Diatoms as a Bioindicator to Assess Rural-urban River Conditions in Tropical Area: A Case Study in the Sai Gon River, Vietnam. *Pollution*. 2020;6(2):387–398.
37. Licursi M, Gomez N, Sabater S. Effects of nutrient enrichment on epilimnetic diatom assemblages in a nutrient-rich lowland stream, Pampa Region, Argentina. *Hydrobiologia*. 2016;766(1):135–150. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2450-7>.
38. Agatz M, Asmus RM, Deventer B. Structural changes in the benthic diatom community along a eutrophication gradient

Using benthic diatom assemblages to assess sedimentary nutrient status in Tri An reservoir, Dong Nai province, Vietnam

Tran Thi Hoang Yen¹, Tran Thanh Thai¹, Ngo Xuan Quang^{1,2}, Bui Manh Ha³, Pham Thanh Luu^{1,2,*}



Use your smartphone to scan this QR code and download this article

ABSTRACT

Tri An Reservoir plays an important role in the water supply for Dong Nai province and Ho Chi Minh city. It also contributes significantly to increase underground water reserves in the vicinity, especially in the dry season. However, recently, the increase of nutritional compounds in the lake has contributed to eutrophication, causing serious deterioration of the quality of the environment, creating conditions for microalgae to thrive. Therefore, this study aimed to evaluate and zoning the sediment quality of the Tri An reservoir based on using benthic diatom communities as biological indicators as an indicator tool. Sediment and algae samples were collected from 8 survey locations in the Ho Tri An area from March to August in 2019. The results showed that the dominance of several species belonging to the genera that prefer to live in nutrient-rich environment such as *Navicula*, *Nitzschia*. The TDI index indicated the sediment environment had high nutrient contents. Water quality in the lower section of the reservoir was classified from eutrophic (even hyper-eutrophic) status, particularly stations into the reservoir. Meanwhile, upstream and downstream sites had lower nutrient levels, mainly excessive phosphorus but still in eutrophic class. Additionally, the initial analysis results also revealed that NH_4^+ , TN, PO_4^{3-} and DO played a major role to regulate the development of benthic diatom assemblages.

Key words: Trophic Diatom Index (TDI), Tri An reservoir, Benthic diatom assemblages, Trophic status

¹Institute of Tropical Biology, Vietnam Academy of Science and Technology, 85 Tran Quoc Toan Street, District 3, Ho Chi Minh City, Vietnam

²Graduate University of Science and Technology, Vietnam Academy of Science and Technology, Hanoi, Vietnam

³Sai Gon University, 273 An Duong Vuong Street, District 5, Ho Chi Minh City, Vietnam

Correspondence

Pham Thanh Luu, Institute of Tropical Biology, Vietnam Academy of Science and Technology, 85 Tran Quoc Toan Street, District 3, Ho Chi Minh City, Vietnam

Graduate University of Science and Technology, Vietnam Academy of Science and Technology, Hanoi, Vietnam

Email: thanhluupham@gmail.com

History

- Received: 20-11-2020
- Accepted: 02-04-2021
- Published: 30-04-2021

DOI : 10.32508/stdjns.v5i2.976



Cite this article : Yen T T H, Thai T T, Quang N X, Ha B M, Luu P T. **Using benthic diatom assemblages to assess sedimentary nutrient status in Tri An reservoir, Dong Nai province, Vietnam.** *Sci. Tech. Dev. J. - Nat. Sci.*; 5(2):1135-1146.