

NGHIÊN CỨU SỰ BIẾN ĐỘNG CỦA QUẦN XÃ THỰC VẬT PHÙ DU (*PHYTOPLANKTON*) VÀ HÀM LƯỢNG ĐỘC TỔ VI KHUẨN LAM TRONG HỒ CHỨA HOÀ BÌNH

Ngô Thị Diễm My¹, Nguyễn Thị Mỹ^{2,7}, Nguyễn Thị Ánh Nguyệt²,
Nguyễn Sỹ Nguyên² Nguyễn Thị Thu Liên^{2,3}, Đoàn Thị Oanh⁴,
Hoàng Thị Quỳnh², Lê Thị Phương Quỳnh⁵ Phạm Phương Thảo²,
Nguyễn Trung Kiên², Vũ Thị Nguyệt², Bạch Thị Mai Hoa⁶
Trần Thị Ngọc Dung^{2,7}, Nguyễn Thùy Dương⁸, Phạm Thanh Lưu⁹
Nghiêm Việt Hải^{7, 10} Phùng Thị Xuân Bình¹¹, Dương Thị Thủy^{2,*}

¹Trường Cao đẳng Sư phạm Đắk Lắk

²Viện Khoa học công nghệ Năng lượng và Môi trường

³Trường Đại học Khoa học Huế

⁴Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường Hà Nội

⁵Viện Hóa học - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

⁶Viện Công nghệ sinh học - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

⁷Học Viện Khoa học công nghệ - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

⁸Trường Đại học Khoa học Tự nhiên - Đại học Quốc gia Hà Nội

⁹Đại học Tôn Đức Thắng

¹⁰Bộ Nông nghiệp và Môi trường

¹¹Trường Đại học Điện lực

Tóm tắt

Nghiên cứu phân tích sự biến động của quần xã thực vật phù du và mức độ xuất hiện độc tố Microcystin trong hồ Hòa Bình từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024. Kết quả ghi nhận 44 chi thực vật phù du thuộc 5 ngành: Chlorophyta (50 %), Bacillariophyta (26 %), Cyanophyta (17 %), Dinophyta (5 %) và Euglenophyta (2 %). Trong đó, Chlorophyta và Dinophyta là nhóm chiếm ưu thế theo mùa, với Dinophyta phát triển mạnh vào mùa mưa, trong khi Chlorophyta trội hơn vào mùa khô. Vi khuẩn lam có sinh khối thấp và có 4 chi (*Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Pseudanabaena*) có khả năng sản xuất độc tố Microcystin, trong đó *Microcystis* chiếm 87,6 % tổng sinh khối vi khuẩn lam. Hàm lượng Microcystin dao động từ 0,11 - 0,86 µg/L, thấp hơn ngưỡng an toàn của WHO (1 µg/L) nhưng vẫn cho thấy nguy cơ tiềm ẩn khi sử dụng nước hồ cho sinh hoạt. Phân tích PCA và tương quan Pearson không tìm thấy mối liên hệ giữa sinh khối *Microcystis* và hàm lượng Microcystin, gợi ý rằng có thể tồn tại các chủng *Microcystis* không độc hoặc các loài khác cũng góp phần sản xuất Microcystin trong hồ. Các yếu tố môi trường như pH cao, nhiệt độ nước ấm và độ đục cao hỗ trợ sự phát triển của vi khuẩn lam, đặc biệt là *Microcystis*. Không có mối liên hệ rõ ràng giữa sinh khối *Microcystis*, hàm lượng Microcystin với các yếu tố dinh dưỡng Nitơ và Phốt pho. Kết quả này cung cấp dữ liệu quan trọng về động thái thực vật phù du và nguy cơ độc tố Microcystin trong hồ Hòa Bình, góp phần quản lý và bảo vệ chất lượng nước.

Từ khóa: Thực vật phù du; Vi khuẩn lam; Microcystin; Hồ chứa Hòa Bình; Việt Nam.

Abstract

Research on the changes in the Phytoplankton community and Cyanobacterial toxin content in Hoa Binh reservoir

This study investigates the dynamics of the Phytoplankton community and the occurrence of Microcystin toxins in Hoa Binh reservoir from June 2023 to May 2024. A total of 44 Phytoplankton genera were identified, belonging to five phyla: Chlorophyta (50 %), Bacillariophyta (26 %), Cyanophyta (17 %), Dinophyta (5 %), and Euglenophyta (2 %). Among them, Chlorophyta and Dinophyta exhibited seasonal dominance, with Dinophyta thriving during the rainy season, while Chlorophyta prevailed in the dry season. Cyanobacteria exhibited low biomass, with four genera (Microcystis, Oscillatoria, Anabaena, and Pseudanabaena) identified as potential Microcystin producers, among which Microcystis accounted for 87.6 % of the total Cyanobacterial biomass. Microcystin concentrations ranged from 0.11 to 0.86 µg/L, below the WHO safety guideline of 1 µg/L, but still indicating a potential risk for domestic water use. Principal Component Analysis (PCA) and Pearson correlation analysis revealed no significant relationship between Microcystis biomass and Microcystin concentrations, suggesting the possible presence of non-toxic Microcystis strains or contributions from other Microcystin-producing taxa. Environmental factors, such as high pH, warm water temperatures, and high turbidity, were found to support the growth of Cyanobacteria, particularly Microcystis. No clear correlation was observed between Microcystis biomass or Microcystin concentrations and nutrient variables (nitrogen and phosphorus). These findings offer crucial insights into Phytoplankton succession and Microcystin-related risks in Hoa Binh reservoir, thereby informing water quality monitoring and management strategies.

Keywords: *Phytoplankton; Cyanobacteria; Microcystin; Hoa Binh reservoir; Vietnam.*

BBT nhận bài: 15/3/2025; Phản biện xong: 04/4/2025; Chấp nhận đăng: 27/6/2025

*Tác giả liên hệ, Email: duongthuy0712@gmail.com

DOI: <http://doi.org/10.63064/khtnmt.2025.676>

1. Mở đầu

Thực vật phù du là sinh vật sản xuất sơ cấp có vai trò quan trọng trong các hệ sinh thái thủy vực. Theo Reynolds [1], năng suất sơ cấp của thực vật phù du chiếm hơn 50 % tổng năng suất sơ cấp toàn cầu trong các hệ sinh thái thủy vực. Chúng có mối quan hệ mật thiết với chất lượng nước, các quá trình địa hóa sinh học và chuỗi dinh dưỡng. Những biến động trong quần xã thực vật phù du ảnh

hưởng sâu sắc đến các bậc dinh dưỡng cao hơn cũng như các chu trình sinh địa hóa chính [2]. Do nhạy cảm với các thay đổi môi trường như nhiệt độ, ánh sáng, pH và nồng độ dinh dưỡng, thực vật phù du thường được sử dụng như chỉ thị sinh học để đánh giá chất lượng nước. Các chỉ số như sinh khối (*Chlorophyll a*), mật độ, chỉ số đa dạng, hay sự thay đổi thành phần loài phản ánh rõ rệt sự biến động của môi trường. Gia tăng quá mức hàm lượng các

chất dinh dưỡng mà thông thường là muối nitrat và photphat là nguyên nhân dẫn đến hiện tượng phì dinh dưỡng ở nhiều thủy vực trên thế giới. Sự phát triển mạnh mẽ của vi khuẩn lam (VKL, Cyanobacteria) thường xuất hiện ở các thủy vực giàu dinh dưỡng. Nở hoa của VKL gây ảnh hưởng xấu đến hệ sinh thái nước như gây mùi khó chịu, làm cạn kiệt ôxy, giảm độ trong và gây mất cân bằng hệ sinh thái thủy sinh trên phạm vi toàn cầu [3, 4, 5]. Một số loài VKL gây hiện tượng nở hoa có khả năng sản sinh một số chất gây độc hay còn gọi là độc tố VKL. Các loại độc tố VKL như microcystin (MC), cylindrospermopsin, anatoxin và saxitoxin đã được xác định. Trong số đó, MC là độc tố VKL phổ biến thường được phát hiện trong các thủy vực nước ngọt trên toàn cầu. Sinh khối VKL gia tăng trong các thủy vực sử dụng cho mục đích cấp nước sinh hoạt, nguy cơ phơi nhiễm độc tố MC cũng tăng lên, đe dọa sức khỏe con người do khả năng gây tổn thương gan nghiêm trọng của hợp chất này.

Theo thống kê của Guiry và cộng sự [6] từ cơ sở dữ liệu trực tuyến AlgaeBase, tính đến năm 2023, đã có 50.589 loài tảo sống và 10.556 loài hóa thạch được ghi nhận. Trong đó, nhóm VKL bao gồm 5.723 loài còn tồn tại và 4.669 loài hóa thạch [6]. Trong môi trường nước ngọt, VKL thường xuất hiện dưới dạng quần xã hỗn hợp, bao gồm cả các loài có độc và không độc, với các chi phổ biến như *Microcystis* spp., *Anabaena* spp., *Planktothrix* spp. và *Nostoc* spp. [7, 8]. Để xác định sự hiện diện và kiểm soát sự bùng phát VKL, nhiều nghiên cứu đã tập trung vào việc xác định các yếu tố môi trường ảnh hưởng đến mật độ và độc tính

của chúng, bao gồm đặc điểm và tính chất thủy lý, thủy hoá của môi trường nước, điều kiện khí hậu và thủy văn [9 - 13]. Tuy nhiên, không có yếu tố đơn lẻ nào có thể giải thích hoàn toàn sự xuất hiện và độc tính của VKL, do mỗi loài có phản ứng khác nhau với điều kiện môi trường [13 - 17]. Điều này nhấn mạnh tầm quan trọng của việc giám sát và đánh giá nguy cơ VKL, đặc biệt tại các hồ chứa nước phục vụ sinh hoạt. Theo khuyến nghị của WHO, nguy cơ nhiễm độc tố VKL có thể được đánh giá thông qua đo nồng độ MC hoặc sinh khối VKL dựa trên chỉ số *Chlorophyll a* (*chl a*) [18, 19].

Hồ chứa Hoà Bình, được hình thành sau khi chặn dòng Sông Đà vào năm 1988 - 1989, là một trong những hồ nhân tạo lớn nhất Việt Nam. Với diện tích mặt nước khoảng 206 km² và dung tích toàn bộ lên tới 9,45 tỷ m³, trong đó dung tích hữu ích là 5,65 tỷ m³. Lưu vực hồ có diện tích 53.600 km², phục vụ nhiều mục đích bao gồm sản xuất điện, kiểm soát lũ, cung cấp nước cho nuôi trồng thủy sản, cấp nước sinh hoạt cho thành phố Hoà Bình và Hà Nội và tưới tiêu nông nghiệp tại hạ lưu đồng bằng Sông Hồng. Nước hồ sử dụng cho mục đích sinh hoạt của người dân sống quanh hồ chỉ được xử lý sơ bộ [20]. Ngoài ra, nuôi trồng thủy sản, đặc biệt là nuôi cá lồng trong lồng hồ được phát triển mạnh mẽ góp phần cải thiện sinh kế cho người dân địa phương. Các nghiên cứu trước đây cho thấy đã có hiện tượng nở hoa nước chủ yếu là VKL thuộc chi *Microcystis* tại hồ Hoà Bình. Tuy nhiên, do tần suất quan trắc thưa nên kết quả quan trắc VKL có được còn hạn chế và mang tính chất định tính. Bên cạnh đó, trình nghiên cứu trước đây chưa đề cập

Nghiên cứu

đến các kết quả định lượng về độc tố của VKL trong hồ chứa Hoà Bình [21].

Mục tiêu của nghiên cứu này nhằm đánh giá biến động quần xã thực vật phù du, sinh khối VKL, hàm lượng MC và mối liên hệ của chúng với các yếu tố môi trường tại hồ Hoà Bình. Phân tích thống kê được sử dụng để kiểm định mối tương quan giữa sinh khối VKL, nồng độ MC với trạng thái dinh dưỡng hồ Hoà Bình. Hiểu rõ các mối quan hệ này sẽ góp phần tối ưu hóa chiến lược quản lý môi trường tại các hồ chứa nước trong khu vực nghiên cứu.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Thu mẫu nước, thực vật nổi, VKL tại hồ chứa Hoà Bình

Để đánh giá chất lượng nước, thành phần và biến động thể tích thực vật phù du và VKL tại hồ Hoà Bình, 10 điểm thu mẫu trong lòng hồ đã được lựa chọn và tiến hành thu mẫu từ tháng 5/2023 đến tháng 6/2024 (Hình 1). Các chỉ tiêu thủy lý chất lượng nước hồ như nhiệt độ nước, pH, ôxy hoà tan (DO), độ dẫn điện, độ đục, độ muối được đo tại hiện trường bằng máy đo đa chỉ tiêu WQC - 22 A (TOA, Nhật Bản).

Các mẫu nước mặt được thu theo tiêu chuẩn Việt Nam và được phân tích tại phòng thí nghiệm theo tiêu chuẩn của Mỹ [22]. Các mẫu nước để xác định chất dinh dưỡng (N-NH_4 và P-PO_4^{3-}) được thu ở bề mặt lọc qua bộ lọc Whatman GF/F ($0,45\mu\text{m}$) và giữ trong chai nhựa polypropylene ở nhiệt độ 4°C và được chuyển về phòng thí nghiệm. Mẫu nước để xác định *chl a* được thu và lọc qua màng lọc GF/C chiết trong acetone và đo bằng phương pháp quang phổ [23]. Mẫu định tính thực vật phù du được thu bằng lưới thực vật phù du hình chóp với đường kính miệng lưới là 40 cm, chiều dài lưới 90 cm và kích thước mắt lưới $25\mu\text{m}$. Mẫu định tính được thu bằng cách kéo lưới ở tầng mặt quanh điểm thu mẫu nhiều lần. Mẫu được bảo quản trong chai nhựa PE 200 mL và cố định bằng formaldehyde (4 %). Để đếm thực vật phù du, một lít nước được cố định bằng 10 ml dung dịch iốt Lugol và sau đó được lắng trong 48 giờ trước khi đếm. Một thể tích nước hồ xác định được thu lọc qua giấy lọc GF/C ($0,47\mu\text{m}$, Whatman) để phân tích độc tố MC. Mẫu giấy sau khi lọc được đông khô ở -55°C trong 24 h và được giữ trong -20°C trước khi phân tích độc tố.



Hình 1: Các vị trí lấy mẫu tại hồ chứa Hoà Bình

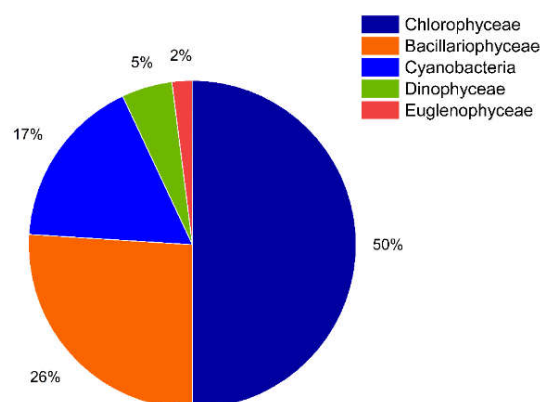
2.2. Phân tích mẫu

Các chỉ tiêu dinh dưỡng trong các mẫu nước (N-NH_4 , P-PO_4^{3-} , TP và TN) được xác định bằng phương pháp so màu sử dụng thiết bị UV-VIS (Shimadzu, Nhật Bản) theo các phương pháp của APHA. Các loài thực vật phù du được xác định bằng phương pháp so sánh hình thái dưới kính hiển vi quang học (Olympus BX51). Các tài liệu phân loại sau đây được sử dụng để xác định VKL: Duong [24]; Komárek và Anagnostidis [25, 26, 27]. Krammer và Lange-Bertalot [28] đã được sử dụng để xác định tảo silic. Tác giả Den Hoek và cộng sự [29], Duong và Vo [30] đã được sử dụng để xác định các loại tảo khác. Số lượng tế bào được đếm bằng phương pháp tế bào Sedgewick-Rafter [31]. Sinh khối thực vật phù du được xác định theo phương pháp mô phỏng hình học theo Hillebrand và cộng sự [32], Sun và Liu [33], Vadrucchi và cộng sự [34].

Để chiết xuất độc tố MC, giấy lọc đã đông khô được cắt thành nhiều mảnh nhỏ có kích thước 1 - 2 mm². Các mảnh giấy lọc được chiết ba lần với 3 mL methanol (MeOH) trong 1 giờ trên máy lắc ở nhiệt độ phòng, sau đó siêu âm (3 phút ở mức 120 W) và ly tâm ở tốc độ 4.000 vòng/phút trong 10 phút. Dịch thu được kết hợp lại, bay hơi bằng cách thổi khí ở nhiệt độ phòng, tái hòa tan trong methanol (100 %), sau đó lọc tinh sạch sang pha rắn dùng cột Oasis HLB (Waters, MA, Mỹ), cuối cùng lọc qua màng lọc Minisart RC4 (0,2 µm, Göttingen, Đức). Các mẫu được bảo quản ở nhiệt độ -20 °C cho đến khi phân tích thêm.

Độc tố MCs được phân tích bằng hệ thống sắc ký lỏng HPLC. Hệ thống

HPLC (Dionex UltiMate 3000, Thermo Scientific, Waltham, MA, Mỹ) trang bị đầu dò UV-VIS dãy diode quang (PDA). Các đồng phân của MC được tách bằng cột C18 làm bằng silica (Acclaim^M 120 C18 5 µm, 4,6 × 150 mm, Waltham, MA, Mỹ), vận hành ở 40 °C, sử dụng pha động là dung dịch 0,05 M phosphate (pH 2,5) trong methanol (50/50, v/v), ở tốc độ dòng 0,58 mL/phút. Ba đồng phân gồm MC-RR, -LR và -YR sẽ được xác định bằng đầu đọc UV ở bước sóng 238 nm nhờ sử dụng chuẩn MC từ công ty Enzo Lifesciences, Mỹ. Ngưỡng giới hạn phát hiện là 0,12 µg/L.

3. Kết quả và thảo luận**3.1. Biến động quần xã thực vật phù du tại hồ Hòa Bình**

Hình 2: Tỷ lệ phần trăm các chi trong quần xã thực vật phù du tại hồ Hòa Bình

Kết quả khảo sát quần xã thực vật phù du thu mẫu tại hồ chứa Hoà Bình từ tháng 5/2023 đến tháng 6/2024 đã ghi nhận được 44 chi thuộc 5 ngành bao gồm tảo lục (*Chlorophyceae*), tảo silic (*Bacillariophyceae*), tảo mắt (*Euglenophyceae*), tảo giáp (*Dinophyceae*) và VKL (*Cyanobacteria*). Độ phong phú của các ngành thực vật phù du (TVPD) tại hồ Hoà Bình được thể hiện trong Hình 2.

Nghiên cứu

Trong đó ngành tảo lục là nhóm đa dạng nhất với 21 chi, chiếm 50 % tổng số chi trong quần xã thực vật nổi, tảo silic có 11 chi, 26 %, VKL (7 chi, 17 %), tảo giáp có 2 chi, chiếm 5 % và nhóm tảo mắt với 1 chi, chiếm 2 % (Hình 2, Bảng 1).

Tại thời điểm nghiên cứu các ngành tảo lục, vi khuẩn lam, tảo silic và tảo giáp xuất hiện ở tất cả các thời điểm khảo sát.

Nhóm tảo mắt xuất hiện với tần suất thấp và hiện diện ở các tháng 2, tháng 6 và tháng 9 với thể tích sinh học rất nhỏ, lần lượt là 0,0002 mm³/L, 0,0004 mm³/L và 0,002 mm³/L, chiếm 0,006 % tổng thể tích sinh học TVPD. Tảo lục và tảo giáp chiếm ưu thế trong quần xã TVPD với thể tích sinh học lần lượt là 16,6 mm³/L; 15,7 mm³/L chiếm 48,1 % và 45,6 %.

Bảng 1. Các nhóm thực vật phù du và các chi/loài chiếm ưu thế tại hồ Hoà Bình giai đoạn từ 6/2023 đến 5/2024

Quần xã thực vật phù du	Loài/ chi chiếm ưu thế
Vi khuẩn lam (<i>Cyanobacteria</i>)	<i>Microcystis aeruginosa</i> , <i>M. wesenbergii</i> , <i>Oscillatoria</i> sp, <i>Raphidiopsis</i> , <i>Pseudanabaena</i> ,...
Tảo lục (<i>Chlorophyceae</i>)	<i>Staurastrum</i> sp, <i>Cosmarium</i> sp, <i>Scenedesmus acuminatus</i> , <i>Pediastrum duplex</i> , <i>Chlorella</i> sp.
Tảo silic (<i>Bacillariophyceae</i>)	<i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Cyclotella</i> sp.
Tảo giáp (<i>Dinophyceae</i>)	<i>Ceratium</i> sp., <i>Peridinium</i> sp.
Tảo mắt (<i>Euglenophyceae</i>)	<i>Phacus</i> sp., <i>Euglena</i> sp

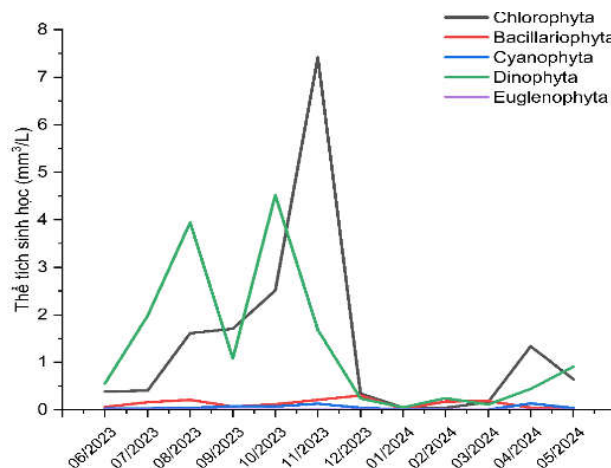
Nhóm tảo silic và VKL mặc dù số lượng tế bào lớn nhưng thể tích sinh học thấp chỉ chiếm 4,5 % và 1,7 % tương ứng trong tổng sinh khối TVPD tại hồ Hoà Bình. Mặc dù VKL hiện diện ở tất cả các thời điểm lấy mẫu với sinh khối thấp. Tuy nhiên, trong số 7 chi VKL được quan sát thấy trong hồ chứa, 6 chi có khả năng sản xuất độc tố VKL bao gồm các chi *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Pseudanabaena*, *Raphidiopsis* và *Lyngbya*. Kết quả tương tự cũng được ghi nhận tại hồ chứa Lobo khi tảo giáp là nhóm chiếm ưu thế trong quần xã TVPD, theo sau là nhóm tảo silic. VKL thường xuyên xuất hiện trong hồ Lobo nhưng sinh khối thấp (không phải nhóm chiếm ưu thế), trong số đó 10 chi VKL được quan sát thấy trong hồ và 9 chi có khả năng sản xuất độc tố [35]. Nghiên cứu thực hiện ở 4 hồ chứa tại đảo Sardinia, Ý cho thấy sự ưu thế của các nhóm tảo

trong quần xã TVPD phụ thuộc vào tình trạng dinh dưỡng của từng hồ. Tại hai Hồ Sos Canales và hồ Torrei, sinh khối TVPD được chi phối với tảo giáp và tảo lông roi trong khi VKL chiếm tỷ lệ rất nhỏ về sinh khối. Trái lại, VKL lại chiếm ưu thế về sinh khối ở hồ Pattada, trong khi tảo silic chiếm ưu thế về sinh khối ở hồ Bidighinzu [36].

Thể tích sinh học của các nhóm tảo trong quần xã TVPD tại hồ Hoà Bình cho thấy sự biến động theo mùa. Đặc biệt, nhóm tảo giáp và tảo mắt có sự biến động theo mùa rõ rệt. Thể tích sinh học trung bình lần lượt của 2 nhóm này đạt giá trị cao vào mùa mưa (2,16 mm³/L; 0,0003 mm³/L) và thấp đáng kể vào mùa khô (0,46 mm³/L; 0,00004 mm³/L). Dựa vào thể tích sinh học, nhóm tảo lục và silic được ghi nhận có sự biến động theo mùa, thấp vào mùa mưa và cao hơn vào mùa khô nhưng sự chênh lệch giữa 2 mùa

không đáng kể. Trong nghiên cứu này, sinh khối của nhóm VKL không có sự khác biệt đáng kể giữa mùa mưa và mùa

khô với thể tích sinh học trung bình VKL ở mùa mưa và mùa khô là xấp xỉ bằng nhau $0,05 \text{ mm}^3/\text{L}$ (Hình 3).



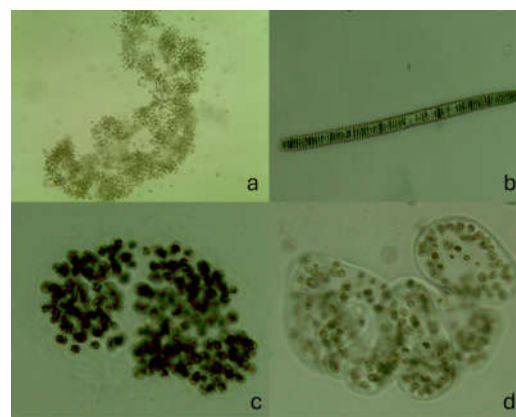
Hình 3: Biến động thể tích sinh học quần xã thực vật phù du tại hồ Hoà Bình giai đoạn 5/2023 - 6/2024

Động thái quần xã thực vật phù du tại hồ chứa Hoà Bình cho thấy mô hình theo mùa. Dựa vào thể tích sinh học, nhóm tảo giáp chiếm ưu thế vào mùa mưa, tảo lục chiếm ưu thế vào mùa khô. Khi sinh khối tảo giáp chiếm ưu thế thì sinh khối nhóm tảo lục và tảo silic giảm. Vào mùa khô, sinh khối tảo giáp giảm đáng kể thì thể tích sinh học của hai nhóm tảo lục và silic gia tăng lên.

3.2. Vi khuẩn lam có khả năng sinh độc tố MC và hàm lượng độc tố MC trong hồ Hoà Bình

Tại hồ Hoà Bình ở các thời điểm khảo sát từ 6/2023 đến tháng 5/2024 đã xác định được 7 chi thuộc nhóm VKL bao gồm *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Pseudanabaena*, *Raphidiopsis*, *Lyngbya* và *Gloeocapsa*. Trong đó, chi *Microcystis* có thể tích sinh học lớn nhất, chiếm 87,6 %. Chi *Gloeocapsa* có thể tích sinh học nhỏ nhất, chiếm 0,02 %. Các chi *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Lyngbya*, *Raphidiopsis* và *Pseudanabaena* có thể tích sinh học lần

lượt chiếm 9,76 %; 2,03 %; 0,35 %; 0,19 % và 0,03 %. Trong số 7 chi xác định được, có 4 chi có khả năng tạo độc tố MC: *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Anabaena* và *Pseudanabaena* (Hình 4) [35].



Hình 4: Hình ảnh một số khi khuẩn lam ghi nhận tại hồ Hoà Bình

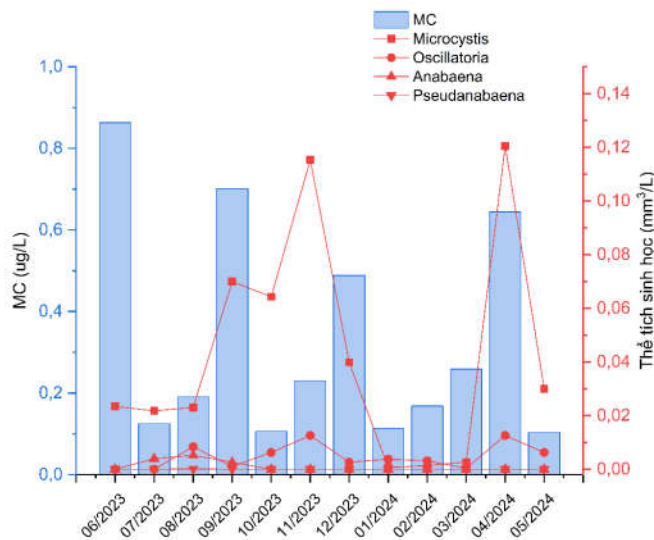
a) *Microcystis aeruginosa*; b) *Oscillatoria* sp; c): *M. viridis*; d) *M. wesenbergii*

Thể tích sinh học của 4 chi VKL có khả năng tạo độc tố MC không có sự thay đổi theo mùa, thể tích sinh học trung bình mùa mưa ($0,04 \text{ mm}^3/\text{L}$) xấp xỉ mùa khô ($0,05 \text{ mm}^3/\text{L}$). Thể tích sinh học trung bình của *Oscillatoria* ($0,005 \text{ mm}^3/\text{L}$), *Anabaena*

Nghiên cứu

(0,001 mm³/L) và *Pseudanabaena* (1,67 × 10⁻⁵ mm³/L). Các kết quả phân tích độc tố cho thấy độc tố MC hiện diện ở tất cả các thời điểm khảo sát, dao động từ 0,11 - 0,86 µg/L. Hàm lượng độc tố cao nhất ghi nhận vào tháng 6 (0,86 µg/L) và thấp nhất ở tháng 5 (0,11 µg/L). Hàm lượng MC cũng không cho thấy sự biến động theo mùa, trung bình các tháng mùa mưa đạt 0,35 µg/L và mùa khô đạt 0,32 µg/L (Hình 5). Trong nghiên cứu của Xue và cộng sự [37] hàm lượng MC trong hai hồ chứa cũng đều dưới 1 µg/L, tương tự với kết quả thu được từ một số vùng nước khác cũng nằm ở khu vực cận nhiệt đới [9, 37, 38, 39]. Hàm lượng độc tố ghi nhận tại hồ Hoà Bình thấp hơn so với nồng độ độc tố MC quan sát

ở các hồ chứa Cascata (3 µg/L), hồ chứa Quebec (2,47 µg/L) và 5 hồ chứa ở Eastern Cuba (3,06 µg/L). Tại một số thủy vực nước ngọt, hàm lượng độc tố MC có thể ghi nhận với giá trị rất lớn khi thủy vực có hiện tượng nở hoa. Nồng độ MCs đạt 124 mg/L và hàm lượng MCs trong các mẫu nở hoa là 7.300 µg/g trọng lượng khô (dw) ghi nhận tại ao cá ở Vũ Hán, Trung Quốc [37, 40]. Mặc dù hàm lượng độc tố ghi nhận tại hồ chứa Hoà Bình vẫn nằm dưới giá trị cho phép của Tổ chức Y tế Thế giới (WHO) đối với nước uống (1 µg/L) nhưng sự xuất hiện độc tố quanh năm trong nước hồ cho thấy rủi ro tiềm ẩn khi nước hồ được sử dụng làm nước uống, nước sinh hoạt,...



Hình 5: Biến động theo mùa thể tích sinh học các chi vi khuẩn lam có khả năng tạo độc tố MC và nồng độ MC trong hồ Hòa Bình từ 6/2023 - 5/2024

Phân tích tương quan Pearson cho thấy không có mối tương quan giữa hàm lượng MC và thể tích sinh học của 4 chi VKL có khả năng tạo độc tố MC (Bảng 2). Tuy vậy, không thể phủ nhận khả năng tạo độc tố MC của bốn chi VKL trong hồ, bởi chúng vẫn xuất hiện khi MC được phát hiện. Kết quả tương tự cũng được quan sát tại hồ chứa Lobo. Dù không tìm thấy

mối tương quan giữa nồng độ MC và thể tích sinh học của các chi có tiềm năng tạo MC như *Aphanocapsa* spp., *Chroococcus* spp., *M. protocystis*, *Pseudanabaena* spp. và *S. aquatilis*, nhưng việc các loài này tham gia vào quá trình sản xuất MC trong hồ chứa Lobo vẫn là một khả năng cần xem xét, do sự hiện diện của chúng trùng khớp với thời điểm phát hiện MC [35].

Bảng 2. Mối tương quan Pearson giữa thể tích sinh học của những chi vi khuẩn lam có khả năng sinh MC và các yếu tố môi trường ở hồ Hòa Bình

	MC	Chl <i>a</i>	Total Cyanobacteria	Microcystis	Pseudanabaena	Oscillatoria	Anabaena	pH	Temp.	DO	Turb.	TDS	Sal.	N-NH4	TN	P-PO4	TP
MC	1																
Chl <i>a</i>	.181	1															
Total Cyanobacteria	.151	.847**	1														
Microcystis	.114	.876**	.954**	1													
Pseudanabaena	-.020	-.033	-.002	.008	1												
Oscillatoria	.177	.240*	.457**	.199	-.037	1											
Anabaena	-.014	.017	.082	-.025	-.018	-.062	1										
pH	.278**	.232*	.389**	.380**	.027	.145	.070	1									
Temp.	.072	.378**	.249*	.247*	.079	.025	.120	.032	1								
DO	-.177	-.317**	-.171	-.188	-.083	.065	-.161	-.194	-.092	1							
Turb.	-.160	.136	.312**	.315**	-.097	.120	-.082	.224*	.077	-.241*	1						
TDS	-.235*	-.074	-.186	-.177	-.019	-.116	.041	-.520**	.116	.135	-.128	1					
Sal.	.099	-.295**	-.297**	-.312**	.078	-.113	.097	.155	.188	-.026	-.006	.011	1				
N-NH4	-.048	-.052	-.064	-.013	.178	-.132	-.089	.032	-.177	-.058	-.142	.307**	.006	1			
TN	-.014	-.144	-.165	-.170	-.013	.021	-.209	-.381**	-.361**	.265*	-.270*	.046	-.106	-.009	1	.	
P-PO4	-.010	.078	.035	.044	-.038	.037	-.103	.070	-.164	.119	.125	.134	-.090	.229*	.047	1	
TP	-.051	.131	-.010	.032	.044	-.101	-.046	-.007	-.039	.029	-.148	.378**	-.073	.152	.105	.234*	1

**, Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed).

*, Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed).

Bên cạnh đó, tổng sinh khối VKL và hàm lượng *chl a* cũng không có mối tương quan nào với hàm lượng MC trong hồ (Bảng 2). Kết quả tương tự cũng xuất hiện trong nghiên cứu của Ahmad và cộng sự [41] khi các bản sao của gen *mcyE* chỉ có mối tương quan đáng kể với BGA-PC (blue-green algae phycocyanin) ($R = 0,553$; $P < 0,05$) nhưng không có mối tương quan với *chl a*. Do *chl a* không tan trong nước và nằm trong màng tế bào, không hấp thụ và phát xạ ánh sáng trong nước giống như PC. Yếu tố này có thể là nguyên nhân dẫn đến việc không có mối tương quan giữa *chl a* và số bản sao của gen *mcyE* [41]. Nhiều nghiên cứu cho rằng, *chl a* là chỉ thị tốt nhất cho hàm lượng MC. Tuy nhiên, những chỉ thị để dự đoán sự sản sinh MC có thể khác nhau giữa môi trường tự nhiên với điều kiện biến đổi và môi trường phòng thí nghiệm. Điều này đã được Ngwa và cộng sự [42] kiểm tra, khi họ thấy rằng đối với các mẫu nuôi cấy *Microcystis* và *Planktothrix* trong phòng thí nghiệm, nồng độ *chl a* là yếu tố dự đoán tốt nhất cho nồng độ MC, tiếp theo là số bản sao gen *mcyE* và sau cùng là số lượng tế bào. Tuy nhiên, trong các mẫu môi trường, số bản sao của gen *mcyE* lại là chỉ thị tốt nhất cho nồng độ MC, đặc biệt trong các vùng nước có cả VKL độc và không độc [42]. Bên cạnh đó, nhóm nghiên cứu của Ninio cũng chỉ ra rằng tổng sinh khối có thể không phản ánh đúng tiềm năng gây độc của quần thể VKL do sự tồn tại đồng thời của các loài có độc và không độc [43]. Theo nghiên cứu của Davis và cộng sự [44] đã báo cáo rằng số lượng gen *mcyD* trong *Microcystis* có mối tương quan đáng kể với nồng độ MC trong ba hồ và một ao tại Hoa Kỳ và

gen này là yếu tố dự đoán nồng độ MC tốt hơn so với tổng số tế bào hoặc nồng độ *chl a* [44].

3.3. Ảnh hưởng của các yếu tố môi trường đến thể tích sinh học của các chi vi khuẩn lam có khả năng tạo MC và hàm lượng MC trong hồ chứa Hòa Bình

3.3.1. Các chỉ tiêu thủy lý, thủy hoá tại hồ Hòa Bình

Kết quả nghiên cứu các chỉ tiêu thủy lý, thủy hoá tại hồ Hòa Bình từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024 cho thấy sự biến động theo mùa của một số thông số chất lượng nước (Bảng 3). Nhiệt độ nước dao động trong khoảng 20,3 - 32,3 °C, với giá trị cao hơn vào mùa mưa. Độ pH được ghi nhận trong khoảng 6,9 - 8,8, không có sự khác biệt đáng kể giữa các mùa. Độ đục dao động từ 4,4 - 26,5 NTU, với giá trị trung bình tương đương giữa mùa khô (10,8 NTU) và mùa mưa (10,0 NTU). Độ mặn được xác định trong khoảng 0,07 - 0,1 trong khi tổng chất rắn hòa tan (TDS) dao động từ 0,10 - 0,16 mg/L nhưng không cho thấy sự thay đổi theo mùa. Hàm lượng amoni ($N-NH_4$) duy trì ở mức 0,01 - 0,03 mg/L mà không có sự dao động đáng kể theo thời gian. Tương tự, nồng độ orthophosphat-P ($P-PO_4$) nằm trong khoảng 0,01 - 0,02 mg/L và không thay đổi theo mùa. Tổng nitrogen (TN) ghi nhận mức dao động từ 1,05 - 1,94 mg/L, nhưng sự biến động giữa các mùa không đáng kể. Trong khi đó, tổng Phốt pho (TP) ổn định trong khoảng 0,02 - 0,04 mg/L và không có sự khác biệt theo thời gian. Hàm lượng *chl a* được ghi nhận trong khoảng 0,61 - 12,29 µg/L mà không có sự chênh lệch đáng kể giữa hai mùa.

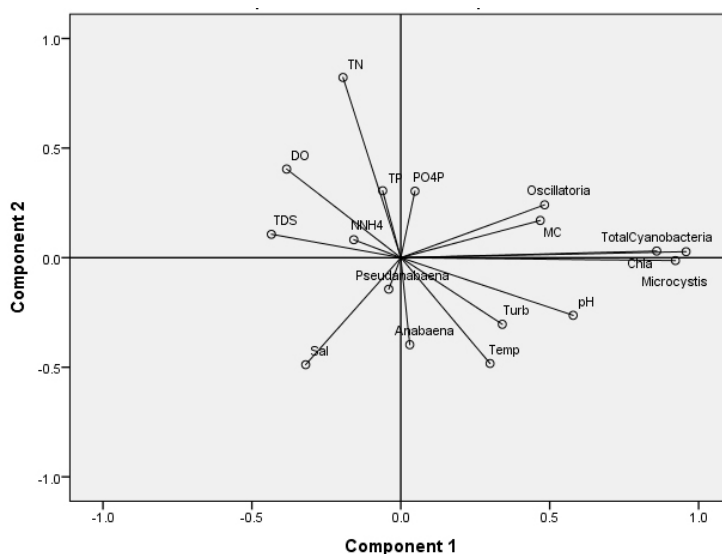
Bảng 3. Các thông số môi trường hồ Hòa Bình từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024

	pH	Tem (°C)	DO (mg/L)	Turb. (NTU)	TDS (mg/L)	Sal. (ppt)	N-NH ₄ (mg/L)	TN (mg/L)	P-PO ₄ (mg/L)	TP (mg/L)	Chl <i>a</i> (ug/L)
06/23	8,45 (6,96-8,95)	31,81 (31,06-32,94)	6,70 (6,23-7,68)	6,20 (3,23-13,3)	0,12 (0,06-0,15)	0,10 (0,1-0,1)	0,01 (0,004-0,01)	1,69 (1,22-2,5)	0,01 (0,006-0,01)	0,03 (0,02-0,05)	5,06 (3,204-6,2)
07/23	8,16 (7,78-8,33)	32,33 (31,73-33,3)	7,20 (5,19-8,82)	4,58 (0,7-15,7)	0,15 (0,14-0,16)	0,09 (0,08-0,1)	0,02 (0,01-0,05)	0,66 (0,56-0,77)	0,01 (0,005-0,01)	0,04 (0,02-0,1)	3,98 (3,20-4,23)
08/23	8,27 (8,19-8,33)	29,94 (29,4-30,56)	6,46 (4,84-8,26)	6,67 (1,7-29,4)	0,13 (0,12-0,13)	0,09 (0,09-0,1)	0,01 (0,004-0,04)	1,27 (0,9-1,55)	0,01 (0,005-0,01)	0,04 (0,02-0,05)	4,42 (3,14-5,9)
09/23	8,50 (8,15-8,72)	28,45 (26,92-29,22)	5,24 (4,66-6,58)	7,46 (5-9,3)	0,13 (0,09-0,15)	0,08 (0,07-0,1)	0,03 (0,01-0,05)	0,71 (0,57-0,98)	0,01 (0,01-0,03)	0,04 (0,02-0,06)	11,28 (6,15-14,46)
10/23	8,58 (8,48-8,65)	28,73 (27,68-29,67)	6,26 (5,24-8,64)	26,45 (24,8-28,7)	0,13 (0,11-0,16)	0,08 (0,07-0,08)	0,01 (0,01-0,011)	1,05 (0,91-1,21)	0,02 (0,01-0,08)	0,03 (0,02-0,07)	8,21 (7-10,67)
11/23	8,19 (8,06-8,31)	28,28 (27,47-29,56)	5,77 (4,5-8,32)	25,14 (24,2-26,3)	0,14 (0,08-0,16)	0,08 (0,07-0,08)	0,01 (0,01-0,021)	1,10 (0,92-1,27)	0,01 (0,006-0,01)	0,04 (0,03-0,05)	12,03 (8,25-14,9)
12/23	8,13 (7,96-8,24)	25,70 (25,53-25,94)	6,74 (5,76-7,92)	2,29 (0,8-7,1)	0,16 (0,16-0,16)	0,08 (0,02-0,09)	0,02 (0,01-0,07)	1,69 (1,33-1,84)	0,02 (0,02-0,03)	0,08 (0,07-0,12)	8,71 (5,82-11,35)
01/24	7,65 (7,02-8,06)	20,25 (16,98-22,21)	7,67 (6,71-9,09)	6,44 (4-7,5)	0,15 (0,13-0,16)	0,08 (0,08-0,09)	0,03 (0,01-0,1)	1,94 (1,72-2,09)	0,01 (0,01-0,03)	0,04 (0,02-0,07)	0,61 (0,14-1,13)
02/24	8,33 (8,14-8,42)	24,44 (23,53-25,29)	6,25 (5,7-6,94)	19,18 (17,6-20,8)	0,11 (0,11-0,13)	0,08 (0,08-0,09)	0,01 (0,01-0,011)	1,01 (0,93-1,08)	0,01 (0,01-0,02)	0,04 (0,01-0,07)	1,41 (0,56-2,07)
03/24	8,06 (7,77-8,22)	21,92 (21,58-22,31)	6,84 (6,03-8,39)	4,44 (2,9-6)	0,11 (0,10-0,11)	0,08 (0,07-0,08)	0,01 (0,004-0,01)	1,42 (1,23-1,53)	0,01 (0,006-0,01)	0,02 (0,01-0,03)	2,69 (1,67-3,836)
04/24	8,77 (7,63-9,95)	27,80 (27,54-28,06)	6,75 (5,06-8,82)	7,08 (4,7-8,8)	0,10 (0,09-0,11)	0,07 (0,06-0,08)	0,01 (0,004-0,01)	1,73 (1,48-2,03)	0,01 (0,004-0,01)	0,04 (0,01-0,05)	12,29 (11,06-13,5)
05/24	6,85 (6,82-6,9)	31,78 (31,54-31,9)	7,26 (7,23-7,34)	7,83 (5,8-10,9)	0,15 (0,15-0,16)	0,07 (0,07-0,07)	0,01 (0,004-0,01)	1,66 (1,38-2,23)	0,01 (0,006-0,01)	0,03 (0,01-0,05)	8,36 (6,48-10,58)

3.3.2. Ảnh hưởng yếu tố môi trường đến thể tích sinh học của các chi vi khuẩn lam có khả năng tạo MC và hàm lượng MC trong hồ.

Để xác định mức độ ảnh hưởng của các yếu tố môi trường đến thể tích sinh học của các chi VKL có khả năng tạo MC trong thời gian nghiên cứu từ tháng 6/2023 đến tháng 5/2024 tại hồ Hòa Bình, phân tích thành phần chính (PCA) và phân tích tương quan Pearson đã được sử dụng (Hình 6). Kết quả cho thấy tổng sinh khối VKL và sinh khối *Microcystis* lần lượt có mối tương thuận với pH ($R = 0,39, p < 0,01$; $R = 0,38, p < 0,01$), nhiệt độ ($R = 0,25, p < 0,05$; $R = 0,25, p < 0,05$) và độ đục ($R = 0,31, p < 0,01$; $R = 0,32, p < 0,01$) nhưng lại có sự tương quan nghịch với độ mặn ($R = -0,30, p < 0,01$; $R = -0,31, p < 0,01$) trong hồ. Không thấy mối tương quan nào giữa sinh khối VKL, sinh khối *Microcystis* và hàm lượng chl *a* với các yếu tố dinh dưỡng Nitơ (N-NH₄, TN) và Phốt pho (P-PO₄, TP). Bên cạnh đó, không tìm thấy sự tương quan nào giữa 3

chi VKL có khả năng tạo MC (*Anabaena*, *Pseudanabaena* và *Oscillatoria*) và các thông số thủy lý, thủy hóa trong hồ. Hàm lượng MC trong hồ có mối tương quan dương với pH ($R = 0,28, p < 0,01$) và tương quan âm với TDS ($R = -0,24, p < 0,05$) (Hình 6, Bảng 3). Điều này cho thấy pH cao có mối liên hệ với sự gia tăng hàm lượng MC. pH cao, nhiệt độ cao là điều kiện thúc đẩy sự phát triển quanh năm của VKL và *Microcystis* trong hồ Hòa Bình nhưng không có mối tương quan nào giữa nhiệt độ với MC. Kết quả tương tự được ghi nhận trong nghiên cứu của Srivastava và cộng sự [45] khi pH cao nhất được ghi nhận vào thời kỳ đỉnh điểm của nở hoa và có mối tương quan dương với Phycocyanin và cả ba biến thể MC. Nhiệt độ nước cao hỗ trợ sự nở hoa của VKL quanh năm nhưng không có mối tương quan với MC và sắc tố [45]. Bên cạnh đó, nhiệt độ nước và pH cao được báo cáo là những yếu tố then chốt ảnh hưởng đến động lực học của VKL và nồng độ MC ở hồ chứa Daechung, Hàn Quốc và hồ chứa Shiyan, Trung Quốc [46, 47].



Hình 6: Phân tích thành phần chính (PCA) dựa trên các yếu tố sinh học và các thông số thủy lý, thủy hoá tại hồ Hòa Bình tại thời điểm nghiên cứu từ tháng 6/2023 - 5/2024

Kết quả nghiên cứu không ghi nhận mối tương quan giữa sinh khối nhóm VKL, sinh khối *Microcystis* và hàm lượng *chl a* với các yếu tố dinh dưỡng Nitơ (N-NH₄, TN) và Phốt pho (P-PO₄, TP) tại hồ Hoà Bình. Kết quả từ khảo sát thực địa kết hợp với các thí nghiệm bổ sung chất dinh dưỡng tại chỗ do Xu và cộng sự [48] thực hiện cũng cho thấy N là chất dinh dưỡng giới hạn chính cho sự phát triển của *Microcystis*, đặc biệt là sự sinh sôi và duy trì các chủng *Microcystis* độc. Bên cạnh đó, các chủng *Microcystis* độc có nhu cầu P cao hơn, do liên quan đến các enzyme tham gia vào quá trình sinh tổng hợp MC [49]. Ngoài ra, P có thể ảnh hưởng đến sự chiếm ưu thế của các chủng bằng cách tác động đến quá trình sinh tổng hợp ATP, vì sản xuất MC tiêu tốn nhiều năng lượng [50]. Theo Lei và cộng sự [51], nồng độ P cực thấp có thể ảnh hưởng tiêu cực đến việc sản xuất một số hợp chất có khả năng ức chế *Microcystis* độc, từ đó ngăn cản sự chiếm ưu thế của chúng. Nồng độ P tăng cao có lợi hơn cho sự phát triển của *Microcystis* độc so với *Microcystis* không độc ở hồ Yanghe [39]. Trong nhiều hệ thống giàu dinh dưỡng có hiện tượng nở hoa *Microcystis*, các chủng *Microcystis* độc thường được kích thích bởi P nhiều hơn so với các chủng không độc [44, 52, 53]. Kết quả tương tự cũng được quan sát trong các thí nghiệm được thực hiện trong điều kiện phòng thí nghiệm [51, 54].

4. Kết luận

Nghiên cứu cho thấy sự phân bố và biến động theo mùa của quần xã thực vật phù du trong hồ Hòa Bình, với sự chiếm ưu thế của nhóm tảo lục vào mùa khô và giáp vào mùa mưa. VKL xuất hiện quanh

năm với sinh khối thấp, nhưng một số chi có tiềm năng sản sinh độc tố microcystin (MC), đặc biệt là *Microcystis*. Hàm lượng MC dao động từ 0,11 - 0,86 µg/L, duy trì ở mức thấp (<1 µg/L) nhưng vẫn hiện diện liên tục, đặt ra mối lo ngại về chất lượng nước. Phân tích cho thấy không có mối tương quan giữa hàm lượng MC với sinh khối 4 chi VKL tiềm năng sinh độc tố cũng như hàm lượng *chl a* trong hồ, cho thấy sự phức tạp trong cơ chế sản sinh độc tố. Các yếu tố môi trường như pH, nhiệt độ và độ đục có ảnh hưởng đáng kể đến sinh khối VKL và sinh khối *Microcystis* trong khi các thông số dinh dưỡng (N, P) không có tác động rõ ràng. Kết quả nghiên cứu cung cấp dữ liệu quan trọng về sự phát triển của VKL và độc tố MC, hỗ trợ công tác giám sát và quản lý môi trường nước hồ chứa nhằm đảm bảo an toàn sinh thái và sức khỏe cộng đồng.

Lời cảm ơn: Nghiên cứu này được tài trợ bởi Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam (VAST) mã số đề tài: KHCBBH.01/23-25.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Reynolds, C.S. (2006). *The Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- [2]. Paches, M., Aguado, D., Martínez-Guijarro, R., & Romero, I. (2019). *Long-term study of seasonal changes in phytoplankton community structure in the western Mediterranean (Valencian Community)*. Environmental Science and Pollution Research, 26, 14266 - 14276.
- [3]. Kubickova, B., Babica, P., Hilscherová, K., & Šindlerová, L. (2019). *Effects of cyanobacterial toxins on the human gastrointestinal tract and the mucosal innate immune system*. Environmental Sciences Europe, 31(1), 1 - 27. 116 - 130.

- [4]. Méresse, S., Larrigaldie, V., Oummadi, A., de Concini, V., Morisset-Lopez, S., Reverchon, F., Menuet, A., Montécot-Dubourg, C., & Mortaud, S. (2022). *β -N-Methyl-Amino-L-Alanine cyanotoxin promotes modification of undifferentiated cells population and disrupts the inflammatory status in primary cultures of neural stem cells*. Toxicology, 482, 153358.
- [5]. Ren, X., Sun, J., Zhang, Q., Zuo, Y., Liu, J., Liu, J., Li, L., & Song, L. (2022). *The emergent integrated constructed wetland-reservoir (CW-R) is being challenged by 2-Methylisoborneol episode - a case study in Yanlonghu CW-R*. Water, 14(17), 2670.
- [6]. Guiry, M. D. (2024). *How many species of algae are there? A reprise. Four kingdoms, 14 phyla, 63 classes, and still growing*. Journal of Phycology, 60(2), 214 - 228.
- [7]. Massey, I. Y., Peng, T., Danping, C., & Yang, F. (2022). *Optimization of Biodegradation Characteristics of Sphingopyxis sp. YF1 against Crude Microcystin-LR Using Response Surface Methodology*. Toxins 14(4):240.
- [8]. Pham, T.-L., Utsumi, M. (2018). *An overview of the accumulation of microcystins in aquatic ecosystems*. Journal of Environmental Management 213, 520 - 529.
- [9]. Zhang, Z., Fan, X., Peijnenburg, W. J. G. M., Zhang, M., Sun, L., Zhai, Y., Yu, Q., Lu, T., & Qian, H. (2021). *Alteration of dominant cyanobacteria in different bloom periods caused by abiotic factors and species interactions*. Journal of Environmental Sciences, 99, 1 - 9.
- [10]. Barçante, B., Nascimento, N.O., Silva, T.F.G., Reis, L.A., & Giani, A. (2020). *Cyanobacteria dynamics and phytoplankton species richness as a measure of waterbody recovery: Response to phosphorus removal treatment in a tropical eutrophic reservoir*. Ecological Indicators, Volume 117, October 2020, 106702.
- [11]. Hu, L., Shan, K., Huang, L., Li, Y., Zhao, L., Zhou, Q., & Song, L. (2021). *Environmental factors associated with cyanobacterial assemblages in a mesotrophic subtropical plateau lake: A focus on bloom toxicity*. Science of the total environment, 777, 146052.
- [12]. Park, H. K., Lee, H. J., Heo, J., Yun, J. H., Kim, Y. J., Kim, H. M., Hong, D.G., & Lee, I. J. (2021). *Deciphering the key factors determining spatio-temporal heterogeneity of cyanobacterial bloom dynamics in the Nakdong river with consecutive large weirs*. Science of the Total environment, 755, 143079.
- [13]. Pham, T. L., Tran, T. H. Y., Shimizu, K., Li, Q., & Utsumi, M. (2021). *Toxic cyanobacteria and microcystin dynamics in a tropical reservoir: assessing the influence of environmental variables*. Environmental Science and Pollution Research, 28, 63544 - 63557.
- [14]. Gophen, M. (2021). *Climate change-enhanced cyanobacteria domination in Lake Kinneret: A retrospective overview*. Water, 13(2), 163.
- [15]. Kimambo, O. N., Gumbo, J. R., & Chikoore, H. (2019). *The occurrence of cyanobacteria blooms in freshwater ecosystems and their link with hydro-meteorological and environmental variations in Tanzania*. Heliyon, 5(3).
- [16]. Pound, H. L., Martin, R. M., Sheik, C. S., Steffen, M. M., Newell, S. E., Dick, G. J., McKay, R. M. L., Bullerjahn, G. S., & Wilhelm, S. W. (2021). *Environmental studies of cyanobacterial harmful algal blooms should include interactions with the dynamic microbiome*. Environmental Science & Technology, 55(19), 12776 - 12779.
- [17]. Sukchinda, S., Phewnil, O., Pattamapitoon, T., & Srichomphu, M. (2019). *Effect of solar radiation on Cyanobacteria bloom in Oxidation ponds community wastewater treatment at the King's Royally Initiated Laem Phak Bia environmental research and development project, Phetchaburi, Thailand*. Environment Asia, 12(3).
- [18]. Chorus, I., & Welker, M. (2021). *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management* (p. 858). Taylor & Francis.

- [19]. WHO (2020). *Cyanobacterial toxins: Microcystins Background document for development of WHO. Guidelines for drinking-water quality and Guidelines for safe recreational water environments*.
- [20]. Le Da, N., Nguyen, T. M. H., Hoang, T. T. H., Rochelle-Newall, E., Phung, T. X. B., Pham, T. M. H., & Le, T. P. Q. (2024). *Microbial contamination in a large drinking water reservoir in North Vietnam*. Aquatic Sciences, 86(3), 72.
- [21]. Dương Thị Thủy, Vũ Thị Nguyệt, Lê Thị Phương Quỳnh, Hồ Tú Cường, Hoàng Trung Kiên, Nguyễn Trung Kiên, Đặng Đình Kim (2011). *Seasonal variation of phytoplankton assemblage in Hoa Binh reservoir, North of Vietnam*. Journal of Vietnamese Environment, Vol 6, No.1.
- [22]. APHA (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th Edition, American Public Health Association Inc., New York.
- [23]. Lorenzen, C. J. (1967). *Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations*. Limnology and Oceanography, Volume 12, Issue 2, pages 343 - 346.
- [24]. Duong Duc Tien (1996). *Taxonomy of Cyanobacteria of Vietnam*. Agriculture Publishing House, Hanoi.
- [25]. Komárek, J & Anagnostidis, K. (1999). *Cyanoprokaryota, 1. Teil, Chroococcales*. - In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (eds): *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1*. Fischer Verlag, Jena, 548p.
- [26]. Komárek, J & Anagnostidis, K. (1989). *Modern approach to the classification system of Cyanophytes 4-Nostocales*. Archiv für Hydrobiologie - Supplement 82: 247 - 345.
- [27]. Komárek, J & Anagnostidis, K. (2005). *Cyanoprokaryota, 2. Teil/ 2nd Part: Oscillatoriales*. In: Büdel, B., Krienitz, L., Gärtner, G., Schagerl, M. (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2*. Elsevier/Spektrum, Heidelberg.
- [28]. Krammer K., Lange-Betarlot H. (1986 - 1991). *Bacillariophyceae, 1. Teil: Naviculaceae. 876 p; 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae, 596 p; 3. Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae, 576p; 4. Teil: Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. 437 p*. In: H, Ettl., Gerloff, J., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1986 - 1991, 2485 pp.
- [29]. Den Hoek, V. C., Mann, D.G. and Jahns, H.M. (1995). *Algae: An introduction to Phycology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- [30]. Duong, D.T & Vo, H (1997). *Freshwater algae of Vietnam. Order: Chlorococcales*. Agriculture Publishing House, Hanoi, 503 p.
- [31]. Karlson B, Cusack C, Bresnan E. (2010). *Microscopic and molecular methods for quantitative phytoplankton*. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, 109 pp.
- [32]. Hillebrand H., Dürselen C.D., Kirschtel D., Pollinger U., Zohary T. (1999). *Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae*. J. Phycol., 35: 403 - 424.
- [33]. Sun J., and Liu D. (2003). *Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton*. J. Plankton Res., 25: 1331 - 1346.
- [34]. Vadrucchi M.R., Cabrini M., Basset A. (2007). *Biovolume determination of phytoplankton guilds in transitional water ecosystems of the Mediterranean Ecoregion*. Transit Water Bull., 1: 83 - 102.
- [35]. Moraes, M. D. A. B., Rodrigues, R. D. A. M., Podduturi, R., Jørgensen, N. O. G., & Calijuri, M. D. C. (2023). *Prediction of Cyanotoxin Episodes in Freshwater: A case study on Microcystin and Saxitoxin in the Lobo reservoir, São Paulo State, Brazil*. Environments, 10(8), 143.
- [36]. Mariani, M. A., Padedda, B. M., Kaštovský, J., Buscarinu, P., Sechi, N., Virdis, T., & Lugliè, A. (2015). *Effects of trophic status on microcystin production and the dominance of cyanobacteria in the phytoplankton assemblage of Mediterranean reservoirs*. Scientific reports, 5(1), 17964.
- [37]. Xue, Q., Kong, M., Xie, L., Li, T., Liao, M., Yan, Z., & Zhao, Y. (2022). *Temporal dynamics of microcystins in*

two reservoirs with different trophic status during the early growth stage of cyanobacteria. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(58), 87132 - 87143.

[38]. Cunha, D. G. F., Dodds, W. K., & Loiselle, S. A. (2018). *Factors related to water quality and thresholds for microcystin concentrations in subtropical Brazilian reservoirs*. *Inland Waters*, 8(3), 368 - 380.

[39]. Wang, M., Shi, W., Chen, Q., Zhang, J., Yi, Q., & Hu, L. (2018). *Effects of nutrient temporal variations on toxic genotype and microcystin concentration in two eutrophic lakes*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 166, 192 - 199.

[40]. Wang, H et al., (2021). *From unusual suspect to serial killer: Cyanotoxins boosted by climate change may jeopardize African megafauna*. *The Innovation*, 2 (2), 100092.

[41]. Ahmad, N. A., & Sinang, S. C. (2024). *Using phycocyanin as cyanobacterial biomass indicator to determine potentially-toxic bloom: An example from a Malaysia reservoir*. *Environment Asia*, 17(3).

[42]. Ngwa, F. F., Madramootoo, C. A., & Jabaji, S. (2014). *Comparison of cyanobacterial microcystin synthetase (mcy) E gene transcript levels, mcy E gene copies, and biomass as indicators of microcystin risk under laboratory and field conditions*. *Microbiology Open*, 3(4), 411 - 425.

[43]. Ninio, S., Lupu, A., Viner-Mozzini, Y., Zohary, T., & Sukenik, A. (2020). *Multiannual variations in Microcystis bloom episodes - Temperature drives shift in species composition*. *Harmful Algae*, 92, 101710.

[44]. Davis, T. W., Berry, D. L., Boyer, G. L., & Gobler, C. J. (2009). *The effects of temperature and nutrients on the growth and dynamics of toxic and non-toxic strains of Microcystis during Cyanobacterial blooms*. *Harmful algae*, 8(5), 715 - 725.

[45]. Srivastava, A., Choi, G. G., Ahn, C. Y., Oh, H. M., Ravi, A. K., & Asthana, R. K. (2012). *Dynamics of microcystin production and quantification of potentially toxigenic Microcystis sp. using real-time PCR*. *Water Research*, 46(3), 817 - 827.

[46]. Joung SH, Oh HM, Ko SR,

Ahn CY (2011). *Correlations between environmental factors and toxic and non-toxic Microcystis dynamics during bloom in Daechung reservoir, Korea*. *Harmful Algae* 10: 188 - 193.

[47]. Luo, W., Chen, H., Lei, A., Lu, J., & Hu, Z. (2014). *Estimating cyanobacteria community dynamics and its relationship with environmental factors*. *International journal of environmental research and public health*, 11(1), 1141 - 1160.

[48]. Xu, H., Paerl, H. W., Qin, B., Zhu, G., & Gao, G. (2010). *Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China*. *Limnology and Oceanography*, 55(1), 420 - 432.

[49]. Tillett, D., Dittmann, E., Erhard, M., Von Döhren, H., Börner, T., & Neilan, B. A. (2000). *Structural organization of microcystin biosynthesis in Microcystis aeruginosa PCC7806: An integrated peptide - polyketide synthetase system*. *Chemistry & Biology*, 7(10), 753 - 764.

[50]. Bickel, H., Lyck, S., Utkilen, H. (2000). *Energy state and toxin content - experiments on Microcystis aeruginosa (Chroococcales, Cyanophyta)*. *Phycologia*, Volume 39, 2000 - Issue 3.

[51]. Lei, L., Li, C., Peng, L., & Han, B. P. (2015). *Competition between toxic and non-toxic Microcystis aeruginosa and its ecological implications*. *Ecotoxicology*, 24, 1411 - 1418.

[52]. Rintakanto, M. J., et al., (2009). *Lake Erie Microcystis: Relationship between microcystin production, dynamics of genotypes, and environmental parameters in a large lake*. *Harmful Algae*, Volume 8, Issue 5, Pages 665 - 673.

[53]. Singh, S., Rai, P. K., Chau, R., Ravi, A. K., Neilan, B. A., & Asthana, R. K. (2015). *Temporal variations in microcystin-producing cells and microcystin concentrations in two freshwater ponds*. *Water research*, 69, 131 - 142.

[54]. Suominen, S., Brauer, V. S., Ylinen, A., Sivonen, K., Hiltunen, T. (2017). *Competition between a toxic and a non-toxic Microcystis strain under constant and pulsed nitrogen and phosphorus supply*. *Aquatic Ecology*, 51(1).