

NGHIÊN CỨU ĐÁNH GIÁ RỦI RO SINH THÁI CỦA VI NHỰA TRONG MÔI TRƯỜNG NƯỚC HỒ BA BỂ

ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF MICROPLASTICS IN THE AQUATIC ENVIRONMENT OF BA BE LAKE

Trần Thanh Chi^{1,*}, Vũ Thị Ngọc¹

DOI: <https://doi.org/10.57001/huieh5804.2026.176>

TÓM TẮT

Nghiên cứu hướng tới mục tiêu đánh giá rủi ro sinh thái của vi nhựa trong môi trường nước hồ Ba Bể - hồ nước ngọt tự nhiên lớn nhất Việt Nam. Thông qua mẫu nước thu tại 4 vị trí khác nhau trên hồ Ba Bể, nghiên cứu đã xác định chủng loại, mật độ, hình dạng và kích thước vi nhựa bằng phương pháp quang phổ hồng ngoại FTIR. Kết quả phân tích cho thấy sự hiện diện của vi nhựa trong mẫu nước hồ Ba Bể ở dải mật độ từ 83 ± 14 hạt/m³ đến 1208 ± 21 hạt/m³, với đa dạng kích thước, hình dạng, tiềm ẩn rủi ro đối với hệ sinh thái trong hồ. Rủi ro sinh thái của vi nhựa trong mẫu nước được đánh giá qua các thông số như: Chỉ số tải lượng ô nhiễm PLI, chỉ số nguy hiểm của chủng loại vi nhựa PHI, chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn PERI. Thông qua các dữ liệu thực nghiệm và đánh giá rủi ro sinh thái của vi nhựa trong môi trường nước hồ Ba Bể, nghiên cứu mong muốn nâng cao sự quan tâm về vấn đề ô nhiễm vi nhựa trong môi trường nước hồ Ba Bể nói riêng và trong môi trường nước mặt nói chung, từ đó đề xuất các giải pháp bảo tồn tài nguyên nước phù hợp.

Từ khóa: Vi nhựa, đánh giá rủi ro sinh thái, hồ Ba Bể.

ABSTRACT

This study aims to perform an ecological risk assessment of microplastics in the aquatic environment of Ba Be Lake, the largest natural freshwater lake in Vietnam. Water samples collected from four different locations within Ba Be Lake were analyzed to identify the microplastic types, density, shape, and size using Fourier Transform Infrared spectroscopy. The analysis results indicate the presence of microplastics in Ba Be Lake water samples at a density range of 83 ± 14 particles/m³ to 1208 ± 21 particles/m³, exhibiting diverse sizes and shapes, which poses potential risks to the lake's ecosystem. The ecological risk of microplastics in the water samples was evaluated using parameters such as the Pollution Load Index (PLI), the Polymer Hazard Index (PHI), and the Potential Ecological Risk Index (PERI). Through the experimental data and the ecological risk assessment of microplastics in the Ba Be Lake aquatic environment, this study desire to enhance awareness regarding microplastic contamination in Ba Be Lake specifically and in surface water environments generally, thereby proposing appropriate water resource conservation solutions.

Keywords: Microplastics, Ecological risk assessment, Ba Be Lake.

¹Trường Hoá và Khoa học sự sống, Đại học Bách khoa Hà Nội

*Email: chi.tranthanh@hust.edu.vn

Ngày nhận bài: 23/3/2026

Ngày nhận bài sửa sau phản biện: 10/6/2026

Ngày chấp nhận đăng: 29/6/2026

CHỮ VIẾT TẮT

FTIR	Quang phổ hồng ngoại biến đổi Fourier
HDPE	High-density polyethylene
LDPE	Low-density polyethylene
MPs	Microplastics/Vi nhựa
PA	Polyamide (nylon)

PERI	Potential Ecological Risk Index/Chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn
PET	Polyethylene terephthalate
PLI	Pollution Load Index/Chỉ số tải lượng ô nhiễm
PS	Polystyrene
PP	Polypropylene

PTFE	Polytetrafluoroethylene (teflon)
PUR	Polyurethane
PHI	Polymer Hazard Index/Chỉ số nguy hiểm của chủng loại vi nhựa
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration/ Cơ quan Quản lý Khí quyển và Đại dương Quốc gia

1. GIỚI THIỆU

Nhựa là vật liệu hữu cơ tổng hợp hoặc bán tổng hợp từ các nguyên tố như cacbon (C), hydro (H), nitơ (N), clo (Cl) và lưu huỳnh (S), chủ yếu là polymer có tỷ trọng phân tử cao. Nhựa mang lại lợi ích như độ bền cao, tính cơ học tốt, tuổi thọ dài, khả năng chống chịu thời tiết và giá thành hợp lý, dẫn đến sản xuất ngày càng tăng. Tuy nhiên, rác thải nhựa lớn gây ô nhiễm môi trường, khi phân rã thành vi nhựa, chúng không chỉ gây hại vật lý cho sinh vật (như bị ăn nhầm) mà còn hấp thụ và vận chuyển chất ô nhiễm hữu cơ, kim loại nặng, cũng như vi sinh vật gây bệnh, trở thành yếu tố ô nhiễm mới với rủi ro cao. Vi nhựa được định nghĩa bởi NOAA năm 2008 tại Hội thảo quốc tế đầu tiên ở Washington, là các mảnh nhựa nhỏ hơn 5mm dưới dạng sợi, mảnh, hạt hoặc viên, khó nhìn thấy bằng mắt thường, mà không có giới hạn kích thước cụ thể. Murray R. Gregory bổ sung giới hạn này khoảng 60 - 100µm [1].

Hiện nay, các nghiên cứu quốc tế thường tập trung vào xác định nguồn phát sinh, sự phân bố của vi nhựa trong môi trường nước và trầm tích, xác định cơ chế lan truyền, khả năng tích lũy sinh học và đánh giá rủi ro sinh thái của vi nhựa đối với hệ sinh vật thủy sinh. Vi nhựa có thể gây ra nhiều tác động bất lợi đối với sinh vật thủy sinh như gây tắc nghẽn hệ tiêu hóa, giảm khả năng ăn, giảm tăng trưởng và giảm khả năng sinh sản. Ngoài tác động vật lý trực tiếp, vi nhựa còn có khả năng hấp phụ các chất ô nhiễm độc hại như kim loại nặng, thuốc trừ sâu, PAHs và PCB do đặc tính kỵ nước và diện tích bề mặt lớn [2]. Năm 2018, dự án COMPOSE do Bộ Ngoại giao và Châu Âu của Pháp tài trợ, được thực hiện bởi Đại sứ quán Pháp tại Việt Nam và Viện Nghiên cứu vì sự phát triển Cộng hòa Pháp, nghiên cứu tại 9 tỉnh thành của Việt Nam, đại diện cho 19 vùng nước mặt và 2 trầm tích bãi biển. Nồng độ vi nhựa trong nước mặt dao động 0,350 - 2.522 hạt/m³ và trong trầm tích từ 1.542 hạt/m³ (Bãi Sau) đến 2.024 hạt/m³ (Bãi Dâu). Nồng độ cao hơn ở sông (ví dụ: 2.300 hạt/m³ ở sông Hồng, 2.522 hạt/m³ ở sông Tô Lịch), đặc biệt các sông đô thị với nước thải chưa xử lý, so với hồ (611 - 1.500 hạt/m³) và vịnh (0.400 - 28.400 hạt/m³) [3].

Song song với việc nghiên cứu hiện trạng và tác động sinh thái, các phương pháp nghiên cứu vi nhựa hiện nay cũng được phát triển mạnh nhằm nâng cao độ chính xác và khả năng chuẩn hóa dữ liệu. Các phương pháp lấy mẫu vi nhựa phổ biến gồm sử dụng lưới plankton, lưới manta, hệ thống bơm lọc và thiết bị lấy mẫu tầng mặt. Sau khi thu mẫu, các nhà nghiên cứu thường sử dụng H₂O₂, KOH hoặc enzyme sinh học để loại bỏ chất hữu cơ, sau đó tiến hành tách tỷ trọng bằng các dung dịch có tỷ trọng cao như NaCl, ZnCl₂ nhằm thu các hạt vi nhựa [4]. Nghiên cứu về vi nhựa tại vịnh Bengal của M P. Banik và cộng sự cho kết quả vi nhựa có mật độ 150,000 ± 65,620 hạt/m³, phát hiện sự xuất hiện của nhiều loại polymer khác nhau, bao gồm PE, PP, PET, PS, Nylon, EVA và ABS, đã được phát hiện, trong đó PE chiếm ưu thế. Hầu hết các vi nhựa được xác định là sợi và có kích thước nhỏ hơn 0,5mm [5]. Nghiên cứu về vi nhựa có trong vùng biển Hoàng Hải tại Trung Quốc bởi X. Sun và cộng sự có nồng độ trung bình là 0,13 ± 0,20 mẫu/m³, hình dạng vi nhựa chủ yếu là mảnh và kích thước hạt chiếm ưu thế là 1200 µm. Các chủng loại nhựa phổ biến là polypropylene và polyethylene [6].

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Phương pháp lấy mẫu

Phương pháp thu vi nhựa bằng lưới Manta là kỹ thuật phổ biến để đánh giá ô nhiễm vi nhựa trong nước. Nó bao gồm khung lưới làm từ nhôm hoặc thép không gỉ để giữ lưới căng và ổn định; túi lưới (lưới Manta) với miệng rộng gắn khung, đuôi hẹp, làm từ nylon hoặc polyester, mắt lưới 300 - 350µm hoặc 50µm, thu thập hạt từ vài micromet đến hàng trăm micromet; phần cánh từ vật liệu tương tự để cân bằng thiết bị trên mặt nước và dễ tháo rời; cùng bộ phận kéo là dây cáp từ tàu đến khung để kiểm soát tốc độ và hướng. Quy trình kéo lưới qua mặt nước với tốc độ ổn định trong 1 - 2 phút mỗi mẫu, sử dụng lưu tốc kế để tính lượng nước thu được. Mỗi mẫu được ghi nhãn với thông tin môi trường (như nhiệt độ, độ mặn, dòng chảy) và vị trí, giúp đánh giá toàn diện tình trạng ô nhiễm vi nhựa trong khu vực. Bốn (04) vị trí lấy mẫu được ghi nhận với tọa độ (kinh độ - vĩ độ) lần lượt là (105.631 - 22.398); (105.622 - 22.405); (105.615 - 22.435) và (105.615 - 22.435).

2.2. Phương pháp phân tích vi nhựa trong môi trường nước

Phương pháp phân tích vi nhựa trong môi trường nước hồ Ba Bể được tham khảo từ nghiên cứu của Li. C và cộng sự [4].

2.2.1. Xử lý mẫu

Sau khi thu thập mẫu nước 24 lít, lọc sơ bộ qua rây tại hiện trường (kích thước lỗ 5mm); phần còn lại bảo quản

trong chai thủy tinh 500ml và vận chuyển về phòng thí nghiệm. Thêm 20ml H_2O_2 30% vào mẫu, để ở nhiệt độ phòng 24 - 48 giờ. Nếu chất hữu cơ chưa loại bỏ hoàn toàn, tiếp tục thêm 20ml H_2O_2 30% cho đến khi sạch. Sau đó, thêm 6g NaCl 5M và gia nhiệt ở $75^\circ C$ đến khi muối tan hoàn toàn. Dung dịch được để tách tỷ trọng trong phễu thủy tinh 24 giờ, loại bỏ phần cặn phía dưới. Cuối cùng, lọc phần còn lại qua màng bộ lọc thủy tinh và quan sát dưới kính hiển vi.

2.2.2. Tách tỷ trọng

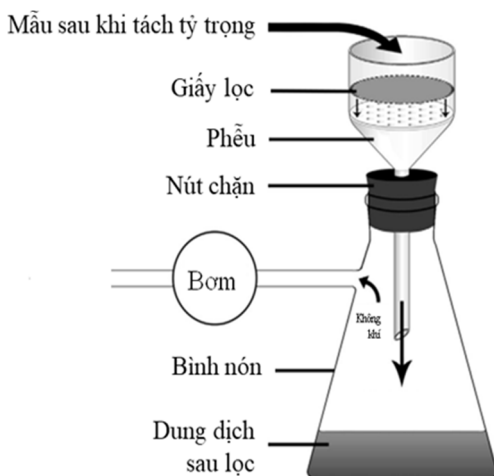
Tách tỷ trọng là phương pháp tách các thành phần trong dung dịch dựa trên sự chênh lệch khối lượng riêng. Trong nghiên cứu vi nhựa, thường sử dụng dung dịch NaCl bão hòa làm môi trường trung gian, với khối lượng riêng $1,202g/cm^3$. Sau khi mẫu nguội, thêm dung dịch và đợi 24 - 48 giờ; vi nhựa có khối lượng riêng thấp sẽ nổi lên, trong khi chất hữu cơ nặng hơn chìm xuống. Các hạt vi nhựa nổi trên bề mặt sau đó được tách ra bằng phương pháp lọc.

2.2.3. Lọc thu hồi vi nhựa

Giấy lọc cellulose acetate có đường kính 47mm, kích thước lỗ $0,2\mu m$. Quy trình lọc bằng máy lọc chân không được mô tả ở hình 1.

2.2.4. Xác định chủng loại vi nhựa

Vi nhựa được xác định bằng phương pháp quang phổ hồng ngoại FTIR (thiết bị NicoletTM iN10 Infrared Microscope- Hãng Thermo Scientific, Mỹ), dựa trên nguyên lý phân tích sự hấp thụ ánh sáng hồng ngoại ở các tần số khác nhau để xác định cấu trúc phân tử. Sau khi mẫu trên giấy lọc khô, các hạt nhựa được cạo lên khay mẫu của máy $\mu FTIR$. Phần mềm Omnic Picta được sử dụng để nhận dạng bằng cách so sánh phổ hạt với phổ nhựa gốc trong ngân hàng dữ liệu [6].



Hình 1. Thiết bị lọc chân không

2.3. Phương pháp đánh giá rủi ro sinh thái của vi nhựa trong môi trường nước

2.3.1. Mật độ vi nhựa

Mật độ vi nhựa (hạt/ m^3) được tính toán như sau [7]:

$$C = \frac{n}{24} \cdot 1000 \quad (1)$$

Trong đó:

C là mật độ hạt vi nhựa (hạt/ m^3)

n là số lượng hạt đếm được từ máy FTIR

24 là thể tích mẫu ban đầu trước khi lọc tại hiện trường

1000 là hệ số quy đổi từ đơn vị lit sang m^3

2.3.2. Tải lượng ô nhiễm vi nhựa

Chỉ số tải lượng ô nhiễm được xem là thông số cơ sở để theo dõi mức độ ô nhiễm giữa các khu vực khác nhau và được tính toán từ nồng độ và mức độ nguy hiểm của vi nhựa dựa trên nghiên cứu của Tomlinson và cộng sự [7]. PLI tại mỗi địa điểm liên quan đến các yếu tố nồng độ vi nhựa được tính như sau:

$$PLI = \sqrt{\frac{C_{TB}}{C_n}} \quad (2)$$

Trong đó:

PLI là chỉ số tải lượng ô nhiễm

C_{TB} là mật độ vi nhựa trung bình tại nước mặt hồ Ba Bể (hạt/ m^3)

C_0 là mật độ vi nhựa nền (Giá trị nồng độ vi nhựa thấp nhất được phát hiện trong mẫu được coi là giá trị nền)

2.3.3. Rủi ro về thành phần hóa học trong vi nhựa

Để đánh giá rủi ro về thành phần hoá học trong vi nhựa, nghiên cứu sử dụng chỉ số nguy hiểm của chủng loại vi nhựa PHI. Độc tính hóa học của các chủng loại vi nhựa khác nhau được xem xét để đánh giá tác hại sinh thái của nó. Chỉ số nguy hiểm của chủng loại vi nhựa được tính toán bằng công thức sau [8]:

$$PHI = \sum P_n \cdot S_n \quad (3)$$

Trong đó:

PHI là chỉ số nguy hiểm của chủng loại vi nhựa

P_n là tỷ lệ phần trăm của các chủng loại vi nhựa thu thập được tại mỗi vị trí lấy

S_n là điểm nguy hiểm của các chủng loại vi nhựa, được tham khảo từ nghiên cứu của D. Lithner và cộng sự [9]

2.3.4. Rủi ro sinh thái tiềm ẩn theo chủng loại vi nhựa

Chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn PERI đối với từng chủng loại vi nhựa được sử dụng để đánh giá mức độ ô nhiễm của vi nhựa trong nước mặt hồ Ba Bể. Các phương trình được sử dụng để tính toán PERI như sau [8]:

$$E_r^i = T_r^i \cdot C_f^i \quad (4)$$

$$T_r^i = \sum_{i=1}^n \frac{P^i}{C^i} \cdot S_n^i \quad (5)$$

$$C_f^i = \frac{C^i}{C_n^i} \quad (6)$$

Trong đó:

C^i là nồng độ của chủng loại vi nhựa "i"

C_n^i là nồng độ vi nhựa nền các mẫu không bị ô nhiễm (Giá trị nồng độ vi nhựa thấp nhất được phát hiện trong mẫu được coi là giá trị nền)

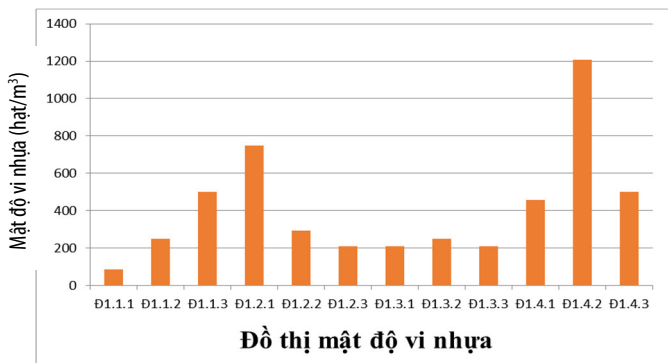
T_r^i hệ số độc tính thể hiện mức độ độc tính và độ nhạy sinh học. Hệ số độc tính là tổng của tỷ lệ phần trăm của các loại vi nhựa nhất định trong tổng mẫu ($\frac{P^i}{C^i}$) nhân với điểm nguy hiểm của các loại vi nhựa (S_n^i).

E_r^i là chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn theo chủng loại vi nhựa.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Mật độ vi nhựa

Số lượng hạt vi nhựa tìm thấy trong mẫu được tính toán về mật độ vi nhựa (hạt/m³) theo công thức (1) và được trình bày trong biểu đồ hình 2. Trong đó, Đ1.1.1 đến Đ1.1.3 là ký hiệu cho 3 mẫu ở vị trí số 1; Đ1.2.1 đến Đ1.2.3 là ký hiệu cho 3 mẫu ở vị trí số 2; Đ1.3.1 đến Đ1.3.3 là ký hiệu cho 3 mẫu ở vị trí số 3; Đ1.4.1 đến Đ1.4.3 là ký hiệu cho 3 mẫu ở vị trí số 4.



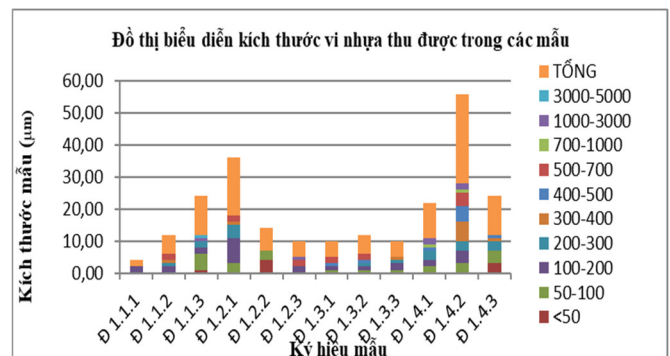
Hình 2. Đồ thị biểu diễn số liệu mật độ vi nhựa tại hồ Ba Bể

Kết quả cho thấy mật độ vi nhựa cao nhất tại vị trí Đ1.4.2 với 1.208 ± 421 hạt/m³, thấp nhất tại Đ1.1.1 với 83 ± 210 hạt/m³. Như trong hình 2, mật độ vi nhựa tại các vị trí ở hồ Ba Bể không đồng đều, với giá trị cao nhất (Đ1.4.2) cao gấp gần 15 lần so với giá trị thấp nhất (Đ1.1.1). So sánh với nghiên cứu tương tự tại hồ Công Viên (Đà Nẵng) ngày 29/3/2025, mật độ vi nhựa dao động 850 - 1.300 hạt/m³ [10], tương đồng với mật độ cao nhất tại hồ Ba Bể, nhưng mật độ thấp nhất tại hồ Công Viên cao gấp khoảng 20 lần so với hồ Ba Bể. Kết quả xác định mật độ vi

nhựa phụ thuộc nhiều vào quá trình lấy mẫu như thời gian ổn định nước, quá trình xử lý mẫu trong đó có việc gạn mẫu sau tách tỷ trọng, hoặc quá trình phân tích khi các hạt vi nhựa có thể không phân tách hoàn toàn trên bề mặt gương vàng, dẫn đến máy nhận diện không hoàn toàn chính xác về số lượng.

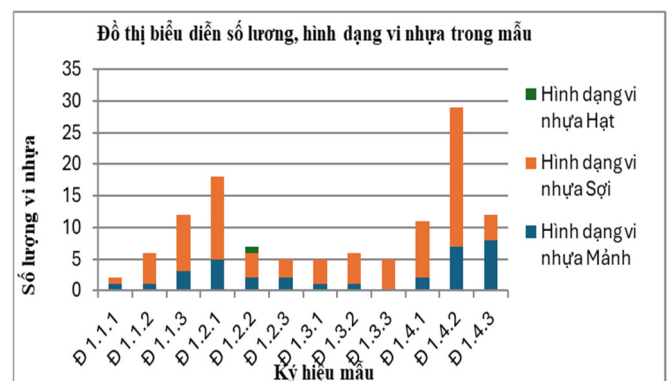
3.2. Kích thước và hình dạng vi nhựa

Kích thước và hình dạng của vi nhựa đa dạng, xuất hiện kết quả ở tất cả các khung kích thước cần khảo sát và các hình dạng được quan sát với sự phân bố khác nhau ở từng mẫu được biểu diễn ở hình 3 và 4.



Hình 3. Đồ thị biểu diễn phân bố kích thước vi nhựa tại hồ Ba Bể

Hình 3 cho thấy vị trí lấy mẫu Đ1.4.1 và Đ1.4.2 có độ phong phú về kích thước hạt nhiều nhất từ < 50 - 3000µm, vị trí lấy mẫu Đ1.1.1 có độ phong phú ít nhất từ 100 - 200µm. Kích thước hạt 50 - 100µm xuất hiện nhiều nhất, kích thước 3000 - 5000µm xuất hiện ít nhất trong 1 vị trí Đ1.1.3 trên tổng 12 vị trí. Tỷ lệ phân bố của vi nhựa theo kích thước là một thông số quan trọng để chỉ ra mức độ nghiêm trọng của ô nhiễm vi nhựa trong các khu vực nghiên cứu. Kích thước vi nhựa càng nhỏ, mối đe dọa đối với hệ sinh thái càng nghiêm trọng.



Hình 4. Đồ thị biểu diễn phân bố hình dạng vi nhựa tại hồ Ba Bể

Theo hình 4, vi nhựa dạng hạt xuất hiện duy nhất ở mẫu Đ1.2.2 với mật độ 1 hạt/m³. Vi nhựa dạng mảnh xuất hiện ở hầu hết các mẫu (trừ mẫu Đ1.3.3) và mật độ dao động từ 1 - 8 hạt/m³, cao nhất ở mẫu Đ1.4.3. Điển hình là

vi nhựa dạng sợi có mặt tại tất cả các mẫu, dao động từ 1 - 22 hạt/m³, cao nhất ở mẫu Đ1.4.2.

3.3. Tải lượng ô nhiễm vi nhựa

Kết quả thực nghiệm được áp dụng vào công thức (2) cho ra giá trị tải lượng ô nhiễm vi nhựa tại bảng 1.

Bảng 1. Kết quả tính toán chỉ số tải lượng ô nhiễm vi nhựa PLI tại hồ Ba Bể

Mẫu	Mật độ (hạt/m ³)	CO (hạt/m ³)	Ctb/Co	PLI
Đ1.1.1	83 ± 14	83	3,345	1,829
Đ1.1.2	250 ± 14			
Đ1.1.3	500 ± 14			
Đ1.2.1	750 ± 17	208	2,003	1,415
Đ1.2.2	292 ± 17			
Đ1.2.3	208 ± 17			
Đ1.3.1	208 ± 24	208	1,067	1,033
Đ1.3.2	250 ± 24			
Đ1.3.3	208 ± 24			
Đ1.4.1	458 ± 21	458	1,576	1,256
Đ1.4.2	1208 ± 21			
Đ1.4.3	500 ± 21			

Dữ liệu về chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI) tại các điểm khảo sát Đ1.1 - Đ1.4 trên hồ Ba Bể cho thấy sự khác biệt rõ về mức độ ô nhiễm vi nhựa. Điểm Đ1.1 có PLI cao nhất (1,829) với mật độ vi nhựa trung bình 278 ± 14 hạt/m³, cao gấp hơn 3 lần giá trị nền (Ctb/Co = 3,345), phản ánh mức ô nhiễm đáng kể. Ba điểm Đ1.2; Đ1.3 và Đ1.4 có PLI lần lượt là 1,415; 1,033 và 1,256, thể hiện tác động ô nhiễm rõ rệt. Trung bình toàn khu đạt 410 ± 23 hạt/m³. Theo thang đánh giá của Xu và cộng sự [5], các điểm có PLI > 1 thuộc mức ô nhiễm vừa đến cao, tương đồng với kết quả của Pan và cộng sự [11] tại sông Raquette (PLI = 1,680 - 1,870) nhưng thấp hơn nghiên cứu của Ranjani và cộng sự [8] tại hồ Ubolratana (PLI tới 110). Nhìn chung, hồ Ba Bể đang chịu ô nhiễm vi nhựa ở mức trung bình, tập trung tại khu dân cư và khu du lịch, phản ánh mối liên hệ giữa mật độ vi nhựa với các hoạt động nhân sinh. Đây sẽ là cơ sở quan trọng cho việc đề xuất các biện pháp kiểm soát phù hợp.

3.4. Chỉ số nguy hiểm của chủng loại vi nhựa

Nhờ phương pháp FTIR, nghiên cứu cũng đã xác định có khoảng 21 loại vi nhựa khác nhau với kích thước trong khoảng 300 - 400µm (hình 3), có hình dạng chủ yếu là dạng sợi (hình 4). Kết quả tính toán chỉ số nguy hiểm của 21 chủng loại vi nhựa được thể hiện ở bảng 2 nhờ áp dụng công thức (3).

Bảng 2. Kết quả tính toán chỉ số nguy hiểm của chủng loại vi nhựa PHI

STT	Chủng loại vi nhựa	P _n (%)	Điểm nguy hiểm (S _n)	PHI
1	EvoH Eval film	22,03	0	0,00
2	Olefin	4,23	0	0,00
3	Poly (ethyl acrylate:methacrylate)	0,00	0	0,00
4	Polyethylene	0,00	11	0,00
5	Urea-formaldehyde condensate	21,19	0	0,00
6	HDPE 30060M	0,85	11	0,09
7	Cellophane	11,01	0	0,00
8	Phenol resin	18,64	1.500	279,60
9	Polyester (TS) #3	0,85	1.094	9,30
10	Melamine-urea-formaldehyde resin	10,17	882	89,70
11	Polypropylene #1	1,69	1	0,02
12	Polyester	2,54	1.094	27,79
13	Poly (ethylene:1-butene); 86% C2	0,85	10	0,09
14	Polyurethane #6	0,85	13.844	117,67
15	Polyester-block-polyether alpha; omega- diol	0,00	0	0,00
16	Polycaprolactone triol; average mn ca. 300	0,85	0	0,00
17	Poly (styrene-4-sulfonate; Magnesium)	0,85	44	0,37
18	Poly (acrylamide-co-acrylic acid); 1,5 wt. % acrylic acid	0,85	230	1,96
19	Nylon	0,85	55	0,47
20	Polyglycine	0,85	0	0,00
21	Poly (methacrylonitrile)	0,85	0	0,00
	Tổng			527,06

Bảng 2 cho thấy chỉ số nguy hiểm của chủng loại vi nhựa tại hồ Ba Bể từ 21 loại vi nhựa đạt 526,06. Trong đó, phenol resin chiếm tỷ lệ cao nhất (PHI = 279,60 > 53%), thể hiện độc tính lớn do khả năng giải phóng phenol và formaldehyde. Tiếp theo là polyurethane #6 (117,67) và melamine-urea-formaldehyde resin (89,70) - các nhựa nhiệt rắn phổ biến trong xây dựng và nội thất. Một số loại khác như polyester (27,79) và polyester (TS) #3 (9,30) đóng góp ở mức trung bình. So với các nghiên cứu quốc tế, PHI tại hồ Ba Bể thấp hơn nhiều PHI tại Biển Caspian (PHI = 8403,8) [12] nhưng cao hơn mức trung bình ở biển Iran (PHI = 2,7 - 6,3) [13]. Sự khác biệt về PHI giữa các polymer phản ánh cả đặc tính hóa học lẫn tác động từ các hoạt động của con người ở địa phương. Các nhựa nhiệt rắn như phenol resin, polyurethane và melamine-

formaldehyde có tần suất xuất hiện thấp nhưng PHI cao do khả năng phân rã thành các hợp chất độc hại lớn, thường phát sinh từ vật liệu xây dựng, sơn phủ và đồ gỗ ép quanh khu du lịch hồ. Ngược lại, các polymer phổ biến như PE, PP, OLEFIN có PHI thấp do độc tính nhỏ hoặc không hiện diện rõ. Bên cạnh đó, điều kiện thủy văn và dòng chảy trong hồ cũng ảnh hưởng đến sự phân bố vi nhựa thể hiện ở giá trị P_n , từ đó làm biến động giá trị PHI. Nhìn chung, mức PHI tại hồ Ba Bể phản ánh sự kết hợp giữa nguồn gốc vật liệu do con người sử dụng và đặc thù môi trường địa phương.

3.5. Rủi ro sinh thái tiềm ẩn theo chủng loại vi nhựa

Dựa trên kết quả thực nghiệm và áp dụng vào các công thức (4) đến (6) ta được kết quả tính toán rủi ro sinh thái tiềm ẩn theo chủng loại vi nhựa ở bảng 3.

Bảng 3. Kết quả tính toán chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn theo chủng loại vi nhựa PERI

STT	Chủng loại vi nhựa	C_f^I	T_r^I	E_r^I
1	EvoH Eval film	1,87	0	0
2	Olefin	0,40	0	0
3	Poly(ethyl acrylate:methacrylate)	0,07	0	0
4	Polyethylene	0,07	1,1	0,08
5	Urea-formaldehyde condensate	2,87	0	0
6	HDPE 30060M	0,07	1,1	0,08
7	Cellophane	0,87	0	0
8	Phenol resin	1,74	150	261
9	Polyester(TS) #3	0,07	109,4	7,66
10	Melamine-urea-formaldehyde resin	0,94	88,2	82,91
11	Polypropylene #1	0,14	0,1	0,01
12	Polyester	0,20	109,4	21,88
13	Poly(ethylene:1-butene); 86% C2	0,07	1	0,07
14	Polyurethane #6	0,07	1.384,4	96,91
15	Polyester-block-polyether alpha; omega- diol	0,07	0	0
16	Polycaprolactone triol; average mn ca. 300	0,07	0	0
17	Poly(styrene-4-sulfonate; Magnesium)	0,07	4,4	0,31
18	Poly(acrylamide-co-acrylic acid); 1.5 wt. % acrylic acid	0,14	23	3,22
19	Nylon	0,14	5,5	0,77
20	Polyglycine	0,07	0	0
21	Poly(methacrylonitrile)	0,07	0	0
	Tổng			474,90

Kết quả tính toán chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn (PERI) tại hồ Ba Bể cho thấy tổng giá trị đạt 474,9, thuộc mức nguy cơ rất cao theo thang của Hakanson (1980) ($PERI > 300$). Ba loại vi nhựa đóng góp chính gồm phenol resin (261, chiếm ~55% tổng số), polyurethane #6 (96,91) và melamine-urea-formaldehyde resin (82,91) - đều là nhựa nhiệt rắn có nguồn gốc từ vật liệu xây dựng, sơn phủ, keo dán và đồ nội thất, phổ biến trong khu vực du lịch và dân cư quanh hồ. Các polymer khác như polyester (21,88), polyester (TS) #3 (7,66) và poly (acrylamide-co-acrylic acid) (3,22) thể hiện mức rủi ro trung bình, trong khi polyethylene, HDPE, polypropylene và Olefin có PERI rất thấp ($<0,1$), gần như không gây nguy cơ sinh thái. So với nghiên cứu của Xu và cộng sự [5] tại sông Dagou (Trung Quốc) với $PERI = 506,73$, hồ Ba Bể có mức rủi ro tương đương, trong đó polyurethane và polystyrene là những polymer có tác động nổi bật.

4. KẾT LUẬN

Kết quả nghiên cứu đã phân tích được hiện trạng vi nhựa tại 4 điểm trên hồ Ba Bể với sự phát hiện về các dữ liệu như mật độ, hình dạng, kích thước, chủng loại vi nhựa, với thành phần đa dạng và mức độ phân bố không đồng đều. 21 chủng loại vi nhựa khác nhau được tìm thấy trong nước hồ Ba Bể với mật độ trung bình 410 ± 23 hạt/ m^3 chủ yếu là dạng sợi. Một số thông số về rủi ro sinh thái được tính toán gồm có: chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI) dao động từ 1,033 - 1,829; chỉ số nguy hiểm của chủng loại vi nhựa (PHI) là 526,06; chỉ số rủi ro sinh thái tiềm ẩn (PERI) đạt khoảng 474,9. Các polymer như phenol resin, polyurethane và melamine-formaldehyde resin là những yếu tố chính góp phần tạo nên mức độ rủi ro cao, do có hệ số độc tính (điểm nguy hiểm) lớn dù chiếm tỷ lệ không cao trong tổng số vi nhựa phát hiện. Những phát hiện này là hồi chuông cảnh báo về tình trạng ô nhiễm vi nhựa tại các khu vực nước ngọt được xem là ít chịu tác động. Do đó, cần sớm triển khai các giải pháp kiểm soát nguồn phát thải có nguồn gốc từ nhựa, nâng cao nhận thức cộng đồng và thiết lập hệ thống giám sát định kỳ nhằm bảo vệ hệ sinh thái hồ Ba Bể khỏi các nguy cơ tiềm ẩn từ vi nhựa trong tương lai.

LỜI CẢM ƠN

Nghiên cứu được thực hiện tại Khoa Khoa học và Công nghệ Môi trường - Trường Hóa và khoa học sự sống (SCLS) - Đại học Bách khoa Hà Nội (HUST) và Viện Khoa học Công nghệ Năng lượng và Môi trường - Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam (VAST).

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Anderson J. C., Park B. J., Palace V. P., "Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems," *Environmental Pollution*, 218, 269-280, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.074>
- [2]. Pan Z., et al., "Review of microplastics in lakes: sources, distribution characteristics, and environmental effects," *Carbon Research*, 2, 25, 2023.
- [3]. Dương Thị Phương Anh Nguyễn Thị Ngọc Ánh, *Hiện trạng ô nhiễm rác thải nhựa và vi nhựa tại Việt Nam*. Viện Chiến lược, Chính sách tài nguyên và môi trường, 2021.
- [4]. Li C., et al., "Assessment of microplastics in freshwater systems: A review," *Science of the Total Environment*, 707, 135578, 2020.
- [5]. P. Xu, G. Peng, L. Su, Y. Gao, L. Gao, D. Li., "Microplastic risk assessment in surface waters: A case study in the Changjiang Estuary, China," *Mar Pollut Bull*, 133, 647-654, 2018. doi: 10.1016/j.marpolbul.2018.06.020.
- [6]. N. Nam Phuong, et al., "Microplastic abundance in seawater and marine sediments from the Northern of Vietnam," *SSRN*, 2023.
- [7]. D. L. Tomlinson, J. G. Wilson, C. R. Harris, D. W. Jeffrey, "Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index," *Helgoländer Meeresuntersuchungen*, 33, 566-575, 1980. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02414780>
- [8]. M. Ranjani, et al., "Assessment of potential ecological risk of microplastics in the coastal sediments of India: A meta-analysis," *Mar Pollut Bull*, 163, 2021. doi: 10.1016/j.marpolbul.2021.111969
- [9]. D. Lithner, A. Larsson, G. Dave, "Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition," *Science of the Total Environment*, 409, 18, 3309-3324, 2011. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.04.038
- [10]. Nguyễn Hoài Như Ý, Trần Thị Mỹ Duyên và cộng sự, "Ô nhiễm vi nhựa trong nước mặt hồ nội thành tại thành phố Đà Nẵng, Việt Nam," *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Đại học Đà Nẵng*, 20(9), 54-59, 2022.
- [11]. Z. Pan, et al., "Microplastic pollution and ecological risk assessment in an estuarine environment: The Dongshan Bay of China," *Chemosphere*, 262, 2021. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.127876.
- [12]. M. J. Nematollahi, F. Moore, B. Keshavarzi, R. D. Vogt, H. N. Saravi, R. Busquets, "Microplastic particles in sediments and waters, south of Caspian Sea: Frequency, distribution, characteristics, and chemical composition," *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 206, 2020. doi <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111137>
- [13]. N. Razeghi, A.H. Hamidian, C. Wu, YuZhang, Min Yang, "Scientific studies on microplastics pollution in Iran: An in-depth review of the published articles," *Marine Pollution Bulletin*, 162, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111901>.

AUTHORS INFORMATION**Tran Thanh Chi, Vu Thi Ngoc**

School of Chemistry and Life Sciences, Hanoi University of Science and Technology, Vietnam