

PHÂN BỐ CỦA VI NHỰA TRONG NƯỚC MẶT VÀ TRẦM TÍCH Ở CỬA SÔNG THUẬN AN, THỪA THIÊN HUẾ

DISTRIBUTION OF MICROPLASTICS IN THE SURFACE WATER AND SEDIMENT OF THUAN AN ESTUARY, THUA THIEN HUE PROVINCE

Nguyễn Hoài Như Ý, Trương Thị Ngân Hà, Phan Thị Thảo Linh, Võ Văn Minh, Lê Thị Mai, Trịnh Đăng Mậu, Trần Nguyễn Quỳnh Anh*

Trường Đại học Sư phạm - Đại học Đà Nẵng, Đà Nẵng, Việt Nam¹

*Tác giả liên hệ / Corresponding author: tnqanh@ued.udn.vn

(Nhận bài / Received: 21/9/2022; Sửa bài / Revised: 07/3/2023; Chấp nhận đăng / Accepted: 13/3/2023)

Tóm tắt - Cửa sông được đánh giá là khu vực nóng về ô nhiễm vi nhựa. Tuy nhiên, dữ liệu về vi nhựa tại cửa sông của khu vực Đông Nam Á vẫn rất hạn chế. Nghiên cứu này đánh giá sự phân bố và các đặc điểm của vi nhựa trong trầm tích và nước mặt của cửa sông Thuận An, tỉnh Thừa Thiên Huế. Mật độ vi nhựa dao động từ 35 vi nhựa/m³ đến 175 vi nhựa/m³ trong nước mặt và khoảng 300 vi nhựa/kg đến 2800 vi nhựa/kg trong trầm tích. Vi nhựa có kích thước trong khoảng 300-3000 μm chiếm ưu thế ở cửa sông Thuận An. Vi nhựa có sự đa dạng về màu sắc và vi nhựa dạng sợi được ghi nhận nhiều nhất. Cửa sông Thuận An là khu vực có độ đa dạng sinh học cao, sự phân bố của vi nhựa trong khu vực này có thể ảnh hưởng nghiêm trọng đến hệ sinh thái vùng cửa sông và sức khỏe con người.

Từ khóa - Vi nhựa; Thừa Thiên Huế; cửa sông; trầm tích; nước mặt

1. Mở đầu

Ô nhiễm nhựa hiện nay đã trở thành một trong các mối quan tâm chính về vấn đề môi trường toàn cầu. Các sản phẩm nhựa được sử dụng rộng rãi bởi những tiện ích mà nó đem lại cho cuộc sống, tuy nhiên rác thải nhựa lại là vấn đề lớn mà con người và môi trường đang phải đối mặt [1, 2]. Nhựa có thể tồn tại trong môi trường khoảng 400 - 1000 năm. Với sự gia tăng nhanh chóng số lượng sản phẩm nhựa được sản xuất và tiêu thụ trên toàn thế giới, ước tính hàng năm có khoảng 4,8 - 12,7 triệu tấn nhựa đi vào môi trường biển [3]. Nhựa sau khi được thải ra ngoài môi trường chịu tác động của các quá trình vật lý, hoá học, sinh học sẽ bị phân mảnh tạo ra nhiều mảnh nhựa nhỏ hơn với nhiều kích thước khác nhau và thường được phân loại thành: Macro (> 25000 μm), meso (> 5000 - 25000 μm), micro (1 - 5000 μm) và nano (< 1 μm) [4, 5].

Nhựa với kích thước từ 1 - 5000 μm được gọi là vi nhựa (microplastic). Các nghiên cứu đã chỉ ra rằng sự tích tụ vi nhựa dường như gia tăng liên tục trong môi trường không khí, đất, nước và trong cơ thể sinh vật [6-8]. Vi nhựa gây ra một mối đe dọa lớn cho các sinh vật. Với kích thước và màu sắc tương tự một số loài sinh vật phù du và trầm tích biển, vi nhựa được các loài sinh vật hấp thụ vào cơ thể. Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng, vi nhựa có thể làm giảm khả năng sống sót của cá và động vật không xương sống, có thể gây ức chế thời gian ấp và nở của trứng, suy giảm hệ miễn dịch, gây dị dạng, giảm tốc độ tăng trưởng và tỉ lệ

Abstract - Estuarine areas were identified to be the hotspots of microplastic contamination. However, data on microplastics in the estuaries of the Southeast Asian region have not been well understood yet. In this study, the abundance and characteristics of microplastics in the sediment and surface water of Thuan An estuary, Thua Thien Hue province were investigated. The number of microplastics in the surface water and sediment varied from 35 items/m³ to 175 items/m³ and from 300 items/kg to 2800 items/kg, respectively. Microplastics with sizes from 300 to 3000 μm were predominant. Microplastics were diverse in colors and fibers were the most abundant form. Thuan An Estuary is an important area with high biodiversity, the presence of microplastics in this area may severely impact the estuarine ecosystem and human health.

Key words - Microplastic; Thua Thien Hue; estuary; sediment; surface water

sống ở sinh vật [9, 10]. Sự phân bố rộng rãi của vi nhựa trong môi trường và sinh vật gia tăng sự tiếp xúc của con người với vi nhựa thông qua việc tiêu thụ các loài thủy sản, muối biển hay nguồn nước uống có chứa vi nhựa [11-13], tiềm ẩn các nguy cơ về sức khỏe cho con người. Tuy nhiên, các nguồn phát thải cũng như con đường vận chuyển và sự phân bố của vi nhựa vẫn chưa được nghiên cứu một cách có hệ thống. Do đó, rất khó để có thể đánh giá về sự phân bố của vi nhựa trong môi trường một cách toàn diện. Hiện nay, ước tính rằng có tới 80% nhựa trên biển có nguồn gốc từ đất liền và các cửa sông được xem là điểm nóng của việc phát thải vi nhựa từ các con sông vào đại dương [14, 15]. Mai và cộng sự [16] ước tính rằng, khoảng 66 tấn vi nhựa thải ra Biển Đông thông qua cửa sông Châu Giang ở Trung Quốc. Tuy nhiên, mức độ ô nhiễm vi nhựa cùng các đặc điểm của chúng trong hệ sinh thái cửa sông vẫn còn ít được nghiên cứu, đặc biệt tại khu vực Đông Nam Á [17, 18].

Theo nghiên cứu được công bố bởi các chuyên gia Hoa Kỳ và Úc, Việt Nam thải ra 1,8 triệu tấn rác thải nhựa mỗi năm, con số này cao hơn 10% so với giá trị trung bình của thế giới [19, 20]. Cho đến nay, các nghiên cứu về vi nhựa ở Việt Nam tập trung chủ yếu vào ô nhiễm vi nhựa trong nước mặt của một số con sông và hồ nội thành ở cả ba miền Bắc, Trung, Nam [19, 21]. Tuy nhiên, các nghiên cứu về vi nhựa ở các khu vực cửa sông ven biển của Việt Nam còn rất hạn chế. Để cung cấp thêm thông tin về tình hình ô nhiễm vi nhựa ở khu vực này, nhóm tác giả đã thực hiện

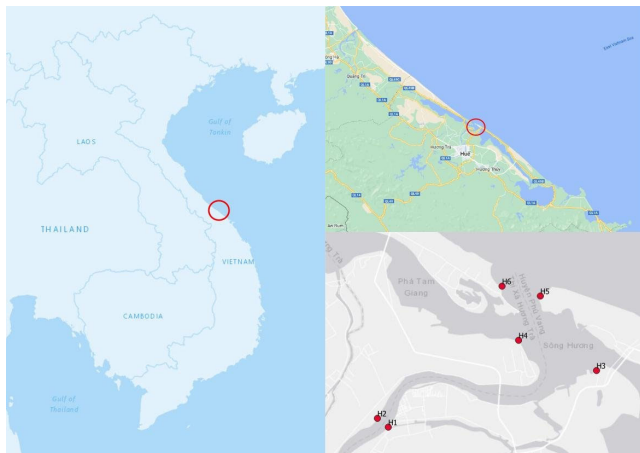
¹ The University of Danang - University of Science and Education, Danang, Vietnam (Hoai Nhu Y Nguyen, Ngan Ha Truong Thi, Thi Thao Linh Phan, Van Minh Vo, Mai Thi Le, Mau Trinh-Dang, Quynh Anh Tran-Nguyen)

một cuộc khảo sát về hiện trạng ô nhiễm vi nhựa ở cửa sông Thuận An, thuộc huyện Phú Vang, tỉnh Thừa Thiên Huế. Đây là một cửa sông có vai trò quan trọng về mặt sinh thái môi trường cũng như kinh tế ở khu vực miền trung Việt Nam. Mục đích của nghiên cứu này nhằm xác định mật độ của vi nhựa phân bố trong nước mặt và trong trầm tích đáy của khu vực cửa sông. Đồng thời, các đặc điểm về màu sắc, hình dạng và kích thước của vi nhựa cũng được khảo sát.

2. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

2.1. Địa điểm và phương pháp thu mẫu

Cửa Thuận An là một cửa sông chính của tỉnh Thừa Thiên Huế, đóng vai trò quan trọng trong việc trao đổi nước của phá Tam Giang với nước biển mặn có nồng độ oxy cao, tạo ra các hoạt động đưa vào và đẩy ra các quần thể sinh vật, vận chuyển ra biển nước ngọt và các chất dinh dưỡng dư thừa. Quá trình thu mẫu được tiến hành vào tháng 1 năm 2022 tại 6 vị trí cửa sông Thuận An. Các vị trí này được thu ở cả 2 bên bờ tại 3 lát cắt đại diện cho khu vực sông Hương trước khi đổ ra phá Tam Giang (H1, H2), tại khu vực phá giao với sông Hương (H3, H4) và khu vực phá tiếp giáp với biển (H5, H6) (Hình 1, Bảng 1).



Hình 1. Bản đồ cửa Thuận An và các vị trí thu mẫu

Bảng 1. Vị trí thu mẫu ở cửa sông Thuận An

Điểm	Kinh độ	Vĩ độ
H1	16.5373	107.5872
H2	16.5396	107.5853
H3	16.5534	107.6383
H4	16.5613	107.6218
H5	16.5704	107.6261
H6	16.574	107.6157

Tại mỗi vị trí, mẫu nước được thu tại độ sâu cách mặt nước 50 cm và mẫu trầm tích được thu tại độ sâu 5 cm từ bề mặt đáy. Mẫu nước mặt (300 L/ mỗi điểm) được thu bằng xô inox (20 L) và được lọc qua lưới thu mẫu sinh vật phù du (đường kính: 50 cm, kích thước mắt lưới: 80 μ m) để cô đặc mẫu lại thành 300mL/mỗi điểm. Mẫu được chứa trong chai thủy tinh và bảo quản lạnh. Mẫu trầm tích được thu bằng thiết bị lấy mẫu lõi trầm tích làm bằng thép không gỉ (đường kính: 5 cm). Năm mẫu phụ được thu và trộn lẫn để được một mẫu trầm tích đồng nhất đại diện cho mỗi địa

điểm (1 kg trầm tích/ mỗi điểm). Vận tốc dòng nước của khu vực lấy mẫu cũng được đo bằng lưu lượng kế cơ học.

2.2. Phương pháp xử lý và phân tích mẫu

Mẫu nước được xử lý dựa theo quy trình của Lahens và cộng sự [20], Strady và cộng sự [21] và kiến nghị của GESAMP [22] để thu hồi vi nhựa trong nước. Cụ thể, mẫu nước (300 mL/điểm) được sàng qua rây kim loại có kích thước mắt lưới 5 mm trước khi được xử lý bằng 1 g natri dodecyl sunfat (SDS) ở 50°C trong 24 giờ. Sau đó, 1 mL bioenzyme F (lipase) và 1 mL bioenzyme SE (protease và amylase) được thêm vào mẫu và ủ ở 40°C trong 48 giờ tiếp theo. Sau đó, 15 mL H₂O₂ 30% được thêm vào mẫu và tiếp tục giữ ở 40°C trong 48 giờ. Mẫu sau đó được sàng qua rây (kích thước mắt lưới 250 μ m) để thu hồi phần mẫu có kích thước lớn hơn 300 μ m. Phần mẫu này được tiếp tục tách ra sử dụng dung dịch NaCl (1,18 g/mL). Bước tách vi nhựa được lặp lại ít nhất năm lần để đảm bảo lượng vi nhựa được thu hồi là tối ưu nhất. Cuối cùng, mẫu được lọc qua màng lọc sợi thủy tinh Whatman (GF/A; kích thước lỗ 1,6 μ m), và màng lọc được giữ trong các đĩa petri đóng kín và để khô ở nhiệt độ phòng.

Đối với mẫu trầm tích, quá trình xử lý bao gồm việc sấy khô mẫu ở 55°C trong 72 giờ trong tủ sấy. Quá trình phân tích được thực hiện với 10 g trầm tích khô cho mỗi điểm thu mẫu. Để loại bỏ chất hữu cơ trong mẫu, 20 mL H₂O₂ 30% được thêm vào mẫu và giữ ở 40°C trong 3 giờ; Các bước xử lý tiếp theo (bao gồm sàng, tách và lọc) được thực hiện tương tự như mẫu nước mặt.

2.3. Xác định đặc điểm của vi nhựa

Vi nhựa được giữ lại trên màng lọc sợi thủy tinh được quan sát bằng kính hiển vi soi nổi (Leica S9i) có trang bị máy ảnh. Các vật liệu được xác định là vi nhựa dựa trên các tiêu chí của Hidalgo-Ruz và cộng sự [23] và GESAMP [22], sau đó được phân thành năm loại dựa theo hình dạng gồm mảnh, sợi, viên, phim và xốp [24]. Ngoài ra, màu sắc của vi nhựa cũng được xác định. Kích thước của vi nhựa được đo bằng phân mềm LASX® (Đối với sợi: Chiều dài và đường kính; Đối với mảnh, phim và xốp: Diện tích; và đối với viên: Đường kính và diện tích) với kích thước xác định được giới hạn trong khoảng 300 - 5000 μ m. Mật độ vi nhựa được xác định bằng số lượng vi nhựa trên m³ (vi nhựa/m³) đối với nước và số lượng vi nhựa trên một kg trọng lượng khô (vi nhựa/kg) đối với trầm tích.

2.4. Kiểm soát ô nhiễm vi nhựa từ môi trường

Để tránh mẫu bị nhiễm phải vi nhựa từ môi trường xung quanh, nhiều quy tắc đã được tuân thủ nghiêm ngặt trong quá trình lấy mẫu và quy trình phân tích [23]. Trong quá trình lấy mẫu, tất cả các vật chứa và thiết bị đều được làm sạch bằng nước cất đã được lọc qua màng lọc trước khi sử dụng. Mẫu được đậy kín và bảo quản cẩn thận ngay sau khi thu. Trong quá trình phân tích, các thiết bị và dụng cụ bằng thủy tinh hoặc kim loại được sử dụng. Khu vực phân tích và tất cả thiết bị đều được làm sạch bằng cồn, dụng cụ được rửa bằng nước cất đã lọc qua màng lọc thủy tinh. Mẫu luôn được đậy kín bằng giấy bạc sau mỗi bước phân tích. Ngoài ra, để kiểm soát ô nhiễm vi nhựa trong không khí, một mẫu trắng được sử dụng với giấy lọc được đặt trong đĩa petri mở nắp và để gần khu vực phân tích mẫu.

2.5. Phương pháp phân tích số liệu

Tất cả dữ liệu được phân tích và xử lý thống kê bằng phần mềm R [25]. Kết quả về mật độ và kích thước vi nhựa (chiều dài, diện tích) được trình bày dưới dạng giá trị trung bình \pm độ lệch chuẩn (SD).

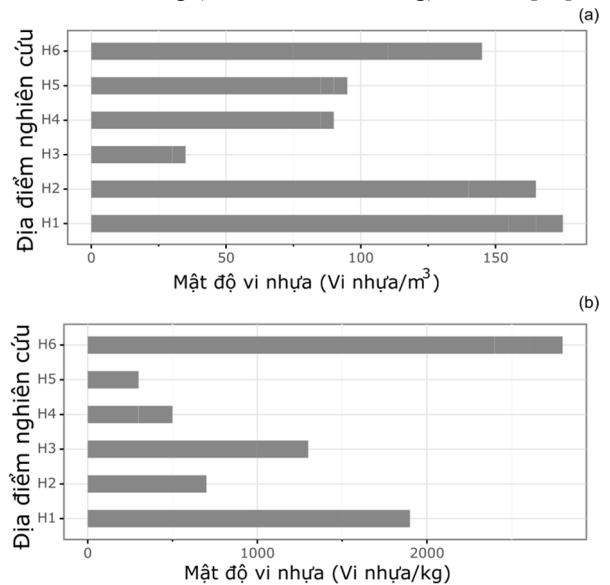
3. Kết quả và thảo luận

3.1. Mật độ và sự phân bố của vi nhựa trong nước và trầm tích tại cửa sông

Vi nhựa được phát hiện ở tất cả các địa điểm nghiên cứu tại cửa sông Thuận An. Mật độ vi nhựa trong nước mặt dao động từ 35 vi nhựa/m³ đến 175 vi nhựa/m³. Trong đó, mật độ vi nhựa khá cao trong mẫu nước mặt ở các địa điểm H1, H2 và H6. Đối với trầm tích, mật độ vi nhựa cao quan sát được ở các địa điểm H1, H3 và H6. Mật độ vi nhựa cao tại H1 và H2 cho thấy, sông Hương là một nguồn đóng góp vi nhựa lớn vào phá Tam Giang - Cầu Hai. Cửa Thuận An là nơi giao hòa giữa sông Hương với đầm phá Tam Giang - Cầu Hai và biển, được xem là nơi tập trung một lượng lớn rác thải từ sông Hương đổ về [26]. Sông Hương cũng đã được báo cáo là đang trong tình trạng ô nhiễm rác thải nhựa nghiêm trọng [27, 28]. Theo nghiên cứu của Trung tâm Nghiên cứu chuyển giao Công nghệ môi trường miền Trung (CRET.HUE), hàng năm lượng rác nhựa được sông Hương vận chuyển về đầm phá Tam Giang - Cầu Hai là 479 tấn/năm, chiếm 12% tổng lượng rác thải nhựa phát sinh của thành phố Huế, và đặc biệt lượng rác thải nhựa lại tăng cao sau các trận mưa lũ [26]. Đối với điểm H6, sự tập trung cao của vi nhựa tại đây có thể là do khu vực này của phá được bao bọc bởi đường bờ bên ngoài và tạo thành môi trường vịnh kín khiến rác thải nhựa và vi nhựa tập trung tích lũy lại tại đây. Đối với điểm H3, đây là khu vực cảng cá Thuận An là nơi tập trung một lượng lớn rác thải bao gồm cả rác thải nhựa [26]. Tuy nhiên, mật độ vi nhựa tại đây lại cao trong trầm tích nhưng lại thấp trong nước mặt, do đó cần khảo sát thêm khu vực này để có thể hiểu rõ hơn các yếu tố chi phối đến sự phân bố vi nhựa tại đây.

Mật độ vi nhựa trong nước ở cửa sông Thuận An cao hơn đáng kể khi so sánh với các cửa sông khác tại Việt Nam như cửa sông Dinh (28,4 vi nhựa/m³) [21], rạch Giồng Ông Tố (khu vực cửa sông) ở sông Sài Gòn (42,5 vi nhựa/m³) [29] và sông Bạch Đằng (3,42 vi nhựa/m³) [30]. So với các cửa sông khác trên thế giới, cửa Thuận An có mật độ vi nhựa trong nước mặt cao hơn cửa sông Pearl ở Trung Quốc (0,256 vi nhựa/m³) [31], cửa sông Goiana ở Brazil (0,26 vi nhựa/m³) [32], cửa sông ở khu vực đô thị phía nam Châu Phi (1,1 vi nhựa/m³) [33], cửa sông Tamar ở vương quốc Anh (0,028 vi nhựa/m³) [17]. Tuy nhiên, mật độ vi nhựa ở cửa Thuận An lại thấp hơn nhiều so với mật độ được ghi nhận ở một số cửa sông khác đặc biệt là các cửa sông ở Trung Quốc như cửa sông Trường Giang (231 \pm 182 vi nhựa/m³) [34], cửa sông Haihe (1485,7 \pm 819,9 vi nhựa/m³) [35], cửa sông Dương Tử (4137,3 \pm 2461,5 vi nhựa/m³) [18], và cửa sông Río de la Plata ở Nam Mỹ (139 vi nhựa/m³) [36]. Mật độ vi nhựa cao tỉ lệ thuận với khả năng tiếp cận của cửa sông đối với các hoạt động của con người như khu thương mại, công nghiệp và khu dân cư [37,38,39]. Chẳng hạn sông Hồng của Trung Quốc tiếp nhận nguồn nước chủ yếu từ bốn kênh chính của khu vực

đông dân cư sinh sống dẫn đến mật độ vi nhựa trong nước mặt cao (2282,5 vi nhựa/m³) [40], trái lại sông Dongting bao quanh bởi các trang trại và mật độ dân cư thưa hơn nên mật độ vi nhựa trong nước mặt thấp hơn (1191,7 vi nhựa/m³) [37]. Đối với cửa Thuận An, nguồn phát thải vi nhựa chính có thể xuất phát từ việc tiếp nhận một lượng lớn rác thải nhựa từ hoạt động sinh hoạt của người dân, hoạt động ngư nghiệp và hoạt động du lịch [26, 28, 41, 42]. Ước tính mỗi ngày khu vực đầm phá tiếp nhận một lượng rác thải nhựa khoảng 394.818 túi ni-lông và 112.805 chai nhựa [26]. Theo khảo sát của Ngân hàng thế giới (2022), rác thải nhựa ở các khu vực khảo sát bao gồm cả khu vực ven biển Thuận An và ven sông Hương chiếm trung bình 93,6% về số lượng (70,7% về khối lượng) rác thải [41].



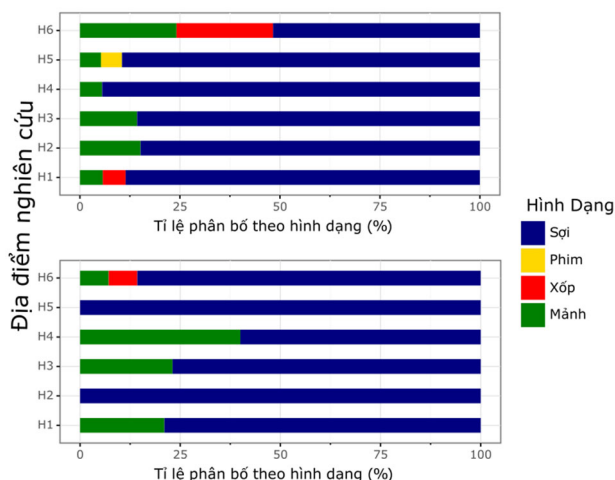
Hình 2. Mật độ vi nhựa trong nước (a) và trầm tích (b) tại các điểm nghiên cứu ở cửa Thuận An

Đáng chú ý là cửa sông Thuận An tích lũy một lượng vi nhựa trong trầm tích khá cao, với mật độ thấp nhất là 300 vi nhựa/kg và cao nhất là 2800 vi nhựa/kg. Mật độ vi nhựa trong trầm tích ở cửa Thuận An vượt qua nhiều cửa sông khác trên thế giới, như các cửa sông Liêu Hà (120 \pm 46 vi nhựa/kg) [43], cửa sông Yondingxinhe (85,0 \pm 40,1 vi nhựa/kg), cửa sông Trường Giang (121 \pm 9 vi nhựa/kg) [30], [44], và cửa sông Haihe (216,1 \pm 92,1 vi nhựa/kg) [30] ở Trung Quốc, cửa sông Jagir ở Indonesia (590 vi nhựa/kg) [45], cửa sông Warnow ở Đức (100 vi nhựa/kg) [46]. Đáng nói là so với cửa Thuận An thì một số cửa sông này (chẳng hạn cửa sông Trường Giang và cửa sông Haihe ở Trung Quốc) có mật độ vi nhựa trong nước mặt cao hơn nhưng mật độ trong trầm tích thì lại thấp hơn. Cơ chế lắng đọng của vi nhựa trong trầm tích hay lơ lửng trong nước là khá phức tạp vì nó phụ thuộc vào nhiều yếu tố như đặc tính của kênh sông (nhiệt độ, áp suất nước, động lực dòng chảy,...) và cả các điều kiện thời tiết [47, 48]. Nghiên cứu của Kapp và Yeatnab chỉ ra rằng vi nhựa có xu hướng lắng đọng vào trầm tích khi dòng chảy chậm hơn, điều này dẫn đến sự gia tăng nồng độ vi nhựa trong trầm tích [49]. Tốc độ dòng chảy ở cửa Thuận An mà nhóm tác giả đo được khá thấp (0,0655 m/s), có thể tạo ra điều kiện lý tưởng để vi nhựa

chìm xuống đáy làm gia tăng sự tích lũy của vi nhựa trong trầm tích [50, 51]. Tuy nhiên, để có thể hiểu rõ hơn về các yếu tố ảnh hưởng đến sự phân bố của vi nhựa trong nước và trầm tích tại khu vực nghiên cứu, việc tiến hành các nghiên cứu sâu hơn là cần thiết.

3.2. Đặc điểm về hình dạng, màu sắc, và kích thước của vi nhựa

Đặc điểm phân bố hình dạng vi nhựa ở cửa Thuận An được trình bày ở Hình 3. Sợi và mảnh là hai hình dạng phổ biến nhất của vi nhựa được ghi nhận trong cả môi trường nước và trầm tích tại cửa sông Thuận An. Vi nhựa dạng sợi chiếm hơn 80% tổng số vi nhựa trong cả mẫu nước và trầm tích. Vi nhựa dạng mảnh chiếm 12,06% trong tổng số vi nhựa trong nước và 14,67% trong tổng số vi nhựa trong trầm tích. Vi nhựa dạng phim chỉ xuất hiện với tỉ lệ rất nhỏ (< 1%) trong mẫu nước, còn vi nhựa dạng viên không được tìm thấy ở cả mẫu nước mặt và trầm tích.

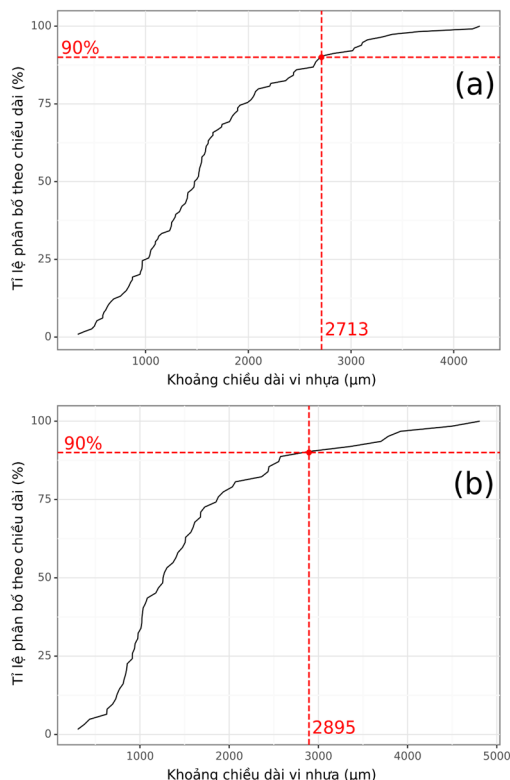


Hình 3. Phân bố hình dạng của vi nhựa trong nước mặt (a) và trầm tích (b) tại cửa Thuận An

Kết quả của nghiên cứu này khá tương đồng với nghiên cứu tại cửa sông Dương Tử, Trung Quốc [52] và cửa sông Jagir, Indonesia [45] với vi nhựa dạng sợi chiếm tỉ lệ cao nhất trong nước và trầm tích mặt. Vi nhựa dạng sợi có thể phát sinh từ quá trình sản xuất và sử dụng vải tổng hợp, dây thừng và lưới đánh cá. Từ những nghiên cứu ở các khu vực cửa sông khác nguồn gốc chính của vi nhựa dạng mảnh trong các cửa sông Tamar (Vương quốc Anh) và Kênh Bristol (Vương quốc Anh) đã nghiên cứu là sự phân mảnh của vi nhựa thứ cấp từ mảnh nhựa lớn hơn thông qua các lực cơ học (Ví dụ: Hoạt động của sóng,...), các quá trình quang hóa bởi ánh sáng mặt trời và quá trình sinh học [53]. Vi nhựa dạng viên và dạng phim thường được phân mảnh từ đồ trang trí của quần áo, túi nhựa, bao bì thực phẩm [54]. Sự xuất hiện với mật độ cao của vi nhựa dạng sợi và dạng mảnh làm tăng cơ hội của vi nhựa đi vào và tích lũy trong cơ thể sinh vật thủy sinh. Nhiều nghiên cứu đã báo cáo rằng vi nhựa dạng sợi được tìm thấy nhiều trong các loài hai mảnh vỏ (như chiếm đến 69,4% tổng số vi nhựa được tìm thấy ở loài hàu *Saccostrea cucullata* ở cửa sông Pearl, Trung Quốc [55] và vi nhựa dạng mảnh cũng được tìm thấy trong 30% số mẫu cá ở 18 địa điểm dọc theo bờ biển Địa Trung Hải của Thổ Nhĩ Kỳ [56]. Các loại nhựa có kích thước và thành phần khác nhau có thể gây ra các rủi ro cấp

tính hoặc mãn tính đối với các loài sinh vật khác nhau [57].

Vi nhựa dạng sợi tại cửa sông Thuận An có kích thước trung bình $1600 \pm 814 \mu\text{m}$ trong nước mặt và $1573 \pm 996 \mu\text{m}$ trong trầm tích. Trong đó, hầu hết các vi nhựa dạng sợi ở cả trong nước mặt và trầm tích tại cửa sông Thuận An đều có kích thước dưới $3000 \mu\text{m}$, cụ thể 90% sợi vi nhựa xuất hiện trong nước mặt có kích thước nhỏ hơn $2713 \mu\text{m}$ và nhỏ hơn $2895 \mu\text{m}$ trong mẫu trầm tích (Hình 4).

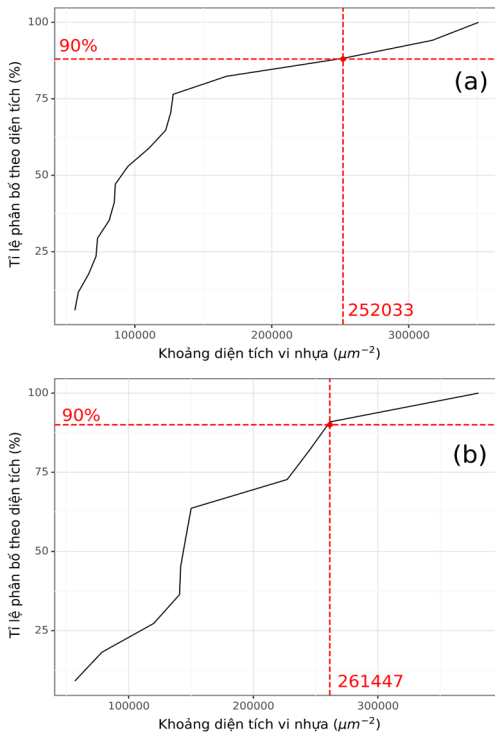


Hình 4. Sự phân bố kích thước của vi nhựa dạng sợi trong nước mặt (a) và trầm tích (b) tại cửa Thuận An

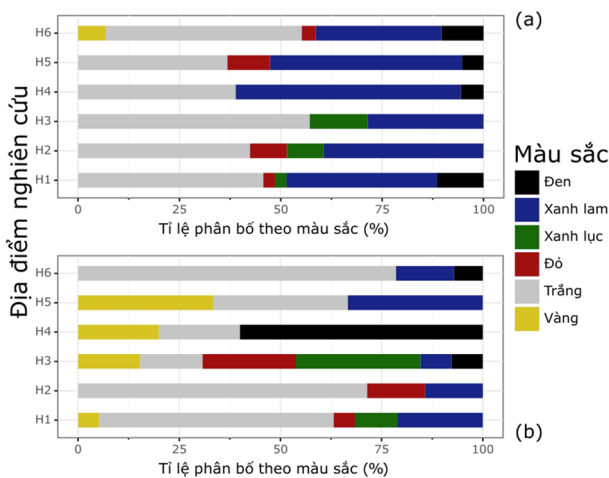
Bên cạnh đó, vi nhựa dạng mảnh xuất hiện ở cửa sông Thuận An có kích thước trung bình $173648 \pm 114636 \mu\text{m}^2$ và $224626 \pm 148232 \mu\text{m}^2$ trong mẫu trầm tích. Trong đó, 90% số lượng mảnh vi nhựa trong nước có kích thước nhỏ hơn $252033 \mu\text{m}^2$ và nhỏ hơn $261447 \mu\text{m}^2$ trong mẫu trầm tích được tìm thấy ở cửa sông Thuận An. Tỷ lệ các mảnh vi nhựa có kích thước nhỏ chiếm rất cao, bởi các “mảnh” nhựa lớn bị phân mảnh liên tục thành các “mảnh” nhỏ hơn dưới các tác động của môi trường.

Kết quả của nghiên cứu này khá tương đồng với các nghiên cứu khác trên thế giới, vi nhựa có kích thước dưới $2000 \mu\text{m}$ chiếm hơn 70% ở khu vực các cửa sông ở Trung Quốc như Jiaojiang, Oujiang và Minjiang [58] và chiếm hơn 80% trong nước mặt đô thị của Vũ Hán [59] (trong nghiên cứu này, vi nhựa có kích thước nhỏ hơn $2000 \mu\text{m}$ chiếm 80% trong mẫu nước và trong mẫu trầm tích). Vi nhựa có kích thước nhỏ có khả năng “di chuyển” nhanh hơn trong gió và nước [54]. Số lượng vi nhựa với kích thước nhỏ ngày càng tăng trong môi trường làm gia tăng mối lo ngại về sự tích lũy của chúng trong chuỗi thức ăn [59, 60]. Các sinh vật tiêu thụ vi nhựa như một nguồn thức ăn bởi vi nhựa với kích thước nhỏ có hình thái khá tương đồng với động vật phù du hay ấu trùng cá [61, 62]. Theo

nghiên cứu của Boerger và cộng sự [63], 1375 vi nhựa có kích thước từ 1000 μm đến 2790 μm đã được tìm thấy trong 35% cá ở Bắc Thái Bình Dương và có 184 cá thể cá (trong tổng số 504 cá thể) ở eo biển Anh ăn phải vi nhựa có kích thước 1000 μm - 2000 μm [64].



Hình 5. Phân bố kích thước của vi nhựa dạng mảnh, phim, xốp trong nước mặt (a) và trầm tích (b) tại cửa Thuận An

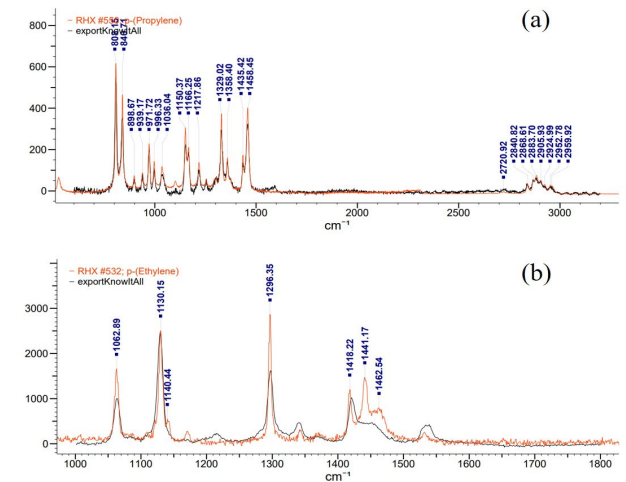


Hình 6. Phân bố màu sắc của vi nhựa trong nước mặt (a) và trầm tích (b) tại cửa Thuận An

Màu sắc của vi nhựa tại 6 điểm thu mẫu ở cửa sông Thuận An được xác định bao gồm 6 nhóm màu chính gồm đỏ, vàng, đen, xanh lam, xanh lục và trắng. Cả 6 nhóm màu này đều được tìm thấy ở vi nhựa trong nước mặt và trầm tích, tuy nhiên tỷ lệ phân bố của các màu trong hai môi trường này là khác nhau (Hình 6).

Đặc biệt, trong khi vi nhựa màu trắng chiếm ưu thế vượt trội so với các màu khác trong môi trường trầm tích (56%) thì trong môi trường nước mặt vi nhựa màu trắng và xanh lam cùng chiếm ưu thế với lần lượt 44,0% và 39,7%. Màu

sắc của vi nhựa cũng là một trong những mối quan tâm trong các nghiên cứu về vi nhựa vì màu sắc có thể đe dọa các loài thủy sinh khi các vi nhựa sáng màu thường bị động vật thủy sinh nhầm lẫn là thức ăn của chúng [61]. Một khi vào cơ thể sinh vật, vi nhựa và các chất ô nhiễm tích tụ trên bề mặt vi nhựa (như các chất ô nhiễm hữu cơ PAHs, PCBs và các kim loại nặng) có thể ảnh hưởng xấu đến cơ thể sinh vật hoặc được vận chuyển lên các bậc dinh dưỡng cao hơn trong chuỗi thức ăn thông qua quá trình tích lũy và khuếch đại sinh học để có thể gây nguy hại cho cả hệ sinh thái thủy vực, môi trường và sức khỏe con người [10, 15, 38, 62, 65]. Kết quả phân tích Raman cho thấy, vi nhựa tại cửa sông Thuận An phổ biến là polypropylene - PP (chiếm 40% tổng số vi nhựa phân tích) và polyethylene - PE (30%) (Hình 7). Mặc dù, PP và PE được xếp vào nhóm polymer ít nguy hiểm hơn so với các polymer khác [66], chúng vẫn có thể gây ra nhiều tác động tiềm ẩn đến sức khỏe sinh vật và hệ sinh thái. Theo một số nghiên cứu, PP được xác định gây ra tình trạng bất động ở loài *Daphnia similis* [67] cũng như ảnh hưởng đến quá trình trao đổi chất của động vật [68]. Bên cạnh đó, PP còn được xác định là có khả năng hấp thụ các kim loại nặng như cadimi, chì, asen cao hơn các loại polymer khác, dẫn đến nguy cơ nhiễm độc kim loại nặng đối với sinh vật và con người [69]. Việc nuốt phải PE đã được chứng minh gây ra tắc nghẽn ruột, gây thiếu dinh dưỡng và làm giảm khả năng giải độc của ấu trùng ruồi [70], làm gia tăng tốc độ hô hấp và giảm tốc độ bơi của cá và do đó ảnh hưởng đến khả năng tìm kiếm thức ăn cũng như làm tăng khả năng bị ăn thịt của chúng [71].



Hình 7. Phổ Raman của hai loại vi nhựa phổ biến tại cửa Thuận An: Polypropylene (a) và Polyethylene (b)

4. Kết luận

Cửa sông là địa điểm quan trọng để tìm hiểu về ô nhiễm vi nhựa trong đại dương thông qua các con sông ở đất liền. Đây là nghiên cứu đầu tiên cung cấp dữ liệu tham khảo về ô nhiễm vi nhựa từ cửa sông Thuận An, tỉnh Thừa Thiên Huế. Trong nghiên cứu này, mật độ của vi nhựa trong nước mặt và trầm tích của cửa sông Thuận An tương đối cao so với các cửa sông khác ở Việt Nam, là một điều đáng quan ngại cho hệ sinh thái ở khu vực này cũng như cho sức khỏe của người dân tiêu thụ thủy hải sản nuôi trồng và đánh bắt ở đây. Do đó, cần có nhiều nghiên cứu sâu hơn được thực hiện để đánh giá rủi ro ô nhiễm vi nhựa ở cửa sông Thuận

An, từ đó có thể lập kế hoạch cho việc quản lý và bảo tồn hệ sinh thái cửa sông này.

Lời cảm ơn: Nhóm tác giả chân thành cảm ơn Bộ Giáo dục & Đào tạo và Đại học Đà Nẵng đã tài trợ kinh phí thông qua Đề tài cấp Bộ năm 2021 (Mã số: B2021-DNA-11).

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages, *Marine anthropogenic litter*, Springer Nature, 2015.
- [2] A. Cózar *et al.*, "Plastic debris in the open ocean", *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, no. 28, pp. 10239-10244, 2014.
- [3] S. Haddout, G. T. Gimiliani, K. L. Priya, A. M. Hogue, J. C. C. Casila, and I. Ljubenkova, "Microplastics in surface waters and sediments in the sebu estuary and Atlantic Coast, Morocco", *Analytical Letters*, vol. 55, no. 2, pp. 256-268, 2022.
- [4] J. C. Anderson, B. J. Park, and V. P. Palace, "Microplastics in aquatic environments: implications for Canadian ecosystems", *Environmental Pollution*, vol. 218, pp. 269-280, 2016.
- [5] L. J. Bancin, B. A. Walther, Y. C. Lee, and A. Kunz, "Two-dimensional distribution and abundance of micro- and meso plastic pollution in the surface sediment of Xialiao Beach, New Taipei City, Taiwan", *Marine pollution bulletin*, vol. 140, pp. 75-85, 2019.
- [6] J. Wang, Z. Tan, J. Peng, Q. Qiu, and M. Li, "The behaviors of microplastics in the marine environment", *Marine Environmental Research*, vol. 113, pp. 7-17, 2016.
- [7] C. J. Moore, "Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat", *Environmental research*, vol. 108, no. 2, pp. 131-139, 2008.
- [8] J. Brahney, M. Hallerud, E. Heim, M. Hahnenberger, and S. Sukumaran, "Plastic rain in protected areas of the United States", *Science*, vol. 368, no. 6496, pp. 1257-1260, 2020.
- [9] H. S. Auta, C. U. Emenike, and S. H. Fauziah, "Distribution and importance of microplastics in the marine environment: a review of the sources, fate, effects, and potential solutions", *Environment international*, vol. 102, pp. 165-176, 2017.
- [10] Y. Ogata *et al.*, "International Pellet Watch: Global monitoring of persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs", *Marine pollution bulletin*, vol. 58, no. 10, pp. 1437-1446, 2009.
- [11] C. J. Foley, Z. S. Feiner, T. D. Malinich, and T. O. Höök, "A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates", *Science of the total environment*, vol. 631, pp. 550-559, 2018.
- [12] L. V. Cauwenberghe and C. R. Janssen, "Microplastics in bivalves cultured for human consumption", *Environmental pollution*, vol. 193, pp. 65-70, 2014.
- [13] D. Yang, H. Shi, L. Li, J. Li, K. Jabeen, and P. Kolandhasamy, "Microplastic pollution in table salts from China", *Environmental science and technology*, vol. 49, no. 22, pp. 13622-13627, 2015.
- [14] J. Barbuzano, "Rivers are a highway for microplastics into the ocean", *Eos*, 2019. [Online]. Available: <https://eos.org/articles/rivers-are-a-highway-for-microplastics-into-the-ocean> [Accessed: March 15, 2022].
- [15] S. L. Wright, R. C. Thompson, and T. S. Galloway, "The physical impacts of microplastics on marine organisms: a review", *Environmental pollution*, vol. 178, pp. 483-492, 2013.
- [16] L. Mai, S. N. You, H. He, L. J. Bao, L. Y. Liu, and E. Y. Zeng, "Riverine microplastic pollution in the Pearl River Delta, China: are modeled estimates accurate?" *Environmental science and technology*, vol. 53, no. 20, pp. 11810-11817, 2019.
- [17] S. S. Sadri and R. C. Thompson, "On the quantity and composition of floating plastic debris entering and leaving the Tamar Estuary, Southwest England", *Marine pollution bulletin*, vol. 81, no. 1, pp. 55-60, 2014.
- [18] S. Zhao, L. Zhu, T. Wang, and D. Li, "Suspended microplastics in the surface water of the Yangtze Estuary System, China: first observations on occurrence, distribution", *Marine pollution bulletin*, vol. 86, no. 1-2, pp. 562-568, 2014.
- [19] Q. A. Tran-Nguyen, T. B. H. Vu, Q. T. Nguyen, H. N. Y. Nguyen, T. M. Le, and M. Trinh-Dang, "Urban drainage channels as microplastics pollution hotspots in developing areas: A case study in Da Nang, Vietnam", *Marine Pollution Bulletin*, vol. 175, pp. 113323, 2022.
- [20] L. Lahens, E. Strady, T. C. Kieu-Le, R. Dris, K. Boukerma, E. Rinnert, J. Gasperi, and B. Tassin, "Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity", *Environmental Pollution*, vol. 236, pp. 661-671, 2018.
- [21] E. Strady *et al.*, "Baseline assessment of microplastic concentrations in marine and freshwater environments of a developing Southeast Asian country, Viet Nam", *Marine Pollution Bulletin*, vol. 162, pp. 111870, 2021.
- [22] GESAMP, "Guidelines for the Monitoring and Assessment of Plastic Litter in the Ocean", GESAMP, 2019.
- [23] V. Hidalgo-Ruz, L. Gutow, R. C. Thompson, and M. Thiel, "Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification", *Environmental science and technology*, vol. 46, no. 6, pp. 3060-3075, 2012.
- [24] C. M. Free, O. P. Jensen, S. A. Mason, M. Eriksen, N. J. Williamson, and B. Boldgiv, "High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake", *Marine pollution bulletin*, vol. 85, no. 1, pp. 156-163, 2014.
- [25] R. C. Team, "R: A language and environment for statistical computing", Foundation for Statistical Computing, 2013, pp. 201.
- [26] Q. Nhat, "Pollution alarm at Tam Giang - Cau Hai lagoon", *Nguoi lao dong*, 2021. [Online] Available: <https://nld.com.vn/ban-doc/bao-dong-o-nhiem-tai-pha-tam-giang-cau-hai-20211208203022535.htm>. [Accessed: December 23, 2023].
- [27] T. An, "Research on plastic waste pollution in rivers: Initial steps", *Science and Development, Ministry of Science and Technology*, 2019. [Online] Available: <https://khoa-hoc-phattrien.vn/khoa-hoc/nghien-cuu-o-nhiem-rac-thai-nhua-tren-song-nhung-buoc-so-khai/2019121910251316p1c160.htm>. [Accessed: December 23, 2023].
- [28] N. The, "Minimize plastic waste in rivers and coastal estuaries using an integrated management approach from the source", *Environment Magazine (VEM)*, 2020. [Online] Available: <http://tapchimoitruong.vn/giai-phap-cong-nghe-xanh-22/Giam-thieu-rac-thai-nhua-tren-cac-dong-song-%2C-cua-song-ven-bien-bang-phuong-phap-tiep-can-tong-hop-quan-ly-tu-nguon-12108>. [Accessed: December 23, 2023].
- [29] S. Babel, A. T. Ta, N. T. P. Loan, E. Sembiring, T. Setiadi, and A. Sharp, "Microplastics pollution in selected rivers from Southeast Asia", *APN Science Bulletin*, vol. 12, no. 1, 2022.
- [30] C. D. Dinh *et al.*, "Distribution and characteristics of microplastics in surface water at some beaches in Thanh Hoa province, Viet Nam", *Vietnam Journal of Catalysis and Adsorption*, vol. 10, no.1S, pp. 193-200, 2021.
- [31] P. K. Cheung, L. Fok, P. L. Hung, and L. T. Cheung, "Spatio-temporal comparison of neustonic microplastic density in Hong Kong waters under the influence of the Pearl River Estuary", *Science of the Total Environment*, vol. 628, pp. 731-739, 2018.
- [32] A. R. A. Lima, M. Barletta, and M. F. Costa, "Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastics in a tropical estuary", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 165, pp. 213-225, 2015.
- [33] T. Naidoo, D. Glassom, and A.J. Smit, "Plastic pollution in five urban estuaries of KwaZulu-Natal, South Africa", *Marine pollution bulletin*, vol. 101, no. 1, pp. 473-480, 2015.
- [34] P. Xu, G. Peng, L. Su, Y. Gao, L. Gao, and D. Li, "Microplastic risk assessment in surface waters: A case study in the Changjiang Estuary, China", *Marine pollution bulletin*, vol. 133, pp. 647-654, 2018.
- [35] N. Wu *et al.*, "Occurrence and distribution of microplastics in the surface water and sediment of two typical estuaries in Bohai Bay, China", *Environmental Science: Processes and Impacts*, vol. 21, no. 7, pp. 1143-1152, 2019.
- [36] R. S. Pazos, D. E. Bauer, and N. Gómez, "Microplastics integrating the coastal planktonic community in the inner zone of the Río de la Plata estuary (South America)", *Environmental pollution*, vol. 243, pp. 134-142, 2018.
- [37] W. Wang, W. Yuan, Y. Chen, and J. Wang, "Microplastics in surface

- waters of dongting lake and hong lake, China", *Science of the Total Environment*, vol. 633, pp. 539-545, 2018.
- [38] M. A. Browne *et al.*, "Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks", *Environmental science and technology*, vol. 45, no. 21, pp. 9175-9179, 2011.
- [39] R. R. Leads and J. E. Weinstein, "Occurrence of tire wear particles and other microplastics within the tributaries of the Charleston Harbor Estuary, South Carolina, USA", *Marine Pollution Bulletin*, vol. 145, pp. 569-582, 2019.
- [40] M. Jian, Y. Zhang, W. Yang, L. Zhou, S. Liu, and E. G. Xu, "Occurrence and distribution of microplastics in China's largest freshwater lake system", *Chemosphere*, vol. 261, pp. 128186, 2020.
- [41] World Bank, *Analysis of plastic waste pollution in Vietnam*, World Bank Publishing Department, 2022.
- [42] A. Khoa, "Efforts to reduce plastic waste, protect Hue's environment", People's Police online", *Public Security news*, 2021, [Online] Available: <https://cand.com.vn/Xa-hoi/no-luc-giam-thieu-rac-thai-nhua-bao-ve-moi-truong-xu-hue-i636158/>, [Accessed: December 23, 2023].
- [43] Q. Xu, R. Xing, M. Sun, Y. Gao, and L. An, "Microplastics in sediments from an interconnected river-estuary region", *Science of The Total Environment*, vol. 729, pp. 139025, 2020.
- [44] G. Peng, B. Zhu, D. Yang, L. Su, H. Shi, and D. Li, "Microplastics in sediments of the Changjiang Estuary, China", *Environmental Pollution*, vol. 225, p. 283-290, 2017.
- [45] M. Firdaus, Y. Trihadiningrum, and P. Lestari, "Microplastic pollution in the sediment of Jagir estuary, Surabaya City, Indonesia", *Marine Pollution Bulletin*, vol. 150, pp. 110-790, 2020.
- [46] K. Enders *et al.*, "Tracing microplastics in aquatic environments based on sediment analogies", *Scientific Reports*, vol. 9, no. 1, pp. 1-15, 2019.
- [47] W. Wang, A. W. Ndungu, Z. Li, and J. Wang, "Microplastics pollution in inland freshwaters of China: a case study in urban surface waters of Wuhan, China", *Science of the Total Environment*, vol. 575, pp. 1369-1374, 2017.
- [48] J. Li, H. Liu, and J. P. Chen, "Microplastics in freshwater systems: a review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection", *Water Res.*, 137, pp. 362-374, 2018.
- [49] K. J. Kapp and E. Yeatman, "Microplastic hotspots in the Snake and Lower Columbia rivers: A journey from the Greater Yellowstone Ecosystem to the Pacific Ocean", *Environmental Pollution*, vol. 241, pp. 1082-1090, 2018.
- [50] A. Bagaev, A. Mizyuk, L. Khatmullina, I. Isachenko, and I. Chubarenko, "Anthropogenic fibres in the Baltic Sea water column: Field data, laboratory and numerical testing of their motion", *Science of the total environment*, vol. 599, pp. 560-571, 2017.
- [51] J. Tibbetts, S. Krause, I. Lynch, and G. H. S. Smith, "Abundance, distribution, and drivers of microplastic contamination in urban river environments", *Water*, vol. 10, no. 11, pp. 1597, 2018.
- [52] L. Li *et al.*, "Microplastics contamination in different trophic state lakes along the middle and lower reaches of Yangtze River Basin", *Environmental Pollution*, vol. 254, pp. 112951, 2019.
- [53] B. J. Laglbauer *et al.*, "Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia", *Marine pollution bulletin*, vol. 89, no. 1-2, pp. 356-366, 2014.
- [54] W. Sang *et al.*, "The abundance and characteristics of microplastics in rainwater pipelines in Wuhan, China", *Science of the Total Environment*, vol. 755, pp. 142606, 2021.
- [55] H. X. Li *et al.*, "Microplastics in oysters *Saccostrea cucullata* along the Pearl River estuary, China", *Environmental Pollution*, vol. 236, pp. 619-625, 2018.
- [56] O. Güven, K. Gökdag, B. Jovanović, and A. E. Kideys, "Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish", *Environmental pollution*, vol. 223, pp. 286-294, 2017.
- [57] K. Conley, A. Clum, J. Deepe, H. Lane, and B. Beckingham, "Wastewater treatment plants as a source of microplastics to an urban estuary: Removal efficiencies and loading per capita over one year", *Water research X*, vol. 3, pp. 100030, 2019.
- [58] S. Zhao, L. Zhu, and D. Li, "Microplastic in three urban estuaries, China", *Environmental Pollution*, vol. 206, pp. 597-604, 2015.
- [59] D. K. Barnes, F. Galgani, R. C. Thompson, and M. Barlaz, "Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments", *Philosophical transactions of the royal society B: biological sciences*, vol. 364, no. 1526, pp. 1985-1998, 2009.
- [60] M. Cole, P. Lindeque, C. Halsband, and T. S. Galloway, "Microplastics as contaminants in the marine environment: a review", *Marine pollution bulletin*, vol. 62, no. 12, pp. 2588-2597, 2011.
- [61] L. Su *et al.*, "The occurrence of microplastic in specific organs in commercially caught fishes from coast and estuary area of east China", *Journal of hazardous materials*, vol. 365, pp. 716-724, 2019.
- [62] S. S. Sana, L. K. Dogiparthi, L. Gangadhar, A. Chakravorty, and N. Abhishek, "Effects of microplastics and nanoplastics on marine environment and human health.", *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 27, no. 36, pp. 44743-44756, 2020.
- [63] C. M. Boerger, G. L. Lattin, S. L. Moore, and C. J. Moore, "Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre", *Marine pollution bulletin*, vol. 60, no. 12, pp. 2275-2278, 2010.
- [64] A. L. Lusher, M. Mchugh, and R. C. Thompson, "Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel", *Marine pollution bulletin*, vol. 67, no. 1-2, pp. 94-99, 2013.
- [65] D. Eerkes-Medrano, R. C. Thompson, and D. C. Aldridge, "Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs", *Water research*, vol. 75, pp. 63-82, 2015.
- [66] D. Lithner, Å. Larsson, and G. Dave, "Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition", *Science of the total environment*, vol. 409, no.18, pp. 3309-3324, 2011.
- [67] J. Jeyavani, A. Sibiya, G. Narayanan, and S. Mahboob, "Ingestion and impacts of water-borne polypropylene microplastics on *Daphnia similis*", *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 30, no. 4, pp. 1-12, 2022.
- [68] H. Frostling, A. Hoff, S. Jacobsson, P. Pfäffli, S. Vainiotalo, and A. Zitting, "Analytical, occupational and toxicologic aspects of the degradation products of polypropylene plastics", *Scandinavian journal of work, environment and health*, vol. 10, no. 3, pp. 163-169, 1984.
- [69] S. Selvam, K. Jesuraja, S. Venkatramanan, P. D. Roy, and V. J. Kumari, "Hazardous microplastic characteristics and its role as a vector of heavy metal in groundwater and surface water of coastal south India", *Journal of Hazardous Materials*, vol. 402, pp. 123786, 2021.
- [70] C. J. Silva, A. L. P. Silva, D. Campos, A. L. Machado, J. L. Pestana, and C. Gravato, "Oxidative damage and decreased aerobic energy production due to ingestion of polyethylene microplastics by *Chironomus riparius* (Diptera) larvae", *Journal of Hazardous materials*, vol. 402, pp. 123775, 2021.
- [71] I. Tongo and N. O. Erhunmwunse, "Effects of ingestion of polyethylene microplastics on survival rate, opercular respiration rate and swimming performance of African catfish (*Clarias gariepinus*)", *Journal of Hazardous Materials*, vol. 423, pp. 127237, 2022.