

VI NHỰA: CÁC VẤN ĐỀ MÔI TRƯỜNG VÀ MỘT SỐ PHƯƠNG PHÁP, KỸ THUẬT NGHIÊN CỨU^(*)

Hoàng Văn Hiệp

Vũ Văn Tích

Đào Sỹ Đức

...

Tóm tắt: Các kết quả nghiên cứu một số đặc tính của vi nhựa cho phép đi đến một số nhận định rằng, vi nhựa có nguồn gốc từ quá trình khai thác dầu khí, sản xuất dược phẩm, mỹ phẩm. Các yếu tố tự nhiên như phong hóa, nhiệt độ, sóng, gió, quang học, sinh học góp phần làm biến đổi vi nhựa về kích thước và bản chất. Vi nhựa được vận chuyển trong các môi trường, đồng thời gây ra nhiều tác động tiêu cực đến sinh vật (động vật, thực vật) và con người. Vi nhựa hiện nay được xác định bởi các phương pháp, kỹ thuật như tách, soi kính, phân tích phổ... Theo nhận định, số lượng các công trình nghiên cứu được thực hiện về việc đánh giá các đặc điểm như nguồn phát sinh (từ các sản phẩm tẩy rửa, mỹ phẩm, hoạt động giặt là, dệt may, giao thông...) và thực trạng, mức độ tác động-ảnh hưởng của vi nhựa trong môi trường (đất, nước, không khí) trên lãnh thổ Việt Nam còn chưa nhiều. Việt Nam là nước đứng thứ 3 Đông Nam Á về sản lượng nhựa tiêu thụ nên nghiên cứu về vi nhựa là một nhiệm vụ quan trọng để phòng chống những ảnh hưởng tiêu cực của vi nhựa tới môi trường.

Từ khóa: Ô nhiễm vi nhựa; Phân tích vi nhựa; Xác định vi nhựa.

Mở đầu

Sự phát triển của khoa học, công nghệ trong việc nghiên cứu, sản xuất, sử dụng vật liệu nhựa trong xã hội ngày nay đã dẫn đến hệ quả là một lượng lớn các loại rác nhựa được thải ra môi trường. Rác thải nhựa tồn tại trong các môi trường trên cạn và môi trường nước (Barnes et al., 2009). Dưới tác động của các yếu tố hóa lý, sinh học, rác thải nhựa sẽ phân

hủy thành vô số các mảnh nhựa có kích thước nhỏ hơn, trong đó có vi nhựa thứ cấp với kích cỡ từ 1µm - 5mm (Cole et al., 2011). Những hạt vi nhựa này gây nên hai vấn đề chính có tác động tiêu cực đến các hệ sinh thái, con người và xã hội: (i) Hạt vi nhựa đủ nhỏ để được các quần thể sinh vật hấp thụ, từ đó được tích tụ trong các chuỗi thức ăn; (ii) Hạt vi nhựa có thể hấp thụ và làm giàu các chất ô nhiễm trên bề mặt của hạt. Việc ăn phải thức ăn có chứa vi nhựa như các sinh vật sống dưới nước, hoặc trên cạn theo các chuỗi thức ăn có thể gây ra một loạt các tác động tiêu cực đến sức khỏe sinh vật, ví dụ như các chấn thương cơ học, hình thành cảm giác no giả, làm giảm tốc độ tăng trưởng, cạn kiệt năng lượng, ngăn cản

(*) Bài báo được hoàn thành với sự hỗ trợ chuyên môn, kinh phí của nhiệm vụ bảo vệ môi trường “Đánh giá ô nhiễm rác thải nhựa vi hạt trong trầm tích ven biển và đề xuất giải pháp phòng tránh rác thải nhựa từ lục địa” năm 2020, mã số QMT.20.01. Tập thể tác giả xin trân trọng cảm ơn.

quá trình sản xuất enzyme, giảm khả năng sinh sản, gây cản trở quá trình oxy hóa và thậm chí là gây bệnh (Sussarellu et al., 2016). Ngoài ra, vi nhựa có thể tập trung một lượng đáng kể các chất ô nhiễm độc hại trong nước, có thể gây nhiễm độc đối với động vật thủy sinh khi các vi nhựa bị ô nhiễm này được hấp thụ vào trong cơ thể của chúng (Li et al., 2018).

Hiện nay, ngày càng có nhiều công bố tập trung vào việc nghiên cứu, đánh giá vi nhựa theo cả hai hướng định lượng và định tính trong các môi trường khác nhau trên thế giới (Li et al., 2018). Bài viết này được thực hiện nhằm mục đích cung cấp thông tin các vấn đề ô nhiễm môi trường có nguồn gốc từ vi nhựa và tổng hợp các phương pháp phân tích, xác định vi nhựa liên quan.

1. Nguồn gốc và một số vấn đề môi trường liên quan đến vi nhựa

1.1. Nguồn gốc của vi nhựa

Vi nhựa có kích thước 1 micromet - 5 minimet (Barnes et al., 2009) bao gồm vi nhựa sơ cấp và vi nhựa thứ cấp. Vi nhựa sơ cấp là nhựa được tạo ra có chủ đích ban đầu để sử dụng trong các sản phẩm như mỹ phẩm, dược phẩm... hay được tạo ra trong các quá trình sản xuất đúc khuôn hoặc nghiền. Vi nhựa thứ cấp xuất hiện và đi vào môi trường khi các vật dụng bằng nhựa có kích thước lớn bị phá vỡ thành các mảnh có kích thước nhỏ hơn dưới tác động của quá trình phong hóa, do sóng, do gió, quang hóa hoặc biến đổi sinh học (Thompson et al., 2004). Vi nhựa đôi khi cũng là kết quả của sự mài mòn trong quá trình giặt (ví dụ, giặt quần áo bằng vải dệt tổng hợp) (Arthur et al., 2009). Các hạt nhựa với kích thước nhỏ đã được báo cáo là có mặt ở khắp nơi trong các môi trường khác nhau của các hệ sinh thái trên cạn và/hoặc dưới nước trên toàn cầu. Trên thực tế, nguồn phát sinh vi nhựa theo

các môi trường khác nhau được phân định cụ thể như sau:

Vi nhựa phát tán trong môi trường trầm tích

Các nguồn vi nhựa trong trầm tích thường có liên quan đến các hoạt động như sản xuất công nghiệp, sản xuất nông nghiệp hoặc các hoạt động sinh hoạt của con người được vận chuyển theo dòng nước và tích tụ trong các bể trầm tích. Trong sản xuất nông nghiệp, có thể lấy ví dụ một số hoạt động là nguồn thải như tưới nước, cải tạo đất (sử dụng phân bón hữu cơ, nước thải bùn), dòng chảy bề mặt, hay vớt rác bờ bãi (Steinmetz et al., 2016). Vi nhựa từ phát hiện trong bùn thải từ các nhà máy xử lý nước thải với nồng độ lên tới 15.385 hạt/kg (Mahon et al., 2017). Trong nghiên cứu nồng độ vi nhựa có trong nước thải sinh hoạt từ Sigma-Aldrich, Majewsky và các cộng sự đã phát hiện ra chúng có thể lên tới 627.000 hạt/m³ (Majewsky et al., 2016). Năm 2017, lượng tiêu thụ các loại màng phủ nhựa nông nghiệp tại Trung Quốc vượt 1,47 triệu tấn, gây ra một lượng lớn sự tích tụ vi nhựa trong đất nông nghiệp (Gao et al., 2019). Vi nhựa có trong bụi phóng xạ được tìm thấy với nồng độ có thể đạt tới 29-280 hạt/m³ (Dris et al., 2015). Đôi khi, vi nhựa trong khí quyển có thể có nguồn gốc từ đất ven biển như ở Trung Quốc (Zhou et al., 2017).

Vi nhựa phát tán trong nước ngọt và nước biển

Nguồn tạo ra vi nhựa từ các hệ thống nước ngọt có thể kể đến như dòng nước chảy qua các bãi rác, các khu xử lý nước thải nhà máy công nghiệp, hoặc việc xử lý rác thải nhựa không đảm bảo, từ việc xói mòn đất trên cạn, nước thải sinh hoạt, hoặc do các hoạt động vận chuyển khác nhau (Talvitie et al., 2017). Ví dụ điển hình là ở Glasgow (Scotland) với khoảng $6,5 \times 10^7$ hạt vi nhựa/(m².a) được xả trực tiếp vào nguồn nước

tiếp nhận tự nhiên của khu vực từ hệ thống thiết bị thứ cấp lớn của nhà máy. Mặc dù tỉ lệ xử lý lên đến 98,41% nhưng không thể không khẳng định, đây vẫn là một mối đe dọa cho con người và các hệ sinh thái của khu vực (Murphy et al., 2017). Các nguồn nước mặt dùng để tưới tiêu, nước ngầm và nước thải chứa nhiều loại vi nhựa bao gồm các hình dạng khác nhau (sợi, mảnh và hạt) và vật liệu (polyetylenterephthalate, polyetylen, polypropylen và rượu polyvinyl) (Gatidou et al., 2019). Ngoài các nguồn như đã kể trên, sự lắng đọng trong khí quyển dưới tác động của gió và dòng chảy bề mặt cũng có thể chuyển vi nhựa vào các hồ, các sông tạo ra lượng lớn các hạt vi nhựa (Dris et al., 2018). Vi nhựa trong môi trường nước biển có thể bắt nguồn từ ngay trong đại dương và từ đất liền (Hammer et al., 2012). Các nguồn vi nhựa trong nước biển thông thường có liên quan đến các hoạt động của ngành thủy sản, các hoạt động của bến cảng, tàu thuyền và các hoạt động khác trong môi trường biển (Wagner et al., 2017).

Vi nhựa trong khí quyển: Vi nhựa có thể được phát hiện trong bầu khí quyển của các thành phố lớn, hoặc các vùng ngoại ô, các vùng quận huyện xa xôi. Điều này chứng tỏ, vi nhựa có thể được vận chuyển đến từ những khoảng cách rất xa trong khí quyển (Zhou et al., 2017). Các nguồn chính của vi nhựa trong khí quyển bao gồm một số loại điển hình như hàng dệt tổng hợp, chất thải trong các bãi chôn lấp hoặc đốt rác, sự suy thoái và phong hoá của các vật liệu nhựa lớn, các hoạt động giao thông, vận chuyển gió và bụi (K. Liu et al., 2019) (Klein & Fischer, 2019). Nghiên cứu mới nhất cho thấy vi nhựa trong khí quyển có thể đạt tới $1,46 \times 10^5$ hạt / (m².a), trong đó hơn 95% là sợi và hơn 50% là các hạt vi nhựa nhỏ hơn 0,5 mm với các thành phần chính bao gồm polyeste, polyvinyl clorua, polyetylen và polystyren (Chen et al., 2020). Một số

lượng lớn sợi nhỏ được từ các loại quần áo, hoặc đôi khi từ các hoạt động sản xuất từ các nhà máy cũng có thể thâm nhập vào khí quyển (Browne et al., 2011). Ngoài ra, hoạt động giao thông tạo ra các tác động khác nhau (như mài mòn lốp phương tiện xuống đường do phanh gấp, ma sát) cũng sẽ thải nhiều vi nhựa vào trong khí quyển (Abbasi et al., 2019). Vi nhựa từ các nguồn này có thể được vận chuyển theo một quãng đường dài nhờ gió đến các khu vực nằm rất xa nguồn phát thải, thậm chí thừa thốt người sống (Repko Allen, 2020).

1.2. Cơ chế vận chuyển của vi nhựa

Khi rác thải nhựa được thải ra môi trường, nhựa sẽ bị phân huỷ và phong hóa bởi các tác nhân khác nhau (oxy hoá quang học, oxy hoá nhiệt học, oxy hóa hoá học, phân huỷ sinh học; hoặc chúng sẽ bị mài mòn vật lý do đá, cát, thủy triều, sóng gây ra) để tạo thành vi nhựa, thậm chí nhựa kích thước cỡ nano (Sun et al., 2020). Sự trao đổi vi nhựa trong các môi trường dưới nước, trên cạn và không khí tạo thành chu trình động của quá trình vận chuyển vi nhựa trong môi trường mà không phải là một quá trình tĩnh (Chen et al., 2020). Việc vận chuyển vi nhựa được phân loại theo hai dạng vận chuyển ngắn (các hoạt động làm đất, tưới nước, hoặc rò rỉ nước từ các khu rác thải vào trong đất) và vận chuyển đường dài (xói mòn đất, theo dòng chảy bề mặt hoặc theo mưa-gió). Ngoài ra, quá trình lưu thông nhiệt và các loại tảo cũng góp phần vào việc tăng khả năng vận chuyển, tích tụ vi nhựa (Ma et al., 2020).

Vi nhựa có tỷ trọng cao có thể dễ dàng lắng đọng trong đất và dễ dàng di chuyển xuống các lớp trầm tích sâu hơn. Vi nhựa có tỷ trọng thấp hơn lại dễ dàng được vận chuyển vào khí quyển hoặc các hệ sinh thái dưới nước thông qua gió và dòng chảy bề mặt (Chen et al., 2020). Vi nhựa (với kích thước nhỏ và tỷ trọng thấp) lơ lửng trong khí quyển sẽ xâm

nhập trở lại các môi trường nước và môi trường trên cạn nhờ bụi trong khí quyển. Nhìn chung, vi nhựa sau khi đi vào môi trường nước sẽ được vận chuyển vào bề tích tụ như các hồ và các đại dương. Các vi nhựa có thể tiếp tục bị phân mảnh nhỏ hơn và bị các sinh vật khi bị ăn phải do nhầm là thức ăn trong môi trường trầm tích và môi trường nước (Law et al., 2010). Vi nhựa có thể được vận chuyển khắp trái đất thậm chí có mặt ở các vùng cực bởi dòng hải lưu của đại dương. Đôi khi, vi nhựa còn được tìm thấy ở sâu thẳm các vùng tuyết ở đại dương vùng cực (Porter et al., 2018).

1.3. Tác động của vi nhựa đến môi trường, sinh vật và con người

Tác động của vi nhựa đến môi trường

Ảnh hưởng của vi nhựa đến đất và các lớp trầm tích: Vi nhựa có thể ảnh hưởng đáng kể đến các hệ sinh thái trên cạn và dưới nước đặc biệt là các hệ vi sinh vật, cấu trúc của đất và các biểu hiện của hệ động-thực vật (Ma et al., 2020). Vi nhựa có thể thay đổi độ tơi xốp của đất khi chúng thâm nhập vào đồng thời ảnh hưởng đến sự kết tụ của đất và động lực nước dưới đất (De Souza Machado et al., 2019). Sự có mặt của vi nhựa có thể đẩy nhanh quá trình bay hơi của nước trong đất bằng cách hình thành các kênh chuyển động của nước. Đôi khi, sự hiện diện của vi nhựa có thể dẫn đến khô và nứt bề mặt đất bằng cách cuốn theo các hạt đất để tạo thành cục hoặc phá hủy tính toàn vẹn của cấu trúc đất (Wan et al., 2019). Vi nhựa đôi khi gây ra sai số cho việc đánh giá lưu trữ carbon trong đất bởi mật độ và khối lượng lớn của đất là yếu tố quan trọng để đánh giá việc lưu trữ carbon trong đất (Rillig, 2018). Nồng độ cao của vi nhựa làm tăng đáng kể hàm lượng dinh dưỡng của dung dịch chất hữu cơ hòa tan, thúc đẩy sự tích tụ của nitơ hữu cơ hòa tan, carbon hữu cơ hòa tan và hòa tan phốt pho hữu cơ (H. Liu et al., 2017). Do tính kỵ nước và diện tích bề mặt lớn, vi nhựa có thể

hấp thụ một số chất gây ô nhiễm trên bề mặt của chúng, gây ra sự thay đổi hành vi môi trường đối với các chất ô nhiễm khác trong đất (Alimi et al., 2018).

Ảnh hưởng của vi nhựa đối với các hệ sinh thái dưới nước: Vi nhựa có tác động tiêu cực đến các chức năng sinh thái của các hệ sinh thái dưới nước bằng cách ảnh hưởng đến các chuỗi thức ăn, thay đổi môi trường sống tự nhiên, làm rối loạn quy luật phát triển của các loài trong quần xã vi khuẩn (Ma et al., 2020). Một trong những ví dụ điển hình là việc làm giảm hàm lượng diệp lục của tảo đỏ, từ đó làm giảm hiệu suất quang hợp, gây ra sự ức chế phát triển của tảo khi có hiện diện của vi nhựa trong môi trường nước (Zhang et al., 2017). Tảo được coi là các nhà sản xuất sơ cấp trong hệ sinh thái thủy sinh. Do vậy, việc ức chế sự phát triển của tảo làm giảm sinh khối từ đó có thể gây ra giảm khối lượng các loại sinh vật sản xuất thứ cấp trong chu trình dinh dưỡng của hệ sinh thái thủy sinh, từ đó ảnh hưởng đến chuỗi thức ăn (Green et al., 2016). Trong lĩnh vực này, một số các nghiên cứu đã phát hiện ra rằng, vi nhựa có thể ảnh hưởng xấu đến môi trường sống của các động - thực vật thủy sinh từ đó gia tăng nguy cơ tuyệt chủng (như rùa biển) từ việc thay đổi các đặc điểm trầm tích (việc lưu trữ, vận chuyển các chất độc) (Beckwith & Fuentes, 2018). Vi nhựa lắng đọng có thể cản trở sự khuếch tán và trao đổi oxy xảy ra trên bề mặt của trầm tích dẫn đến ảnh hưởng đến các quá trình sinh hoá diễn ra trên bề mặt trầm tích, và từ đó, chúng ảnh hưởng sâu đến các chủ trình sinh địa hóa và gây nên một số tác động tiêu cực đến môi trường sinh thái biển và các sinh vật biển (Lourenço et al., 2017).

Ảnh hưởng của vi nhựa đến sinh vật

Ảnh hưởng của vi nhựa đến động vật: Vi nhựa có thể bị nhầm lẫn với thức ăn, do đó, động vật (cả ở trên cạn và dưới nước) đều có

thể dễ dàng ăn phải (Moore, 2008). Việc nạp vào cơ thể một lượng lớn vi nhựa tạo cảm giác no giả cho động vật, từ đó làm suy dinh dưỡng và gia tăng khả năng chết (Setälä et al., 2016), hoặc vi nhựa cũng có thể gây tắc nghẽn đường ruột do đặc tính sắc nhọn không đồng đều và/hoặc gây tổn thương cho thực quản, có hại cho hệ tiêu hoá của sinh vật (de Sá et al., 2018). Ước tính rằng, có tới 60% trong số 198 loài cá ở 24 quốc gia có vi nhựa tồn tại trong cơ thể (Sequeira et al., 2020). Vi nhựa không chỉ tạo ra các phản ứng sinh học do tác động vật lý của chúng mà do đặc điểm bề mặt của các hạt nhựa nhỏ có thể dẫn đến sự hấp phụ các chất ô nhiễm hữu cơ khó phân huỷ (POP) từ môi trường (Teuten et al., 2007) hoặc giải phóng các monome và các chất phụ gia từ nhựa (có thể là các chất làm dẻo) gây phá vỡ nội tiết của sinh vật. Sự hiện diện của vi sinh vật trên bề mặt của vi nhựa cũng có thể góp phần vào quá trình phân huỷ sinh học cực kì chậm của chúng (Andrady, 2017). Việc nuốt phải những hạt vi nhựa có thể gây ra tổn thương vi mô (loét, trầy xước) và tạo thuận lợi cho sự lây nhiễm bởi các vi sinh vật gây bệnh. Hơn nữa, đặc tính của vi nhựa hoặc sự hiện diện của các màng sinh học trên bề mặt của chúng có thể ảnh hưởng đến hệ vi sinh vật đường ruột của động vật khi chúng nuốt phải vi nhựa từ đó gây tác động xấu đến sức khoẻ động vật (Lu et al., 2019).

Ảnh hưởng của vi nhựa đến thực vật: Vi nhựa đôi lúc có thể gây nên những tác động tiêu cực đến thực vật thủy sinh và thực vật trên cạn thông qua nhiều con đường hoặc cách thức khác nhau. Việc tiếp xúc với vi nhựa đôi khi gây phá hủy màng tế bào, thành tế bào do không hấp thụ được oxy hoặc làm tổn thương vật lý của sinh vật (Y. Mao et al., 2018). Vi nhựa cũng có thể gây ức chế sự phát triển của vi tảo (Zhang et al., 2017), thậm chí, vi nhựa có thể ảnh hưởng đến chiều dài của rễ, khả năng

sống của tế bào rễ và tỉ lệ nảy mầm của thực vật có mạch dẫn. Sự tích tụ của vi nhựa trong thực vật có thể có những ảnh hưởng trực tiếp đến hệ sinh thái và có tác động đến tính bền vững của nông nghiệp và an toàn thực phẩm. Chúng có thể được hấp thụ trên bề mặt rễ hoặc được rễ, trái cây, rau hấp thụ vào do đó, chúng tích tụ trong các cấu trúc này (Meng et al., 2021). Ảnh hưởng của vi nhựa đối với thực vật khác nhau tùy thuộc vào loại, hình dạng, kích thước và nồng độ của chúng. Trong nông nghiệp, tác động của vi nhựa đến năng suất cây trồng được quan sát thấy ở các cá thể và quần thể của một số loài (Zang et al., 2020). Sự ô nhiễm của vi nhựa trong các quần xã thực vật đã tạo ra áp lực lớn đối với môi trường sinh thái, đặc biệt là đối với các hệ sinh thái nông nghiệp (de Souza Machado et al., 2018). Có thể thấy rằng, vi nhựa trong hệ thống nông nghiệp không chỉ làm giảm sinh khối vi sinh vật trong đất và các hoạt động của chúng, vi nhựa còn ảnh hưởng đến chu trình các nguyên tố trong đất. Do đó, vi nhựa gây ra các hiểm họa tiềm tàng cho các cây lương thực, đe dọa sự phát triển của ngành nông nghiệp (Iqbal et al., 2020).

Ảnh hưởng của vi nhựa đến con người

Cơ thể của con người hấp thụ vi nhựa bằng nhiều con đường tiếp xúc khác nhau, ví dụ như nước uống, tiêu thụ các loại thực phẩm có nguồn gốc thủy sinh hay trên cạn, hoặc đôi khi do hít phải bụi có chứa vi nhựa (Prata, 2018). Sự phong phú của các đối tượng trong các chuỗi thức ăn là yếu tố quan trọng để vi nhựa có thể tiếp xúc và xâm nhập vào cơ thể con người. Dehghani và nhóm nghiên cứu đã ước tính rằng, nồng độ vi nhựa thông qua việc hít phải bụi ở trẻ em và người lớn lần lượt là 3223 và 1063 hạt mỗi năm (Dehghani et al., 2017). Các hạt vi nhựa có kích thước 10 µm có thể xâm nhập và làm ảnh hưởng đến đường dẫn khí của phổi (Hale, 2018). Các nghiên cứu ước tính rằng, người tiêu dùng ở châu Âu có thể

hấp thụ 11.000 hạt vi nhựa mỗi năm thông qua việc ăn động vật có vỏ, điều này chứng tỏ rằng vi nhựa có thể tích tụ trong chuỗi thức ăn và cuối cùng đi vào cơ thể con người (Van Cauwenberghe & Janssen, 2014). Vi nhựa đi vào trong cơ thể có thể gây ra nhiều tác động sinh học như ngăn cản quá trình oxy hoá của các chức năng cơ thể, gây tổn thương tế bào, gây tổn thương ADN, tạo ra các phản ứng viêm... (Yong et al., 2020).

2. Một số phương pháp, kỹ thuật phân tích, xác định vi nhựa

Vi nhựa tồn tại trong nhiều môi trường khác nhau nên việc lựa chọn cách tiếp cận, phương pháp lấy mẫu nhằm nghiên cứu, đánh giá vi nhựa theo phạm vi không gian, thời gian phần lớn phụ thuộc vào các thực thể, đối tượng tồn tại trong đó. Hiện nay, việc triển khai các phương pháp lấy mẫu được tiến hành theo 03 dạng chính, đó là lấy mẫu chọn lọc, lấy mẫu số lượng lớn (hàng loạt) và lấy mẫu giảm thể tích (Hidalgo-Ruz et al., 2012).

Các kỹ thuật phân tích vi nhựa, nhận dạng bằng mắt thường là kỹ thuật đơn giản nhất và được sử dụng phổ biến nhất dùng cho việc xác định vi nhựa. Các nhà nghiên cứu bước đầu đánh giá các kết quả đạt được dựa theo cách quan sát bằng mắt thường hoặc với sự hỗ trợ của kính hiển vi quang học (thường là kính hiển vi soi nổi). Theo đó, hình dạng và màu sắc là cơ sở chính để xác định vi nhựa (Crawford & Quinn, 2017b). Để cải thiện độ chính xác các kết quả nhận dạng vi nhựa, một loạt các tiêu chí lựa chọn được khuyến nghị, đồng thời yêu cầu các nhà nghiên cứu phải tuân thủ nghiêm ngặt khi kiểm tra trực quan vi nhựa trên các mẫu cụ thể như sau (i) Các hạt hoặc sợi nghi ngờ là vi nhựa phải không có cấu trúc tế bào hoặc hữu cơ nhìn thấy được; (ii) Sợi vi nhựa phải có độ dày và màu sắc phù hợp dọc theo toàn bộ chiều dài của chúng; (iii) Các hạt rõ ràng và có màu đồng nhất; (iv) Các

hạt trong suốt và trắng cần được xác nhận thêm dưới kính hiển vi có độ phóng đại cao hoặc kính hiển vi huỳnh quang (Crawford & Quinn, 2017a). Nhận dạng bằng mắt thường là một phương pháp thích hợp cho các mẫu có khối lượng lớn, đặc biệt trong trường hợp không có sẵn các dụng cụ phân tích đắt tiền. Tuy nhiên, luôn tồn tại khả năng sai lệch khi xác định vi nhựa bằng mắt thường và chất lượng của kết quả nhận dạng phụ thuộc vào nhiều yếu tố chẳng hạn như: chủ quan của người kiểm tra, nền mẫu, hình dạng và kích thước hạt và kính hiển vi được sử dụng để kiểm tra (Löder & Gerdts, 2015). Ngoài ra, vi nhựa bị phong hóa có thể có một số thay đổi về hình thái, làm cho việc xác định bằng mắt thường trở nên khó khăn hơn. Khi kích thước của các hạt được kiểm tra giảm, khả năng xác định sai bằng các kỹ thuật quang học tăng lên đáng kể (Crawford & Quinn, 2017c). Những nhược điểm này kết hợp với nhau dẫn đến tỷ lệ lỗi cao đối với các kết quả nhận dạng trực quan (Song et al., 2015). Do đó, nên sử dụng một số dụng cụ quang phổ hoặc các kỹ thuật phân tích khác để xác nhận danh tính của vi nhựa bị nghi ngờ, đặc biệt là đối với các mẫu kích thước nhỏ hơn.

Kỹ thuật tách tỉ trọng được đánh giá là một trong những kỹ thuật phổ biến với nhiều dung dịch như NaCl, CaCl₂, NaI, ZnCl₂, trong đó ZnCl₂ là dung dịch muối tách lý tưởng giúp tách các polyme mật độ cao một cách dễ dàng và ở mức tối đa (Maes et al., 2017). Kỹ thuật xác định vi nhựa bằng SEM/EDS giúp xác định polyme nhựa do phổ carbon của chúng biểu hiện rõ nét (Blair et al., 2019). Để xác định sự tồn tại và đặc tính dựa theo nghiên cứu của quang phổ vi nhựa, các kỹ thuật FTIR hoặc Raman cũng được khuyến khích sử dụng. FTIR và Raman đều là các kỹ thuật bổ sung cho nhau và tạo ra dữ liệu giúp các nhà nghiên cứu có thể lập bản đồ hóa học. Trong

khi kỹ thuật FTIR có thể phát hiện một hạt có kích thước tối đa là 10 μm (Ojeda et al., 2009) thì kính hiển vi Raman có thể phát hiện trong trường hợp kích thước của vi nhựa ở mức 1 μm

(Crawford & Quinn, 2017a). Các kỹ thuật xác định vi nhựa và những mặt tồn tại, lợi thế của chúng được thể hiện trong Bảng 1.

BẢNG 1. ĐÁNH GIÁ ĐẶC ĐIỂM CÁC KỸ THUẬT XÁC ĐỊNH VI NHỰA

Các kỹ thuật	Ưu điểm	Nhược điểm
Micro-FTIR	Thuận lợi cho việc phát hiện các hạt nhỏ đến 10 μm	- Không phù hợp với các mảnh vụn nhỏ hơn, nhựa nano hoặc các hạt khó phân lập đã kết tủa vào trầm tích hoặc bị sinh vật ăn vào.
ATR-FTIR	Phân tích <i>trực tiếp</i> các hạt có kích thước lớn (> 500 μm) và có hình dạng bất thường mà không cần qua bước chuẩn bị mẫu (Löder & Gerdts, 2015).	Có thể làm hỏng vi nhựa dễ vỡ hoặc bị phong hóa cao do áp suất cao tạo ra bởi đầu dò và các hạt vi nhựa có thể dính vào đầu thăm dò do lực tĩnh điện (Shim et al., 2017).
FPA-FTIR	Đều cho kết quả phân tích có độ nhạy như nhau với tất cả các hạt nhựa (< 20 μm) bằng cách quét giấy lọc với độ phân giải bên cao, phát hiện vi nhựa nhanh (Tagg et al., 2015).	Chi phí cao và yêu cầu công suất xử lý cao (Tagg et al., 2015).
Quang phổ Raman	Phát hiện đến kích thước 1 μm , tự động quét giấy lọc bằng phần mềm khác nhau, phổ được xác định bằng việc đối sánh tự động (Elert et al., 2017; Sobhani et al., 2019).	- Dễ bị can thiệp bởi sự hiện diện của các chất phụ gia, chất màu hoặc hóa chất kèm theo liên quan đến vi nhựa, có thể ảnh hưởng tiêu cực đến độ chính xác nhận dạng. - Việc lập bản đồ của những hạt vi nhựa đơn lẻ là rất khó hoặc việc phân tích trực tiếp các mẫu tự nhiên là rất khó (Sobhani et al., 2019).
Nhiệt phân sắc ký khí khối phổ (Py-GC-MS)	- Lượng mẫu nhỏ (5-200 μg) mà không cần xử lý trước. Py-GC-MS tương thích với hầu hết các phương pháp đã được thiết lập (William Meredith, 2021). - Độ chính xác cao để xác nhận các loại nhựa khi nhựa được tách đúng cách khỏi các mẫu môi trường phức tạp (F. Mao et al., 2019).	- Khả năng tái lập kém do các yếu tố như tính đồng nhất của mẫu, có thể làm thay đổi bản chất của mẫu (Sobeih et al., 2008). - Tính chất phá hủy, khó khăn trong việc giải thích các biểu đồ thu được do số lượng lớn các phản ứng có thể xảy ra và mật độ của các đỉnh trong các biểu đồ (Sobeih et al., 2008). - Hạn chế khi phân tích một lượng mẫu lớn.
Nhận dạng trực quan bằng mắt	- Phát hiện nhựa đơn giản và nhanh chóng (Crawford & Quinn, 2017b). - Có thể nhận dạng các loại nhựa khi chúng được phân biệt rõ ràng bằng hình dáng bên ngoài (Crawford & Quinn, 2017b).	- Yêu cầu xác nhận bổ sung về các đặc điểm hóa học bằng cách sử dụng các công cụ khác - Không áp dụng cho vi nhựa không nhìn thấy được (\leq vài mm) (Löder & Gerdts, 2015)(Song et al., 2015). - Có khả năng bị thiếu các hạt nhỏ (vi nhựa) trong quá trình phân loại (Crawford & Quinn, 2017c).

Kiểm soát sự hỗn nhiễm bên ngoài trong quá trình xử lý, tách và phân tích vi nhựa là một vấn đề quan trọng trong nghiên cứu, quan trắc vi nhựa. Trong quá trình thu thập, xử lý, mẫu có rất nhiều nguy cơ bị ô nhiễm bởi bụi phóng xạ trong khí quyển, do các thiết bị, đồ dùng thí nghiệm hoặc vải bẩn. Các biện pháp hạn chế, giảm thiểu sai số thường được sử dụng như: (1) Sử dụng thiết bị thủy tinh và kim loại (kim loại bền không bị tác dụng bởi hóa chất), tránh sử dụng các thiết bị bằng nhựa. Các thiết bị này có thể được rửa sạch bằng nước Milli-Q sau đó là ethanol trước và sau mỗi lần sử dụng. Các loại quần áo được sản xuất có nguồn gốc từ các Polyester được khuyến khích là không nên mặc trong quá trình lấy mẫu hoặc xử lý mẫu. Thay vào đó, nên sử dụng các vật dụng, tư trang làm bằng vải bông trắng. (2) Để đảm bảo mẫu khỏi hỗn nhiễm bởi các hợp chất từ không khí, mẫu thí nghiệm luôn phải được bọc bằng các lá nhôm hoặc giữ trong các vật chứa có nắp đậy kín, không gian khu vực thí nghiệm cũng phải được làm sạch bởi Ethanol 70%. Tốt nhất là các mẫu nên được xử lý trong không gian kín, sạch, được kiểm soát bởi nhiều lớp không khí sạch khác nhau (Wesch et al., 2017).

Việc đưa một số kỹ thuật quang phổ nhằm nghiên cứu đặc tính hóa học của vi nhựa cần được triển khai càng nhiều càng tốt để có thể hỗ trợ đáng kể trong việc cải thiện độ chính xác của các kết quả nhận dạng, định tính, định lượng chúng.

3. Một số kết quả nghiên cứu về vi nhựa ở Việt Nam

Việt Nam được đánh giá là nước tiêu thụ nhựa cao thứ 3 ở Đông Nam Á sau Malaysia và Thái Lan. Trung bình lượng tiêu thụ nhựa bình quân tính theo đầu người ở Việt Nam trong năm 2015 lên đến 41kg (tăng 10 lần so với năm 1990) (Lahens et al., 2018). Mỗi năm,

Việt Nam thải ra khoảng hơn 1,8 triệu tấn rác thải nhựa và chỉ 27% lượng rác thải trong số đó được tái chế. Tính riêng lượng rác thải nhựa thải ra môi trường biển, Việt Nam đứng thứ 4 trên thế giới với ước tính khoảng 0,28-0,73 triệu tấn (Jambeck et al., 2015). Ngoài ra, tại Việt Nam hiện nay, gần 50% sản phẩm nhựa được thiết kế, sản xuất phục vụ các mục đích sử dụng hàng ngày một lần rồi sau đó bị thải bỏ. Các phương pháp xử lý hầu hết là thiêu đốt hoặc chôn lấp để lại nguy cơ tiềm tàng trong việc tăng lượng vi nhựa được thải ra môi trường theo các cách khác nhau (Bộ Tài nguyên và Môi trường, 2019).

Tuy nhiên trên thực tế, thông tin về sự phân bố của rác thải nhựa trên lãnh thổ trong các môi trường nước ngọt-trầm tích, dọc bờ biển, các đầm phá-vũng vịnh vẫn còn đang cần nhiều thời gian, công sức để nghiên cứu. Vấn đề ô nhiễm vi nhựa đã được một số tổ chức, cá nhân tiến hành đánh giá, nghiên cứu. Tuy nhiên, hiện mức độ và phạm vi tiếp cận của các nghiên cứu này còn hạn chế, địa điểm nghiên cứu còn nhỏ hẹp. Một số tiếp cận về vi nhựa được triển khai trong những năm gần đây nổi bật có thể kể đến những nghiên cứu về vi nhựa trong trầm tích bề mặt vùng cửa sông Ba Lạt, miền Bắc Việt Nam (Hiền & Cúc, 2021). Các kết quả nghiên cứu vi nhựa tại đây chỉ ra rằng, hầu hết các vi nhựa phát hiện được là dạng PE (polyethylene) và một số PP (polypropylene), polyamide (PA) và polystyrene (PS). Với khối lượng riêng thấp (từ 0,91 đến 0,97 g/cm³), vi nhựa tại đây nổi trên mặt nước sông và biển, sau đó các hạt này lắng đọng trên trầm tích và bãi biển. Các vi nhựa có kích thước lớn hơn (300-5.000 µm) chiếm hơn 88% trong số lượng vật phẩm thu được. Các vi nhựa chủ yếu có màu trong suốt, đỏ và xanh lam là hình dạng chủ đạo trong hầu hết các mẫu (Hiền & Cúc, 2021).

Trên sông Sài Gòn, các kết quả nghiên cứu về mật độ vi nhựa dạng sợi hiện nay tại mỗi điểm nghiên cứu đo được dao động từ 172.000 hạt/m³ đến 519.000 hạt/m³ và mật độ vi nhựa dạng mảnh tại mỗi điểm dao động từ 10 hạt/m³ đến 223 hạt/m³) (Lahens & Al, 2018). Vi nhựa cũng được tìm thấy ở cả ba vùng biển Tiền Giang, Cần Giờ và Bà Rịa - Vũng Tàu với mật độ dao động từ 0,04 đến 0,82 hạt/m³ nước biển, chủ yếu là dạng mảnh và sợi, kích thước tập trung trong khoảng 0,25-0,5mm và 1-2,8mm, với màu sắc khá đa dạng (Nguyễn, 2019). Theo nghiên cứu mới đây nhất của Huỳnh Phú cùng cộng sự (2021) thì mức độ phát thải vi nhựa trên sông Sài Gòn - Đồng Nai theo dạng mảnh, hạt, sợi cao hơn so với các nghiên cứu trước đó đã thực hiện từ 3-5 lần. Nước mặt có hàm lượng vi nhựa lớn từ 228.120 sợi vi nhựa/m³ nước, nhiều nhất có thể lên đến 715.124 sợi vi nhựa/m³ (Phú et al., 2021). Ngoài ra, một số nghiên cứu của tác giả Lưu Việt Dũng (2020), trong đó nổi bật là nghiên cứu xác định hạt vi nhựa trong môi trường trầm tích bãi triều ven biển tại xã Đa Lộc, huyện Hậu Lộc, tỉnh Thanh Hoá (Việt Dũng et al., 2020) cũng đã chỉ ra rằng, trong 1kg trầm tích có từ 2.921 đến 5.635 mảnh vi nhựa với thành phần chủ yếu là Microfragments (65,09%), Microfoams (8,41%), Microfilbers (24,08%) và Microfilms (2,42%). Nguồn gốc của các hạt này chủ yếu từ hoạt động nhân sinh tại khu vực ven biển như nuôi trồng, khai thác thủy sản và rác thải sinh hoạt. Điều này đặt ra vấn đề đáng báo động, đòi hỏi sự quan tâm, giải quyết của các cấp quản lý chính quyền và người dân khu vực trong tương lai.

Đến nay, chưa có đánh giá tổng thể về nguồn phát sinh (từ các sản phẩm tẩy rửa, mỹ phẩm, hoạt động giặt là, dệt may, giao thông...) và thực trạng vi nhựa trong môi

trường (đất, nước, không khí) tại Việt Nam. Nguy cơ gây ô nhiễm môi trường do chất thải nhựa tại Việt Nam hiện nay theo đánh giá có xu hướng gia tăng. Chất thải nhựa nếu không kiểm soát tốt sẽ đe dọa cuộc sống của các loài động thực vật thủy sinh, động vật biển, làm ô nhiễm môi trường, tác động lớn đến phát triển kinh tế - xã hội như du lịch, giao thông vận tải, nông nghiệp... Đây cũng là chủ đề mà các nghiên cứu tiếp theo có thể triển khai trong tương lai.

Kết luận

Nghiên cứu này tổng hợp, đánh giá một số vấn đề môi trường có liên quan đến vi nhựa hiện nay (nguồn gốc, cơ chế phát sinh-vận chuyển, tác động đến môi trường, sinh vật, và con người). Trên thực tế, vi nhựa có thể tồn tại ở hầu hết các mắt xích trong chuỗi thức ăn (có thể là trong các mắt xích đầu, cuối, hoặc thậm chí tồn tại ở rất xa nguồn cấp của chúng).

Hiện nay, có rất nhiều các phương pháp quan trắc, lấy mẫu vi nhựa khác nhau đã và đang được triển khai. Trên thực tế, việc lấy mẫu, xử lý mẫu còn gặp tương đối nhiều khó khăn do kích thước của vi nhựa rất nhỏ hoặc hệ thống các phương pháp chưa được chuẩn hoá, đồng bộ. Các phương pháp phân loại trực quan, bằng kính hiển vi quang học thông thường có thể dễ dàng dẫn đến những sai sót do vi nhựa có thể tồn tại giống với các chất hữu cơ khác. Ngoài ra, vẫn còn thiếu các kỹ thuật để xác định hoặc các bước xử lý hoá học để loại bỏ các tạp chất khác phục vụ nghiên cứu, đánh giá vi nhựa trong các môi trường, sinh vật. Đồng thời, các nhà khoa học cần các hệ thống lý luận chuyên sâu để phát triển các phương pháp và kỹ thuật phân tích các yếu tố theo định hướng chuẩn hóa tiên tiến trong lĩnh vực nghiên cứu vi nhựa.

Tài liệu tham khảo

1. Abbasi, S., Keshavarzi, B., Moore, F., Turner, A., Kelly, F. J., Dominguez, A. O., & Jaafarzadeh, N. (2019). Distribution and potential health impacts of microplastics and microrubbers in air and street dusts from Asaluyeh County, Iran. *Environmental Pollution*, 244, 153–164. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.039>
2. Alimi, O. S., Farner Budariz, J., Hernandez, L. M., & Tufenkji, N. (2018). Microplastics and Nanoplastics in aquatic environments: Aggregation, deposition, and enhanced contaminant transport. *Environmental Science and Technology*, 52(4), 1704–1724. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05559>
3. Andrady, A. L. (2017). The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12–22. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.01.082>
4. Arthur, C., Baker, J., & Bamford, H. (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris*.
5. Barnes, D. K. A., Galgani, F., Thompson, R. C., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526), 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
6. Beckwith, V. K., & Fuentes, M. M. P. B. (2018). Microplastic at nesting grounds used by the northern Gulf of Mexico loggerhead recovery unit. *Marine Pollution Bulletin*, 131(March), 32–37. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.001>
7. Blair, R. M., Waldron, S., Phoenix, V. R., & Gauchotte-Lindsay, C. (2019). Microscopy and elemental analysis characterisation of microplastics in sediment of a freshwater urban river in Scotland, UK. *Environmental Science and Pollution Research*, 12491–12504. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04678-1>
8. Bộ Tài nguyên và Môi trường. (2019). *Báo cáo Môi trường quốc gia 2019*.
9. Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environmental Science and Technology*, 45(21), 9175–9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
10. Chen, G., Feng, Q., & Wang, J. (2020). Mini-review of microplastics in the atmosphere and their risks to humans. *Science of the Total Environment*, 703, 135504. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135504>
11. Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
12. Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017a). Microplastic collection techniques. *Microplastic Pollutants*, 179–202. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-809406-8.00008-6>
13. Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017b). Microplastic identification techniques. In *Microplastic Pollutants*. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-809406-8.00010-4>
14. Crawford, C. B., & Quinn, B. (2017c). Microplastic separation techniques. *Microplastic Pollutants*, 203–218. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-809406-8.00009-8>
15. de Sá, L. C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L., & Futter, M. N. (2018). Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of the Total Environment*, 645, 1029–1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>

16. de Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4), 1405–1416. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
17. De Souza Machado, A. A., Lau, C. W., Kloas, W., Bergmann, J., Bachelier, J. B., Faltin, E., Becker, R., Görlich, A. S., & Rillig, M. C. (2019). Microplastics can change soil properties and affect plant performance. *Environmental Science and Technology*, 53(10), 6044–6052. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01339>
18. Dehghani, S., Moore, F., & Akhbarizadeh, R. (2017). Microplastic pollution in deposited urban dust, Tehran metropolis, Iran. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(25), 20360–20371. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9674-1>
19. Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., Saad, M., Renault, N., & Tassin, B. (2015). Microplastic contamination in an urban area: A case study in Greater Paris. *Environmental Chemistry*, 12(5), 592–599. <https://doi.org/10.1071/EN14167>
20. Dris, R., Gasperi, J., Rocher, V., & Tassin, B. (2018). Synthetic and non-synthetic anthropogenic fibers in a river under the impact of Paris Megacity: Sampling methodological aspects and flux estimations. *Science of the Total Environment*, 618, 157–164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.009>
21. Elert, A. M., Becker, R., Duemichen, E., Eisentraut, P., Falkenhagen, J., Sturm, H., & Braun, U. (2017). Comparison of different methods for MP detection: What can we learn from them, and why asking the right question before measurements matters? *Environmental Pollution*, 231, 1256–1264. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.074>
22. Gao, H., Yan, C., Liu, Q., Ding, W., Chen, B., & Li, Z. (2019). Effects of plastic mulching and plastic residue on agricultural production: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 651(2019), 484–492. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.105>
23. Gatidou, G., Arvaniti, O. S., & Stasinakis, A. S. (2019). Review on the occurrence and fate of microplastics in sewage treatment plants. *Journal of Hazardous Materials*, 367 (June 2018), 504–512. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.12.081>
24. Green, D. S., Boots, B., Sigwart, J., Jiang, S., & Rocha, C. (2016). Effects of conventional and biodegradable microplastics on a marine ecosystem engineer (*Arenicola marina*) and sediment nutrient cycling. *Environmental Pollution*, 208, 426–434. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.10.010>
25. Hale, R. C. (2018). Are the risks from microplastics truly trivial? *Environmental Science and Technology*, 52(3), 931. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06615>
26. Hammer, J., Kraak, M. H. S., & Parsons, J. R. (2012). Preface. In *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (Vol. 220). <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-3414-6>
27. Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science and Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
28. Hiền, H. T., & Cúc, N. T. K. (2021). Bước đầu tìm hiểu về sự phân bố và đặc điểm của vi nhựa trong lớp trầm tích bề mặt vùng cửa sông Ba Lạt, miền Bắc Việt Nam. *Ô nhiễm vi nhựa: Nghiên cứu điển hình tại Việt Nam và kinh nghiệm quốc tế*, 40.
29. Iqbal, S., Xu, J., Allen, S. D., Khan, S., Nadir, S., Arif, M. S., & Yasmeen, T. (2020). Unraveling consequences of soil micro- and nano-plastic pollution on soil-plant system: Implications for nitrogen (N) cycling and soil microbial activity. *Chemosphere*, 260, 127578. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127578>
30. Jambeck, J., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., & Law, K. L. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347(6223), 768-771.

31. Klein, M., & Fischer, E. K. (2019). Microplastic abundance in atmospheric deposition within the Metropolitan area of Hamburg, Germany. *Science of the Total Environment*, 685, 96–103. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.405>
32. Lahens, L., & Al, E. (2018). Nghiên cứu về vi nhựa trên sông Sài Gòn, Việt Nam.
33. Lahens, L., Strady, E., Kieu-Le, T. C., Dris, R., Boukerma, K., Rinnert, E., Gasperi, J., & Tassin, B. (2018). Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*, 236, 661–671. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.02.005>
34. Law, K. L., Morét-Ferguson, S., Maximenko, N. A., Proskurowski, G., Peacock, E. E., Hafner, J., & Reddy, C. M. (2010). Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, 329(5996), 1185–1188. <https://doi.org/10.1126/science.1192321>
35. Li, J., Liu, H., & Paul Chen, J. (2018). Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. *Water Research*, 137, 362–374. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>
36. Liu, H., Yang, X., Liu, G., Liang, C., Xue, S., Chen, H., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2017). Response of soil dissolved organic matter to microplastic addition in Chinese loess soil. *Chemosphere*, 185, 907–917. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.064>
37. Liu, K., Wang, X., Fang, T., Xu, P., Zhu, L., & Li, D. (2019). Source and potential risk assessment of suspended atmospheric microplastics in Shanghai. *Science of the Total Environment*, 675, 462–471. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.110>
38. Löder, M. G. J., & Gerdt, G. (2015). Methodology used for the detection and identification of microplastics - A critical appraisal. In M. Bergmann, L. Gutow, & M. Klages (Eds.), *Marine Anthropogenic Letter* (pp. 201–227). https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_8
39. Lourenço, P. M., Serra-Gonçalves, C., Ferreira, J. L., Catry, T., & Granadeiro, J. P. (2017). Plastic and other microfibers in sediments, macroinvertebrates and shorebirds from three intertidal wetlands of southern Europe and west Africa. *Environmental Pollution*, 231, 123–133. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.103>
40. Lu, L., Luo, T., Zhao, Y., Cai, C., Fu, Z., & Jin, Y. (2019). Interaction between microplastics and microorganism as well as gut microbiota: A consideration on environmental animal and human health. *Science of the Total Environment*, 667, 94–100. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.380>
41. Ma, H., Pu, S., Liu, S., Bai, Y., Mandal, S., & Xing, B. (2020). Microplastics in aquatic environments: Toxicity to trigger ecological consequences. *Environmental Pollution*, 261, 114089. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114089>
42. Maes, T., Jessop, R., Wellner, N., Haupt, K., & Mayes, A. G. (2017). A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. *Scientific Reports*, 7(March), 1–10. <https://doi.org/10.1038/srep44501>
43. Mahon, A. M., O'Connell, B., Healy, M. G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R., & Morrison, L. (2017). Microplastics in sewage sludge: Effects of treatment. *Environmental Science and Technology*, 51(2), 810–818. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b04048>
44. Majewsky, M., Bitter, H., Eiche, E., & Horn, H. (2016). Determination of microplastic polyethylene (PE) and polypropylene (PP) in environmental samples using thermal analysis (TGA-DSC). *Science of the Total Environment*, 568, 507–511. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.017>
45. Mao, F., Fan, H., & Wang, J. (2019). Biogenic oxygenates in lignite pyrolysis tars and their thermal cracking revealed by two-dimensional gas chromatography/time-of-flight mass spectrometry (GC×GC-

- TOFMS). *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 139(November 2018), 213–223. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2019.02.008>
46. Mao, Y., Ai, H., Chen, Y., Zhang, Z., Zeng, P., Kang, L., Li, W., Gu, W., He, Q., & Li, H. (2018). Phytoplankton response to polystyrene microplastics: Perspective from an entire growth period. *Chemosphere*, 208, 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.170>
47. Meng, F., Yang, X., Riksen, M., Xu, M., & Geissen, V. (2021). Response of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) growth to soil contaminated with microplastics. *Science of the Total Environment*, 755, 142516. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142516>
48. Moore, C. J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: A rapidly increasing, long-term threat. *Environmental Research*, 108(2), 131–139. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2008.07.025>
49. Murphy, F., Russell, M., Ewins, C., & Quinn, B. (2017). The uptake of macroplastic & microplastic by demersal & pelagic fish in the Northeast Atlantic around Scotland. *Marine Pollution Bulletin*, 122(1–2), 353–359. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.073>
50. Nguyễn, N. T. (2019). *Đặc trưng ô nhiễm vi nhựa trong nước mặt tại 3 vùng biển Tiền Giang, Cần Giờ và Bà Rịa - Vũng Tàu*.
51. Ojeda, J. J., Romero-González, M. E., & Banwart, S. A. (2009). Analysis of bacteria on steel surfaces using reflectance micro-Fourier transform infrared spectroscopy. *Analytical Chemistry*, 81(15), 6467–6473. <https://doi.org/10.1021/ac900841c>
52. Phú, H., Thị Ngọc Hân, H., Lý Ngọc Thảo, N., Văn Đông, Đ., & Gia Hân, T. (2021). Nghiên cứu mức độ ô nhiễm vi nhựa trong nước và trầm tích sông Sài Gòn - Đồng Nai. *Vietnam Journal of Hydrometeorology*, 731(11), 69–81. [https://doi.org/10.36335/vnjhm.2021\(731\).69-81](https://doi.org/10.36335/vnjhm.2021(731).69-81)
53. Porter, A., Lyons, B. P., Galloway, T. S., & Lewis, C. (2018). Role of marine snows in microplastic fate and bioavailability. *Environmental Science and Technology*, 52(12), 7111–7119. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01000>
54. Prata, J. C. (2018). Airborne microplastics: Consequences to human health? *Environmental Pollution*, 234, 115–126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.043>
55. Repko Allen, S. R. (2020). *Introduction to Interdisciplinary Studies* (Third Edit).
56. Rillig, M. C. (2018). Microplastic disguising as soil carbon storage [News]. *Environmental Science and Technology*, 52(11), 6079–6080. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02338>
57. Sequeira, I. F., Prata, J. C., da Costa, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2020). Worldwide contamination of fish with microplastics: A brief global overview. *Marine Pollution Bulletin*, 160(September), 111681. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111681>
58. Setälä, O., Norkko, J., & Lehtiniemi, M. (2016). Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Marine Pollution Bulletin*, 102(1), 95–101. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.053>
59. Shim, W. J., Hong, S. H., & Eo, S. E. (2017). Identification methods in microplastic analysis: A review. *Analytical Methods*, 9(9), 1384–1391. <https://doi.org/10.1039/c6ay02558g>
60. Sobeih, K. L., Baron, M., & Gonzalez-Rodriguez, J. (2008). Recent trends and developments in pyrolysis-gas chromatography. *Journal of Chromatography*, 1186(1–2), 51–66. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2007.10.017>
61. Sobhani, Z., Al Amin, M., Naidu, R., Megharaj, M., & Fang, C. (2019). Identification and visualisation of microplastics by Raman mapping. *Analytica Chimica Acta*, 1077, 191–199. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2019.05.021>

62. Song, Y. K., Hong, S. H., Jang, M., Han, G. M., Rani, M., Lee, J., & Shim, W. J. (2015). A comparison of microscopic and spectroscopic identification methods for analysis of microplastics in environmental samples. *Marine Pollution Bulletin*, 93(1–2), 202–209. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.01.015>
63. Steinmetz, Z., Wollmann, C., Schaefer, M., Buchmann, C., David, J., Tröger, J., Muñoz, K., Frör, O., & Schaumann, G. E. (2016). Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Science of the Total Environment*, 550, 690–705. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153>
64. Sun, Y., Yuan, J., Zhou, T., Zhao, Y., Yu, F., & Ma, J. (2020). Laboratory simulation of microplastics weathering and its adsorption behaviors in an aqueous environment: A systematic review. *Environmental Pollution*, 265, 114864. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114864>
65. Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., Goïc, N. Le, Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbins, J., Paul-Pont, I., Soudant, P., & Huvet, A. (2016). Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the U.S.A.*, 113(9), 2430–2435. <https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113>
66. Tagg, A. S., Sapp, M., Harrison, J. P., & Ojeda, J. J. (2015). Identification and quantification of microplastics in wastewater using focal plane array-based reflectance micro-FT-IR imaging. *Analytical Chemistry*, 87(12), 6032–6040. <https://doi.org/10.1021/acs.analchem.5b00495>
67. Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M., & Koistinen, A. (2017). How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Water Research*, 109, 164–172. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.046>
68. Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2007). Potential for plastics to transport hydrophobic contaminants. *Environmental Science and Technology*, 41(22), 7759–7764. <https://doi.org/10.1021/es071737s>
69. Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., McGonigle, D., & Russell, A. E. (2004). Supporting material: Lost at sea: where is all the plastic? *Science* (New York, N.Y.), 304(5672), 838.
70. Van Cauwenberghe, L., & Janssen, C. R. (2014). Microplastics in bivalves cultured for human consumption. *Environmental Pollution*, 193, 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.06.010>
71. Việt Dũng, L., Hữu Đức, T., Thị Hoàng Hà, N., Duy Tùng, N., Tài Tuệ, N., Văn Hiếu, P., Quốc Định, N., & Trọng Nhuận, M. (2020). Nghiên cứu phương pháp xác định hạt vi nhựa trong môi trường trầm tích bãi triều ven biển, áp dụng thử nghiệm tại xã Đa Lộc, huyện Hậu Lộc, tỉnh Thanh Hóa. *Vietnam Journal of Hydrometeorology*, 715, 1–12. [https://doi.org/10.36335/vnjhm.2020\(715\).1-12](https://doi.org/10.36335/vnjhm.2020(715).1-12)
72. Wagner, J., Wang, Z. M., Ghosal, S., Rochman, C., Gassel, M., & Wall, S. (2017). Novel method for the extraction and identification of microplastics in ocean trawl and fish gut matrices. *Analytical Methods*, 9(9), 1479–1490. <https://doi.org/10.1039/c6ay02396g>
73. Wan, Y., Wu, C., Xue, Q., & Hui, X. (2019). Effects of plastic contamination on water evaporation and desiccation cracking in soil. *Science of the Total Environment*, 654, 576–582. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.123>
74. Wesch, C., Elert, A. M., Wörner, M., Braun, U., Klein, R., & Paulus, M. (2017). Assuring quality in microplastic monitoring: About the value of clean-air devices as essentials for verified data. *Scientific Reports*, 7(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-05838-4>

75. Yong, C. Q. Y., Valiyaveetill, S., & Tang, B. L. (2020). Toxicity of microplastics and nanoplastics in Mammalian systems. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(5). <https://doi.org/10.3390/ijerph17051509>.
76. Zang, H., Zhou, J., Marshall, M. R., Chadwick, D. R., Wen, Y., & Jones, D. L. (2020). Microplastics in the agroecosystem: Are they an emerging threat to the plant-soil system? *Soil Biology and Biochemistry*, 148(January), 107926. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107926>.
77. Zhang, C., Chen, X., Wang, J., & Tan, L. (2017). Toxic effects of microplastic on marine microalgae *Skeletonema costatum*: Interactions between microplastic and algae. *Environmental Pollution*, 220, 1282–1288. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.005>.
78. Zhou, Q., Tian, C., & Luo, Y. (2017). Various forms and deposition fluxes of microplastics identified in the coastal urban atmosphere. *Kexue Tongbao/Chinese Science Bulletin*, 62(33), 3902–3909. <https://doi.org/10.1360/N972017-00956>.

Thông tin tác giả:**1. Hoàng Văn Hiệp, TS.**

- Đơn vị công tác: Khoa Các khoa học liên ngành, Đại học Quốc gia Hà Nội
- Địa chỉ email: hoanghiep412@vnu.edu.vn

2. Vũ Văn Tích, TS.

- Đơn vị công tác: ĐH Quốc gia Hà Nội.

3. Đào Sỹ Đức, TS.

- Đơn vị công tác: Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội.

4. Hứa Thanh Hoa, TS.

- Đơn vị công tác: ĐH Quốc gia Hà Nội.

5. Trịnh Xuân Đại, TS.

- Đơn vị công tác: Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội.

6. Phạm Nguyễn Hà Vũ, TS.

- Đơn vị công tác: Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội.

Ngày nhận bài: 10/8/2021

Ngày nhận bản sửa: 9/10/2021

Ngày duyệt đăng: 29/11/2021