

Ô NHIỄM VI NHỰA Ở VIỆT NAM: THỰC TRẠNG VÀ PHƯƠNG PHÁP XỬ LÝ

Đến tòa soạn: 21-05-2025

Nguyễn Thị Nhân, Đào Văn Trí, Trần Lê Lưu*

Chương trình Thạc sĩ Công nghệ, tái sử dụng và quản lý nước, Trường Đại học Việt Đức

132 Hồng Hà, Phú Nhuận, TP. HCM

*Email: luu.tl@vgu.edu.vn

SUMMARY

MICROPLASTICS POLLUTION IN VIETNAM: CURRENT SITUATIONS AND TREATMENT METHODS

In recent years, microplastic pollution in Vietnam has become a serious issue, particularly due to the increasing amount of non-biodegradable plastic waste, along with the fast processes of urbanization and population growth. Microplastics, with a size of < 5 mm, mainly originated from the degradation of larger plastic products, directly affecting ecosystems and human health. Although research on microplastic pollution has been carried out extensively, microplastics treatment methods, especially in the water supply and drainage systems, remain limited. This paper focused on surveying the current status of microplastic pollution in water supply and drainage systems, including surface water and sediments, while evaluating the effectiveness of existing treatment methods in wastewater treatment plants. The results showed that microplastics primarily exist in the form of fibers and fragments, with higher concentrations in areas with dense populations and industrial activities. Although traditional treatment methods such as activated sludge and coagulation were effective, they were not sufficient to completely remove microplastics, particularly the smaller particles. Therefore, advanced treatment methods such as membrane filtration, electrochemical treatment, and adsorption using biochar showed high potential and should be further developed to reduce microplastic pollution in water supply and drainage systems, thereby protecting the environment and public health.

Keywords: microplastics, drainage, treatment, electrochemical, biochar.

1. GIỚI THIỆU

Do sự phổ biến và tính bền vững của vật liệu nhựa trong đời sống và sản xuất công nghiệp, ô nhiễm vi nhựa đã trở thành một trong những thách thức môi trường toàn cầu trong những năm gần đây. Vi nhựa, được định nghĩa là các hạt nhựa có kích thước < 5 mm, có nguồn gốc từ sự phân hủy các sản phẩm nhựa lớn hoặc được sản xuất trực tiếp trong các sản phẩm tiêu dùng như mỹ phẩm, sợi tổng hợp, và các vật liệu công nghiệp [1]. Những hạt vi nhựa này có khả năng tồn tại lâu dài trong môi trường, dễ dàng xâm nhập vào các hệ sinh thái nước ngọt, ven biển và đại

dương, đồng thời có thể tích tụ trong sinh vật và truyền qua chuỗi thức ăn, gây ra các tác động tiêu cực đến đa dạng sinh học và sức khỏe con người [2].

Tại Việt Nam, với sự phát triển nhanh chóng của kinh tế và đô thị hóa, lượng chất thải nhựa phát sinh ngày càng tăng, trong đó có một phần lớn chưa được thu gom và xử lý đúng cách, dẫn đến nguy cơ gia tăng ô nhiễm vi nhựa trong các môi trường nước và đất. Các nghiên cứu trong và ngoài nước đã ghi nhận sự hiện diện phổ biến của vi nhựa tại nhiều vùng sinh thái khác nhau ở Việt Nam, từ các con sông lớn như sông Sài Gòn, sông Hồng,

đến các vùng ven biển và các hồ nội thành [3,4]. Vi nhựa trong các báo cáo ở Việt Nam chủ yếu tồn tại dưới dạng sợi và mảnh, với thành phần polymer đa dạng như polyethylene (PE), polypropylene (PP), polyvinyl chloride (PVC) và polyester (PES), phản ánh nguồn phát sinh từ các hoạt động sinh hoạt, công nghiệp và giao thông [5,6]. Ngoài tác động trực tiếp đến hệ sinh thái thủy sinh, vi nhựa còn được xem là vật trung gian vận chuyển các chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy và kim loại nặng, làm tăng nguy cơ nhiễm độc cho sinh vật và con người khi tiếp xúc hoặc tiêu thụ thực phẩm bị nhiễm vi nhựa [7]. Mặc dù các nghiên cứu về mức độ ô nhiễm vi nhựa tại Việt Nam đã được thực hiện trong vài năm gần đây, nhưng vẫn còn thiếu các nghiên cứu sâu về công nghệ xử lý vi nhựa trong nước thải và môi trường tự nhiên, cũng như các chính sách quản lý hiệu quả nhằm hạn chế phát sinh vi nhựa. Trên thế giới, nhiều phương pháp xử lý vi nhựa đã được nghiên cứu và ứng dụng, bao gồm các công nghệ vật lý như lọc màng, hấp phụ bằng than hoạt tính, các phương pháp hóa học như keo tụ, điện đông tụ, và các phương pháp sinh học như màng phản ứng sinh học (MBR) và đất ngập nước nhân tạo (CWs) [8]. Tuy nhiên, việc áp dụng các công nghệ này tại Việt Nam còn đang trong giai đoạn thử nghiệm và phát triển, đòi hỏi sự phối hợp giữa nghiên cứu khoa học, quản lý nhà nước và cộng đồng để xây dựng các giải pháp toàn diện, phù hợp với điều kiện thực tế.

Như vậy, bài viết này nhằm mục tiêu cung cấp cái nhìn toàn diện về hiện trạng ô nhiễm vi nhựa tại Việt Nam, đồng thời phân tích các phương pháp xử lý vi nhựa tiềm năng, từ đó đề xuất các hướng đi chiến lược nhằm giảm thiểu ô nhiễm và bảo vệ môi trường bền vững.

2. HIỆN TRẠNG Ô NHIỄM VI NHỰA Ở VIỆT NAM

Trong những thập kỷ gần đây sự tiêu thụ các sản phẩm nhựa đã tăng mạnh và được dự đoán sẽ tiếp tục gia tăng nếu không có biện pháp hạn chế. Sản xuất nhựa đã đạt 359 triệu tấn vào năm 2018. Do đó, ô nhiễm nhựa lan rộng trên toàn cầu đã trở nên ngày càng nghiêm trọng [9]. Nhựa có đặc tính bền, khó phân hủy và tồn tại trong môi trường trong nhiều thập kỷ [10]. Tuy nhiên, do chi phí sản xuất hợp lý, nhẹ và tiện lợi trong vận chuyển, nhựa vẫn được sử dụng rộng rãi trong đời sống hằng ngày. Các loại nhựa phổ biến nhất trong sản xuất là polypropylene (PP; 16%), polyethylene mật độ thấp và polyethylene mật độ thấp tuyến tính (LDPE và LLDPE; 12%), polyvinylchloride (PVC; 11%), polyethylene mật độ cao (HDPE; 10%), polyethylene terephthalate (PET; 5%) [9]. Những vật liệu này có thể bị phân mảnh thành các hạt nhỏ gọi là vi nhựa (MPs; < 5 mm) thông qua quá trình phân hủy ánh sáng, phân hủy cơ học, phân hủy sinh học [11]. Diện tích bề mặt và đặc tính kỵ nước của vi nhựa là những yếu tố thuận lợi làm tăng khả năng hấp thụ các chất ô nhiễm khác nhau trên bề mặt vi nhựa như các chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy (POPs), dichloro diphenyltrichloroethane (DDT), dioxin và biphenyl polychlorin hóa. Do đó, những chất ô nhiễm hữu cơ này sẽ đóng vai trò là vật trung gian truyền ô nhiễm vi nhựa sang các môi trường khác, động vật và con người [12]. Ngoài ra, với kích thước nhỏ, vi nhựa dễ dàng đi vào chuỗi thức ăn của sinh vật ở sông, biển, sau đó được con người tiêu thụ. Do đặc tính kỵ nước và tồn tại dai dẳng, việc tích lũy vi nhựa khi đi vào cơ thể đã được chứng minh có thể gây ra tình trạng căng cứng ở gan, hình thành u hạt, phản ứng phế quản, viêm phổi mãn tính hoặc viêm phế quản, tràn khí màng phổi,

tổn thương đường hô hấp, thay đổi thành phần vi khuẩn đường ruột và quá trình chuyển hóa cũng như suy giảm nhận thức [2,13,14]. Các nghiên cứu trước đây đã chỉ ra rằng vi nhựa có thể được phát hiện trong tất cả các hệ thống môi trường và sinh vật, như hồ [15], sông [16], biển và đại dương [17], sinh vật nước [18]. Sự phát tán các hạt vi nhựa từ các nhà máy xử lý nước thải ra môi trường xung quanh cũng đặt ra các mối đe dọa cần được quan tâm.

2.1. Ô nhiễm vi nhựa trong nước

Ý và cộng sự [19] đã khảo sát hiện trạng ô nhiễm vi nhựa tại một hồ nội thành của thành phố Đà Nẵng. Nghiên cứu cho thấy mật độ vi nhựa dao động từ 850 đến 1300 vi nhựa/m³ với 6 nhóm màu chính là trắng, xanh lam, xanh lục, đỏ, đen, và vàng. Trong đó, vi nhựa dạng sợi (hơn 79% có kích thước < 2 mm) và dạng mảnh là hai hình dạng phổ biến nhất được ghi nhận (chiếm 98,5% trong tổng số vi nhựa đã xác định). Đặc tính của rác thải vi nhựa ở Đà Nẵng cũng đã được thể hiện trong nghiên cứu của Mạnh và cộng sự [20] với mật độ dao động từ 1.460 đến 29.232 mảnh/kg, trong đó loại có kích thước < 150 µm chiếm tỷ lệ lớn nhất và ba loại polymer khác nhau đã được xác định bao gồm polytetrafluoroethylene (PTFE), ethylene vinyl alcohol (EVOH), và polyamide (PA). Trong nghiên cứu của Lahens và cộng sự [5] ở sông Sài Gòn, hàm lượng vi nhựa dạng mảnh được phát hiện từ 172.000 đến 519.000 mảnh/m³ và dạng sợi là 10 đến 223 sợi/m³. Các nhựa macro và vi nhựa dạng mảnh chủ yếu là PE và polypropylene (PP) trong khi vi nhựa dạng sợi là PES. Cùng trên hệ thống sông Sài Gòn, sự biến đổi nồng độ của vi nhựa theo mùa (mùa khô và mùa mưa), lượng mưa, lưu lượng nước hàng tháng, và các điều kiện vật lý - hóa học của nước đã được khảo sát trong nghiên cứu của Strady và cộng sự [3]. Dữ liệu hàng tháng

trong 6 tháng đến một năm cho thấy nồng độ của các sợi vi nhựa dao động từ 22 đến 251 vi nhựa/L và sự biến động của nồng độ vi nhựa không liên quan đến lượng mưa, lưu lượng nước. Tuy nhiên, sự phân bố màu sắc, độ dài đã cho thấy sự biến đổi theo tháng và liên quan đến sự biến đổi ở nguồn cũng như bể chứa. Thêm vào đó, vào năm 2021, Strady và cộng sự [21] tiếp tục thực hiện đánh giá mức độ ô nhiễm vi nhựa trong trầm tích và nước mặt tại 21 vị trí (sông, hồ, vịnh, bãi biển) trải dài ở 8 tỉnh, thành phố của Việt Nam. Kết quả cho thấy rằng, nồng độ vi nhựa trong nước mặt dao động từ 0,35 đến 2522 mảnh/m³, với nồng độ thấp nhất được ghi nhận ở vịnh và cao nhất ở các con sông. Vi nhựa dạng sợi chiếm ưu thế hơn so với vi nhựa dạng mảnh trong hầu hết các môi trường (từ 47% đến 97%). Ô nhiễm vi nhựa đã trở thành một vấn đề toàn cầu. Tuy nhiên, các nghiên cứu về phân bố vi nhựa từ nước trong đất liền đến đại dương và các hợp chất polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) liên quan vẫn còn hạn chế ở Việt Nam. Trong nghiên cứu của Nguyên và cộng sự [22], các tác giả đã điều tra sự phân bố của vi nhựa và PAHs liên quan đến vi nhựa trong các kênh rạch, sông Sài Gòn và biển Cần Giờ. Vi nhựa được tìm thấy tại tất cả các điểm mẫu, với nồng độ vi nhựa trung bình cao nhất là $104,17 \pm 162,44$ mảnh/m³ trong các kênh rạch, tiếp theo là $2,08 \pm 2,22$ mảnh/m³ ở biển và $0,60 \pm 0,38$ mảnh/m³ trong sông. Vi nhựa dạng mảnh, sợi, và dạng hạt là ba hình dạng phổ biến. Tổng cộng có 13 polymer và chất đồng polymer đã được xác nhận. Tổng nồng độ các PAHs liên quan đến vi nhựa dao động từ 232,71 - 6448,66 ng/g trong vùng biển Cần Giờ, từ 30,94 - 8940,99 ng/g ở các kênh rạch và từ 432,95 - 3267,88 ng/g ở sông Sài Gòn. Ngoài ra, khu vực Đồng bằng sông Cửu Long cũng đang đối mặt với vấn đề ô

niễm do vi nhựa. Nghiên cứu của Kiều và cộng sự [4] đã khảo sát sự tồn tại của vi nhựa trong nước mặt bằng cách lấy mẫu tại 06 điểm dọc theo sông Tiên. Kết quả cho thấy nồng độ trung bình của vi nhựa trên toàn khu vực là $53,8 \pm 140,7$ vi nhựa/ m^3 (85% dạng sợi). Theo các tác giả, nồng độ vi nhựa khá ổn định với các vị trí thu mẫu nước mặt. Ở các mẫu nước mặt được lấy tại một số bãi biển ở Thanh Hóa, Chăm và cộng sự [23] báo cáo hàm lượng vi nhựa dao động từ 15,5 đến 44,1 vi nhựa/ m^3 , trong đó vi nhựa dạng mảnh chiếm từ 50,2 đến 80,2%. Theo nhận định của các tác giả, nguồn gốc của MPs đến từ chất thải ở ven bờ đổ vào các con sông và đi đến cửa sông. Bên cạnh đó, nước thải sinh hoạt của người dân sống ven biển, hoạt động đánh bắt, nuôi trồng và chế biến hải sản cũng là các nguồn chính gây ô nhiễm MPs. Ở Việt Nam, các nhà máy cấp nước thường sử dụng nước mặt làm nguồn đầu vào để xử lý và cung cấp nước sinh hoạt cho người dân. Với hiện trạng ô nhiễm vi nhựa đang ở mức báo động như hiện nay, vấn đề sức khỏe con người trở nên rất đáng lo ngại. Như vậy, các nghiên cứu đã chỉ ra nồng độ vi nhựa có liên quan đến các hoạt động con người gây ra và do vậy việc xác định nguồn gốc của vi nhựa là rất quan trọng trong tương lai gần. Các nghiên cứu này cũng đã góp phần cung cấp một cơ sở dữ liệu nền giúp nâng cao mức độ hiểu biết về tình trạng ô nhiễm vi nhựa ở Việt Nam.

2.2. Ô nhiễm vi nhựa trong trầm tích

Nhiều nghiên cứu về ô nhiễm vi nhựa trong trầm tích đã được thực hiện ở các tỉnh thành trên khắp cả nước. Nghiên cứu của Dục và cộng sự [6] đã cho thấy vịnh Tiên Yên, Quảng Ninh có hàm lượng từ 236-1324 hạt vi nhựa/kg. Hình thái các loại hạt vi nhựa bao gồm mảnh (8,54%), dạng xóp (4,99%), sợi (84,9%) và dạng màng (1,57%) với thành phần chủ yếu là

PE, PP, PVC, PA, polystyrene (PS), polyethylene terephthalate (PET). Ở cửa sông Hồng, hàm lượng vi nhựa được tìm thấy trong các mẫu thu được là 880 đến 3,817 vi nhựa/kg, kích thước sợi < 500 μm chiếm 69% [24]. Đối với các khu vực bãi tắm và nuôi trồng thủy sản ven biển Cát Bà, Dương và cộng sự [25] chỉ ra rằng nồng độ vi nhựa có sự phân bố không đồng đều giữa các điểm lấy mẫu, dao động trong khoảng từ $2 \pm 1,3$ đến $21,0 \pm 11,1$ mg/kg, với giá trị trung bình là $12,1 \pm 8,9$ mg/kg. Tại cửa sông Thuận An, Thừa Thiên Huế, nồng độ vi nhựa trong trầm tích được báo cáo dao động từ 300 đến 2.800 vi nhựa/kg. Vi nhựa có kích thước trung bình từ 0,3 đến 3 mm, chủ yếu là dạng sợi và có sự đa dạng về màu sắc. Các tác giả cho rằng, cửa sông Thuận An là khu vực có độ đa dạng sinh học cao, và sự phân bố vi nhựa ở đây có thể tác động nghiêm trọng đến hệ sinh thái vùng cũng như sức khỏe con người [26]. Trong đánh giá ban đầu về ô nhiễm vi nhựa trong trầm tích ở bãi biển thành phố Quy Nhơn, với 04 điểm thu mẫu, Chí và cộng sự [27] đã chỉ ra rằng mật độ vi nhựa dao động từ 1.700 đến 3.100 vi nhựa/kg. Chiều dài các sợi vi nhựa chủ yếu nằm trong khoảng từ 0,3 đến 2 mm, với màu sắc phổ biến là trắng, vàng và xanh biển. Nguồn ô nhiễm vi nhựa chính ở khu vực nghiên cứu có thể là nước thải trực tiếp từ thành phố. Sự xuất hiện và phân bố của MPs ở các vùng đất bùn của Long An cũng đã được khảo sát trong nghiên cứu của Kỳ và cộng sự [28]. Hàm lượng vi nhựa được tìm thấy trung bình là $192,3 \pm 261,3$ vi nhựa/kg với thành phần chủ yếu là PVC, PE, và PP. Trong nghiên cứu của Kiều và cộng sự [4] trong các mẫu trầm tích dọc sông Tiên, nồng độ trung bình của vi nhựa được ghi nhận là $6,0 \pm 2,0$ vi nhựa/g (98% dạng sợi). Các tác giả cũng chỉ ra rằng, trong trầm tích nồng độ vi nhựa bị ảnh hưởng bởi chế độ

dòng chảy cao hơn so với nguồn sinh ra vi nhựa. Trong một nghiên cứu khác tại sông Tiền, Thịnh và cộng sự [29] đã tiến hành thu thập 18 mẫu trầm tích dọc theo lưu vực sông. Kết quả cho thấy nồng độ vi nhựa là 1159 vi nhựa/kg, trong đó vi nhựa dạng sợi là phổ biến nhất. Màu sắc của vi nhựa được quan sát với 6 màu bao gồm: trắng, xanh, xanh dương, đen, xám và đỏ, trong đó trắng là phổ biến nhất. Sự khác biệt về nồng độ vi nhựa trong các mẫu trầm tích giữa hai nghiên cứu trên cùng một lưu vực sông có thể phụ thuộc vào vị trí, số lượng, và thời điểm lấy mẫu. Các nghiên cứu này đã góp phần đánh giá mức độ ô nhiễm vi nhựa, đồng thời đưa ra cảnh báo và các giải pháp ngăn chặn, giảm thiểu ô nhiễm, bảo vệ sức khỏe con người và môi trường. Hiện nay, nguy cơ ô nhiễm môi trường do chất thải nhựa tại Việt Nam đang gia tăng. Nếu không kiểm soát tốt, chất thải nhựa sẽ là mối đe dọa sự sống của động thực vật thủy sinh, gây ô nhiễm môi trường và tác động xấu đến các lĩnh vực kinh tế - xã hội như du lịch, giao thông vận tải, nông nghiệp. Vì vậy, việc hiểu rõ sự phân bố của vi nhựa và đề xuất các phương pháp xử lý là rất quan trọng.

3. CÁC PHƯƠNG PHÁP XỬ LÝ VI NHỰA HIỆN NAY

Nhiều quy trình khác nhau đã được đưa ra nhằm mục tiêu loại bỏ vi nhựa trong nước bao gồm sinh học (bùn hoạt tính, phân hủy hiếu khí và kỵ khí) và hóa lý (tuyển nổi, đông tụ/kết tủa, hấp phụ và lọc) [8].

3.1. Phương pháp xử lý sinh học

Các phương pháp xử lý sinh học được xem là thân thiện với môi trường khi được áp dụng để xử lý nước thải. Nhiều loài vi sinh vật khác nhau đã được nghiên cứu và cho thấy tiềm năng phân hủy sinh học vi nhựa. Cunha và cộng sự [30] đã sử dụng 10 mg/L *Cyanotheca* sp. và tìm thấy tỷ lệ loại bỏ vi nhựa là khoảng 47%. Bằng cách

phân lập vi khuẩn và nấm từ môi trường biển để phân hủy các chất thải nhựa tổng hợp, Sarkhel và cộng sự [31] đã cho thấy polymer từ mẫu chất thải chai nhựa đạt mức phân hủy 35% khi sử dụng vi khuẩn và 22% khi sử dụng nấm trong thời gian 6 tuần. Khi kết hợp các yếu tố như nhiệt độ, pH và nồng độ liều lượng giống vi sinh vật, chất thải chai nhựa được xử lý bằng vi khuẩn cho kết quả tốt hơn so với phương pháp xử lý bằng nấm. Hai loài vi khuẩn và nấm (*Staphylococcus* sp. và *Aspergillus fumigatus*), được phân lập từ đất tại khu vực bãi rác thành phố, đã được thử nghiệm khả năng phân hủy polypropylene trong thời gian 2, 4 và 6 tháng. Kết quả cho thấy cả hai loài vi sinh vật đều có khả năng phân hủy nhựa đầy triển vọng, đạt mức phân hủy lên đến 18,08%. Các phân tích đặc tính polymer sau khi xử lý cũng chỉ ra sự xuất hiện của các vết nứt và tính xốp trên bề mặt dải nhựa, cũng như sự giãn nở của nhóm chức, qua đó xác nhận quá trình phân hủy polypropylene [32]. Trong nghiên cứu của Ma và cộng sự [33], hệ thống bùn hoạt tính chỉ đóng vai trò là bẫy vi nhựa trong nước và rất khó phân hủy nhựa với thời gian lưu nước ngắn (7-14 h) trong các nhà máy xử lý nước thải. Một nghiên cứu tại nhà máy xử lý nước thải bùn hoạt tính của Liu và cộng sự [34] đã khảo sát sự hiện diện vi nhựa và cho thấy nồng độ vi nhựa trong nước đầu vào và đầu ra lần lượt là 0,40 vi nhựa/L và 0,05 vi nhựa/L, với hiệu quả loại bỏ đạt 86,5%. Nghiên cứu cho thấy vi nhựa nhỏ vẫn được xả ra nguồn tiếp nhận, trong khi một số loại vi nhựa có thể được giữ lại trong bùn. Mặc dù vi khuẩn, nấm và enzyme có khả năng phân hủy một số loại vi nhựa, nhưng các phương pháp sinh học hiện nay vẫn gặp nhiều hạn chế trong việc loại bỏ triệt để vi nhựa. Hiệu suất phân hủy còn thấp do tính bền vững cao của nhựa, thời gian xử lý dài và điều kiện môi trường chưa tối ưu.

3.2. Phương pháp xử lý hóa lý

Các phương pháp hóa lý đã cho thấy tiềm năng đáng kể trong các nghiên cứu về loại bỏ vi nhựa. Dựa trên nguyên tắc tương tác tĩnh điện giữa ion kim loại và vi nhựa, việc kết hợp các chất hỗ trợ keo tụ với chất keo tụ gốc nhôm đã cho thấy hiệu suất loại bỏ các hạt vi nhựa là đáng kể [35]. Lapointe và cộng sự [36] đã so sánh khả năng loại bỏ vi nhựa thông qua thử nghiệm Jarrest, sử dụng chất keo tụ gốc nhôm và polyacrylamide (PAA). Khi chất keo tụ gốc nhôm 2,73 mg Al/L và chất keo tụ PAM 0,3 mg PAM/L được sử dụng cho 500 MPs/L nước, tỷ lệ loại bỏ tối ưu là tương tự nhau. Hiệu suất loại bỏ của PE là 82% với kích thước 140 μm , PS là khoảng 80% với kích thước 140 μm , PE là khoảng 88% với kích thước 15 μm và sợi PEST là 99%. Trong nghiên cứu của Zhang và cộng sự [37], hiệu quả của PAM, sodium alginate (SA), và activated silicic acid (ASA) khi sử dụng kết hợp với poly-aluminum chloride (PAC) đã được thử nghiệm cho loại bỏ vi nhựa PET. Kết quả thực nghiệm cho thấy ASA có hiệu quả loại bỏ cao nhất (54,70%) với liều lượng thông thường, trong khi PAM đạt hiệu quả loại bỏ tốt nhất (91,45%) với liều lượng cao. Với giá thành thấp, dễ vận hành và hiệu quả xử lý cao đã làm cho phương pháp trở nên dễ áp dụng. Đối với các quá trình lọc, nhiều phương pháp khác nhau có thể được xem xét bao gồm màng lọc, lọc đĩa, lọc cát [8]. Simon và cộng sự [38] cho thấy bộ lọc đĩa đã loại bỏ 89,7% vi hạt nhỏ hơn $> 10 \mu\text{m}$. Ngoài ra, trong các nhà máy xử lý nước thải và cấp nước, Wolf và cộng sự [39] cho thấy tỷ lệ loại bỏ vi nhựa là $99,2\% \pm 0,29\%$ và $99,4\% \pm 0,15\%$ bằng phương pháp lọc cát nhanh. Tuy nhiên, khi các hạt vi nhựa được loại bỏ một cách hiệu quả bằng phương pháp lọc màng, sự nhiễm bẩn màng có thể tăng nhanh do sự tích tụ của các hạt vi nhựa, điều này có thể làm tăng

tốc độ nhiễm các chất hữu cơ khác trên bề mặt màng [8]. Bên cạnh các quá trình lọc, việc sử dụng than sinh học (biochar) cũng đã được chứng minh là rất hiệu quả trong việc giữ lại các hạt vi nhựa và đã thu hút sự quan tâm do chi phí thấp và hiệu quả cao [40]. Nghiên cứu của Jun Wang và cộng sự [41] đã đề xuất sử dụng các chất hấp phụ sinh học từ tính. Đối với các hạt nhựa PS có kích thước 1 μm (100 mg/mL) trong dung dịch nước, hiệu suất loại bỏ của than sinh học từ tính (magnetic biochar), than sinh học từ tính biến tính Mg (Mg modified magnetic biochar) và than sinh học từ tính biến tính Zn (Zn modified magnetic biochar) là lần lượt là 94.81%, 98.75% và 99.46%. Trong một nghiên cứu khác, Singh và cộng sự [42] đã tiến hành chỉnh sửa bề mặt của than sinh học bằng cách gắn các hạt nano sắt lên bề mặt để tạo từ tính. Các tác giả đã thử nghiệm vật liệu hấp phụ mới này để loại bỏ nhựa nano dưới các điều kiện pH khác nhau và kết luận rằng pH dung dịch không có tác động đáng kể đến hiệu suất loại bỏ. Hơn nữa, than sinh học được bổ sung từ tính đã đạt được hiệu suất loại bỏ gần 100%, so với hiệu suất loại bỏ chỉ 75% khi sử dụng than sinh học thô. Nghiên cứu này cho rằng quá trình hấp phụ được kiểm soát thông qua quá trình tạo phức trên bề mặt và tương tác tĩnh điện giữa nhựa nano và than sinh học. Quá trình tái tạo vật liệu hấp phụ bằng cách phân tách nhựa nano, hạt than sinh học đã được thực hiện thành công và cho thấy khả năng hấp phụ vẫn được duy trì, do vậy trở thành vật liệu có thể tái chế. Nghiên cứu này cũng đạt được hiệu suất loại bỏ với chi phí vận hành thấp và tiêu thụ điện năng thấp, do đó, là một phương pháp hứa hẹn khi áp dụng trong công nghiệp.

3.3. Phương pháp xử lý nâng cao

Công nghệ điện hóa (EO) cũng đã nhận được nhiều sự quan tâm do có hiệu quả

cao trong việc xử lý các chất khó phân hủy sinh học, thân thiện với môi trường, không cần sử dụng hóa chất, dễ vận hành, có thể xử lý nước với thể tích lớn. Một trong những phương pháp điện hóa thường được sử dụng là oxy hóa điện hóa bao gồm quá trình oxy hóa trực tiếp hoặc gián tiếp của các chất hữu cơ chứa trong nước trên anốt hoặc trong dung dịch của thiết bị điện hóa sinh ra các chất oxy hóa như gốc tự do $\bullet\text{OH}$, O_3 , H_2O_2 hoặc Cl_2 . Đối với công nghệ này, các chất thải độc hại và khó phân hủy sinh học dưới tác dụng của dòng điện sẽ bị oxy hóa thành các sản phẩm trung gian ít độc hại hơn và dễ bị phân hủy sinh học hoặc có thể oxy hóa đến CO_2 và H_2O [43]. Bằng cách sử dụng điện cực kim cương pha tạp boron (BDD) để phân hủy vi nhựa PS với kích thước 1,0 μm , Kiendrebeogo và cộng sự [44] cho thấy hiệu quả loại bỏ đạt hơn 85% sau 6 giờ xử lý. MPs đã bị phân hủy trực tiếp thành các sản phẩm khí như CO_2 . Cơ chế phân hủy của PS có thể được mô tả là sự hình thành các gốc $\bullet\text{OH}$ được tạo

ra từ nước ở bề mặt cực dương, sau đó là sự phá vỡ các liên kết cao phân tử của MPs và phân hủy chúng. Tương tự, phương pháp EO đã được áp dụng để phân hủy vi nhựa PET với hiệu quả cao và thời gian xử lý ngắn (68% sau 6 giờ), tạo ra một phương pháp khả thi cho việc loại bỏ vi nhựa trong nước thải [45]. Một nghiên cứu khác sử dụng hệ điện hóa với điện cực PbO_2 sửa đổi CeO_2 để phân hủy vi nhựa PVC, hiệu quả phân hủy được ghi nhận đạt 38,67% sau 6 giờ xử lý dưới các điều kiện nhiệt độ cao và pH cao [46]. Bên cạnh đó, các phương pháp xử lý nâng cao như sử dụng hạt nano kim loại, phương pháp quang hóa hoặc xúc tác quang cũng đã được áp dụng để nâng cao hiệu quả loại bỏ vi nhựa, mở ra hướng phát triển công nghệ kết hợp giữa các phương pháp này nhằm xử lý vi nhựa trong nước thải một cách hiệu quả hơn [47,48]. Như vậy, quá trình điện hóa đã chứng minh có hiệu quả trong việc loại bỏ vi nhựa tuy nhiên số lượng các nghiên cứu vẫn còn hạn chế.

Bảng 1. Tiềm năng áp dụng các phương pháp loại bỏ vi nhựa trong nước.

STT	Phương pháp xử lý	Loại vi nhựa chính xử lý	Hiệu suất loại bỏ (%)	Ưu điểm	Nhược điểm	Tiềm năng áp dụng tại Việt Nam	Tài liệu tham khảo
1	Quy trình bùn hoạt tính (Activated sludge process)	LDPE, PE, PS (400-600 μm)	84-90,3%	Công nghệ phổ biến, dễ vận hành tại các nhà máy xử lý nước thải hiện hữu	Hiệu suất biến động, vi nhựa chủ yếu bị giữ lại và ít bị phân hủy	Phù hợp các nhà máy xử lý nước thải hiện tại	[49,50]
2	Vi tảo (Microalgae)	PS, PMMA, và PLA	70-95%	Thân thiện môi trường, hấp phụ và tương tác với vi nhựa	Hiệu suất chưa cao, cần điều kiện tối ưu và thời gian dài	Tiềm năng phát triển cho xử lý sinh học kết hợp	[51,52]
3	Keo tụ (Coagulation)	PS (3-90 μm)	75-85 %	Chi phí thấp, dễ vận hành, hiệu quả với vi nhựa kích thước lớn	Hiệu quả giảm với vi nhựa kích thước rất nhỏ, tạo bùn thải	Phù hợp xử lý nước thải sinh hoạt và công nghiệp	[53,54]

STT	Phương pháp xử lý	Loại vi nhựa chính xử lý	Hiệu suất loại bỏ (%)	Ưu điểm	Nhược điểm	Tiềm năng áp dụng tại Việt Nam	Tài liệu tham khảo
4	Lọc màng (Membrane filtration)	PE, PVC (150-250 μm)	91,7-100%	Loại bỏ hiệu quả cả vi nhựa kích thước nhỏ	Chi phí đầu tư và vận hành cao, nguy cơ tắc màng	Tiềm năng cao cho các nhà máy xử lý quy mô lớn	[55–57]
5	UV treatment	PET (40 μm)	~ 52,7%	Khử trùng, phân hủy vi nhựa, không dùng hóa chất	Hiệu quả phụ thuộc cường độ và thời gian chiếu sáng	Tiềm năng áp dụng cho xử lý nước thải sau xử lý sinh học	[58]
6	Hấp phụ than hoạt tính (Activated carbon)	PE, PS (40-125 μm)	59,2-99,9%	Hiệu quả loại bỏ vi nhựa và các chất hữu cơ bám trên vi nhựa, thân thiện môi trường	Chi phí nguyên liệu và tái sinh cao	Có thể kết hợp xử lý nước thải công nghiệp và sinh hoạt	[59,60]
7	Hấp phụ biochar	PE, PP, PS (10 μm)	47-99,5%	Nguyên liệu rẻ, thân thiện môi trường, có thể tái sử dụng	Hiệu quả phụ thuộc chất lượng biochar và điều kiện vận hành	Tiềm năng lớn tại Việt Nam do nguồn nguyên liệu dồi dào	[61–63]
8	Các công nghệ điện hóa - Keo tụ điện hóa và oxi hóa điện hóa (Electrochemical treatment)	PE, PS, PES (25-355 μm)	40-99%	Không cần hóa chất bổ sung, xử lý đa chất ô nhiễm	Chi phí đầu tư cao, yêu cầu nguồn điện ổn định	Phù hợp nhà máy lớn, công nghiệp	[44,64–66]

Các từ viết tắt được sử dụng: poly (methyl methacrylate) (PMMA), polylactide (PLA)

Tiềm năng áp dụng của nhiều phương pháp đã được báo cáo trong việc loại bỏ vi nhựa tính đến thời điểm hiện tại được trình bày trong Bảng 1. Các phương pháp này được đánh giá dựa trên loại vi nhựa chính xử lý, hiệu suất loại bỏ, ưu điểm, nhược điểm và khả năng áp dụng thực tế. Qua đó, có thể thấy mỗi phương pháp đều có những điểm mạnh và hạn chế riêng, phù hợp với từng điều kiện xử lý nước thải khác nhau. Tại Việt Nam, các nghiên cứu ban đầu về loại bỏ vi nhựa chủ yếu

tập trung vào nước thải công nghiệp. Hải và cộng sự [67] đã thực hiện các thí nghiệm keo tụ tạo bông bằng phèn sắt để loại bỏ vi nhựa ở các điều kiện khác nhau từ nguồn nước thải tại khu công nghiệp Sóng Thần 1. Thể tích nước thải ở mỗi thí nghiệm là 500 mL với nồng độ vi nhựa trong nước thải đầu vào là 78,4 mg/L, vi nhựa gồm 3 dạng chính là dạng hạt (332 hạt/0,5 L), dạng mảnh (131 mảnh/0,5 L) và dạng sợi (125 sợi/0,5 L). Kết quả cho thấy tại điều kiện tối ưu nồng độ chất keo

tụ phèn sắt 600 mg/L, pH khoảng 8,6 – 8,8, thời gian lắng tĩnh 60 phút, tốc độ khuấy nhanh 300 vòng/phút, tốc độ khuấy chậm 25 vòng/phút, chất trợ lắng cationic polyacrylamide (CPAM) nồng độ 50 mg/L, hiệu quả loại bỏ vi nhựa lên đến 93,11%, nồng độ vi nhựa trong nước thải đầu ra là 7,33 mg/L. Nghiên cứu cũng phân tích vi nhựa sau xử lý theo hình dạng và kích thước. Với điều kiện tối ưu của mô hình, vi nhựa trong nước sau xử lý chủ yếu là dạng mảnh (19 mảnh), sợi (17 sợi), kích thước vi nhựa phần lớn khoảng 0,5 tới 1 mm. Kết quả cho thấy phương pháp keo tụ - tạo bông có hiệu quả cao để loại bỏ vi nhựa trong nước thải công nghiệp. Thêm vào đó, Phú và cộng sự [68] cũng đã thực hiện nghiên cứu đánh giá mức độ ô nhiễm vi nhựa trong nước đầu vào, đầu ra và đề xuất giải pháp để loại bỏ vi nhựa trong nước thải từ các nhà máy xử lý nước thải trong lưu vực sông Sài Gòn-Đồng Nai, Việt Nam. Kết quả cho thấy vi nhựa tồn tại dưới nhiều hình dạng và màu sắc khác nhau. Mật độ của vi nhựa trong dòng vào, dòng ra là từ 10,188-15,074 g/L và 0,684-2,107 g/L. Trong đó, vi nhựa dạng sợi có chiều dài trung bình 524,68 μm và bán kính trung bình 100,4 μm ; vi nhựa dạng mảnh với chiều dài trung bình 229,49 μm và chiều rộng trung bình 101,3-120,6 μm ; dạng hạt với bán kính trung bình 113,81 μm . Hiệu quả loại bỏ vi nhựa tại các nhà máy xử lý nước thải được khảo sát dao động từ 85,4% đến 93,7% thông qua các quy trình chính sau: tiền lắng, tuyển nổi, công nghệ MBBR (moving bed biofilm reactor), lắng, và lọc. Tuy nhiên, nghiên cứu chỉ dừng lại ở việc đánh giá hiệu suất xử lý vi nhựa trong hệ thống của nhà máy. Theo các tác giả, việc phát triển các kỹ thuật loại bỏ vi nhựa khỏi nước là rất cần thiết để ngăn chặn một số vấn đề sức khỏe phát sinh từ vi nhựa. Mặc dù các giai đoạn trong một quy trình xử lý nước thải có thể

loại bỏ một phần vi nhựa khỏi dòng chất thải, nhưng những thách thức về công nghệ, chi phí, hiệu suất của các thành phần khác cũng cần được xem xét kết hợp. Như vậy, việc thử nghiệm các phương pháp khác nhau như keo tụ, oxy hóa điện hóa và than sinh học, đáng được xem xét cho việc loại bỏ vi nhựa ở Việt Nam.

4. ĐỀ XUẤT CÁC GIẢI PHÁP GIẢM THIỂU Ô NHIỄM VI NHỰA

Để giảm thiểu ô nhiễm vi nhựa, cần kết hợp các giải pháp cả về công nghệ lẫn chính sách một cách hợp lý và đồng bộ. Các nghiên cứu gần đây đã chỉ ra rằng các nhà máy xử lý nước thải tại Việt Nam hiện nay chưa hoàn toàn loại bỏ vi nhựa, với hiệu suất dao động từ 69% đến 93,7% tùy thuộc vào công nghệ và quy trình xử lý áp dụng [68,69]. Các phương pháp xử lý sinh học và hóa lý truyền thống như bể sinh học, lọc cát và keo tụ vẫn chưa đủ hiệu quả để loại bỏ hoàn toàn vi nhựa trong nước thải. Do đó, việc cải tiến hệ thống thu gom và xử lý nước thải tại các khu công nghiệp và đô thị là rất quan trọng. Các công nghệ như màng lọc siêu lọc, điện hóa, và phương pháp keo tụ hóa học kết hợp với các phương pháp truyền thống có thể giúp nâng cao khả năng loại bỏ vi nhựa khỏi nước thải trước khi xả ra môi trường. Đặc biệt, trong hệ thống cấp thoát nước, cần áp dụng các phương pháp xử lý tiên tiến để đảm bảo vi nhựa không bị phát tán vào nguồn nước sinh hoạt và môi trường.

Cùng với đó, việc thiết lập các quy trình giám sát và kiểm tra chặt chẽ trong việc xả thải tại các khu công nghiệp và đô thị là rất cần thiết, nhằm đảm bảo tuân thủ nghiêm ngặt các quy định về ô nhiễm, đặc biệt là về rác thải nhựa. Các biện pháp giảm thiểu xả thải nhựa ra môi trường cần được nghiên cứu và phát triển. Cụ thể, cần nâng cao hiệu quả của các chương trình thu gom và tái chế nhựa tại các khu đô thị

và khu công nghiệp, khuyến khích doanh nghiệp và người dân tham gia vào các hoạt động phân loại và tái chế rác thải. Bên cạnh đó, việc hạn chế sử dụng nhựa dùng một lần như túi nilon, ống hút và chai nhựa cũng rất quan trọng. Điều này có thể được thực hiện bằng cách khuyến khích các doanh nghiệp sản xuất và tiêu thụ các sản phẩm thay thế thân thiện với môi trường như bao bì giấy, vật liệu phân hủy sinh học, hoặc các sản phẩm có thể tái sử dụng. Khuyến khích người dân sử dụng các sản phẩm thân thiện với môi trường như túi vải, chai thủy tinh, và các dụng cụ bằng vật liệu bền vững sẽ giúp giảm thiểu lượng nhựa phát sinh vào hệ thống cấp thoát nước. Các chiến dịch tuyên truyền và giáo dục cộng đồng về tác hại của việc sử dụng nhựa dùng một lần, đồng thời cung cấp các giải pháp thay thế dễ tiếp cận, sẽ giúp thay đổi thói quen tiêu dùng của người dân, từ đó làm giảm đáng kể lượng nhựa thải ra môi trường và vào các hệ thống thoát nước [70,71].

Về mặt chính sách, Việt Nam đã bắt đầu chú trọng đến vấn đề ô nhiễm vi nhựa thông qua các văn bản pháp lý như Quyết định số 1746/QĐ-TTg (2019) và Quyết định số 1316/QĐ-TTg (2021), yêu cầu nghiên cứu tác động của vi nhựa đối với sức khỏe và môi trường, đồng thời phát triển các biện pháp giảm thiểu vi nhựa trong nước thải tại các khu đô thị và khu công nghiệp. Một trong những vấn đề quan trọng là triển khai các biện pháp tuyên truyền và nâng cao nhận thức cộng đồng về tác hại của vi nhựa, nhằm giảm thiểu lượng vi nhựa phát sinh từ các hoạt động sản xuất và sinh hoạt. Tuy nhiên, để các giải pháp này thực sự hiệu quả, cần có sự phối hợp chặt chẽ giữa các cơ quan quản lý nhà nước, các tổ chức nghiên cứu, doanh nghiệp và cộng đồng, đồng thời hoàn thiện hệ thống pháp lý và tăng cường năng lực giám sát, kiểm tra và thực thi chính sách.

5. KẾT LUẬN

Ở Việt Nam, ô nhiễm vi nhựa đang cho thấy sự gia tăng với sự phân bố ở nhiều môi trường với các mức độ khác nhau. Vi nhựa không chỉ gây nguy hại trực tiếp đến các loài sinh vật thủy sinh mà còn có thể tích tụ và truyền qua chuỗi thức ăn, ảnh hưởng đến sức khỏe con người. Mặc dù nhiều nghiên cứu đã cung cấp những dữ liệu quan trọng về mức độ và đặc điểm ô nhiễm vi nhựa, việc phát triển và ứng dụng các công nghệ xử lý vi nhựa trong nước thải và môi trường vẫn còn hạn chế. Các phương pháp hóa lý như keo tụ - tạo bông, lọc màng và công nghệ điện hóa được đánh giá có tiềm năng cao trong việc loại bỏ vi nhựa, đồng thời cần được nghiên cứu và áp dụng rộng rãi hơn trong thực tiễn. Hơn nữa, Để kiểm soát và giảm thiểu ô nhiễm vi nhựa hiệu quả, cần có sự phối hợp chặt chẽ giữa các cơ quan quản lý, nhà khoa học và cộng đồng trong việc nâng cao nhận thức, hoàn thiện chính sách quản lý chất thải nhựa, thúc đẩy tái chế và phát triển các công nghệ xử lý tiên tiến. Việc này không chỉ góp phần bảo vệ môi trường bền vững mà còn đảm bảo sức khỏe của người dân và sự phát triển kinh tế - xã hội lâu dài của Việt Nam.

Lời cảm ơn:

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Bộ Giáo dục và Đào tạo (MOET) theo đề tài mã số B2024-VGU-05.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Raju S, Carbery M, Kuttykattil A, Senathirajah K, Subashchandrabose SR, Evans G, (2018). Transport and fate of microplastics in wastewater treatment plants: implications to environmental health. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, **17**, 637–653.
- [2] Campanale, Massarelli, Savino, Locaputo and Uricchio, (2020). A

- Detailed Review Study on Potential Effects of Microplastics and Additives of Concern on Human Health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **17**, 1212.
- [3] Strady E, Kieu-Le TC, Gasperi J, and Tassin B, (2020). Temporal dynamic of anthropogenic fibers in a tropical river-estuarine system. *Environmental Pollution*, **259**, 113897.
- [4] Kieu LTC, Thuong QT, Truong TNS, Le TMT, Tran QV, and Strady E, (2023). Baseline concentration of microplastics in surface water and sediment of the northern branches of the Mekong River Delta, Vietnam. *Marine Pollution Bulletin*, **187**, 114605.
- [5] Lahens L, Strady E, Kieu-Le TC, Dris R, Boukerma K, Rinnert E, (2018). Macroplastic and microplastic contamination assessment of a tropical river (Saigon River, Vietnam) transversed by a developing megacity. *Environmental Pollution*, **236**, 661–71.
- [6] Dực TH, Dũng LV, Thái ND, Dũng LV, Linh LTK, Quy TĐ, (2020). Đặc điểm thành phần và phân bố hạt vi nhựa trong môi trường trầm tích tầng mặt khu vực vịnh Tiên Yên. *Vietnam Journal of Hydrometeorology*, **719**, 14–25.
- [7] Kumar A, and Ram K, (2024). Microplastics in Different Environmental Matrices: Co-Contaminants and its Monitoring Techniques. *Water, Air, & Soil Pollution*, **235**, 673.
- [8] Park H, and Park B, (2021). Review of Microplastic Distribution, Toxicity, Analysis Methods, and Removal Technologies. *Water*, **13**, 2736.
- [9] Adib D, Mafigholami R, Tabeshkia H and Walker TR, (2022). Optimization of polypropylene microplastics removal using conventional coagulants in drinking water treatment plants via response surface methodology. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, **20**, 565–77.
- [10] Schmaltz E, Melvin EC, Diana Z, Gunady EF, Rittschof D, Somarelli JA, (2020). Plastic pollution solutions: emerging technologies to prevent and collect marine plastic pollution. *Environment International*, **144**, 106067.
- [11] El Hadri H, Gigault J, Maxit B, Grassl B, and Reynaud S, (2020). Nanoplastic from mechanically degraded primary and secondary microplastics for environmental assessments. *NanoImpact*, **17**, 100206.
- [12] Bretas Alvim C, Mendoza-Roca JA, and Bes-Piá A, (2020). Wastewater treatment plant as microplastics release source – Quantification and identification techniques. *Journal of Environmental Management*, **255**, 109739.
- [13] Chang X, Xue Y, Li J, Zou L, and Tang M, (2020). Potential health impact of environmental micro- and nanoplastics pollution. *Journal of Applied Toxicology*, **40**, 4–15.
- [14] Hwang J, Choi D, Han S, Jung SY, Choi J, and Hong J, (2020). Potential toxicity of polystyrene microplastic particles. *Scientific Reports*, **10**, 7391.
- [15] Mao R, Hu Y, Zhang S, Wu R, and Guo X, (2020). Microplastics in the surface water of Wuliangshai Lake, northern China. *Science of The Total Environment*, **723**, 137820.
- [16] Sloommaekers B, Catarci Carteny C, Belpaire C, Saverwyns S, Fremout W, Blust R, (2019). Microplastic contamination in gudgeons (*Gobio gobio*) from Flemish rivers (Belgium). *Environmental Pollution*, **244**, 675–84.
- [17] Wang S, Chen H, Zhou X, Tian Y, Lin C, Wang W, (2020). Microplastic abundance, distribution and composition in the mid-west Pacific

- Ocean. *Environmental Pollution*, **264**, 114125.
- [18] Karbalaie S, Golieskardi A, Watt DU, Boiret M, Hanachi P, Walker TR, (2020). Analysis and inorganic composition of microplastics in commercial Malaysian fish meals. *Marine Pollution Bulletin*, **150**, 110687.
- [19] Ý NHN, Linh PTT, Linh VDH, Minh VV, Mai LT, Mậu TĐ, (2022). Ô nhiễm vi nhựa trong nước mặt hồ nội thành tại thành phố Đà Nẵng, Việt Nam. **20**, 88–92.
- [20] Do VM, Dang TT, Le XTT, (2021). Characterisation of microplastic debris in beach sediment of the coastal zone in Vietnam: A preliminary study in Da Nang. *Ministry of Science and Technology, Vietnam*, **63**, 7–13.
- [21] Strady E, Dang TH, Dao TD, Dinh HN, Do TTD, Duong TN, (2021). Baseline assessment of microplastic concentrations in marine and freshwater environments of a developing Southeast Asian country, Viet Nam. *Marine Pollution Bulletin*, **162**, 111870.
- [22] Nguyen NT, Nhon NTT, Hai HTN, Chi NDT, and Hien TT, (2022). Characteristics of Microplastics and Their Affiliated PAHs in Surface Water in Ho Chi Minh City, Vietnam. *Polymers*, **14**, 2450.
- [23] Dao DC, Duong TL, Nguyen QB, Dao NN, Dang TQ, Nguyen TLH, (2021). Distribution and characteristics of microplastics in surface water at some beaches in Thanh Hoa province, Viet Nam. *Vietnam Journal of Catalysis and Adsorption*, **10**, 193–200.
- [24] Le ND, Hoang TTH, Duong TT, Phuong NN, Le PT, Nguyen TD, (2022). Microplastics in the Surface Sediment of the main Red River Estuary. *Vietnam Journal of Earth Sciences*.
- [25] Dương PT, and Vân NTH, (2022). Bước đầu nghiên cứu khảo sát hiện trạng và đánh giá tác động của vi nhựa trong trầm tích ven biển đến môi trường và hệ sinh thái vùng ven biển Cát Bà. **67**, 92–6.
- [26] Ý NHN, Hà TTN, Linh PTT, Minh VV, Mai LT, Mậu TĐ, (2023). Phân bố của Vi nhựa Trong nước mặt Và trầm tích ở cửa sông Thuận An, Thừa Thiên Huế. **21**, 97–103.
- [27] Chí VV, and Hiền NTP, (2022). Đánh giá ban đầu về ô nhiễm vi nhựa trong trầm tích bãi biển và nước bề mặt ở khu vực ven bờ thành phố Quy Nhơn. *Journal of Science, Quy Nhon University*, **16**.
- [28] Nguyen MK, Lin C, Hung NTQ, Vo DVN, Nguyen KN, Thuy BTP, (2022). Occurrence and distribution of microplastics in peatland areas: A case study in Long An province of the Mekong Delta, Vietnam. *Science of The Total Environment*, **844**, 157066.
- [29] Nguyễn ĐT, Trần TLT, Mai QT, Lê ĐM, and Nguyễn TH, (2024). Khảo Sát Hiện Trạng Ô Nhiễm Vi Nhựa Trong Nước Mặt Và Trầm Tích Tại Lưu Vực Sông Tiền, Đồng Bằng Sông Cửu Long, Việt Nam. *Tạp Chí Khoa Học và Công Nghệ Nhiệt Đới*, 71–81.
- [30] Cunha C, Silva L, Paulo J, Faria M, Nogueira N, and Cordeiro N, (2020). Microalgal-based biopolymer for nano- and microplastic removal: a possible biosolution for wastewater treatment. *Environmental Pollution*, **263**, 114385.
- [31] Sarkhel R, Sengupta S, Das P, and Bhowal A, (2020). Comparative biodegradation study of polymer from plastic bottle waste using novel isolated bacteria and fungi from marine source. *Journal of Polymer Research*, **27**, 16.
- [32] Oliya P, Singh S, Goel N, Singh U, and Srivastava AK, (2020). Polypropylene degradation potential of microbes isolated from solid waste dumping site. **39**, 268–77.
- [33] Ma B, Xue W, Hu C, Liu H, Qu J, and Li L, (2019). Characteristics of

- microplastic removal via coagulation and ultrafiltration during drinking water treatment. *Chemical Engineering Journal*, **359**, 159–67.
- [34] Liu X, Yuan W, Di M, Li Z, and Wang J, Liu X, Yuan W, Di M, Li Z, & Wang J, (2019). Transfer and fate of microplastics during the conventional activated sludge process in one wastewater treatment plant of China. *362*, 176–82.
- [35] Kim KT, and Park S, (2021). Enhancing Microplastics Removal from Wastewater Using Electro-Coagulation and Granule-Activated Carbon with Thermal Regeneration. *Processes*, **9**, 617.
- [36] Lapointe M, Farner JM, Hernandez LM, and Tufenkji N, (2020). Understanding and Improving Microplastic Removal during Water Treatment: Impact of Coagulation and Flocculation. *Environmental Science & Technology*, **54**, 8719–27.
- [37] Zhang Y, Zhou G, Yue J, Xing X, Yang Z, Wang X, (2021). Enhanced removal of polyethylene terephthalate microplastics through polyaluminum chloride coagulation with three typical coagulant aids. *Science of The Total Environment*, **800**, 149589.
- [38] Simon M, Vianello A, and Vollertsen J, (2019). Removal of >10 μm Microplastic Particles from Treated Wastewater by a Disc Filter. *Water*, **11**, 1935.
- [39] Wolff S, Weber F, Kerpen J, Winkelhofer M, Engelhart M, and Barkmann L, (2020). Elimination of Microplastics by Downstream Sand Filters in Wastewater Treatment. *Water*, **13**, 33.
- [40] Chen YJ, Chen Y, Miao C, Wang YR, Gao GK, Yang RX, (2020). Metal–organic framework-based foams for efficient microplastics removal. *Journal of Materials Chemistry A*, **8**, 14644–52.
- [41] Wang J, Sun C, Huang QX, Chi Y, and Yan JH, (2021). Adsorption and thermal degradation of microplastics from aqueous solutions by Mg/Zn modified magnetic biochars. *Journal of Hazardous Materials*, **419**, 126486.
- [42] Singh N, Khandelwal N, Ganie ZA, Tiwari E, and Darbha GK, (2021). Eco-friendly magnetic biochar: An effective trap for nanoplastics of varying surface functionality and size in the aqueous environment. *Chemical Engineering Journal*, **418**, 129405.
- [43] Chen G, (2004). Electrochemical technologies in wastewater treatment. *Separation and Purification Technology*, **38**, 11–41.
- [44] Kiendrebeogo M, Karimi Estahbanati MR, Khosravanipour Mostafazadeh A, Drogui P, and Tyagi RD, (2021). Treatment of microplastics in water by anodic oxidation: A case study for polystyrene. *Environmental Pollution*, **269**, 116168.
- [45] Chen R, Zhang Z, Deng Y, Wang J, Cui Y, Zhao Y, (2025). Electrochemical Degradation of PET Microplastics and Its Mechanism. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, American Chemical Society. **64**, 7915–29.
- [46] Ning Z, Duan X, Li Y, Zhao X, and Chang L, (2023). Degradation of polyvinyl chloride microplastics via electrochemical oxidation with a $\text{CeO}_2\text{--PbO}_2$ anode. *Journal of Cleaner Production*, **432**, 139668.
- [47] Abdoul Magid ASI, Islam MdS, Chen Y, Weng L, Li J, Ma J, (2021). Enhanced adsorption of polystyrene nanoplastics (PSNPs) onto oxidized corncob biochar with high pyrolysis temperature. *Science of The Total Environment*, **784**, 147115.
- [48] Arenas LR, Gentile SR, Zimmermann S, and Stolla S, (2021). Nanoplastics adsorption and removal efficiency by

- granular activated carbon used in drinking water treatment process.
- [49] Bayo J, Olmos S, and López-Castellanos J, (2020). Microplastics in an urban wastewater treatment plant: The influence of physicochemical parameters and environmental factors. *Chemosphere*, **238**, 124593.
- [50] Magni S, Binelli A, Pittura L, Avio CG, Della Torre C, Parenti CC, (2019). The fate of microplastics in an Italian Wastewater Treatment Plant. *Science of The Total Environment*, **652**, 602–10.
- [51] Cheng YR, and Wang HY, (2022). Highly effective removal of microplastics by microalgae *Scenedesmus abundans*. *Chemical Engineering Journal*, **435**, 135079.
- [52] Sundbæk KB, Koch IDW, Villaro CG, Rasmussen NS, Holdt SL, and Hartmann NB, (2018). Sorption of fluorescent polystyrene microplastic particles to edible seaweed *Fucus vesiculosus*. *Journal of Applied Phycology*, **30**, 2923–7.
- [53] Xue J, Peldszus S, Van Dyke MI, and Huck PM, (2021). Removal of polystyrene microplastic spheres by alum-based coagulation-flocculation-sedimentation (CFS) treatment of surface waters. *Chemical Engineering Journal*, **422**, 130023.
- [54] Ma B, Xue W, Ding Y, Hu C, Liu H, and Qu J, (2019). Removal characteristics of microplastics by Fe-based coagulants during drinking water treatment. *Journal of Environmental Sciences*, **78**, 267–75.
- [55] Akarsu C, Kumbur H, and Kideys AE, (2021). Removal of microplastics from wastewater through electrocoagulation-electroflotation and membrane filtration processes. *Water Science and Technology*, **84**, 1648–62.
- [56] Luu TT, Truong DQ, Nguyen VN, Jeong S, Nguyen TTT, Do VM, (2025). Removal of Microplastics from Laundry Wastewater Using Coagulation and Membrane Combination: A Laboratory-Scale Study. *Membranes*, **15**, 47.
- [57] Oluwoye I, Tanaka S, and Okuda K, (2024). Pilot-scale performance of gravity-driven ultra-high flux fabric membrane systems for removing small-sized microplastics in wastewater treatment plant effluents. *Journal of Environmental Management*, **363**, 121438.
- [58] Easton T, Koutsos V, and Chatzisyneon E, (2023). Removal of polyester fibre microplastics from wastewater using a UV/H₂O₂ oxidation process. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **11**, 109057.
- [59] Amirah Mohd Napi NN, Ibrahim N, Adli Hanif M, Hasan M, Dahalan FA, Syafiuddin A, (2023). Column-based removal of high concentration microplastics in synthetic wastewater using granular activated carbon. *Bioengineered*, **14**, 2276391.
- [60] Zhang Y, Diehl A, Lewandowski A, Gopalakrishnan K, and Baker T, (2020). Removal efficiency of micro- and nanoplastics (180 nm–125 µm) during drinking water treatment. *Science of The Total Environment*, **720**, 137383.
- [61] Wang Z, Sedighi M, and Lea-Langton A, (2020). Filtration of microplastic spheres by biochar: removal efficiency and immobilisation mechanisms. *Water Research*, **184**, 116165.
- [62] Xing Y, Zhang B, Niu Q, and Ji G, (2024). Enhanced adsorption of polystyrene nanoplastics by cetyltrimethylammonium bromide surface-modified magnetic rice straw biochar: Efficient performance and adsorption mechanisms. *Separation and Purification Technology*, **344**, 127264.
- [63] Li J, Chen X, Yu S, and Cui M, (2023). Removal of pristine and aged microplastics from water by magnetic

- biochar: Adsorption and magnetization. *Science of The Total Environment*, **875**, 162647.
- [64] Perren W, Wojtasik A, and Cai Q, (2018). Removal of Microbeads from Wastewater Using Electrocoagulation. *ACS Omega*, American Chemical Society, **3**, 3357–64.
- [65] Abdelhay A, Jum'h I, Albsoul A, Abu Arideh D, and Qatanani B, (2021). Performance of electrochemical oxidation over BDD anode for the treatment of different industrial dye-containing wastewater effluents. *Journal of Water Reuse and Desalination*, **11**, 110–21.
- [66] Elkhatab D, Oyanedel-Craver V, and Carissimi E, (2021). Electrocoagulation applied for the removal of microplastics from wastewater treatment facilities. *Separation and Purification Technology*, **276**, 118877.
- [67] Hai TN, Vy NT, Nguyen NT, and Hien NT, (2020). Removal Of Microplastics In The Industrial Wastewater Via The Fe-Based Coagulation Process. *Science and Technology Development Journal - Natural Sciences*, **4**, first.
- [68] Phu H, Han HTN, Thao NLN, and Ha TTM, (2022). Microplastics and solutions to remove microplastics in wastewater from wastewater treatment plants in the Saigon–Dong Nai river basin, Vietnam. *Vietnam Journal of Hydrometeorology*, **12**, 1–13.
- [69] Tam LTM, Sang TTN, Dan PN, Thanh LQĐ, Viet TQ, Tho LT, Hung NQ, Chung LTK, Emilie S, (2023). Evaluation of microplastic removal efficiency of wastewater-treatment plants in a developing country, Vietnam. *Environmental Technology & Innovation*, **29**, 102994.
- [70] Thảo PTM, Anh TT, Hạnh NTH, Quân NH, Yên TT, (2023). Đánh giá hiện trạng hệ thống quản lý môi trường và mức độ thực hiện các giải pháp liên quan đến kinh tế tuần hoàn của một số doanh nghiệp thuộc ngành nhựa trên địa bàn thành phố Hà Nội. *Tạp Chí Khoa học Tài Nguyên Và Môi trường*, (46), 127–137.
- [71] Hân HTN, Phú H, (2023). Đánh giá rác thải nhựa, vi nhựa trong nước thải từ cộng đồng dân cư xả thải vào các sông Sài Gòn - Đồng Nai, đề xuất giải pháp xử lý đảm bảo mục tiêu phát triển bền vững. *Tạp chí Khí tượng Thủy văn*, **753**, 37-49.