

BÁO CÁO CHUYÊN ĐỀ 265

# Phương pháp đánh giá vai trò của rừng ngập mặn trong việc lọc vết kim loại

Nguyễn Thành Nho  
Trương Văn Vinh  
Phạm Thu Thủy



RESEARCH  
PROGRAM ON  
Forests, Trees and  
Agroforestry



Báo cáo chuyên đề 265

# Phương pháp đánh giá vai trò của rừng ngập mặn trong việc lọc vết kim loại

Nguyễn Thành Nho  
Đại Học Nguyễn Tất Thành

Trương Văn Vinh  
Đại Học Nông Lâm Thành Phố Hồ Chí Minh

Phạm Thu Thủy  
Tổ chức Nghiên cứu Lâm nghiệp quốc tế

Báo cáo chuyên đề 265

© 2020 Trung tâm Nghiên cứu Lâm nghiệp Quốc tế (CIFOR)



Nội dung trong ấn phẩm này được cấp quyền bởi Giấy phép bản quyền Ghi nhận công của tác giả - Phi thương mại, không chỉnh sửa, thay đổi hay phát triển - Không phát sinh 4.0. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

DOI: 10.17528/cifor/007822

Nguyễn TN, Trương VV và Phạm TT. 2020. *Phương pháp đánh giá vai trò của rừng ngập mặn trong việc lọc vết kim loại*. Báo cáo chuyên đề 265. Bogor, Indonesia: CIFOR.

CIFOR  
Jl. CIFOR, Situ Gede  
Bogor Barat 16115  
Indonesia

T +62 (251) 8622-622  
F +62 (251) 8622-100  
E [cifor@cgiar.org](mailto:cifor@cgiar.org)

**[cifor.org](http://cifor.org)**

Chúng tôi xin cảm ơn các nhà tài trợ đã hỗ trợ cho nghiên cứu này thông qua việc đóng góp vào quỹ của CGIAR. Xin xem danh sách các nhà tài trợ: <http://www.cgiar.org/about-us/our-funders/>

Tất cả các quan điểm thể hiện trong ấn phẩm này là của các tác giả. Chúng không nhất thiết đại diện cho quan điểm của CIFOR, các cơ quan chủ quản của tác giả hay của các nhà tài trợ cho ấn phẩm này.

# Mục lục

|   |           |
|---|-----------|
| Danh mục viết tắt   | v         |
| Lời cảm ơn  | vi        |
| Tóm tắt tổng quan   | vii       |
| <b>1 Giới thiệu</b>   | <b>1</b>  |
| <b>2 Các chỉ số đánh giá chất lượng nước và trầm tích</b>                       | <b>3</b>  |
| 2.1 Chỉ số đánh giá chất lượng nước   | 3         |
| 2.2 Chỉ số đánh giá ô nhiễm vết kim loại trong trầm tích                        | 3         |
| <b>3 Quá trình nghiên cứu và phương pháp đánh giá vai trò của rừng ngập mặn</b> | <b>7</b>  |
| 3.1 Nghiên cứu tài liệu thứ cấp   | 7         |
| 3.2 Phỏng vấn các bên có liên quan  | 7         |
| 3.3 Thực địa khảo sát để chọn điểm nghiên cứu                                   | 8         |
| 3.4 Cách tiếp cận điểm đối chứng và điểm can thiệp và chọn điểm nghiên cứu      | 8         |
| 3.5 Định hướng thu mẫu và thu thập số liệu                                      | 10        |
| 3.6 Phương pháp thu thập số liệu, bảo quản mẫu tại hiện trường                  | 11        |
| 3.7 Phân tích số liệu   | 12        |
| <b>4 Chi phí cho đánh giá và giám sát</b>                                       | <b>15</b> |
| <b>5 Bài học kinh nghiệm khi áp dụng phương pháp trong thực tế</b>              | <b>18</b> |
| <b>6 Kết luận</b>   | <b>20</b> |
| Tài liệu tham khảo  | 21        |

## Danh mục bảng

|   |   |    |
|---|---|----|
| 1 | Thông số để tính VN_WQI   | 3  |
| 2 | Chỉ số đánh giá ô nhiễm vết kim loại trong trầm tích                  | 4  |
| 3 | Vị trí lấy mẫu tại Hải Phòng  | 8  |
| 4 | Phương pháp thu thập mẫu  | 11 |
| 5 | Phương thức phân tích ở phòng thí nghiệm                              | 13 |
| 6 | Kết quả đầu ra và ý nghĩa trong việc xây dựng cơ chế PFES             | 14 |
| 7 | Kết quả nghiên cứu tại rừng ngập mặn Cần Giờ (Thành Phố Hồ Chí Minh). | 16 |

## Danh mục hình

|   |   |    |
|---|---|----|
| 1 | Quá trình và phương pháp nghiên cứu tại Hải Phòng.  | 7  |
| 2 | Vị trí lấy mẫu trên sông Cấm ( <i>không có rừng ngập mặn</i> ) và sông Đá Bạch ( <i>có rừng ngập mặn</i> ) tại Hải Phòng. | 9  |
| 3 | Quá trình lọc mẫu nước và đo các chỉ số hoá tính ( <i>Ảnh: Trương Văn Vinh</i> )  | 12 |
| 4 | Thu mẫu trầm tích đáy sông ( <i>Ảnh: Trương Văn Vinh</i> )  | 13 |
| 5 | Thu mẫu trầm tích tại khu vực bãi bồi ( <i>Ảnh: Trương Văn Vinh</i> )   | 16 |

## Danh mục viết tắt

|                                |   |
|--------------------------------|---|
| As                             | Asen  |
| BOD                            | Nhu cầu oxy sinh học  |
| BVTV                           | Bảo vệ thực vật   |
| Cd                             | Cadimi  |
| CF                             | Hệ số nhiễm bẩn   |
| COD                            | Nhu cầu oxy hoá học   |
| Cr                             | Crom  |
| Cu                             | Đồng  |
| DDTs                           | Thuốc bảo vệ thực vật họ clo                                |
| DO                             | Oxy hoà tan   |
| EF                             | Hệ số làm giàu  |
| Eh                             | Thế điện hoá  |
| Hg                             | Thủy ngân   |
| HNO <sub>3</sub>               | Axit nitric   |
| ICP-MS                         | Máy khối phổ plasma ghép cặp cảm ứng cao tần                |
| Igeo                           | Chỉ số tích lũy địa hoá                                     |
| ISO                            | Tổ chức tiêu chuẩn Quốc tế                                  |
| Mn                             | Mangan  |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>   | Amoni   |
| NIST                           | Viện tiêu chuẩn và công nghệ quốc gia (Mỹ)                  |
| N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | Nito dạng amoni   |
| N-NO <sub>2</sub>              | Nito dạng nitrite   |
| N-NO <sub>3</sub>              | Nito dạng nitrate   |
| Pb                             | Chì   |
| PE                             | Nhựa poly etylen  |
| PFES                           | Chi trả dịch vụ môi trường rừng                             |
| pH                             | Chỉ môi trường nước có tính axit hoặc bazơ                  |
| PLI                            | Hệ số tải lượng   |
| P-PO <sub>4</sub>              | Phospho tồn tại dạng phosphat                               |
| PTFE                           | PolyTetra Fluoro Etylen                                     |
| SWAMP                          | Chương trình thích ứng và giảm thiểu đất ngập nước bền vững |
| TCVN                           | Tiêu chuẩn Việt Nam   |
| TN                             | Tổng Nitơ   |
| TOC                            | Tổng cacbon hữu cơ  |
| TP                             | Tổng phospho  |
| TSS                            | Tổng chất rắn lơ lửng                                       |
| T-test                         | Kiểm tra thống kê theo Student                              |
| USAID                          | Cơ quan phát triển Quốc tế của Hoa kỳ                       |
| VNFF                           | Quỹ Bảo Vệ và Phát Triển Rừng Việt Nam                      |
| WQI                            | Chỉ số chất lượng nước                                      |
| Zn                             | Kẽm   |

# Lời cảm ơn

Nghiên cứu này là một hợp phần của dự án Nghiên cứu so sánh toàn cầu về REDD+ mà CIFOR đang tiến hành ([www.cifor.org/gcs](http://www.cifor.org/gcs)) và dự án Chương trình thích ứng và giảm thiểu đất ngập nước bền vững (SWAMP). Chúng tôi xin trân trọng cảm ơn hỗ trợ tài chính từ các nhà tài trợ bao gồm Cơ quan Hợp tác Phát triển Na Uy (NORAD), Cơ quan phát triển Quốc tế Mỹ (USAID) và Chương trình nghiên cứu CGIAR về rừng, cây và nông lâm kết hợp (CRP-FTA) đã hỗ trợ nghiên cứu này. Chúng tôi cũng xin trân trọng cảm ơn sự hỗ trợ quý báu của ông Phạm Văn Thanh và ông Phạm Văn Trung (Quỹ Bảo Vệ và Phát Triển Rừng Việt Nam - VNFF), các cán bộ của Quỹ Bảo vệ và Phát triển rừng tỉnh Hải Phòng, các cán bộ Chi cục kiểm lâm để nhóm nghiên cứu có thể thực hiện được các hoạt động dự án.



# Tóm tắt tổng quan

Một trong những chức năng môi trường quan trọng của rừng ngập mặn là lưu giữ các vật chất lơ lửng và trầm tích mang thành phần vết kim loại và hợp chất hữu cơ có nguồn gốc tự nhiên hoặc từ các hoạt động nhân sinh. Cùng với trị trí đặc biệt, hệ sinh thái rừng ngập mặn đóng vai trò rất quan trọng cho sự lắng đọng, hấp thu, lưu trữ và tự chuyển hoá các chất ô nhiễm được thải ra từ những khu dân cư, khu công nghiệp, bến cảng góp phần làm sạch nguồn nước trước khi đổ ra biển. Chính vì vậy, rừng ngập mặn được xem như màng lọc tự nhiên có hiệu năng cao, đồng thời là bể sinh học lưu giữ các chất ô nhiễm, đặc biệt là các vết kim loại.

Tuy nhiên, vai trò quan trọng này của rừng ngập mặn chưa được rộng rãi biết đến và chưa được lồng ghép vào các chính sách hiện hành. Đây cũng là nguyên nhân chính dẫn đến việc chưa có cơ chế tài chính nào được thiết lập để chi trả cho việc cung cấp và bảo tồn dịch vụ môi trường này. Ngoài việc khó khăn trong việc tìm kiếm người mua, thách thức quan trọng cần phải giải quyết là chứng minh vai trò của rừng ngập mặn đối với bên sử dụng dịch vụ trong việc rừng ngập mặn có thể giúp cải thiện chất lượng nước. Ngoài ra, nếu như dịch vụ được chi trả là dịch vụ cải thiện nước, để thực hiện chi trả cần có công cụ và phương pháp để theo dõi, giám sát, đánh giá dịch vụ này.

Tài liệu này nhằm cung cấp thông tin về phương pháp khoa học có thể sử dụng để chứng minh, theo dõi, giám sát và đánh giá dịch vụ môi trường liên quan, sử dụng nghiên cứu điển tại Hải Phòng và Cần Giờ. Khác với những báo cáo khoa học khác, tài liệu trình bày ứng dụng của phương pháp đánh giá vai trò của rừng ngập mặn trong việc làm sạch nước trong bối cảnh thực thi chính sách chi trả dịch vụ môi trường rừng Việt Nam, đưa ra các bài học kinh nghiệm và kinh phí cần có để thực hiện tốt việc theo dõi, giám sát và đánh giá dịch vụ này. Từ kết quả đạt được có thể định vị được đối tượng, nhóm đối tượng phải trả dịch vụ môi trường cho rừng ngập mặn và sử dụng các chỉ tiêu môi trường phục vụ cho việc xây dựng cơ chế thực hiện và giám sát việc thực thi PFES. Tài liệu này hi vọng cũng sẽ giúp các nhóm nghiên cứu sau này có thể áp dụng và nhân rộng việc sử dụng phương pháp tại các địa bàn khác trên cả nước, qua đó có thể xây dựng được cơ sở dữ liệu cho việc đánh giá tổng thể vai trò của rừng ngập mặn trên toàn Việt Nam trong lĩnh vực này.



# 1 Giới thiệu

Chi trả dịch vụ môi trường rừng (PFES) là một trong 10 thành tựu lớn nhất của ngành nông lâm nghiệp Việt Nam trong thập kỉ qua. Với đóng góp 22% vào tổng đầu tư của ngành lâm nghiệp, PFES được coi là một trong những trụ cột tài chính bền vững của ngành. Mở rộng nguồn thu của PFES cũng là ưu tiên của ngành lâm nghiệp trong thập kỉ tới. Nghị định 99 và Quyết định 147 có đề cập tới 5 loại dịch vụ môi trường rừng thực hiện trong chính sách PFES tại Việt Nam, trong đó có dịch vụ môi trường liên quan tới rừng ngập mặn. Tuy nhiên, cơ chế chi trả cho rừng ngập mặn tại Việt Nam còn hạn chế và bỏ qua nhiều dịch vụ quan trọng tiềm năng như cung ứng và làm sạch nước thông qua chức năng lọc kim loại trong nước của rừng ngập mặn (Pham T.T. và cộng sự 2020).

Rừng ngập mặn phân bố chủ yếu ở vùng tiếp giáp giữa biển và đất liền, là nơi chịu ảnh hưởng trực tiếp của chế độ thủy triều. Các khu vực này đóng một vai trò như vùng chuyển tiếp cho quá trình vận chuyển nước và các vật chất có trong nước từ đất liền ra biển. (Bernier R. A. và cộng sự 1983) đã chỉ ra 75 % đến 90 % tổng dòng vật liệu trong nguồn nước được lưu giữ ở môi trường bờ biển. Vùng chuyển tiếp này, đặc biệt là ở các khu vực có sự hiện diện của rừng ngập mặn có khả năng cao tạo ra những thay đổi lớn về tính chất vật lý và hóa học của nước (ví dụ pH, độ dẫn, độ mặn, tổng chất rắn lơ lửng, tổng chất rắn hoà tan, hàm lượng oxy hoà tan). Kết hợp với độ dốc của địa hình ngày càng giảm dần về hướng biển đã làm giảm tốc độ dòng chảy và khả năng vận chuyển các chất ô nhiễm, điều này tạo ra hiệu quả của quá trình lắng đọng các hạt vật chất, bao gồm vết kim loại và chỉ một phần của chúng được đưa ra biển (Salomons W. và cộng sự 1988). Quá trình lưu giữ trong trầm tích, sự thay đổi tính chất lý hoá có thể ảnh hưởng đến sự di chuyển của kim loại ở bề mặt trầm tích và nồng độ của các ion kim loại tự do trong nước. Trong trầm tích rừng ngập mặn, vết kim loại có thể bị hấp phụ, kết tủa, đồng kết tủa và bị hấp thụ bởi thực vật (Wood T. S. và cộng sự 1999, Yu K. C. và cộng sự 2001).

Thực vật ngập mặn có thể lưu giữ các chất gây ô nhiễm trong các bộ phận của chúng (Dunbabin J. và cộng sự 1992, Thanh-Nho N. và cộng sự 2019), cũng như giúp ích trong việc giải quyết các chất rắn lơ lửng, vận chuyển oxi từ các bộ phận trên không đến quyển rễ, tạo môi trường thích hợp cho quyển rễ thúc đẩy một loạt các phản ứng hóa học và sinh hóa, giúp tăng cường sự lưu giữ kim loại (Kadlec R. H. và cộng sự 2000). Hàm lượng sulfide ở mức cao được sinh ra ở rừng ngập mặn cũng tạo điều kiện thuận lợi cho việc kết tủa và cố định các vết kim loại (Ambus R. và cộng sự 1991, Dunbabin J. và Bowner K. 1992). Ngược lại, nhờ sự giải phóng oxygen (ROL) mà vùng quyển rễ được thoáng khí và tăng sự linh động của các vết kim loại do quá trình oxy hóa và hòa tan sulfide. ROL cũng là nguyên nhân hình thành các mảng bám của Fe, chính các mảng này đã cung cấp thêm một số tâm liên kết nhằm bổ sung vết kim loại trên bề mặt rễ cây (Cheng Hao và cộng sự 2013). Thực vật ngập mặn cũng đã phát triển và thích ứng về mặt sinh lý, hình thái và giải phẫu như điều hòa lượng muối, khí dung và hệ thống rễ chuyên hóa cao (rễ chống, rễ hô hấp, rễ thở hoặc rễ khí), để thích nghi với môi trường thiếu khí và môi trường nước mặn (Marchand C. và cộng sự 2004). Những sự thay đổi để thích nghi ở thực vật rừng ngập mặn, cùng với điều kiện sinh trưởng khắc nghiệt (cực đoan về môi trường và ô nhiễm) đã cho thấy khả năng sử dụng thực vật rừng ngập mặn để làm sạch nguồn nước bị ô nhiễm và trầm tích là rất tiềm năng. Nhờ vào ưu thế này mà các loài *Avicennia* và *Rhizophora* đã được sử dụng rộng rãi như một máy sinh học hấp thụ vết kim loại (Kamaruzzaman B. Y. và cộng sự 2011, Marchand C. và cộng sự 2016). Rễ cây ngập mặn thường hoạt động như một rào cản, giữ lại hầu hết các vết kim loại và làm giảm sự vận chuyển của các vết kim loại sang các bộ phận khác của chúng (Yim MW và cộng sự 1999). Sự khác biệt về mức độ chịu đựng vết kim loại được thể hiện bởi các loại rừng ngập mặn khác nhau (Agoramoorthy G. và cộng sự 2008, MacFarlane GR và cộng sự 2003). Nhiều nghiên cứu đã sử dụng các loài cây ngập mặn và trầm tích của chúng làm chỉ số sinh học đánh giá ô nhiễm và nhiễm bẩn vết kim loại (Defew L. H. và cộng sự 2005, MacFarlane GR; và cộng sự 2003). Ngoài ra, trong quá trình phân huỷ

các chất hữu cơ từ vật rụng, hầu hết các vết kim loại đều được làm giàu lên trong suốt quá trình phân huỷ của chúng. Các vết kim loại này có thể được hấp thụ từ cột nước lúc thủy triều cao và trên nền rừng bởi các phân tử hữu cơ hoặc các chất phân huỷ từ vật rụng (Vinh T.V. và cộng sự 2020).

Mặc dù vai trò của rừng ngập mặn trong việc lọc kim nặng đã được nhiều học giả chứng minh qua nhiều nghiên cứu trên thế giới, 4 câu hỏi lớn đối với các nhà hoạch định chính sách và các dự án thực hiện PFES ở Việt Nam đối với rừng ngập mặn bao gồm:

1. Làm thế nào để khẳng định và chứng minh được rằng rừng ngập mặn có thể lọc được các chất ô nhiễm trong nước tại Việt Nam?
2. Phương pháp nào có thể sử dụng để đo đạc và minh chứng điều này?
3. Chi phí thực hiện phương pháp đo đạc giám sát dịch vụ này là bao nhiêu? có phù hợp với tài chính hiện có từ PFES không? Làm thế nào để giảm thiểu chi phí theo dõi, giám sát và đánh giá.
4. Ai có thể tiến hành và thực hiện được phương pháp này? Họ cần những kĩ năng gì?

Tài liệu này ra đời với mong muốn trả lời những câu hỏi trên. Báo cáo miêu tả phương pháp khoa học mà các nhà hoạch định chính sách, các tổ chức phi chính phủ, các tổ chức nghiên cứu và các dự án liên quan đến PFES có thể áp dụng để theo dõi, nghiên cứu và đánh giá vai trò của rừng ngập mặn trong việc lọc kim loại nặng, từ đó cung cấp các thông tin đầu vào cho quá trình xây dựng và vận hành PFES trong bối cảnh của rừng ngập mặn. Sử dụng nghiên cứu điển ở Hải Phòng trong khuôn khổ dự án SWAMP do USAID tài trợ<sup>1</sup>, nhóm tác giả không chỉ chia sẻ các bước xây dựng và tiến hành phương pháp nghiên cứu mà còn chia sẻ các bài học kinh nghiệm liên quan đến việc áp dụng phương pháp này trong thực tế và các định hướng cho việc hoàn thiện phương pháp trong tương lai. Tài liệu này hi vọng sẽ giúp các nhóm nghiên cứu sau này có thể áp dụng và nhân rộng việc sử dụng phương pháp tại các địa bàn khác trên cả nước, qua đó có thể xây dựng được cơ sở dữ liệu cho việc đánh giá tổng thể vai trò của rừng ngập mặn trên toàn Việt Nam trong lĩnh vực này.

---

1 Đối với trường hợp nghiên cứu tại Hải Phòng, mục tiêu của nghiên cứu nhằm đánh giá: i) chất lượng nguồn nước, ii) hiện trạng ô nhiễm các kim loại trong nước, iii) bề mặt trầm tích; iv) vai trò của hệ sinh thái rừng ngập mặn đến khả năng hấp thụ, tích lũy và làm giảm hàm lượng các chất ô nhiễm (kim loại và phi kim) trong nguồn nước

## 2 Các chỉ số đánh giá chất lượng nước và trầm tích

### 2.1 Chỉ số đánh giá chất lượng nước

Để có thể đánh giá chất lượng nước, các chính phủ và nhà khoa học trên thế giới sử dụng chỉ số WQI (Water Quality Index). WQI:

- Là một chỉ số tổ hợp được tính toán từ các thông số chất lượng nước và xác định thông qua một công thức toán học.
- Mô tả định lượng về chất lượng nước và được biểu diễn qua một thang điểm, dựa trên kết quả phân tích các thông số như pH, tổng cacbon hữu cơ (TOC), oxy hoà tan (DO), tổng  $\text{NH}_4^+$ , tổng N (TN), tổng P (TP), và nồng độ các ion kim loại hoà tan, thành phần thuốc bảo vệ thực vật và yếu tố vi sinh.

Trong bối cảnh của Việt Nam và áp dụng trong nghiên cứu điểm tại Hải Phòng, chỉ số WQI sẽ được tính toán theo tài liệu hướng dẫn của Tổng cục môi trường Việt Nam (<http://www.monre.gov.vn>). Theo hướng dẫn này, các thông số được sử dụng để tính VN\_WQI được chia thành 05 nhóm thông số (**Bảng 1**). Số liệu để tính toán VN\_WQI phải bao gồm tối thiểu 03/05 nhóm thông số, trong đó bắt buộc phải có nhóm IV. Trong nhóm IV có tối thiểu 03 thông số được sử dụng để tính toán. Trường hợp thủy vực chịu tác động của các nguồn ô nhiễm đặc thù bắt buộc phải lựa chọn nhóm thông số đặc trưng tương ứng để tính toán (thủy vực chịu tác động của ô nhiễm thuốc BVTV bắt buộc phải có nhóm II, thủy vực chịu tác động của kim loại nặng bắt buộc phải có nhóm III).

**Bảng 1. Thông số để tính VN\_WQI**

| Thông số        | Chi tiết   |
|-----------------|--|
| <b>Nhóm I</b>   | Thông số pH  |
| <b>Nhóm II</b>  | Nhóm thông số thuốc bảo vệ thực vật: bao gồm các thông số Aldrin, BHC, Dieldrin, DDTs (p,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE), Heptachlor & Heptachlorepoxyde               |
| <b>Nhóm III</b> | Nhóm thông số kim loại nặng: bao gồm các thông số As, Cd, Pb, $\text{Cr}^{6+}$ , Cu, Zn, Hg;   |
| <b>Nhóm IV</b>  | Nhóm thông số hữu cơ và dinh dưỡng bao gồm các thông số DO, $\text{BOD}_5$ , COD, TOC, $\text{N-NH}_4^+$ , $\text{N-NO}_3^-$ , $\text{N-NO}_2^-$ , $\text{P-PO}_4$ |
| <b>Nhóm V</b>   | Nhóm thông số vi sinh: bao gồm các thông số Coliform, E.coli.  |

### 2.2 Chỉ số đánh giá ô nhiễm vết kim loại trong trầm tích

Trầm tích là các thể lắng đọng được sinh ra từ quá trình địa chất hoặc tự nhiên khác. Thành phần nền của trầm tích gồm các vật liệu có kích cỡ khác nhau, từ các tảng lớn, sỏi cuội cát đến các chất cặn lơ lửng hoặc tan được trong nước. Các vật liệu có thể nằm tại chỗ, hoặc dưới tác động của nước, gió hoặc trọng lực được vận chuyển tới nơi khác thì dừng lại và tích tụ. Quá trình tích tụ vật liệu để tạo nên các lớp trầm tích gọi là *quá trình trầm tích hoá*. Quá trình trầm tích chủ yếu là quá trình cơ học, các vật liệu lắng do trọng lực. Tại vùng biển ven bờ thì xảy ra kết tủa các chất cặn do phản ứng lý hoá khi gặp nước biển. Biển, sông, hồ là nơi tích lũy các trầm tích chủ yếu. Đồng bằng châu thổ là điển hình của quá trình trầm tích sông ngòi. Trong một nghiên cứu tại rừng ngập mặn Cần Giờ - TP. HCM, MacKenzie, R.A và các cộng sự (2016) đã xác định được lượng bồi lắng trầm tích hàng năm là  $1.06 \pm 0.12$  cm/năm tại khu vực rìa rừng gần bờ sông và  $0.99 \pm 0.09$  cm/năm bên trong rừng.

Trong nhiều năm trở lại đây, việc đánh giá hiện trạng ô nhiễm môi trường trầm tích bằng cách xác định hàm lượng vết kim loại đã và đang được nghiên cứu rộng rãi (Costa-Boddeker S. và cộng sự 2017, Strady E. và cộng sự 2017, Sundaramanickam A. và cộng sự 2016). Có nhiều chỉ số khác nhau được sử dụng để đánh giá mức độ ảnh hưởng cũng như khả năng gây rủi ro đối với môi trường và rộng hơn là hệ sinh thái khi có sự hiện diện hàm lượng kim loại trong trầm tích ven biển, cửa sông. Để nghiên cứu và đánh giá quá trình ô nhiễm kim loại trong trầm tích ven biển, cửa sông, thế giới và các tiêu chuẩn đánh giá chất lượng nước tại Việt Nam yêu cầu phải xem xét 4 chỉ số (**Bảng 2**).

**Bảng 2. Chỉ số đánh giá ô nhiễm vết kim loại trong trầm tích**

| Chỉ số                                       | Chi tiết  |
|--|---|
| <b>Hệ số làm giàu (EF-Enrichment Factor)</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>Là một công cụ hữu ích dùng để phân biệt sự hiện diện của vết kim loại trong trầm tích bề mặt thông qua các quá trình tự nhiên hay xuất phát từ các hoạt động dân sinh (Zhang J. và cộng sự 2002).</li> <li>Hàm lượng vết kim loại trong trầm tích được chuẩn hóa với Al để bù đắp cho sự biến đổi tự nhiên do sự thay đổi về kích cỡ hạt (ví dụ, thành phần khoáng chất) và để nhận biết bất kỳ sự đóng góp của kim loại từ hoạt động dân sinh gây ra (Loring D. H. 1991). Việc sử dụng Al làm nguyên tố tham khảo bởi Al là một trong những nguyên tố cơ bản của lớp vỏ trái đất cũng như tồn tại chủ yếu dưới dạng alumina-silicate trong trầm tích ven biển (Chen C.W. và cộng sự 2007); thêm vào đó Al được coi là nguyên tố khó bị ảnh hưởng bởi các quá trình phong hóa của tự nhiên cũng như các hoạt động dân sinh của con người (Sinex Scott A và cộng sự 1988). EF được tính toán theo công thức (Dragović S và cộng sự 2008):</li> </ul> |

$$EF = \frac{\left(\frac{[Me]}{[Al]}\right)_{soil}}{\left(\frac{[Me]}{[Al]}\right)_{crust}} (1 - 1)$$

Trong đó,  $[Me]_{soil}$  và  $[Me]_{crust}$  tương ứng với nồng độ kim loại nghiên cứu trong trầm tích và trong lớp vỏ tầng phía trên của lục địa. Còn  $[Al]_{soil}$  và  $[Al]_{crust}$  lần lượt là nồng độ của Al trong trầm tích và trong lớp vỏ tầng phía trên của lục địa. Nồng độ mỗi nguyên tố trong lớp vỏ tầng phía trên của lục địa được tham khảo từ tác giả (Wedepohl K Hans 1995).

Các giá trị nồng độ tính theo đơn vị  $mg\ kg^{-1}$ . Mức độ làm giàu các kim loại theo hệ số EF được đánh giá bởi (Taylor S. R. 1964) ở Bảng 2.1:

**Bảng 2.1. Phân loại mức độ làm giàu của kim loại theo EF.**

| Phân loại | Giá trị EF           | Mức độ làm giàu |
|-----------|----------------------|-----------------|
| 0         | $EF \leq 1$          | Không           |
| 1         | $1 \leq EF \leq 3$   | Nhỏ             |
| 2         | $3 \leq EF \leq 5$   | Trung bình      |
| 3         | $5 \leq EF \leq 10$  | Trung bình khá  |
| 4         | $10 \leq EF \leq 25$ | Khá mạnh        |
| 5         | $25 \leq EF \leq 50$ | Mạnh            |
| 6         | $50 \leq EF$         | Rất mạnh        |

Tiếp tục đến trang tiếp theo

**Bảng 2. Tiếp tục**

| Chỉ số   | Chi tiết   |
|--|--|
| <b>Hệ số nhiễm bẩn (CF-Contamination Factor)</b> | Các đặc trưng về lý hóa và địa hóa của trầm tích là một công cụ cần thiết để đánh giá ô nhiễm môi trường cũng như xác định các vị trí quan trọng từ nguồn gây ô nhiễm. Hệ số nhiễm bẩn (CF – Contamination Factor) là một chỉ thị về nhiễm bẩn trong trầm tích nó được sử dụng để đánh giá quá trình ô nhiễm môi trường bởi một tác nhân độc hại nhất định. Nó được thể hiện bằng tỷ số giữa mỗi kim loại so với giá trị nền tương ứng (Wedepohl K Hans 1995) như sau: |

$$CF = \frac{[Me]_{soil}}{[Me]_{crust}} (1 - 2)$$

Trong đó:

$[Me]_{soil}$  : nồng độ của kim loại nghiên cứu trong mẫu trầm tích.

$[Me]_{crust}$  : nồng độ của kim loại của kim loại tương ứng trong lớp vỏ tầng phía trên của lục địa (Wedepohl K Hans 1995). Mức độ nhiễm bẩn của kim loại theo CF được phân loại như Bảng 2.2. (Hakanson Lars 1980):

**Bảng 2.2. Phân loại mức độ nhiễm bẩn của kim loại theo CF.**

| STT | Mức độ nhiễm bẩn | CF    |
|-----|------------------|-------|
| 1   | Thấp             | < 1   |
| 2   | Trung bình       | 1 - 3 |
| 3   | Lớn              | 3 - 6 |
| 4   | Rất lớn          | > 6   |

**Tải lượng ô nhiễm (PLI-Pollution Load Index)**

Là giá trị trung bình được ước lượng có liên quan đến các nhân tố nồng độ của các kim loại nặng được lựa chọn tại một vị trí xem như là bị ô nhiễm (Bảng 1.3). Theo (Tomlinson DL và cộng sự 1980), PLI là một công cụ tích hợp được sử dụng để đánh giá mức độ ô nhiễm tại một vị trí tương ứng với số lượng kim loại gây ô nhiễm và được tính toán theo công thức:

$$PLI = (CF_1 \times CF_2 \times CF_3 \times \dots \times CF_n)^{\frac{1}{n}} \quad (1 - 3)$$

Trong đó:

$n$  tương ứng với số kim loại gây ô nhiễm tại vị trí nghiên cứu;

$CF$ : hệ số nhiễm bẩn tương ứng với từng kim loại.

**Bảng 2.3. Phân loại mức độ tải lượng ô nhiễm ở khu vực cửa sông theo PLI**

| STT | Mức độ tải lượng ô nhiễm                               | PLI |
|-----|--|-----|
| 1   | Không có tác nhân gây ô nhiễm                          | < 1 |
| 2   | Hiện diện tác nhân gây ô nhiễm ở mức độ cơ bản         | = 1 |
| 3   | Sự suy giảm nghiêm trọng hệ sinh thái khu vực cửa sông | > 1 |

*Tiếp tục đến trang tiếp theo*

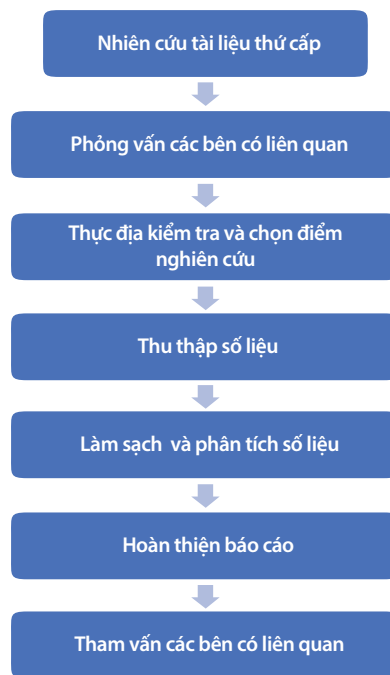
**Bảng 2. Tiếp tục**

| Chỉ số   | Chi tiết  |                         |                   |                |   |                  |       |   |                         |     |   |                         |            |   |                         |                   |   |                         |      |   |                         |                         |   |               |                  |
|--|---|-------------------------|-------------------|----------------|---|------------------|-------|---|-------------------------|-----|---|-------------------------|------------|---|-------------------------|-------------------|---|-------------------------|------|---|-------------------------|-------------------------|---|---------------|------------------|
| <b>Tích lũy địa hóa (Igeo-Geoaccumulation Index)</b> | <p>Là thước đo định lượng đánh giá mức độ ô nhiễm trong trầm tích. Chỉ số này xác định sự ô nhiễm trong trầm tích bởi các vật chất hữu cơ và vô cơ bằng cách so sánh nồng độ kim loại hiện tại với mức tiền công nghiệp, do đó bất cứ sự tăng nào ở các cấp độ hiện tại đều được dự đoán là do hoạt động của con người gây ra trong tự nhiên. Chỉ số này được tính toán theo công thức:</p> $I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{B_n \times 1.5} (1 - 4)$ <p>Trong đó:</p> <p><math>C_n</math>: nồng độ đo được của nguyên tố cần xác định trong mẫu trầm tích</p> <p><math>B_n</math>: giá trị nền địa hóa của chính nguyên tố cần xác định trong lớp vỏ tầng phía trên của lục địa (Wedepohl K Hans 1995).</p> <p>1.5: hệ số cho sự hiệu chỉnh nền cơ bản do ảnh hưởng của sinh vật (giảm thiểu các biến thể có thể có trong các giá trị nền). Chỉ số tích lũy địa hóa <math>I_{geo}</math> được phân loại thành 7 mức cơ bản (<b>Bảng 2.4</b>).</p> <p><b>Bảng 2.4. Phân loại mức độ ô nhiễm dựa vào chỉ số <math>I_{geo}</math></b></p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Phân loại</th> <th>Giá trị <math>I_{geo}</math></th> <th>Mức độ ô nhiễm</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>0</td> <td><math>I_{geo} \leq 0</math></td> <td>Không</td> </tr> <tr> <td>1</td> <td><math>0 \leq I_{geo} \leq 1</math></td> <td>Nhẹ</td> </tr> <tr> <td>2</td> <td><math>1 \leq I_{geo} \leq 2</math></td> <td>Trung bình</td> </tr> <tr> <td>3</td> <td><math>2 \leq I_{geo} \leq 3</math></td> <td>Trung bình → nặng</td> </tr> <tr> <td>4</td> <td><math>3 \leq I_{geo} \leq 4</math></td> <td>Nặng</td> </tr> <tr> <td>5</td> <td><math>4 \leq I_{geo} \leq 5</math></td> <td>Nặng → rất nghiêm trọng</td> </tr> <tr> <td>6</td> <td><math>5 &lt; I_{geo}</math></td> <td>Rất nghiêm trọng</td> </tr> </tbody> </table> | Phân loại               | Giá trị $I_{geo}$ | Mức độ ô nhiễm | 0 | $I_{geo} \leq 0$ | Không | 1 | $0 \leq I_{geo} \leq 1$ | Nhẹ | 2 | $1 \leq I_{geo} \leq 2$ | Trung bình | 3 | $2 \leq I_{geo} \leq 3$ | Trung bình → nặng | 4 | $3 \leq I_{geo} \leq 4$ | Nặng | 5 | $4 \leq I_{geo} \leq 5$ | Nặng → rất nghiêm trọng | 6 | $5 < I_{geo}$ | Rất nghiêm trọng |
| Phân loại  | Giá trị $I_{geo}$   | Mức độ ô nhiễm          |                   |                |   |                  |       |   |                         |     |   |                         |            |   |                         |                   |   |                         |      |   |                         |                         |   |               |                  |
| 0  | $I_{geo} \leq 0$  | Không                   |                   |                |   |                  |       |   |                         |     |   |                         |            |   |                         |                   |   |                         |      |   |                         |                         |   |               |                  |
| 1  | $0 \leq I_{geo} \leq 1$   | Nhẹ                     |                   |                |   |                  |       |   |                         |     |   |                         |            |   |                         |                   |   |                         |      |   |                         |                         |   |               |                  |
| 2  | $1 \leq I_{geo} \leq 2$   | Trung bình              |                   |                |   |                  |       |   |                         |     |   |                         |            |   |                         |                   |   |                         |      |   |                         |                         |   |               |                  |
| 3  | $2 \leq I_{geo} \leq 3$   | Trung bình → nặng       |                   |                |   |                  |       |   |                         |     |   |                         |            |   |                         |                   |   |                         |      |   |                         |                         |   |               |                  |
| 4  | $3 \leq I_{geo} \leq 4$   | Nặng                    |                   |                |   |                  |       |   |                         |     |   |                         |            |   |                         |                   |   |                         |      |   |                         |                         |   |               |                  |
| 5  | $4 \leq I_{geo} \leq 5$   | Nặng → rất nghiêm trọng |                   |                |   |                  |       |   |                         |     |   |                         |            |   |                         |                   |   |                         |      |   |                         |                         |   |               |                  |
| 6  | $5 < I_{geo}$   | Rất nghiêm trọng        |                   |                |   |                  |       |   |                         |     |   |                         |            |   |                         |                   |   |                         |      |   |                         |                         |   |               |                  |



# 3 Quá trình nghiên cứu và phương pháp đánh giá vai trò của rừng ngập mặn

Quá trình nghiên cứu tại Hải Phòng được trình bày trong Hình 1 dưới đây. Nghiên cứu tại Hải Phòng áp dụng nhiều phương pháp nghiên cứu, cả định tính và định lượng đồng thời kết hợp cả phương pháp thu thập số liệu kinh tế xã hội và các chỉ số lí hóa cơ bản.



Hình 1. Quá trình và phương pháp nghiên cứu tại Hải Phòng.

## 3.1 Nghiên cứu tài liệu thứ cấp

Để có thể hiểu rõ về bối cảnh chính trị, kinh tế, xã hội và xu thế bảo vệ phát triển rừng tại địa phương, nhóm nghiên cứu đã tiến hành rà soát các báo cáo về diễn biến rừng ngập mặn tại Hải Phòng, báo cáo tình hình phát triển kinh tế xã hội địa phương, các chính sách và chiến lược phát triển kinh tế xã hội và bảo vệ môi trường ở cả cấp trung ương và địa phương, các số liệu viễn thám, các báo cáo trong và ngoài nước về tiềm năng phát triển cơ chế PFES cho rừng ngập mặn của Việt Nam, các điểm nóng về môi trường của Hải Phòng. Việc nghiên cứu tài liệu thứ cấp này đã giúp nhóm nghiên cứu: i) xác định dịch vụ môi trường rừng ngập mặn có tiềm năng tại Hải Phòng và (ii) danh sách người mua và người bán tiềm năng cho từng loại hình dịch vụ (Xem thêm báo cáo của (Pham T.T.và cộng sự 2020) để biết thêm chi tiết).

## 3.2 Phỏng vấn các bên có liên quan

Nhóm nghiên cứu đã phỏng vấn các bên liên quan bao gồm các cơ quan nhà nước, các tổ chức dân sự xã hội và đại diện của nhóm người mua tại Hải Phòng để xác định các vấn đề ưu tiên của tỉnh, nguồn ô nhiễm nước, cơ hội và thách thức cho việc phát triển PFES tại Hải Phòng và xác định vai trò của rừng ngập mặn đối với việc lọc kim loại (Xem thêm báo cáo của (Pham T.T. và cộng sự 2020) để biết thêm chi tiết).

### 3.3 Thực địa khảo sát để chọn điểm nghiên cứu

Do kinh phí hạn hẹp, nhóm nghiên cứu xác định cần phải chọn điểm nghiên cứu đại diện nhất và có khả năng minh chứng cho tính bổ sung của rừng ngập mặn một cách rõ ràng nhất. Từ kết quả rà soát tài liệu và phỏng vấn các bên có liên quan, nhóm nghiên cứu xây dựng một danh sách các điểm có thể tiến hành thu thập số liệu, sau đó tiến hành khảo sát thực địa để chọn điểm nghiên cứu phù hợp nhất từ danh sách này.

### 3.4 Cách tiếp cận điểm đối chứng và điểm can thiệp và chọn điểm nghiên cứu

Một trong những thách thức đối với quá trình xây dựng chính sách PFES cho rừng ngập mặn là chứng minh tính bổ sung của PFES và rừng ngập mặn. Hay nói một cách khác, cần phải trả lời câu hỏi chính: **“Nếu so sánh ở nơi có rừng ngập mặn với nơi không có rừng ngập mặn, thì nơi có rừng ngập mặn có thực sự giúp chất lượng tốt hơn không?”**. Điều này đòi hỏi việc chọn điểm nghiên cứu phải đảm bảo tính đại diện và chuẩn xác để có thể khẳng định tính bổ sung của rừng ngập mặn. Để xác định mức độ ô nhiễm của nước cũng như vai trò của rừng ngập mặn trong việc giảm ô nhiễm, nhóm nghiên cứu đã đánh giá chất lượng nước tại vị trí đầu vào, nơi có rừng ngập mặn, không có rừng ngập mặn và vị trí cửa sông. Ngoài ra, chúng ta cần so sánh chất lượng nước tại vị trí đầu vào, nơi có nguồn thải ô nhiễm, nơi có rừng ngập mặn, không có rừng ngập mặn và vị trí trước khi đổ ra biển để đánh giá chất lượng nước trước khi vào rừng ngập mặn và sau khi chảy qua rừng ngập mặn. Kết quả rà soát tài liệu thứ cấp, kết quả phỏng vấn các bên có liên quan và kết quả khảo sát thực địa cho thấy 2 khu vực: sông Cấm (không có rừng ngập mặn) và sông Đá Bạch (có rừng ngập mặn) là hai lưu vực phù hợp nhất để tiến hành nghiên cứu. Tại 2 lưu vực này, Phạm và các cộng sự (2020) đã chỉ ra các nguồn thải chính gồm: cảng biển; cảng cá; cảng du lịch; ngành vận tải đường thủy; ngành khai thác khoáng sản, sản xuất luyện kim sắt, thép; công ty xăng dầu; công nghiệp đóng tàu; công ty cấp nước sạch; nhiệt điện; khu công nghiệp kinh tế ven biển; công ty chế biến nông lâm thủy sản; cộng đồng dân cư hộ gia đình, nuôi trồng nông lâm thủy sản (Phạm và cộng sự, 2020).

Trong bối cảnh của Hải Phòng, với kinh phí hiện có, chúng tôi bố trí 7 vị trí tiến hành thu mẫu trên sông Cấm và Đá Bạch (Bảng 3 và Hình 3).

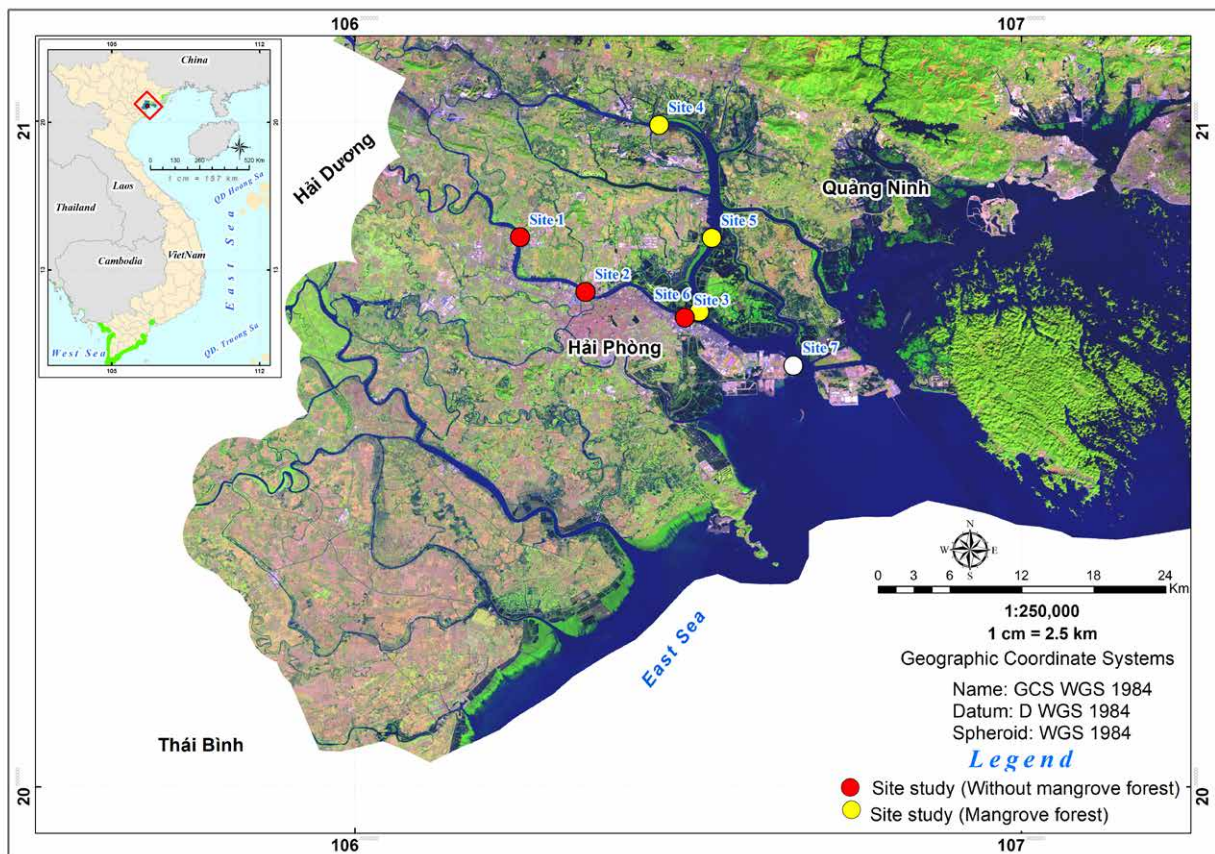
**Bảng 3. Vị trí lấy mẫu tại Hải Phòng**

| Vị trí Dòng nước   | Vị trí mẫu | Mô tả   | Ghi chú      |
|--|------------|---|--------------|
| Đầu nguồn – dòng nước trước khi đi vào khu vực có hoạt động nhân sinh ở cường độ cao               | 01         | Là nơi chuyển tiếp giữa các vùng đất canh tác nông nghiệp và đô thị, các giá trị thu thập tại vị trí này được xem như số liệu đầu vào của Sông Cấm trước khi đi qua các khu dân cư, cảng biển, khu công nghiệp.   | Sông Cấm     |
|  | 04         | Là nơi chuyển tiếp giữa các vùng đất canh tác nông nghiệp và các khu công nghiệp, cảng than và các nhà máy xi măng, các giá trị thu thập tại vị trí này được xem như số liệu đầu vào của Sông Đá Bạch trước khi chảy qua các khu công nghiệp, cảng than và các nhà máy xi măng. | Sông Đá Bạch |
| Nước trước khi chảy vào khu vực trung tâm chịu tác động của hoạt động nhân sinh hoặc hệ thống rừng | 02         | Khu vực đông đúc dân cư, các cảng cá, bãi tập kết vật liệu xây dựng. Kết quả quan trắc tại khu vực này nhằm đánh giá mức độ ô nhiễm do ảnh hưởng của hoạt động từ các cảng và khu đô thị so với vị trí vị trí_01 tại các thời điểm thủy triều lên và thủy triều xuống.          | Sông Cấm     |
|  | 05         | Khu vực có độ dày lớn nhất của rừng ngập mặn, diện tích rừng ngập mặn phân bố nhiều hai bên bờ sông Đá Bạch. Các số liệu thu được cung cấp tình trạng nguồn nước trước khi đi qua khu vực rừng ngập mặn (đầu vào của rừng).   | Sông Đá Bạch |

Tiếp tục đến trang tiếp theo

**Bảng 3. Tiếp tục**

| Vị trí<br>Dòng nước  | Vị trí<br>mẫu | Mô tả   | Ghi chú      |
|--|---------------|---|--------------|
| Dòng nước sau<br>qua khỏi đô thị<br>đông đúc hoặc<br>rừng ngập mặn | 03            | Vị trí đầu ra của sông Cẩm sau khi chảy qua các khu đô thị, bến cảng và khu công nghiệp trước khi hợp lưu với sông Đá Bạch tại khu vực cầu Bạch Đằng. Kết quả quan trắc và đo đạc tại vị trí này nhằm đánh giá mức độ ô nhiễm từ các khu dân cư, bến cảng, khu công nghiệp. | Sông Cẩm     |
|  | 06            | Đây là vị trí đầu ra của sông Đá Bạch sau khi nước chảy qua khu vực có sự hiện diện của rừng ngập mặn. Kết quả quan trắc tại vị trí này bước đầu nhằm đánh giá khả năng tự làm sạch các chất ô nhiễm vô cơ và hữu cơ của rừng ngập mặn ven sông.                            | Sông Đá Bạch |
| Cuối nguồn<br>khi 2 dòng<br>sông hoà nhập<br>thành 1               | 07            | Là khu vực cửa sông. Kết quả quan trắc tại khu vực này được so sánh với các vị trí còn lại tại thời điểm thủy triều cao và thủy triều thấp để đánh giá lượng chất ô nhiễm được đưa ra biển cũng như tác động của nước biển đến sự biến động của hàm lượng chất ô nhiễm.     |              |



**Hình 2. Vị trí lấy mẫu trên sông Cẩm (không có rừng ngập mặn) và sông Đá Bạch (có rừng ngập mặn) tại Hải Phòng.**

### 3.5 Định hướng thu mẫu và thu thập số liệu

Nguyên tắc chung. Số liệu được thu thập dựa trên các nguyên tắc sau:

- Mẫu thu thập để đánh giá bao gồm: mẫu nước, cặn lơ lửng, trầm tích và thực vật.
- Mẫu sẽ được chọn ở phần nằm rừng gần nguồn thải và cả phần rừng nằm xa nguồn thải (theo hướng ra cửa biển).
- Mẫu nước sau khi lọc, mẫu cặn lơ lửng và mẫu trầm tích bề mặt ở khu vực cửa sông (với khoảng cách tăng dần từ rừng ngập mặn đến cửa biển) chịu tác động mạnh bởi nước biển cũng được thu thập.

Thời điểm thu thập mẫu: Do chất lượng nước chịu ảnh hưởng của nhiều yếu tố tác động từ các quá trình tự nhiên hoặc nhân tạo và có thể thay đổi theo thời gian, trong khuôn khổ và ngân sách hiện có của dự án, quá trình quan trắc và thu thập mẫu được tiến hành như sau:

- Lấy mẫu thực địa 2 đợt (mùa khô và mùa mưa) tương ứng với tháng 03 đến tháng 04 năm 2020 và tháng 8 đến tháng 9 năm 2020.
- Các loại mẫu được thu thập ở cả thời điểm thủy triều cao và thủy triều thấp tại cùng một vị trí thu mẫu do vậy thời điểm bắt đầu lấy mẫu được thực hiện từ lúc thủy triều thấp nhất đến cao nhất hoặc thủy triều cao nhất đến thấp nhất.
- Ứng với mỗi ½ chu kỳ tuần hoàn của chế độ bán nhật triều, số lượng mẫu nước và cặn lơ lửng được thu thập 6 lần/ngày, mỗi lần cách nhau 2 giờ.
- Tổng số mẫu thu thập và xử lý là 12 mẫu (do phụ thuộc vào kinh phí phân tích số lần lấy mẫu lặp lại ở mỗi thời điểm là 2 mẫu, tuy nhiên số lượng này có thể tăng lên tùy vào kinh phí cho phép để tăng tính đại diện).

Trong môi trường nước, vết kim loại tồn tại ở hai dạng gồm ở dạng hòa tan và trong thành phần cặn lơ lửng. Sự phân bố qua lại lẫn nhau của vết kim loại giữa hai môi trường này chịu tác động bởi nhiều yếu tố vật lý, sinh học và hoá học. Nhưng phần lớn nó phụ thuộc vào tính chất và hàm lượng của cặn lơ lửng, sự thay đổi độ mặn cũng như nhiều yếu tố khác như cấu tạo và kích thước hạt lơ lửng, pH của nước, hàm lượng oxy hòa tan, khả năng keo tụ ... Do đó, việc nghiên cứu nhằm đánh giá mức độ gây ô nhiễm và bước đầu xác định các nguồn phát thải sẽ được tiến hành thu mẫu như sau:

- Đối với nguồn thải không dẫn trực tiếp đến sông chính mà thông qua các rạch nhỏ: thu mẫu nước sau khi lọc, mẫu cặn lơ lửng trên giấy lọc vào khoảng thời gian thủy triều xuống và mẫu trầm tích dọc theo con rạch trước khi đi vào sông chính;
- Đối với các nguồn thải nằm sát với sông chính dẫn đi qua rừng ngập mặn trước khi đi ra biển: thu mẫu nước sau khi lọc, mẫu cặn lơ lửng trên giấy lọc và trầm tích gần khu vực nguồn thải;
- Ở vị trí rừng ngập mặn: thu các lõi mẫu trầm tích dài từ 50 cm đến 100 cm theo mặt cắt từ bãi bồi đi vào sâu bên trong rừng để đánh giá mức độ lưu giữ các vết kim loại ở các vị trí khác nhau từ bãi bồi vào bên trong rừng cũng như sự thay đổi theo chiều sâu của mẫu trầm tích.
- Tích lũy sinh học: đồng thời tại các khu vực lấy mẫu trầm tích, trong giới hạn của phương pháp nghiên cứu này, chúng tôi tiến hành thu thập mẫu rễ, thân, cành, và lá của cây rừng ngập mặn nhằm đánh giá khả năng tích lũy các vết kim loại trong các bộ phận của chúng.

### 3.6 Phương pháp thu thập số liệu, bảo quản mẫu tại hiện trường

Bảng 4 miêu tả phương pháp thu thập mẫu nước và cặn lơ lửng cũng như mẫu trầm tích trong nghiên cứu này.

**Bảng 4. Phương pháp thu thập mẫu**

| Loại mẫu                       | • Phương pháp, các bước thu thập số liệu   | • Cách bảo quản mẫu   |
|--------------------------------|--|---|
| <b>Mẫu nước và cặn lơ lửng</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Ở mỗi thời điểm lấy mẫu, mẫu nước mặt và cặn lơ lửng được lấy ở độ sâu khoảng 50 cm dưới mặt nước cho mỗi 2 tiếng và lấy liên tục trong khoảng 12 tiếng.</li> <li>• Mẫu nước được chuyển vào chai polypropylen (PP) đã được làm sạch trước khi sử dụng với acid HNO<sub>3</sub> 10%.</li> <li>• Mẫu sau đó được lọc qua màng polytetrafluoroethylene (PTFE) có đường kính lỗ 0.2 µm với thể tích nhiều nhất có thể để thu được lượng cặn lơ lửng trên giấy lọc là nhiều nhất.</li> <li>• Phần nước qua lọc được chứa trong ống ly tâm polypropylene 15 ml (được làm sạch bằng HNO<sub>3</sub> 10% trước khi sử dụng).</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Các mẫu được acid hóa bằng HNO<sub>3</sub> tinh khiết đến môi trường pH &lt; 2 để tránh hiện tượng hấp phụ các vết kim loại trên ống chứa mẫu.</li> <li>• Giấy lọc chứa cặn lơ lửng được giữ trong một hộp nhựa nhỏ có nắp đậy.</li> <li>• Cả hai dạng mẫu này được bảo quản trong thùng chứa có đá lạnh trước khi chuyển về phòng thí nghiệm.</li> </ul>  |
|                                | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Một số thông số lý hoá được đo ngay tại hiện trường bằng thiết bị cầm tay ở độ sâu khoảng 50 cm dưới mặt nước như độ mặn, pH, Oxy hoà tan (DO) ở cùng thời điểm lấy mẫu nước xác định vết kim loại. Tất cả điện cực sử dụng đều được hiệu chuẩn ở cùng ngày trước khi tiến hành lấy mẫu.</li> <li>• Tổng chất rắn lơ lửng (TSS) được lọc qua giấy lọc sợi thủy tinh (Whatman® GF/F 0.7 µm) đã được đốt ở 900°C và được xác định khối lượng.</li> <li>• Giấy lọc chứa cặn được sử dụng để xác định tổng hàm lượng cacbon hữu cơ.</li> <li>• Ngoài ra, mẫu nước không qua lọc cũng được lấy vào chai nhựa polyethylene (PE) để phân tích các chỉ tiêu: TOC, amoni (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), tổng Nitơ (TN), và tổng Phospho (TP).</li> <li>• Nghiên cứu sự biến động của các thông số lý hoá và hàm lượng của các vết kim loại trong nguồn nước chảy qua các nhánh sông chính của Thành Phố Hải Phòng trước khi đến biển để bước đầu đánh giá chất lượng nguồn nước. Điểm ở Hải Phòng, dựa trên đặc điểm các hoạt động nhân sinh chính như thủy sản, công nghiệp, dịch vụ cảng, chúng tôi lựa chọn 3 nhóm thông số gồm nhóm I, nhóm III và nhóm IV để tính toán WQI.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Tất cả các mẫu được bảo quản lạnh trước khi chuyển về phòng thí nghiệm và lưu trữ ở -18°C.</li> <li>• Giấy lọc sau đó được sấy bằng thiết bị đông khô hoặc ở 105°C trong tủ sấy đến khối lượng không đổi và cân để xác định lượng cặn có trong thể tích nước được thu thập tương ứng và tính thành phần cacbon.</li> <li>• Các mẫu được acid hoá bằng acid sulphuric đến pH &lt; 2 để hạn chế quá trình phân huỷ bởi hoạt động của vi sinh vật ngay sau khi lấy mẫu và được bảo quản lạnh trong suốt quá trình lấy mẫu và vận chuyển về phòng thí nghiệm.</li> <li>• Các chỉ tiêu này được khuyến khích phân tích sớm nhất có thể trong vòng 24 giờ sau khi lấy mẫu hoặc phải được trữ ở -18°C nếu muốn bảo quản chúng lâu hơn.</li> </ul> |
| <b>Mẫu trầm tích</b>           | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Tại mỗi vị trí thu thập mẫu nước, mẫu trầm tích bề mặt đáy sông (độ dày lớp trầm tích 5 cm) được lấy bằng gàu chuyên dụng (Ekman bottom grab sampler).</li> <li>• Trầm tích ở rừng được lấy lúc thủy triều xuống bằng khoan chuyên dụng (Eijkelkamp gouge auger) lấy mẫu đất.</li> <li>• Các thông số pH và thế oxy hoá khử (Eh) của trầm tích được đo ngay ở hiện trường.</li> <li>• Độ mặn được xác định sau khi chiết một lượng nước lỏ rỗng từ mỗi lớp trầm tích. pH được đo bằng điện cực thủy tinh và điện cực được hiệu chuẩn trước bằng cách sử dụng dung dịch đệm phù hợp (thang đo NIST).</li> <li>• Thế oxy hóa khử được đo bằng điện cực Pt và Ag / AgCl (điện cực so sánh) được kết nối với máy đo cũng được kiểm tra định kỳ bằng dung dịch chuẩn theo yêu cầu.</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Các mẫu trầm tích được giữ lạnh tại hiện trường.</li> <li>• Tại phòng thí nghiệm, mẫu được bảo quản ở nhiệt độ -18°C trước khi được sấy bằng máy đông khô.</li> <li>• Sau đó, mẫu được nghiền thành dạng bột mịn, qua rây có kích thước lỗ 100 µm và được bảo quản trong bình hút ẩm cho đến khi tiến hành phân tích vết kim loại và tổng cacbon (TOC) có trong mẫu.</li> </ul>  |

**Bảng 4. Tiếp tục**

|                     |  |   |
|---------------------|--|---|
| <b>Loại mẫu</b>     | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Phương pháp, các bước thu thập số liệu</li> </ul>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Cách bảo quản mẫu</li> </ul>   |
| <b>Mẫu thực vật</b> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Mẫu lá được thu thập gồm 2 loại: lá vàng là những lá rụng dưới sàn rừng; và lá xanh là những lá ở trên cây. Mỗi loại được thu thập với trọng lượng 0.5 kg.</li> <li>• Mẫu thân, cành và rễ được chọn từ 3 cây đại diện tại khu vực lấy mẫu, mỗi loại thu 0.5 kg.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Các mẫu vật được thu thập và được giữ lạnh tại hiện trường và mẫu được bảo quản ở nhiệt độ -18°C tại phòng thí nghiệm trước khi được xử lý và sấy bằng máy đông khô.</li> <li>• Mẫu được nghiền thành dạng bột mịn, qua rây có kích thước lỗ 100 µm và được bảo quản trong bình hút ẩm cho đến khi tiến hành phân tích vết kim loại có trong mẫu.</li> </ul> |

### 3.7 Phân tích số liệu

Với các chỉ số, nhóm nghiên cứu áp dụng quy trình phân tích khác nhau được trình bày trong Bảng 5. Các chuẩn thống kê như ANOVA, T-test (Student Test) được sử dụng để đánh giá kết quả nồng độ trung bình của một số thông số lý hoá và vết kim loại có trong nguồn nước và trầm tích ở các vị trí thu mẫu, từ kết quả này chúng ta có thể đánh giá được vai trò của rừng trong việc xử lý các chất ô nhiễm. Kết quả của việc phân tích này và ý nghĩa của kết quả này liên quan đến việc xây dựng chính sách PFES được thể hiện trong Bảng 6.

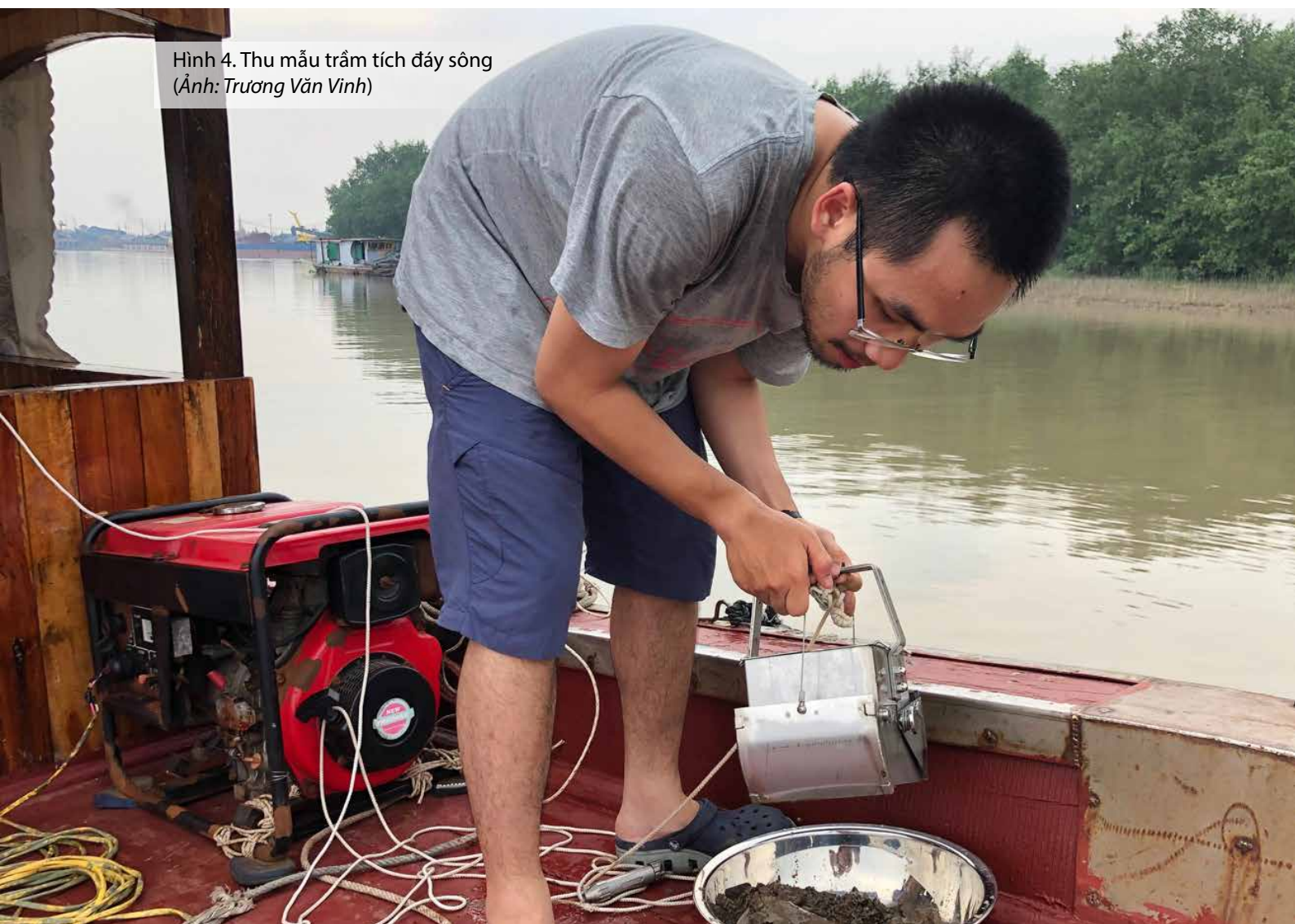


Hình 3. Quá trình lọc mẫu nước và đo các chỉ số hoá tính (Ảnh: Trương Văn Vinh)

**Bảng 5. Phương thức phân tích ở phòng thí nghiệm**

| Chỉ số đánh giá  | Phương pháp đánh giá  |
|--|---|
| Các thông số lý hoá bao gồm chỉ tiêu tổng $\text{NH}_4^+$ , tổng N, tổng P, tổng cacbon hữu cơ   | <ul style="list-style-type: none"> <li>Phân tích theo tiêu chuẩn Việt Nam lần lượt là TCVN 2615:2008 (ISO 7108 – 1985), TCVN 8907 – 2011 (EN 1131 – 1994), TCVN 6202 – 2008 (ISO 6878 – 2004).</li> <li>Tổng cacbon hữu cơ (TOC) trong cặn lơ lửng và trầm tích được thực hiện trên các thiết bị phân tích đã được thương mại hoá (Shimadzu® TOC-L kết hợp với bộ đốt mẫu rắn (SSM-5000A) ở nhiệt độ 900°C).</li> </ul>   |
| Nồng độ của vết kim loại hoà tan như nhôm (Al), sắt (Fe), mangan (Mn), crom (Cr), niken (Ni), thiếc (Sn), đồng (Cu), kẽm (Zn), coban (Co), chì (Pb), arsen (As), cadimi (Cd), và vanadi (V) trong mẫu nước | <ul style="list-style-type: none"> <li>Được xác định trực tiếp trên thiết bị khối phổ ghép cặp cảm ứng cao tần (ICP-MS).</li> <li>Độ chính xác của phương pháp được đánh giá bằng cách sử dụng chuẩn tham khảo được chứng nhận: nước vùng cửa sông có độ mặn &gt; 1 (SLEW-3).</li> </ul>  |
| Nồng độ của các ion kim loại trong mẫu cặn lơ lửng và trầm tích  | <ul style="list-style-type: none"> <li>Được xác định bằng phương pháp khối phổ ghép cặp cảm ứng cao tần ICP-MS, dùng các chất nội chuẩn 42Sc, 75Ge, 103Rh và 197Au.</li> <li>Độ đúng và độ chính xác của phương pháp phân tích được đảm bảo bằng cách phân tích mẫu tham chiếu là trầm tích vùng cửa sông (BCR-277R) đã được chứng nhận xen kẽ trong mỗi mẻ mẫu.</li> <li>Tất cả các hoá chất là loại tinh khiết phân tích (Merck) và tất cả các dụng cụ chứa đã được khử nhiễm bằng cách ngâm trong acid <math>\text{HNO}_3</math> 5% liên tục 24 giờ và rửa sạch với nước khử ion.</li> </ul> |

Hình 4. Thu mẫu trầm tích đáy sông  
(Ảnh: Trương Văn Vinh)



**Bảng 6. Kết quả đầu ra và ý nghĩa trong việc xây dựng cơ chế PFES**

| <b>Kết quả dự kiến thu được từ việc đánh giá</b>   | <b>Ý nghĩa xây dựng cơ chế PFES</b>   |
|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Dữ liệu các nguồn phát thải tiềm năng và kết quả về biến động tạm thời theo thời gian của các chất ô nhiễm kim loại trong hệ thống sông và cửa sông</li> </ul>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Định vị được đối tượng, nhóm đối tượng phải trả dịch vụ môi trường cho rừng ngập mặn.</li> <li>• Sử dụng các chỉ tiêu môi trường phục vụ cho việc xây dựng cơ chế thực hiện và giám sát việc thực thi PFES.</li> </ul>                                 |
| <ul style="list-style-type: none"> <li>• Dữ liệu tích lũy hàm lượng các ion kim loại trong cây (rễ, thân, cành và lá) và trầm tích (ở rừng và đáy sông).</li> <li>• Kết quả đánh giá khả năng lưu giữ và chuyển hoá các chất ô nhiễm kim loại trong môi trường đất và thực vật ở rừng ngập mặn.</li> </ul> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Cơ sở khoa học chứng minh khả năng tích lũy vết kim loại và chất ô nhiễm của hệ thống rừng ngập mặn. Cơ sở để xây dựng khuôn khổ pháp lý nhằm xác định mức chi trả dịch vụ môi trường rừng từ các đối tượng và nhóm đối tượng phải chi trả.</li> </ul> |



## 4 Chi phí cho đánh giá và giám sát

Một trong những vấn đề cần xem xét và luôn là mối quan tâm của các nhà hoạch định chính sách và người thực hiện dự án là chi phí cần thiết để tiến hành theo dõi, giám sát đánh giá dịch vụ môi trường rừng và hiệu quả của PFES qua thời gian. Với 10% kinh phí quản lý mà Quỹ tỉnh nhận được, trong thực tế chi phí được dành cho việc giám sát, theo dõi và đánh giá là rất hạn hẹp. Qua trao đổi với quỹ tỉnh, nhiều cơ quan nhà nước và các chương trình dự án, ngân sách dành cho theo dõi và giám sát đánh giá ngay ở các tỉnh có nguồn thu lớn cũng chỉ đạt tới 300 triệu đồng/năm. Vậy câu hỏi đặt ra là với các phương pháp kể trên thì chi phí là bao nhiêu và liệu có khả thi để thực hiện được điều này? Nếu không thể thì có giải pháp nào để có thể hiện thực hóa được.

Nghiên cứu này cho thấy, để có thể thực hiện được việc đánh giá và chứng minh khả năng lọc kim loại của rừng ngập mặn với 7 điểm nghiên cứu, tổng kinh phí để thực hiện là **500.000.000 VND (Năm trăm triệu đồng)** với các hạng mục sau:

- (i) **Chi phí thuê nhân công đi lấy mẫu;** thuê thuyền, máy phát điện, mua văn phòng phẩm, chi phí sinh hoạt và lưu trú;
- (ii) **Vật tư trang thiết bị:** Giấy lọc 0.22  $\mu\text{m}$  (PTFE), Giấy lọc sợi thủy tinh, Ống chứa mẫu PP 15 mL, Ống PP 50 mL, chai nhựa (PE) 500 mL, Bộ lọc mẫu gồm bơm và máy bơm, Túi nhựa chứa mẫu trầm tích.
- (iii) **Chi phí phân tích:** Phân tích TOC trong cặn lơ lửng và trầm tích, Tổng  $\text{NH}_4^+$  trong mẫu nước, Tổng N trong mẫu nước, Tổng P trong mẫu nước, Vết kim loại trong mẫu nước, Vết kim loại trong cặn lơ lửng, Vết kim loại trong trầm tích, Vết kim loại trong mẫu thực vật.

Theo con số thực chi này, khả năng có thể tiến hành được nghiên cứu bài bản như vậy rất khó, đặc biệt trong khi con số nhiều nhất các tỉnh có thể chi trả tối đa chỉ là 300 triệu/ năm. Để có thể thực hiện được phương pháp này, một số giải pháp có thể được cân nhắc xem xét bao gồm:

- **Giảm điểm và mẫu thu thập số liệu.** Về mặt số liệu thì càng nhiều điểm khảo sát và nhiều mẫu thu thập thì kết quả càng chính xác. Tuy nhiên, số lượng điểm và mẫu thu thập cũng tỉ lệ thuận với chi phí phải bỏ ra. Trong trường hợp ngân sách hạn chế, Quỹ và dự án có thể giảm số lượng mẫu và điểm thu thập số liệu. Cụ thể, để giảm thiểu tối đa chi phí cho việc thu thập mẫu và phân tích, việc tiến hành thu thập mẫu có thể thực hiện tại 3 điểm; i) điểm đầu vào; ii) điểm đi qua rừng ngập mặn; và iii) vị trí đầu ra. Đồng thời chúng ta cũng có thể chỉ thu thập mẫu vào mùa khô hoặc mùa mưa. Ngoài ra, việc giãn cách thời gian giữa các lần thu mẫu cũng giảm đáng kể số lượng cần phải phân tích (thay vì 2 giờ, chúng ta cũng có thể tăng lên 3 hoặc 4 giờ giữa các lần).
- **Tiến hành thu thập số liệu 5 tới 10 năm/lần.** Việc theo dõi đánh giá dịch vụ môi trường rừng thể hiện qua chất lượng nước cần phải có một bộ số liệu thu thập theo thời gian dài. Việc thu thập số liệu đánh giá 5-10 năm/lần có thể giảm chi phí theo dõi và giám sát thường xuyên đồng thời chỉ rõ hơn sự thay đổi về chất lượng nước sau một thời gian đủ dài nhất định.
- **Kết hợp và chia sẻ kinh phí giám sát và đánh giá chất lượng nước giữa hai tỉnh lân cận.** Kết quả nghiên cứu cho thấy nhiều lưu vực có thể chảy qua hai tỉnh lân cận và do vậy kết hợp và chia sẻ kinh phí giám sát và đánh giá có thể giúp cả hai tỉnh giảm chi phí phải bỏ ra.
- **Khuyến khích và đào tạo các bên có liên quan sử dụng các công cụ đánh giá nhanh.** Tại nhiều nơi trên thế giới, việc giám sát, đánh giá và theo dõi dịch vụ môi trường rừng đều được các bên có liên quan thu thập sử dụng các kit đánh giá nhanh sau đó gửi về cho cơ quan nhà nước hoặc Quỹ PFES để đánh giá. Việc chọn một vài chỉ số đánh giá nhanh có thể được xem xét và lựa chọn sau đó đào tạo và khuyến khích các bên có liên quan tự thực hiện giám sát và đánh giá thường xuyên để giảm chi phí theo dõi, giám sát và đánh giá. Trong khi các số liệu 5-10 năm/lần có thể được tiến hành bởi các chuyên gia thì việc đánh giá nhanh hàng năm này có thể được xem xét để làm căn cứ chi trả. Ngoài ra, việc mô hình hoá mối tương quan giữa các chỉ số môi trường cũng là phương pháp giảm số lượng các chỉ số đánh giá hàng năm.



Hình 5. Thu mẫu trầm tích tại khu vực bãi bồi  
(Ảnh: Trương Văn Vinh)

**Bảng 7. Kết quả nghiên cứu tại rừng ngập mặn Cần Giờ (Thành Phố Hồ Chí Minh).**

| Mục tiêu   | Kết quả đạt được   | Tài liệu tham khảo   |
|--|--|--|
| Vết kim loại trong nước và cặn lơ lửng từ đầu vào đến đầu ra của rừng  | <ul style="list-style-type: none"> <li>Hàm lượng của một số ion kim loại hoà tan trong nước được hấp phụ lên thành phần cặn lơ lửng trong suốt quãng đường di chuyển qua hệ thống rừng</li> <li>Quá trình này có thể góp phần làm tăng khả năng làm sạch vết kim loại từ nguồn nước sau khi cặn được lắng đọng vào khu vực rừng ngập mặn.</li> </ul>   | (Thanh-Nho N. và cộng sự 2017)                               |
| Vết kim loại tích lũy trong bề mặt trầm tích ở các sông chính chảy qua rừng và các nhánh sông nhỏ bên trong rừng | <ul style="list-style-type: none"> <li>Dựa trên các chỉ số dùng đánh giá mức độ ô nhiễm của vết kim loại trong trầm tích như EF, Igeo và hướng dẫn đánh giá chất lượng trầm tích, nhóm tác giả đã chứng minh, hàm lượng cao của các vết kim loại được tìm thấy trong bề mặt trầm tích ở khu vực rừng Cần Giờ bị tác động mạnh bởi các hoạt động dân sinh như từ khu công nghiệp, khu dân cư và nuôi trồng thủy sản.</li> <li>Nghiên cứu này cũng chỉ ra một điều đặc biệt là các vị trí trầm tích nằm sâu bên trong rừng ngập mặn thể hiện kết quả bị ảnh hưởng rất ít bởi các hoạt động trên và chất lượng trầm tích có chất lượng tốt.</li> <li>Mảng thực vật dày có hiệu năng cao cho việc lưu giữ các vết kim loại hoà tan trong nước và cặn lơ lửng trước khi chúng đi sâu vào trung tâm rừng.</li> <li>Sự hấp thụ mạnh của thực vật có thể là một trong những quá trình chính làm giảm trữ lượng vết kim loại trong trầm tích bên dưới thảm thực vật rừng ngập mặn, đặc biệt là Rhizophora.</li> </ul> | (Noncent D. và cộng sự 2020);<br>(Thanh-Nho và cộng sự 2019) |

Tiếp tục đến trang tiếp theo

**Bảng 7. Tiếp tục**

| Mục tiêu  | Kết quả đạt được  | Tài liệu tham khảo                    |
|---|---|---------------------------------------|
| <p><b>Khả năng lưu giữ và chuyển hoá vết kim loại trong trầm tích rừng bên dưới mảng thực vật đặc trưng gồm <i>Avicennia alba</i> và <i>Rhizophora apiculata</i>.</b></p> | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Với vị trí lấy mẫu nằm sâu ở vùng lõi của rừng ngập mặn Cần Giờ, vết kim loại trong rừng ngập mặn được bồi tụ từ nguồn cận lơ lửng giàu hợp chất oxihydroxides của Mn và Fe.</li> <li>• Sự hòa tan các oxihydroxide bởi các vi khuẩn trong trầm tích rừng ngập mặn trong suốt quá trình khoáng hóa thành phần hữu cơ ở điều kiện cận oxy hoá đã giải phóng các vết kim loại hòa tan vào nước trong lỗ rỗng trầm tích. Do tính nhạy với điều kiện oxy hóa khử, hàm lượng Fe và Mn hòa tan chiếm ưu thế trong lỗ rỗng của trầm tích ngập mặn.</li> <li>• Hơn nữa, trầm tích rừng ngập mặn Cần Giờ hoạt động như một nhà máy phản ứng sinh hóa tự nhiên, tạo ra sự biến đổi của các nền nguyên liệu hấp phụ vết kim loại.</li> <li>• Tùy thuộc vào đặc tính cụ thể của kim loại và vào điều kiện oxy hóa khử, dạng hoà tan của kim loại được sinh ra từ các quá trình khử được kết tủa lại với các pha mang mới: chất hữu cơ, cacbonate hoặc sulfide và tiếp tục được cố định trong trầm tích rừng ngập mặn.</li> </ul> | <p>(Thanh-Nho N. và cộng sự 2018)</p> |
| <p><b>Hàm lượng kim loại được tích lũy trong bộ phận rễ và lá của các loài thực vật chính ở rừng</b></p>  | <ul style="list-style-type: none"> <li>• Vết kim loại được chuyển từ trầm tích rừng ngập mặn vào các bộ phận của cây thông qua cả quá trình chủ động và thụ động và hàm lượng vết kim loại trong mô của các loài cây phụ thuộc vào tính khả dụng (độ linh động) của vết kim loại trong trầm tích. Rễ cây ngập mặn có thể được xem như là “trạm kiểm soát”, làm bất hoạt và hạn chế một vài kim loại như sắt (Fe) và Asen (As) chuyển sang các bộ phận trên mặt đất. Ngược lại, mangan (Mn) và đồng (Cu) là các nguyên tố chuyển vị cao. Điều này thể hiện ở kết quả giá trị hệ số chuyển đổi vị trí (TF) cao từ rễ đến lá. Giá trị hệ số nồng độ sinh học (BCF) thấp của Cr và Ni ở cả rễ và lá do tính khả dụng sinh học thấp của chúng trong trầm tích (chúng được giữ ở dạng bền khó phân huỷ trong trầm tích).</li> </ul>   | <p>(Thanh-Nho N. và cộng sự 2019)</p> |
| <p><b>Biến thiên của vết kim loại trong quá trình phân huỷ vật rụng rừng ngập mặn tại Cần Giờ</b></p>   | <ul style="list-style-type: none"> <li>• - Các phân tử kim loại (Fe, Al, Ni, Cr, Co, Cu, and Zn) được làm giàu trong suốt quá trình phân huỷ vật rụng của cây rừng ngập mặn (Đước và Mắm) ở cả mùa mưa và mùa khô.</li> <li>• - Các vết kim loại này được hấp thụ từ cột nước lúc thủy triều cao và trên nền rừng bởi các phân tử hữu cơ hoặc các chất phân huỷ từ vật rụng.</li> <li>• - Kết quả nghiên cứu này có ý nghĩa về mặt sinh thái đối với bản chất của quá trình tích lũy và lưu trữ các vết kim loại của rừng ngập mặn.</li> </ul>  | <p>Vinh. T. V, và cộng sự 2020</p>    |

## 5 Bài học kinh nghiệm khi áp dụng phương pháp trong thực tế

Phương pháp nghiên cứu trình bày trong tài liệu này được xem là một trong những cách tiếp cận mới dựa trên dữ liệu phân tích khoa học về hàm lượng của vết kim loại để đánh giá khả năng tự làm sạch của hệ thống rừng ngập mặn. Tại Việt Nam, phương pháp này cũng đã được áp dụng tại khu dự trữ sinh quyển thế giới rừng ngập mặn Cần Giờ - nằm ở vị trí đặc biệt được xem là cửa ngõ đường thủy duy nhất kết nối trung tâm Thành Phố Hồ Chí Minh và Biển Đông. Ở khu vực này, nhóm nghiên cứu đã thực hiện các nghiên cứu đánh giá sự biến động của hàm lượng vết kim loại ở dạng hoà tan sau khi lọc và trong cặn lơ lửng khi chúng đi qua hệ thống sông và thảm thực vật của rừng; hàm lượng tích lũy của vết kim loại trong bề mặt trầm tích sông và trầm tích bên dưới nơi phát triển của các loài cây ngập mặn; khả năng lưu giữ và chuyển hoá các vết kim loại trong trầm tích sau khi chúng được bắt giữ bởi hệ thống rừng ngập mặn; đánh giá khả năng tích lũy vết kim loại được cố định trong hệ thống rễ và các bộ phận của cây ngập mặn (Bảng 7).

Những kết quả của nhóm nghiên cứu đã đóng góp theo nhiều cách để chúng ta hiểu về vai trò của rừng ngập mặn đối với sự biến động hàm lượng vết kim loại và cung cấp cơ sở khoa học cho các nghiên cứu sâu hơn về các dịch vụ môi trường của rừng ngập mặn nói chung. Tuy nhiên, việc ứng dụng phương pháp trình bày trong tài liệu này cũng còn phụ thuộc khá lớn vào **Độ dày của dải rừng**. Đối với các dải rừng tại Cần Giờ với chiều sâu và dài của dải rừng đủ lớn, phương pháp này thể hiện những ưu điểm vượt trội. Tuy nhiên trong bối cảnh của tại Hải Phòng với diện tích và dải rừng ngập mặn khá mỏng chạy dọc theo hệ thống sông nên được xem là một thách thức khi đánh giá vai trò tự làm sạch các chất ô nhiễm vì thời gian chất ô nhiễm chảy qua mảng xanh của rừng là rất ngắn trong khi quá trình tích lũy tự nhiên của các chất ô nhiễm cần một khoảng không gian đủ và thời gian đủ dài để có sự tiếp xúc tốt giữa thảm thực vật rừng và dòng chảy chứa chất ô nhiễm. Do đó, cần tăng diện tích rừng ngập mặn tại các bãi bồi cửa sông để phát huy tối đa khả năng tích lũy kim loại nặng cũng như khả năng lọc các chất ô nhiễm.

Bên cạnh đó, việc áp dụng phương pháp này cũng còn nhiều hạn chế và cần phải xem xét bổ sung các lĩnh vực sau:

- **Xác định nguồn ô nhiễm.** Trong bối cảnh của PFES, vấn đề đặt ra cần phải được giải quyết là **ai là người chi trả và chi trả bao nhiêu?** Để xác định được điều này cần phải biết rõ ai là người gây ô nhiễm và mức chi trả là bao nhiêu. Do nước bị ô nhiễm là do nhiều nguồn gây thải khác nhau, xác định nguồn và mức độ phát thải là vô cùng quan trọng. Mặc dù phương pháp nghiên cứu này đã đạt được một số kết quả mong đợi nhất định, tuy nhiên để xác định được đúng nguồn gốc của các chất ô nhiễm cần phải phân tích tỉ lệ đồng vị của các nguyên tố kim loại. Ứng dụng của kỹ thuật phân tích tỉ lệ đồng vị của các kim loại để nghiên cứu về nguồn gốc của chúng từ các hoạt động dân sinh đã được chứng minh và được công bố trong nhiều công trình, đặc biệt sử dụng tỉ lệ đồng vị của Pb và Sr. Theo đó, tỉ lệ đồng vị  $^{206}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$  hoặc  $^{208}\text{Pb}/^{204}\text{Pb}$  và  $^{88}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ . Các tỉ lệ đồng vị của các nguyên tố được phân tích trực tiếp trên thiết bị ICP-MS đa đầu dò (Multi collector ICP-MS hoặc MC ICP-MS) hoặc được xử lý mẫu để loại ảnh hưởng của nền khi phân tích bằng thiết bị ICP-MS thông thường. Thiết bị MC ICP-MS là một trong những công cụ rất hiệu quả dùng để truy nguồn gốc của nhiều chất ô nhiễm kim loại (qua kết quả phân tích tỉ lệ đồng vị) được thải ra từ các hoạt động công nông nghiệp. Ở thời điểm hiện tại Việt Nam chưa có hệ thống MC ICP-MS nên chúng ta có thể phân tích tỉ lệ đồng vị của Pb và Sr trên thiết bị ICP-MS, kết quả phân tích đồng vị bên của  $^{13}\text{C}$  và  $^{15}\text{N}$  cùng kết quả tỉ lệ đồng vị của Pb và Sr thì chúng ta phần nào cũng chứng minh được nguồn gốc của một số thành phần ô nhiễm khi kết hợp với các thuật toán thống kê.

- **Đánh giá toàn cảnh trên góc nhìn cảnh quan.** Kết quả nghiên cứu tại Hải Phòng cho thấy việc xói lở và ô nhiễm tại một tỉnh có thể giúp một tỉnh khác có nhiều diện tích rừng hơn. Ví dụ khi xói lở xảy ra tại Hải Phòng, dòng chảy chính lại bồi đắp cho bờ bên kia của tỉnh Quảng Ninh và trong khi diện tích rừng ngập mặn của Hải Phòng giảm đi thì phía bên kia bờ diện tích rừng của Quảng Ninh lại ngày càng được mở rộng. Việc này đòi hỏi phải có cách tiếp cận cảnh quan và nhóm người mua dịch vụ môi trường rừng có thể cần được tính toán để vượt ra ngoài khuôn khổ phạm vi của tỉnh.

## 6 Kết luận

Xây dựng cơ chế chi trả cho dịch vụ rừng ngập mặn đặc biệt đối với dịch vụ lọc nước có thể được hỗ trợ thông qua việc ứng dụng phương pháp khoa học trình bày trong tài liệu này để xác định nguồn thu và chứng minh việc cung cấp dịch vụ môi trường của rừng ngập mặn. Tuy nhiên sự chính xác của kết quả đánh giá phụ thuộc rất nhiều vào các yếu tố tự nhiên như độ dày của rừng cũng như ngân sách dành cho việc giám sát và đánh giá cũng như kĩ năng của người thực hiện phương pháp. Nâng cao năng lực cho các bên có liên quan, tiến hành đánh giá theo một chu trình nhất định (ví dụ 5 năm/lần thay vì hàng năm); kết hợp các biện pháp và phương thức để giảm chi phí, áp dụng phương pháp đánh giá dựa vào cảnh quan có thể giúp hiện thực hóa ứng dụng phương pháp này trên diện rộng.

Kết quả đạt được từ phương pháp nghiên cứu tại Cần Giờ và Hải Phòng cũng cung cấp dữ liệu khoa học có độ tin cậy cao cho những tổ chức làm chính sách quản lý và bảo vệ rừng ngập mặn ở Việt Nam. Nó cũng đáp ứng yêu cầu của các bộ ngành liên quan trong việc thực hiện nghiên cứu để tạo ra bằng chứng khoa học sử dụng thí điểm chương trình chi trả dịch vụ môi trường cho rừng ngập mặn. Sử dụng số liệu hiện có tại Cần Giờ và Hải Phòng cũng cung cấp thông tin đường cơ bản để so sánh về tác động của PFES sau này.

# Tài liệu tham khảo

- Agoramoorthy G., Chen F. A. và Hsu M. J. (2008), "Threat of heavy metal pollution in halophytic and mangrove plants of Tamil Nadu, India", *Environmental Pollution*. 155(2), tr. 320-6.
- Ambus R. và Lowrance R. (1991), "Comparision of denitrification in two riparian soils", *Soil Science Society of America Journal*. 95, tr. 994 - 997.
- Berner R. A. và Raiswell R. (1983), "Burial of organic carbon and pyrite sulfur in sediments over Phanerozoic time: a new theory", *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 47, tr. 855 - 862.
- Chen C.W., Kao Chih-Ming, Chen Chih-Feng và Dong Cheng-Di (2007), "Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan", *Chemosphere*. 66(8), tr. 1431-1440.
- Cheng Hao, Wang Maoyi, Wong Ming Hung và Ye Zhihong (2013), "Does radial oxygen loss and iron plaque formation on roots alter Cd and Pb uptake and distribution in rice plant tissues?", *Plant and Soil*. 375(1-2), tr. 137-148.
- Costa-Boddeker S., Hoelzmann P., Thuyen L. X., Huy H. D., Nguyen H. A., Richter O. và Schwalb A. (2017), "Ecological risk assessment of a coastal zone in Southern Vietnam: Spatial distribution and content of heavy metals in water and surface sediments of the Thi Vai Estuary and Can Gio Mangrove Forest", *Marine Pollution Bulletin*. 114(2), tr. 1141-1151.
- Defew L. H., Mair J. M. và Guzman H. M. (2005), "An assessment of metal contamination in mangrove sediments and leaves from Punta Mala Bay, Pacific Panama", *Marine Pollution Bulletin*. 50(5), tr. 547-52.
- Dragović S, Mihailović N và Gajić B (2008), "Heavy metals in soils: distribution, relationship with soil characteristics and radionuclides and multivariate assessment of contamination sources", *Chemosphere*. 72(3), tr. 491-495.
- Dunbabin J. và Bowner K. (1992), "Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals", *Science of The Total Environment* 111, tr. 151 - 168.
- Hakanson Lars (1980), "An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach", *Water Research*. 14(8), tr. 975-1001.
- Kadlec R. H., Knight R. L., Vymazal J., Brix H., Cooper P. và Haberl R. (2000), "Constructed wetlands for pollution control: Processes, performance design and operation. IWA specialist group on use of macrophytes in water pollution control", *IWA publishing*.
- Kamaruzzaman B. Y., Rina Sharlinda M. Z., Akbar John B. và Siti Waznah A. (2011), "Accumulation and Distribution of Lead and Copper in *Avicennia marina* and *Rhizophora apiculata* from Balok Mangrove Forest, Pahang, Malaysia", *Sains Malaysiana*. 40(6), tr. 555-560.
- Loring D. H. (1991), "Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments", *ICES Journal of Marine Science*. 48(1), tr. 101-115.
- MacFarlane GR, Pulkownik A và Burchett MD (2003), "Accumulation and distribution of heavy metals in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk.) Vierh.: biological indication potential", *Environmental Pollution*. 123(1), tr. 139-151.
- Marchand C., Baltzer F., Lallier-Vergès E. và Albéric P. (2004), "Pore-water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages (French Guiana)", *Marine geology*. 208(2-4), tr. 361-381.
- Marchand C., Fernandez J. M. và Moreton B. (2016), "Trace metal geochemistry in mangrove sediments and their transfer to mangrove plants (New Caledonia)", *Science of The Total Environment*. 562, tr. 216 - 227.
- Noncent D., Strady Emilie, Némery Julien, Thanh-Nho Nguyen, Denis Hervé, Mourier Brice, Babut Marc, An Nguyen Truong, Tuyet Nguyen Thi Ngoc, Marchand Cyril, Desmet Marc, Tu Tran Anh, Aimé Joanne, Gratiot Nicolas, Tuc Dinh Quoc và Dan Nguyen Phuoc (2020), "Sedimentological and geochemical data in bed sediments from a tropical river-estuary system impacted by a

- developing megacity, Ho Chi Minh City - Vietnam", *Data in Brief*. 10.1016/j.dib.2020.105938, tr. 105938.
- Pham T.T., Hoàng T.L., L.C Đào Thi, C.N Ha, M.H Hoàng, T.U Hoàng, T.T Hoàng Thị, K.N Nông Nguyen, D.T Nguyen, V.V Truong và T.N Nguyen (2020), "Who will buy? Potential buyers for mangrove environmental services in Vietnam", *Cifor.org*. No. 291.
- Salomons W., Kerdijk H., Van Pagee H., Klomp R. và Schreur A. (1988), "Behaviour and impact assessment of heavy metal in estuarine and coastal zone. In: Seeliger, U., Lacerda, L. D., Patchineelan, S. R., *Metals in coastal environments of Latin America*", Springer – Verlag Berlin., tr. 157 - 198.
- Sinex Scott A và Wright David A (1988), "Distribution of trace metals in the sediments and biota of Chesapeake Bay", *Marine Pollution Bulletin*. 19(9), tr. 425-431.
- Strady E., Tuc D. Q., Némery J., Nho N. T., Guédrone S., Sang N. N, Denis H. và Dan N. P. (2017), "Spatial variation and risk assessment of trace metals in water and sediment of the Mekong Delta", *Chemosphere*. 179, tr. 367-378.
- Sundaramanickam A., Shanmugam Nadasabesan, Cholan Shanmugam, Kumaresan Saravanan, Madeswaran Perumal và Balasubramanian Thangavel (2016), "Spatial variability of heavy metals in estuarine, mangrove and coastal ecosystems along Parangipettai, Southeast coast of India", *Environmental Pollution*. 218, tr. 186-195.
- Taylor S. R. (1964), "Abundance of chemical elements in the continental crust: a new table", *Geochimica et cosmochimica Acta*. 28(8), tr. 1273-1285.
- Thanh-Nho N., Marchand C, Strady Emilie, Vinh Truong-Van và Nhu-Trang Tran-Thi (2018), "Metals geochemistry and ecological risk assessment in a tropical mangrove (Can Gio, Vietnam)", *Chemosphere*. 219, tr. 365-382.
- Thanh-Nho N., Marchand C., Strady E., Huu-Phat Nguyen và Nhu-Trang Tran-Thi (2019), "Bioaccumulation of some trace elements in tropical mangrove plants and snails (Can Gio, Vietnam)", *Environmental Pollution*. 248, tr. 635-645.
- Thanh-Nho N., Strady E., Nhu-Trang Tran-Thi, David F và Marchand C (2017), "Trace metals partitioning between particulate and dissolved phases along a tropical mangrove estuary (Can Gio, Vietnam)", *Chemosphere*. 196, tr. 311-322.
- Tomlinson DL, Wilson JG, Harris CR và Jeffrey DW (1980), "Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index", *Helgoländer meeresuntersuchungen*. 33(1), tr. 566-575.
- Vinh T.V., Allenbach Michel, Linh Khanh Tran Vu và Marchand Cyril (2020), "Changes in Leaf Litter Quality During Its Decomposition in a Tropical Planted Mangrove Forest (Can Gio, Vietnam)", *Frontiers in environmental science*. 8.
- Wedepohl K Hans (1995), "The composition of the continental crust", *Geochimica et cosmochimica Acta*. 59(7), tr. 1217-1232.
- Wood T. S. và Shelley M. L. (1999), "A dynamic model of bioavailability of metals in constructed wetland sediments", *Ecological Engineering*. 12, tr. 231 - 252.
- Yim MW và Tam NFY (1999), "Effects of wastewater-borne heavy metals on mangrove plants and soil microbial activities", *Marine Pollution Bulletin*. 39(1), tr. 179-186.
- Yu K. C., Tsai L. J., Chen S. H. và Ho S. T. (2001), "Chemical binding of heavy metals in anoxic river sediments", *Water Research* 35(17), tr. 4086 – 4094.
- Zhang J. và Liu CL (2002), "Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China—weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 54(6), tr. 1051-1070.





DOI: 10.17528/cifor/007822

Các báo cáo chuyên đề của CIFOR bao gồm các kết quả nghiên cứu sơ bộ hoặc nâng cao về các vấn đề về rừng ở các khu vực nhiệt đới và cận được công bố vào thời điểm thích hợp để tạo ra và thúc đẩy các cuộc thảo luận. Nội dung báo cáo đã được rà soát nội bộ nhưng chưa trải qua quá trình bình duyệt từ các chuyên gia bên ngoài tổ chức.

Một trong những chức năng môi trường quan trọng của rừng ngập mặn là lưu giữ các vật chất lơ lửng và trầm tích mang thành phần vết kim loại và hợp chất hữu cơ có nguồn gốc tự nhiên hoặc từ các hoạt động nhân sinh. Cùng với trị trí đặc biệt, hệ sinh thái rừng ngập mặn đóng vai trò rất quan trọng cho sự lắng đọng, hấp thu, lưu trữ và tự chuyển hoá các chất ô nhiễm được thải ra từ những khu dân cư, khu công nghiệp, bến cảng góp phần làm sạch nguồn nước trước khi đổ ra biển. Chính vì vậy, rừng ngập mặn được xem như màng lọc tự nhiên có hiệu năng cao, đồng thời là bể sinh học lưu giữ các chất ô nhiễm, đặc biệt là các vết kim loại.

Tuy nhiên, vai trò quan trọng này của rừng ngập mặn chưa được rộng rãi biết đến và chưa được lồng ghép vào các chính sách hiện hành. Đây cũng là nguyên nhân chính dẫn đến việc chưa có cơ chế tài chính nào được thiết lập để chi trả cho việc cung cấp và bảo tồn dịch vụ môi trường này. Ngoài việc khó khăn trong việc tìm kiếm người mua, thách thức quan trọng cần phải giải quyết là chứng minh vai trò của rừng ngập mặn đối với bên sử dụng dịch vụ trong việc rừng ngập mặn có thể giúp cải thiện chất lượng nước. Ngoài ra, nếu như dịch vụ được chi trả là dịch vụ cải thiện nước, để thực hiện chi trả cần có công cụ và phương pháp để theo dõi, giám sát, đánh giá dịch vụ này.

Tài liệu này nhằm cung cấp thông tin về phương pháp khoa học có thể sử dụng để chứng minh, theo dõi, giám sát và đánh giá dịch vụ môi trường liên quan, sử dụng nghiên cứu điểm tại Hải Phòng và Cần Giờ. Khác với những báo cáo khoa học khác, tài liệu trình bày ứng dụng của phương pháp đánh giá vai trò của rừng ngập mặn trong việc làm sạch nước trong bối cảnh thực thi chính sách chi trả dịch vụ môi trường rừng Việt Nam, đưa ra các bài học kinh nghiệm và kinh phí cần có để thực hiện tốt việc theo dõi, giám sát và đánh giá dịch vụ này. Từ kết quả đạt được có thể định vị được đối tượng, nhóm đối tượng phải trả dịch vụ môi trường cho rừng ngập mặn và sử dụng các chỉ tiêu môi trường phục vụ cho việc xây dựng cơ chế thực hiện và giám sát việc thực thi PFES. Tài liệu này hi vọng cũng sẽ giúp các nhóm nghiên cứu sau này có thể áp dụng và nhân rộng việc sử dụng phương pháp tại các địa bàn khác trên cả nước, qua đó có thể xây dựng được cơ sở dữ liệu cho việc đánh giá tổng thể vai trò của rừng ngập mặn trên toàn Việt Nam trong lĩnh vực này.

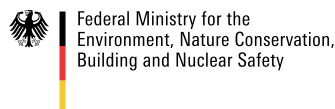


RESEARCH  
PROGRAM ON  
Forests, Trees and  
Agroforestry

Chương trình nghiên cứu của CGIAR về Rừng, Cây gỗ và Nông lâm kết hợp (FTA) là chương trình phát triển nghiên cứu lớn nhất thế giới nhằm nâng cao vai trò của rừng, cây gỗ và nông lâm kết hợp với mục tiêu phát triển bền vững và đảm bảo lương thực để ứng phó với biến đổi khí hậu. CIFOR chủ trì các nghiên cứu FTA trong mối quan hệ đối tác chiến lược với Bioversity International, CATIE, CIRAD, INBAR, ICRAF và TBI.

Nghiên cứu này được hỗ trợ bởi Quỹ đối tác CGIAR: [cigar.org/funders/](http://cigar.org/funders/)

[cifor.org](http://cifor.org) | [forestsnews.cifor.org](http://forestsnews.cifor.org)



#### Trung tâm Nghiên cứu Lâm nghiệp Quốc tế (CIFOR)

CIFOR thúc đẩy sự phồn vinh của nhân loại, cải thiện bảo vệ môi trường và thúc đẩy sự bình đẳng thông qua tiến hành các nghiên cứu sáng tạo, nâng cao năng lực của các bên đối tác, tích cực tham gia đối thoại với các bên liên quan để hỗ trợ định hình chính sách và thực tiễn tác động tới rừng và con người. CIFOR là tổ chức nghiên cứu thuộc liên minh CGIAR và chủ trì các chương trình nghiên cứu của CGIAR về Rừng, Cây gỗ và Nông lâm kết hợp (FTA). Trụ sở chính của CIFOR đặt tại Bogor, Indonesia và các văn phòng của CIFOR có mặt tại Nairobi, Kenya; Yaounde, Cameroon; Lima, Peru và Bonn, Germany.

