



Original Article

Assessing the Capacity of Mangroves to Remove Nitrogen and Phosphorus from Coastal Shrimp Farms in Kim Son District, Ninh Binh Province

Nguyen Thi Thu Ha^{1,*}, Luu The Anh², Tran Thi Tuyet Thu¹, Le Nhat Ha¹

¹VNU University of Science, 334 Nguyen Trai, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam

²VNU Central for Natural Resources and Environmental Studies,
19 Le Thanh Tong, Hoan Kiem, Hanoi, Vietnam

Received 10th November 2024

Revised 24th February 2025; Accepted 15th May 2025

Abstract: Among the ecosystem services provided by mangrove forests, there are environmental cleaning services based on their ability to adsorb and accumulate pollutants in sediment layers as well as adsorption and sequestration by forest plants. In order to estimate the ability of mangrove forests to remove nitrogen (N) and phosphorus (P) from shrimp wastewater in Kim Son district, Ninh Binh province, this study conducted some laboratory analyses to confirm the NH_4^+ and PO_4^{3-} adsorption capacity of soil and estimated the monetary value of the mangrove forests based on the emission coefficients from the farming of black tiger shrimp, white leg shrimp and the biomass incorporation coefficients of N and P by mangrove forests. Based on the amount of wastewater generated and corresponding content of N and P to be treated, the monetary values derived from the N and P removal capacity of the mangrove forests in Kim Son district are estimated using the cost of similar treatment investment provided by other service providers. According to calculations, the amount pollutant load from shrimp farming in the coastal area of Kim Son district in 2023 is 36,953,064 kg of N, 7,550,382 kg of P and 4,576,894.86 m³ of wastewater. The estimated results for 719 hectares of mangrove forests in Kim Son district in 2023 show that this area of the forests is fully capable of removing 100% of N and P found in wastewater discharged from shrimp farming activities. The value of environmental cleaning services through the ability to sequester N and P in shrimp farming wastewater of Kim Son mangrove forest is equivalent to about 16,019 billion VND/year.

Keywords: nitrogen cleaning ability, phosphorus cleaning ability, mangrove forests, aquaculture, Kim Son.

* Corresponding author.

E-mail address: hathu.ihgeo@gmail.com

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5271>

Đánh giá khả năng xử lý nitơ, photpho phát sinh từ hoạt động nuôi tôm ven biển của rừng ngập mặn ở huyện Kim Sơn, tỉnh Ninh Bình

Nguyễn Thị Thu Hà^{1,*}, Lưu Thế Anh², Trần Thị Tuyết Thu¹, Lê Nhật Hà¹

¹*Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội,
334 Nguyễn Trãi, Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam*

²*Viện Tài nguyên và Môi trường, Đại học Quốc gia Hà Nội,
19 Lê Thánh Tông, Hoàn Kiếm, Hà Nội, Việt Nam*

Nhận ngày 10 tháng 11 năm 2024

Chỉnh sửa ngày 24 tháng 02 năm 2025; Chấp nhận đăng ngày 15 tháng 5 năm 2025

Tóm tắt: Trong số các dịch vụ hệ sinh thái của rừng ngập mặn cung cấp, có dịch vụ xử lý các chất ô nhiễm nhờ vào khả năng hấp phụ và tích lũy các chất ô nhiễm trong các tầng đất được lắng đọng trầm tích, cũng như hấp thụ và cô lập bởi thực vật ngập mặn. Để xác định được khả năng xử lý nitơ (N) và photpho (P) trong nước thải nuôi tôm của hệ sinh thái rừng ngập mặn ở huyện Kim Sơn, tỉnh Ninh Bình, nghiên cứu này đã thực hiện một số thí nghiệm đánh giá khả năng hấp phụ NH_4^+ và PO_4^{3-} của đất và ước lượng giá trị tiền tệ bằng việc kế thừa các hệ số phát thải từ hoạt động nuôi tôm sú, tôm thẻ chân trắng và hệ số cô lập N, P của rừng ngập mặn để hình thành sinh khối. Trên cơ sở lượng nước thải phát sinh và hàm lượng tương ứng của N, P cần xử lý, ước lượng được giá trị xử lý N, P của hệ sinh thái rừng ngập mặn Kim Sơn dựa trên chi phí cần đầu tư xử lý do một số nhà cung cấp dịch vụ. Theo kết quả ước tính, lượng nước thải nuôi tôm phát sinh năm 2023 là 4.576.894,86 m³; thải lượng các chất ô nhiễm chính tương ứng khoảng 36.953,064 kg N và 7.550,382 kg P. Với diện tích rừng ngập mặn năm 2023 là 719 ha, hoàn toàn có thể xử lý 100% lượng N và P trong nước thải nuôi tôm thải ra. Giá trị dịch vụ làm sạch môi trường thông qua khả năng hấp phụ N, P trong nước thải nuôi tôm của rừng ngập mặn Kim Sơn quy đổi khoảng 16,019 tỷ đồng/năm.

Từ khóa: Khả năng xử lý nitơ, khả năng xử lý photpho, rừng ngập mặn, nước thải nuôi tôm, Kim Sơn.

1. Mở đầu

Trong những thập kỷ qua, nghề nuôi tôm nước lợ đã được phát triển mạnh và đóng góp chủ yếu vào sản lượng thủy sản nuôi trên thế giới. Các nước có sản lượng tôm nuôi dẫn đầu là Trung Quốc, Thái Lan, Indonesia. Nghề nuôi tôm ở Việt Nam thực sự phát triển mạnh từ cuối những năm 1990, cùng với việc chuyển đổi hàng

loại đất rừng ngập mặn sang nuôi tôm. Đến nay, tôm nuôi đã trở thành hàng hóa trọng điểm của lĩnh vực nuôi trồng thủy sản và ngành nông nghiệp nước ta, đóng góp quan trọng cho nền kinh tế đất nước và các địa phương ven biển. Cùng với cá, tôm là một trong hai loại thủy sản nằm trong Chiến lược phát triển nuôi trồng thủy sản của Việt Nam. Trước năm 2010, tôm sú là đối tượng nuôi chính; sau đó bị giảm cả diện tích

* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: hathu.ihgeo@gmail.com

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5271>

và sản lượng, được thay bằng tôm thẻ chân trắng. Việt Nam đã phát triển nuôi tôm thẻ chân trắng như giải pháp thay thế thân thiện môi trường so với tôm sú [1], nhờ việc sử dụng tiết kiệm nước, tỷ lệ chuyển đổi thức ăn thấp, tỷ lệ sống cao, chu kỳ nuôi ngắn, năng suất cao hơn. Năm 2023, diện tích nuôi tôm nước lợ nước ta khoảng 737.000 ha; trong đó diện tích nuôi tôm thẻ chân trắng chỉ chiếm 15,6%, nhưng sản lượng chiếm 75,5% tổng sản lượng tôm nuôi nước lợ [2].

Nghề nuôi tôm phát triển mạnh đã mang lại giá trị kinh tế lớn, tăng thu nhập và làm giàu cho người nuôi. Tuy nhiên, lĩnh vực nuôi tôm ở Việt Nam đang đứng trước những thách thức lớn do bệnh dịch. Nguyên nhân chính do nước thải nuôi tôm xả thải trực tiếp ra môi trường không qua xử lý hoặc xử lý không đảm bảo yêu cầu, gây ô nhiễm môi trường, nhất là tại các khu vực nuôi tôm công nghiệp thâm canh cao. Đặc trưng cơ bản của nước thải nuôi tôm là chứa nhiều các chất dinh dưỡng (như N, P), chất hữu cơ và chất rắn lơ lửng, nên tiềm ẩn rủi ro suy giảm nồng độ oxy và phú dưỡng nguồn nước tiếp nhận [1]. Đồng thời, lượng lớn bùn thải trong các ao nuôi tôm chứa thức ăn dư thừa, phân tôm, xác tảo chết, dư lượng kháng sinh,... Ở điều kiện thiếu oxy ở đáy ao tôm, việc phân hủy kỵ khí chất hữu cơ của vi sinh vật diễn ra mạnh, tạo ra các khí độc như NH_3 , H_2S , CH_4 ,... Đây chính là các tác nhân gây ra ô nhiễm môi trường, phát thải khí nhà kính từ hoạt động nuôi tôm.

Lượng lớn N và P trong thức ăn không được tôm hấp thụ hết mà thải ra môi trường, lên đến 63-78% đối với N và 76-80% đối với P [2, 3]. Khả năng tiêu thụ, tích lũy N và P từ thức ăn nuôi tôm trong các ao nuôi tôm thẻ chân trắng ở Thừa Thiên Huế tương ứng là 30% và 9%. Khoảng 70% lượng N trong thức ăn không được tôm hấp thụ mà thải ra môi trường (trong nước chiếm 54%, trong bùn 11%, thất thoát 5%). Lượng P thải ra môi trường nước là 20% và trong bùn đáy là 40%; lượng P thất thoát chiếm 31% tổng P đầu vào [4]. Với hệ số thức ăn của tôm thẻ chân trắng ở Việt Nam trung bình 1,3-1,4; có nghĩa là một lượng lớn chất thải tích tụ trong đáy ao nuôi tôm từ thức ăn dư thừa [5].

Hệ sinh thái rừng ngập mặn được ví như “quả thận” của các vùng cửa sông nhiệt đới và cận nhiệt đới, vì khả năng hấp phụ và cố định vật chất ở trong đất rừng (trong đó có các dinh dưỡng) hoặc làm nguồn dinh dưỡng trong chuỗi thức ăn khi chúng được hấp thụ, chuyển hóa và tích lũy trong rễ, lá, cành, thân của thực vật ngập mặn. Rừng ngập mặn đóng vai trò như một “nhà máy” xử lý hiệu quả các chất ô nhiễm và cải thiện chất lượng nước [6]. Rừng ngập mặn từ lâu đã được sử dụng để xử lý nước thải ở các nước nhiệt đới, nhất là xử lý nước thải chăn nuôi, xử lý các chất ô nhiễm như N và P [7]. Đối với nước thải phát sinh từ 01 ha nuôi tôm thâm canh, cần 21,7 ha rừng ngập mặn để hấp thụ hết lượng P phát sinh và cần 7,2 ha rừng ngập mặn để xử lý hết lượng N phát sinh. Đối với nước thải của 01 ha nuôi tôm bán thâm canh, cần 2,4 ha rừng ngập mặn để xử lý N và 2,8 ha để xử lý P [7]. Bên cạnh chức năng phòng hộ, rừng ngập mặn còn là bể tích tụ và lưu trữ các-bon nhằm giảm phát thải [8]. Mặc dù, có vai trò to lớn đối với kinh tế và sinh thái, nhưng diện tích rừng ngập mặn trên thế giới đang ngày càng bị thu hẹp, tính riêng giai đoạn 2000-2020 đã giảm mất 284 nghìn ha.

Nuôi trồng thủy sản là thế mạnh và là ngành kinh tế mũi nhọn của huyện Kim Sơn, tỉnh Ninh Bình [9]. Diện tích nuôi thủy sản mặn, lợ của huyện năm 2022 có 3349,4 ha, sản lượng đạt 27.044 tấn; trong đó, diện tích nuôi tôm chiếm 58,8%. Tôm sú và tôm thẻ chân trắng là hai đối tượng nuôi chủ lực ở huyện Kim Sơn. Qua điều tra, đến 55,7% số hộ nuôi tôm công nghiệp và 92,8% số hộ nuôi tôm quảng canh xả trực tiếp nước thải ra môi trường. Điều này gây hệ lụy lâu dài cho môi trường nuôi và hệ sinh thái. Trong khi, diện tích rừng ngập mặn ở đây suy giảm trong giai đoạn 2000-2023, giảm mạnh trong thời kỳ 2000-2015, từ 915,48 ha năm 2000 giảm xuống còn 477,2 ha năm 2015 [10-12]. Khoảng 3-5 năm trở lại đây, các hộ nuôi tôm ở Kim Sơn đối mặt với tình trạng năng suất và sản lượng tôm nuôi giảm, nguyên nhân chính được xác định là do ô nhiễm môi trường nuôi.

Đến nay, trong số các dịch vụ điều tiết và hỗ trợ của rừng ngập mặn tại Việt Nam, dịch vụ tích lũy carbon và phòng hộ đê biển đã được nghiên

cứu nhiều. Tuy nhiên, dịch vụ lọc chất ô nhiễm còn chưa được quan tâm nghiên cứu nhiều. Nghiên cứu này bước đầu ước lượng dịch vụ điều tiết và hỗ trợ của rừng ngập mặn thông qua khả năng xử lý N và P dựa trên 2 cơ chế: i) Hấp phụ N và P trong đất; và ii) Hấp thụ N và P của thực vật ngập mặn. Từ đó, quy đổi sang hiệu quả kinh tế từ việc hấp thụ N và P của cây ngập mặn. Các kết quả nghiên cứu nhằm cung cấp cơ sở cho việc quản lý, khai thác và sử dụng hợp lý tài nguyên đất ngập nước khu vực ven biển huyện Kim Sơn, tỉnh Ninh Bình.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Phương pháp kế thừa và tổng hợp tài liệu

Phương pháp này được áp dụng xuyên suốt các nội dung nghiên cứu thông qua việc kế thừa kinh nghiệm, kết quả nghiên cứu trên thế giới và trong nước để vận dụng vào giải quyết và luận giải những kết quả liên quan. Đồng thời, tổng hợp, kế thừa có chọn lọc các số liệu thứ cấp tại khu vực nghiên cứu, như số liệu về diện tích, năng suất và sản lượng tôm nuôi; diện tích rừng ngập mặn; hệ số thải lượng N và P từ nuôi tôm; hệ số cô lập N và P của rừng ngập mặn để đánh giá tích lũy N, P trong sinh khối rừng.

2.2. Phương pháp thí nghiệm khả năng hấp phụ NH_4^+ và PO_4^{3-} của đất rừng ngập mặn

2.2.1. Căn cứ thực hiện thí nghiệm

Rừng ngập mặn có khả năng lọc các chất ô nhiễm, giúp làm sạch môi trường nước, điển hình như mô hình kết hợp nuôi trồng thủy sản và trồng rừng ngập mặn. Cây ngập mặn được chứng minh có hiệu quả trong việc xử lý, làm sạch nước thải nuôi trồng thủy sản. Hệ thống kết hợp rừng ngập mặn - nuôi trồng thủy sản là mô hình tối ưu để xử lý nước thải nuôi trồng thủy sản, với hiệu quả loại bỏ N và P dao động từ 3–88% (thường cao hơn 40%) [13]. Hệ sinh thái rừng ngập mặn ở Karnataka, Ấn Độ đã được chứng minh khả năng giữ lại chất dinh dưỡng là 70–80%, tích lũy 17–40 kg/năm với N và 7–13 kg/năm đối với P [14]. Tỷ lệ diện tích rừng ngập mặn trên diện tích ao

đạt 1,8/22 là đáp ứng các tiêu chuẩn loại bỏ N và P trong nước thải nuôi tôm [15].

Cây ngập mặn có nhu cầu lớn về các chất dinh dưỡng nên hệ thực vật ngập mặn ở một số khu vực phải đối diện với thiếu các chất dinh dưỡng. Đất và rễ cây ngập mặn được là môi trường chứa nhiều nhóm vi sinh vật đóng vai trò thiết yếu trong quá trình chuyển hóa các chất dinh dưỡng. Những chức năng đặc thù này tạo ra môi trường đất ngập nước cho việc xử lý các chất ô nhiễm trong nước thải [16].

P là một chất dinh dưỡng đa lượng quan trọng đối với sự phát triển của thực vật. P trong đất tồn tại ở ba dạng chính: i) P dễ tiêu (AP); ii) P vô cơ không hòa tan; và iii) P hữu cơ không hòa tan. Các AP đóng vai trò quan trọng trong quá trình trao đổi chất của vi khuẩn, bao gồm phân chia và phát triển tế bào. Trong đó, hấp phụ P vào đất là cơ chế chính để loại bỏ của hệ thống đất ngập nước nhân tạo ứng dụng để xử lý nước thải giàu P. Hơn 96% tổng lượng P được giữ lại trong đất thí nghiệm [17].

Tương tự như P, N là nguyên tố dinh dưỡng đa lượng quan trọng thúc đẩy tăng trưởng giúp cây ra nhiều nhánh, phân nhiều cành, thúc đẩy lá quang hợp mạnh, cây ngập mặn và hệ sinh thái rừng ngập mặn phát triển mạnh. Trong rừng ngập mặn, hệ thực vật và động vật cùng các chuỗi thức ăn liên quan đã tạo nên nhiều cơ chế khác nhau để bảo tồn N bao gồm: i) Hấp thụ hiệu quả N dễ tiêu của cây, vi khuẩn và các bọ chứa N trong đất; ii) Hiệu quả sử dụng N và tỷ lệ tái hấp thu của lá cao; iii) Giảm tỷ lệ mất N; iv) Hợp chất chứa N khó phân hủy trong axit humic và axit fulvic (tanin); v) Cố định N trong đất và các thành phần khác nhau của rừng (vỏ cây, cây đổ, rễ chôn, rễ khí sinh, thảm vi khuẩn lam); và vi) Phần rễ chết trong các tầng đất sâu [18].

Việc loại bỏ NH_4^+ trong xử lý nước thải chủ yếu là do quá trình oxy hóa thông qua quá trình nitrat hóa, một phần bị hấp phụ lên các keo trao đổi tích điện âm trong trầm tích cũng như quá trình hấp thụ của cây. Quá trình nitrat hóa và khử nitrat là một cơ chế quan trọng để loại bỏ N [17]. Tổng lượng N trung bình của rừng ngập mặn toàn cầu là 52,03 Mg N/ha, với 96% tổng lượng N chứa trong đất ở độ sâu đến 01 m, khoảng 4%

tổng lượng N còn lại nằm trong thực vật ngập mặn [18].

Thực vật, vi sinh vật và vật liệu trầm tích trong rừng ngập mặn đã loại bỏ được các chất ô nhiễm nước thải. Thực vật chịu mặn có thể đồng hóa các chất ô nhiễm nhờ quá trình hấp thụ của rễ và vận chuyển oxy đến rễ, giúp tăng hiệu quả phân hủy hoặc chuyển hóa chất ô nhiễm bởi vi sinh vật. Các quá trình khác loại bỏ chất ô nhiễm trong rừng ngập mặn có thể bao gồm: tích tụ trầm tích, kết tủa và hấp thụ P, tích tụ trầm tích các dạng N, quá trình ôxy hóa và bay hơi NH_3 khí [15].

Trong hệ sinh thái rừng ngập mặn, hấp phụ trong đất và đồng hóa thực vật là quá trình chính để xử lý N, P trong đó hấp phụ đất là chủ yếu. Tuy nhiên, các quá trình loại bỏ chất ô nhiễm rất phức tạp, phụ thuộc vào nhiều yếu tố và khó để xác định hiệu quả xử lý chất ô nhiễm theo các quá trình riêng biệt [19].

Rễ cây ngập mặn hấp thụ N ở dạng ion NH_4^+ và hấp thụ P ở dạng ion PO_4^{3-} làm chất dinh dưỡng cho cây. Mục đích của nghiên cứu này nhằm làm rõ dịch vụ điều tiết và hỗ trợ của rừng ngập mặn thông qua khả năng tự làm sạch dựa trên 2 cơ chế: hấp phụ N và P trong đất rừng ngập mặn; hấp thụ N và P của hệ thống rễ cây ngập mặn cho nhu cầu sinh trưởng, chưa xét đến khả năng trao đổi, vận chuyển của thủy triều, dòng chảy và các cơ chế khác. Nghiên cứu đã tiến hành các phân tích trong phòng thí nghiệm về khả năng hấp phụ NH_4^+ và PO_4^{3-} của đất rừng ngập mặn được lấy ở huyện Kim Sơn.

2.2.2. Vật liệu nghiên cứu

Đất nghiên cứu thuộc nhóm đất mặn, được lấy tại thời điểm thủy triều kiệt vào tháng 3 năm 2023. Sử dụng khoan đất chuyên dụng để lấy các mẫu đất tại 03 vị trí khác nhau dưới tán rừng trồng sú vẹt 14, 15 năm tuổi, mỗi vị trí lấy ở 5 độ sâu: 0-20, 20-40, 40-60, 60-80 và 80-100 cm. Lấy tổng số 15 mẫu đất phục vụ nghiên cứu. Các mẫu đất được đưa về phòng thí nghiệm xử lý, phơi khô, giã nhỏ và rây qua rây có đường kính 2 mm. Các mẫu đất được phân tích các tính chất cơ bản trước khi tiến hành các thí nghiệm về khả năng hấp phụ NH_4^+ và PO_4^{3-} . Lấy các mẫu đất ở từng tầng của 03 vị trí trộn lẫn với nhau được 05 mẫu đất hỗn hợp và được ký hiệu lần lượt là KS1 (0-20 cm), KS2 (20-40 cm), KS3 (40-60 cm), KS4 (60-80 cm), KS5 (80-100 cm).

Tính chất của đất thí nghiệm trong *Bảng 1* đã chỉ ra, đất thuộc loại đất thịt pha limon, khác với nghiên cứu của Vũ Văn Lương và cộng sự (2022) trên đất rừng ngập mặn ở các huyện Quỳnh Lưu, Diễn Châu, Nghi Lộc (Nghệ An) có thành phần cấp hạt cát chiếm tỷ lệ cao, còn thành phần limon và sét thấp. Độ có độ mặn trung bình và ít, thuộc loại đất mặn clo – sunfat với tỷ số $\text{Cl}/\text{SO}_4^{2-}$ là 1,6 - 1,9; pH trung tính đến kiềm nhẹ, hàm lượng cac-bon hữu cơ (1,12 - 1,22%) và N tổng số (0,11 - 0,12 %N) ở mức trung bình, P tổng số ở mức giàu (0,18 - 0,19 % P_2O_5) và Kali tổng số ở mức rất giàu (2,01 - 2,80 % K_2O). Các tính chất như độ mặn, pH, tỷ lệ N, P, K tương đương so với nghiên cứu của Vũ Văn Lương và cộng sự, 2022 [20].

Bảng 1. Tính chất lý, hóa của đất trước thí nghiệm

Độ sâu (cm)	Thành phần cấp hạt (%)					EC (mS/cm)						
	Cát	Limon	Sét	$\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$	pH_{KCl}	EC	OC %	N %	P_2O_5 %	K_2O %	Cl^- %	SO_4^{2-} %
0-20	25,12 ±1,07	61,54 ±1,48	13,34 ±0,41	7,20 ±0,051	6,86 ±0,055	5,20 ±0,006	1,16 ±0,040	0,12 ±0,009	0,19 ±0,045	2,01 ±0,047	0,82 ±0,014	0,51 ±0,002
20-40	27,30 ±0,98	60,58 ±1,84	12,12 ±0,86	7,23 ±0,025	6,87 ±0,060	4,55 ±0,001	1,12 ±0,033	0,11 ±0,001	0,19 ±0,015	2,36 ±0,053	0,84 ±0,029	0,50 ±0,003
40-60	30,96 ±0,65	55,21 ±1,65	13,83 ±1,00	7,47 ±0,032	7,15 ±0,015	4,75 ±0,006	1,17 ±0,028	0,12 ±0,007	0,19 ±0,054	2,45 ±0,082	0,91 ±0,010	0,48 ±0,005
60-80	29,78 ±1,68	57,70 ±1,22	12,52 ±0,47	7,43 ±0,021	7,08 ±0,110	4,95 ±0,010	1,22 ±0,051	0,11 ±0,011	0,19 ±0,027	2,39 ±0,043	0,93 ±0,013	0,48 ±0,003
80-100	32,44 ±1,41	57,53 ±0,96	10,03 ±0,45	7,29 ±0,120	6,92 ±0,062	5,58 ±0,004	1,18 ±0,033	0,12 ±0,007	0,18 ±0,041	2,80 ±0,037	0,94 ±0,007	0,50 ±0,003

2.2.3. Phương pháp bố trí thí nghiệm

Với mục đích mô phỏng theo môi trường nước biển ở khu vực nghiên cứu, các thí nghiệm hấp phụ sử dụng dung dịch muối NaCl 0,1% để thay thế cho nước cất.

+ Thí nghiệm 1: xác định khả năng hấp phụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ của đất

Phương pháp bố trí thí nghiệm dựa trên nghiên cứu của Wissem và Mongi (2015) [21], kết hợp với phương pháp xác định NH_4^+ sử dụng thuốc thử Nessler. Quy trình được thực hiện theo các bước sau: bổ sung 20 mL dung dịch NH_4Cl các nồng độ 0; 0,1; 0,5; 10; 30; 60; 100 mgN/L vào 1g đất, sau 24 giờ lắc liên tục với tốc độ 175 vòng/phút, các mẫu được ly tâm rồi lọc qua giấy lọc băng xanh. Hút 5 mL dịch lọc đối với các mẫu bổ sung 0; 0,1; 0,5; 10 mg N/L và hút 1 mL dịch lọc đối với các mẫu bổ sung 30; 60; 100 mg N/L; 2 mL muối Seignet 25%, 1 mL thuốc thử Nessler vào bình định mức và bổ sung dung dịch NaCl 0,1% đến thể tích 50 mL. Dung dịch hiện màu vàng được giữ ổn định trong 10 phút rồi đem so màu trên máy UV-VIS ở bước sóng 420 nm.

- Thí nghiệm 2: xác định khả năng hấp phụ $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$.

Phương pháp xác định khả năng hấp phụ PO_4^{3-} được xây dựng dựa trên phương pháp từ các công bố của Trần Thị Tuyết Thu và cộng sự (2016) [22]; Phạm Thị Phương Thuý và cộng sự (2012) [23] có điều chỉnh cho phù hợp với mẫu đất thí nghiệm như sau: Bổ sung 20 mL dung dịch KH_2PO_4 các nồng độ 0; 0,03; 0,2; 1; 10; 30; 60; 100 mg P/L vào 1g đất, lắc hỗn hợp liên tục trong 24 giờ với tốc độ 175 vòng/phút, sau đó, ly tâm với tốc độ 4.000 vòng/phút trong 10 phút rồi lọc qua giấy lọc băng xanh. Hút 5 mL dịch lọc đối với các mẫu bổ sung 0; 0,03; 0,2; 1; 10; 30; 60 mg P/L và hút 3 mL dịch lọc đối với các mẫu bổ sung 100 mg P/L; 2 mL amoni molipdat 25%, 1 mL axit ascobic 1% vào bình định mức và bổ sung dung dịch NaCl 0,1% đến thể tích 50 mL. Dung dịch hiện màu xanh được đun nóng đến khoảng 80 °C rồi để nguội, so màu trên máy UV-VIS ở bước sóng 880 nm.

2.3. Phương pháp ước lượng giá trị xử lý nitơ và photpho

Để tính được khả năng xử lý N, P tồn dư từ hoạt động nuôi tôm thải ra môi trường nước của hệ sinh thái rừng ngập mặn ở huyện Kim Sơn, nghiên cứu này đã kế thừa các hệ số phát thải từ nuôi tôm sú, tôm thẻ chân trắng và hệ số cô lập N, P của rừng ngập mặn từ các nghiên cứu trước đó [1, 24, 25]. Trên cơ sở đó đã ước tính được lượng nước thải được xử lý triệt để N, P và dựa vào phương pháp giả thị trường, ước lượng giá trị xử lý N, P của rừng ngập mặn ở huyện Kim Sơn thông qua đơn giá xử lý nước thải nuôi tôm từ một số nhà cung cấp dịch vụ.

2.4. Phương pháp tính toán kết quả và xử lý số liệu

Khả năng hấp phụ NH_4^+ và PO_4^{3-} của mẫu đất được tính toán theo hai phương trình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir: $C_e/Q_e = 1/(Q_{\max} \cdot K_L) + C_e/Q_{\max}$ và Freundlich: $\ln Q_e = \beta \cdot \ln C_e + \ln K_F$

Trong đó: C_e là nồng độ chất còn lại trong dung dịch khi đạt cân bằng (mg/L); Q_e là hàm lượng chất bị đất hấp phụ (mg/kg); $Q_{\max}$ là hàm lượng hấp phụ tối đa (mg/kg); K_L là hằng số Langmuir (L/mg); K_F là hằng số Freundlich cho biết khả năng hấp phụ của chất hấp phụ (mg/kg); β là hằng số thực nghiệm.

Giá trị xử lý N, P của rừng ngập mặn Kim Sơn được tính toán theo công thức: $\text{WTV} = \text{WTC} \cdot V$.

Trong đó, WTV là giá trị N, P của rừng ngập mặn Kim Sơn; WTC: giá trị xử lý nước thải trên một đơn vị thể tích; V: thể tích nước thải được xử lý.

3. Kết quả nghiên cứu và thảo luận

3.1. Khả năng hấp phụ NH_4^+ và PO_4^{3-} của đất rừng ngập mặn ở Kim Sơn

Kết quả sau 24 giờ, hiệu suất hấp phụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ của đất giảm dần khi bổ sung dung dịch $\text{NH}_4^+\text{-N}$ với nồng độ tăng dần đến 100 mg N/L. Ở nồng độ bổ sung 0,1 mg N/L (nồng độ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ giới

hạn theo QCVN 10:2023/BTNMT về chất lượng nước biển) và 0,5 mg N/L (nồng độ tương đương với nồng độ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ quan trắc được tại khu vực nghiên cứu ở thời điểm tháng 11/2021), các mẫu

đất thí nghiệm đã hấp phụ hoàn toàn lượng NH_4^+ được bổ sung. Kết quả so màu không phát hiện có NH_4^+ dư trong dung dịch sau thí nghiệm hấp phụ.

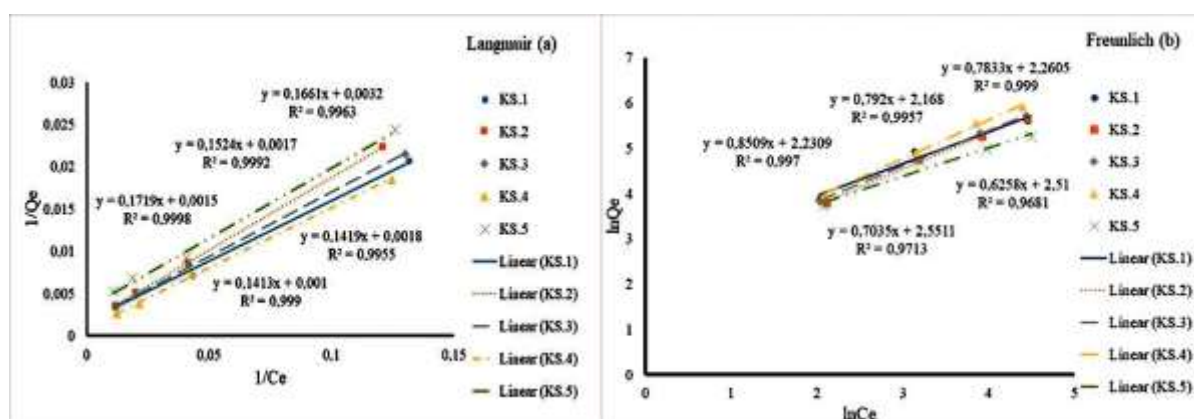
Bảng 2. Kết quả lượng $\text{NH}_4^+\text{-N}$ bị đất hấp phụ theo các nồng độ bổ sung

Mẫu đất	Lượng $\text{NH}_4^+\text{-N}$ bị đất hấp phụ (mgN/kg đất)				Hiệu suất hấp phụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (%)			
	10*	30*	60*	100*	10*	30*	60*	100*
KS1	48,34	139,48	200,87	271,90	24,17	23,25	16,74	13,60
KS2	44,73	117,12	195,10	286,32	22,37	19,52	16,26	14,32
KS3	46,46	119,29	206,63	303,63	23,23	19,88	17,22	15,18
KS4	53,96	135,15	262,15	374,29	26,98	22,53	21,85	18,71
KS5	41,13	108,47	146,79	191,87	20,56	18,08	12,23	9,59

* Lượng $\text{NH}_4^+\text{-N}$ được bổ sung vào đất (mg N/L)

Hiệu suất hấp phụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ của các mẫu đất tỷ lệ nghịch với nồng độ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ bổ sung. Khi nồng độ bổ sung ở 10 mg N/L, hiệu suất hấp phụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ của đất từ 20,56-26,98%. Khi tăng lên 30 mg N/L, hiệu suất hấp phụ từ 18,08-24,17%, giảm 0,92-4,46% so với ở nồng độ 10 mg N/L.

Khi thêm vào đất 60 mg N/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$, hiệu suất hấp phụ từ 12,23-23,25%, giảm 5,1-8,3% so với ở nồng độ 10 mg N/L. Khi lượng bổ sung $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ở nồng độ 100 mg N/L, hiệu suất hấp phụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ của các mẫu đất chỉ đạt 9,59-18,71%, giảm 8-11% so với ở nồng độ 10 mg N/L (Bảng 2).



Hình 1. Kết quả dung lượng hấp phụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ theo phương trình Langmuir (a) và Freundlich (b).

Quá trình hấp phụ xảy ra khi các phân tử chất bị hấp phụ dính kết lên bề mặt chất hấp phụ bằng các lực lý học (lực Van der Waals) hoặc thông qua các phản ứng hóa học tạo thành các liên kết hóa học giữa chất hấp phụ và chất bị hấp phụ. Cơ chế hấp phụ có thể là đơn lớp hoặc đa lớp. Hấp phụ đơn lớp là hiện tượng các hạt phân tử của chất bị hấp phụ dính kết thành một lớp trên bề

mặt chất hấp phụ và hấp phụ đa lớp là khi lớp hạt mới được hấp phụ lên lớp hạt đã bị hấp phụ trước đó. Quá trình hấp phụ của đất bị chi phối bởi các đặc tính bề mặt của các thành phần vô cơ và hữu cơ của đất và các yếu tố môi trường liên quan bao gồm: nhiệt độ, pH, độ mặn, hàm lượng sét, hàm lượng chất hữu cơ trong đất và khả năng trao đổi cation và anion của đất.

Bảng 3. Các giá trị tham số hấp phụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ của mô hình đẳng nhiệt Langmuir và Freundlich

Mẫu	Hệ số Langmuir		Hệ số Freundlich	
	$Q_{\max}$ (mgN/kg)	K_L (L/mg)	K_F (mgN/kg)	B
KS.1	555,6	0,013	12,82	0,704
KS.2	666,7	0,009	8,74	0,792
KS.3	588,2	0,011	9,59	0,783
KS.4	1000,0	0,007	9,31	0,851
KS.5	312,5	0,019	12,30	0,626

Kết quả dung lượng hấp phụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ của đất thí nghiệm được trình bày trong Bảng 3 và Hình 1 cho thấy khả năng hấp phụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ của các mẫu đất phù hợp với phương trình Langmuir và Freundlich và là cơ chế hấp phụ đơn lớp. Khả năng hấp phụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ của mẫu đất nghiên cứu là khá thấp với giá trị $Q_{\max}$ nằm trong khoảng 312,5–1000 mg/kg. Hằng số Langmuir K_L đặc trưng cho ái lực giữa các ion NH_4^+ và bề mặt hạt đất có giá trị dao động từ 0,07 đến 0,19 L/mg cho thấy các mẫu đất đều có các vị trí hấp phụ có ái lực nhất định với ion NH_4^+ . Các giá trị $\beta < 1$ đạt được từ phương trình Freundlich cho thấy quá trình hấp phụ NH_4^+ của các mẫu đất là hiệu quả với bề mặt hấp phụ không đồng nhất và năng

lượng hấp phụ giảm khi độ bão hòa tăng tại các điểm nồng độ trao đổi [26-28].

Sau thời gian thí nghiệm hấp phụ 24 giờ, hàm lượng $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ bị đất hấp phụ tăng theo sự tăng của nồng độ đưa vào ở cả 5 mẫu đất. Ở khoảng nồng độ đưa vào < 10 mg P/L; cụ thể là 0 mgP/L; 0,03 mg P/L (tương đương nồng độ $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ trung bình quan trắc được trong nước biển ven bờ huyện Kim Sơn năm 2018); 0,2 mg P/L (giới hạn ô nhiễm $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ theo QCVN 10:2023/BTNMT) và 1 mg P/L (gấp 5 lần giới hạn ô nhiễm theo QCVN 10:2023/BTNMT), đất hấp phụ hoàn toàn lượng $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ trong dung dịch bổ sung, minh chứng được thể hiện ở kết quả so màu không phát hiện $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ dư trong dung dịch sau hấp phụ.

Bảng 4. Kết quả lượng $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ bị đất hấp phụ theo các nồng độ bổ sung

Mẫu đất	Lượng $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ bị đất hấp phụ (mgP/kg đất)				Hiệu suất hấp phụ $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ của mẫu đất (%)			
	10*	30*	60*	100*	10*	30*	60*	100*
KS1	193,70	579,33	1013,17	1377,42	96,85	96,56	84,43	68,87
KS2	194,10	577,94	1078,00	1357,14	97,05	96,32	89,83	67,86
KS3	192,30	578,93	1109,12	1377,75	96,15	96,49	92,43	68,89
KS4	192,30	579,93	1093,16	1382,07	96,15	96,66	91,10	69,10
KS5	191,90	579,53	1077,20	1318,57	95,95	96,59	89,77	65,93

* Lượng $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ được bổ sung vào đất (mg P/L)

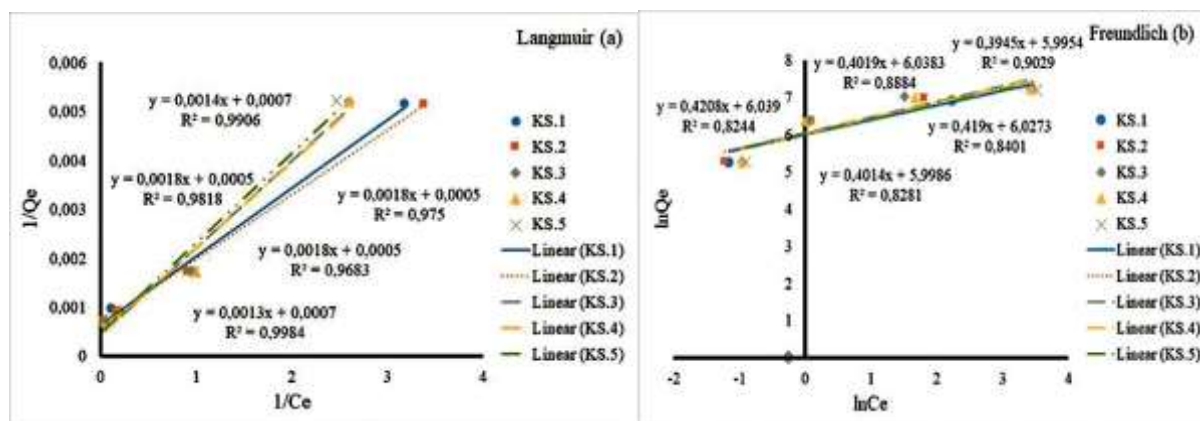
Đất rừng ngập mặn ở huyện Kim Sơn có hiệu suất hấp phụ tỷ lệ nghịch với lượng $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ thêm vào (Bảng 4). Ở nồng độ đưa vào 10 mg P/L và 30 mg P/L, cả 5 mẫu đất đều có hiệu suất hấp phụ $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ đạt trên 95%. Khi nồng độ bổ sung tăng lên 60 mg P/L, tỷ lệ $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ được hấp phụ có dấu hiệu giảm, nhưng vẫn đạt giá trị cao (từ 84,43 - 92,43%), giảm 4 - 12% so với ở nồng độ 10 mg P/L và 30 mg P/L. Khi tăng nồng độ thêm

vào đến 100 mg P/L, hiệu suất hấp phụ $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ của 5 mẫu đất giảm xuống còn 66-69%, giảm 27 - 30% so với ở nồng độ 10 mg P/L.

Kết quả ở Bảng 5 và Hình 2 cho thấy, các mẫu đất nghiên cứu có khả năng hấp phụ tốt PO_4^{3-} , quá trình hấp phụ diễn ra theo cơ chế hấp phụ đơn lớp phù hợp với phương trình Langmuir ($R^2 > 0,9$) và Freundlich ($R^2 > 0,8$). Dung lượng hấp phụ PO_4^{3-} tối đa $Q_{\max}$ của đất đạt 1.428,6

mgP/kg ở các mẫu KS1 và KS2, đạt 2.000 mgP/kg ở KS3, KS4 và KS5, cao hơn 2 đến 6 lần so với dung lượng hấp phụ NH_4^+ tối đa. Giá trị K_L ở KS1 và KS2 cao hơn so với KS3, KS4, KS5 cho thấy, các vị trí hấp phụ của 2 mẫu đất này có

ái lực mạnh hơn với ion PO_4^{3-} . Giá trị của hằng số Freundlich β ở cả 5 mẫu đất đều < 1 chứng minh khả năng hấp phụ PO_4^{3-} hiệu quả của các mẫu đất.



Hình 2. Kết quả dung lượng hấp phụ PO_4^{3-} -P của đất theo phương trình Langmuir (a) và Freundlich (b).

Bảng 5. Các giá trị tham số hấp phụ PO_4^{3-} của mô hình đẳng nhiệt Freundlich và Langmuir

Mẫu	Hệ số Langmuir		Hệ số Freundlich	
	$Q_{\max}$ (mgP/kg)	K_L (L/mg)	K_F (mgP/kg)	B
KS1	1428,6	0,500	401,58	0,395
KS2	1428,6	0,538	419,18	0,402
KS3	2000,0	0,278	419,47	0,421
KS4	2000,0	0,278	414,59	0,419
KS5	2000,0	0,278	402,86	0,401

3.2. Kết quả tải lượng N và P phát sinh từ hoạt động nuôi tôm khu vực ven biển huyện Kim Sơn

Mô hình nuôi tôm thẻ chân trắng thâm canh và siêu thâm canh, lượng nước thải và bùn thải phát sinh rất lớn, tương ứng thải lượng các chất ô nhiễm cao, nếu không được xử lý triệt để sẽ là tác nhân ảnh hưởng nghiêm trọng đến môi trường xung quanh. Theo kết quả của một nghiên cứu ở Indonesia, hệ số chất dinh dưỡng phát sinh từ nuôi tôm chân trắng trong ao có diện tích 1.000 m^2 và mật độ thả giống 500 con/ m^2 là 50,12 g N/kg tôm, 15,73 g P/kg tôm [29].

Theo nghiên cứu của Akhmad Mustafa và cộng sự (2024) [30] về nuôi tôm thẻ chân trắng tại đảo Sulawesi (Indonesia), thải lượng N lên

đến 17,54 kg/tấn tôm thành phẩm và 4,14 kg P/tấn tôm thành phẩm. Khối lượng N và P thải ra có thể do sử dụng thức ăn trong nuôi thâm canh. Tại Việt Nam, theo nghiên cứu của Ngô Thụy Diễm Trang và cộng sự (2022) [24] tại huyện Trần Đề, tỉnh Sóc Trăng, để sản xuất 01 tấn tôm thẻ chân trắng đã thải ra 6.644-8.289 m^3 nước thải, 27,9-29,9 m^3 nước xi phông, 145-179 kg COD, 12,5-16,3 kg P và 57,6-77,5 kg N (cao hơn nhiều so với thải lượng ở Indonesia).

Nhìn chung, nuôi tôm thẻ chân trắng đòi hỏi phải trao đổi nước nhiều hơn so với nuôi tôm sú, bởi vì mật độ thả tôm thẻ chân trắng cao hơn mật độ thả tôm sú [31]. Trước đây, trao đổi nước khoảng $1-3,5 \pm 1,1$ lần một tháng, trong khi đối với nuôi tôm sú khoảng $1-1,1 \pm 0,32$ lần/tháng.

Một vụ nuôi tôm thẻ chân trắng thường từ 3-4 tháng, trong khi với tôm sú từ 4-5 tháng. Trong một nghiên cứu khác tại đồng bằng sông Cửu Long, ước tính để sản xuất 01 tấn tôm sú phát sinh 30 kg N, 3,7 kg P, cần khoảng 6.651 m³ nước và thải ra 5.345-7.157 m³ nước thải [1].

Nếu áp dụng hệ số phát thải của Ngô Thụy Diễm Trang và cộng sự (2022) [24] cho tôm thẻ chân trắng, Phạm Thị Anh và cộng sự (2010) [1] cho tôm sú ở huyện Kim Sơn, có thể ước tính thải lượng chất thải và nước thải ở Bảng 6.

Bảng 6. Hệ số phát thải chất ô nhiễm để sản xuất 01 tấn tôm thành phẩm

Thông số số	Tôm sú	Tôm thẻ chân trắng
N (kg)	30,0	57,6-77,5
P (kg)	3,7	12,5-16,3
Khối lượng nước thải (m ³)	5.345 - 7.157	6.644 - 8.289

Nguồn: [1, 24].

Bảng 7. Sản lượng tôm sú, tôm thẻ chân trắng nuôi ở một số xã ven biển của huyện Kim Sơn năm 2023

Sản lượng tôm nuôi	Xã Kim Hải	Xã Kim Trung	Xã Kim Đông	Tổng cộng
Tôm sú (tấn)	58,27	12,09	96,5	166,86
Tôm thẻ chân trắng (tấn)	242	87,64	225	554,64

Nguồn: [32-34].

Dựa trên số liệu thống kê về sản lượng tôm sú và tôm thẻ chân trắng nuôi tại các xã ven biển của huyện Kim Sơn năm 2023 (Bảng 7) và hệ số phát thải đối với nước thải và thải lượng các chất ô nhiễm N và P (Bảng 6), cho phép ước tính khối lượng nước thải và các chất dinh dưỡng phát sinh từ hoạt động nuôi tôm sú và tôm thẻ chân trắng ở khu vực nghiên cứu.

Kết quả ước tính thải lượng nước thải và các chất ô nhiễm bằng hệ số phát thải ở Bảng 6 cho thấy, lượng nước thải phát sinh từ hoạt động nuôi tôm khu vực ven biển huyện Kim Sơn năm 2023 4.576.894,86 m³; tương ứng lượng chất dinh dưỡng phát sinh là 36.953,064 kg N, 7.550,382 kg P (Bảng 8).

Bảng 8. Thải lượng nước thải và các chất ô nhiễm từ nuôi tôm ven biển huyện Kim Sơn năm 2023

Thông số	Tôm sú	Tôm thẻ chân trắng	Tổng cộng
N (kg)	5.005,8	31.947,264	36.953,064
P (kg)	617,382	6.933	7.550,382
Khối lượng nước thải (m ³)	891.866,7	3.685.028,16	4.576.894,86

3.3. Kết quả ước tính giá trị xử lý N và P phát sinh từ hoạt động nuôi tôm của rừng ngập mặn khu vực ven biển huyện Kim Sơn

Cân bằng lượng N cho một khu rừng ngập mặn ở mức thải lượng nước thải thấp và cao với khả năng xử lý N lần lượt là 1,95 kg/ha/ngày và 1,85 kg/ha/ngày [35]. Đất dưới rừng ngập mặn ở Australia đã được xác định có khả năng hấp phụ

tối đa khoảng 250-700 mg P/kg trọng lượng khô của đất, trong khi tổng hàm lượng P được hấp phụ thay đổi từ 100-1.600 mg P/kg đất khô [36].

Đất dưới rừng ngập mặn được ví như một bể chứa N vô cơ hòa tan (DIN) của nước thải nuôi tôm. Cần khoảng từ 0,04-0,12 ha rừng ngập mặn để lọc hoàn toàn thải lượng DIN khỏi nước thải của 01 ha ao nuôi tôm tạo ra [36]. Nếu nước thải từ hoạt động nuôi tôm có thể được đưa trực tiếp

vào các khu rừng ngập mặn, ước tính cần khoảng 2-22 ha rừng để lọc N và P trong nước thải nuôi tôm thải ra và tùy thuộc vào chế độ quản lý ao nuôi [7]. Tốc độ tích lũy N và P trong rừng ngập mặn ở cửa sông Marapanim (thuộc hệ thống cửa sông Amazon nằm ở miền bắc Brazil) ước tính tương ứng là $15,3 (\pm 4,1) \text{ g/m}^2/\text{năm}$ và $3,2 (\pm 0,8) \text{ g/m}^2/\text{năm}$ [37].

Theo Wösten và cộng sự (2003) [25], khi nghiên cứu về động lực các chất dinh dưỡng tại khu vực rừng ngập mặn cửa sông Hồng thuộc tỉnh Nam Định và Thái Bình (với diện tích khoảng 107 km^2) đã chỉ ra, rừng ngập mặn ở đây hoạt động như các bồn chứa các chất dinh dưỡng,

có khả năng hấp phụ khoảng 26.000 kg N/ngày và khoảng 3.100 kg P/ngày , đáp ứng cho nhu cầu sản xuất sinh khối của cây ngập mặn; tương đương với $88,7 \text{ kg N/ha/năm}$ và $105,7 \text{ kg P/ha/năm}$. Nếu áp dụng hệ số này cho rừng ngập mặn ở huyện Kim Sơn với diện tích là 719 ha [12], rừng ngập mặn ở huyện Kim Sơn có khả năng hấp phụ được lượng N và P tương ứng là $63.775,3 \text{ kg N/năm}$ và $75.998,3 \text{ kg P/năm}$.

Tham chiếu với tổng lượng N và P phát sinh từ hoạt động nuôi tôm sú và tôm thẻ chân trắng tại khu vực nghiên cứu này cho thấy, khả năng hấp thụ N và P có trong nước thải nuôi tôm phát sinh ở khu vực ven biển huyện Kim Sơn như trong Bảng 9 dưới đây.

Bảng 9. Thải lượng ô nhiễm và khả năng xử lý N, P của rừng ngập mặn huyện Kim Sơn

Chất dinh dưỡng	Thải lượng ô nhiễm (kg/năm)	Khả năng hấp thụ của rừng ngập mặn (kg/năm)	Khả năng xử lý của rừng ngập mặn (lần)
N	36.953,1	63.775,3	1,72
P	7.550,4	75.998,3	10,06

Như vậy, với diện tích rừng ngập mặn khoảng 719 ha , mỗi năm rừng ngập mặn ở huyện Kim Sơn có khả năng xử lý toàn bộ các chất dinh dưỡng (100%) trong tổng lượng nước thải nuôi tôm phát sinh ở đây, với giả thuyết là lượng N và P chỉ duy nhất phát sinh từ hoạt động nuôi tôm. Nghĩa là hệ sinh thái rừng ngập mặn ở đây có khả năng xử lý toàn bộ các chất dinh dưỡng N và P có trong $4.576.894,86 \text{ m}^3$ nước thải nuôi tôm phát sinh.

Hiện nay, ở Việt Nam chưa có quy định về đơn giá xử lý nước thải nuôi tôm hay nuôi trồng thủy sản. Theo tìm hiểu, chỉ có đơn giá thoát nước và xử lý nước thải chế biến thủy sản tại một số địa phương. Chẳng hạn, năm 2023, UBND tỉnh Bình Định phê duyệt đơn giá dịch vụ thoát nước và xử lý nước thải tại khu chế biến thủy sản tập trung Tam Quan Bắc, thị xã Hoài Nhơn cho lộ trình 3 năm (2023-2025) là 70.624 đồng/m^3 (chưa bao gồm thuế VAT) hay UBND thành phố Đà Nẵng phê duyệt đơn giá xử lý nước thải tại khu công nghiệp dịch vụ thủy sản Đà Nẵng là $5.000-31.000 \text{ đồng/m}^3$ tùy theo nồng độ COD. Tuy nhiên, các đơn giá này áp dụng cho thoát

nước và xử lý nước thải chế biến thủy sản, nên không áp dụng cho xử lý nước thải nuôi tôm.

Để ước tính giá trị xử lý N và P của rừng ngập mặn, trong nghiên cứu này đã áp dụng mức giá xử lý nước thải công nghiệp tối thiểu cho hàm lượng COD từ $200-1.000 \text{ mg/L}$ dựa theo báo giá của Công ty Cổ phần Công nghệ Môi trường Toàn Á (3.500 đồng/m^3) và Công ty Môi trường Hợp Nhất (3.600 đồng/m^3) đối với mức giá xử lý nước thải công nghiệp tối thiểu (áp dụng cho nước thải có hàm lượng COD từ $200-1.000 \text{ mg/L}$), mức giá 3.500 đồng/m^3 đã được sử dụng để quy đổi giá trị xử lý nước thải nuôi tôm ở huyện Kim Sơn. Giá trị xử lý $4.576.894,86 \text{ m}^3$ nước thải nuôi tôm của rừng ngập mặn ở huyện Kim Sơn ước tính là $3.500 \text{ đồng/m}^3 * 4.576.894,86 \text{ m}^3 = 16.019.132.010 \text{ đồng}$. Chi phí này chỉ là chi phí quy đổi để xử lý toàn bộ nước thải phát sinh từ hoạt động nuôi tôm, hoàn toàn chưa tính đến chi phí đầu tư xây dựng cơ sở hạ tầng ban đầu.

Cách ước tính giá trị xử lý N và P như trên còn nhiều điểm hạn chế, như đơn giá áp dụng cho xử lý nước thải công nghiệp với hàm lượng COD từ $200-1.000 \text{ mg/L}$. Trong khi đó, các thành phần

và tính chất của nước thải nuôi tôm có sự khác biệt so với nước thải công nghiệp. Bên cạnh đó, hệ số cô lập N và P của rừng ngập mặn kế thừa từ nghiên cứu tại rừng ngập mặn ở cửa sông Nam Định và Thái Bình, khá tương đồng với rừng ngập mặn ven biển huyện Kim Sơn. Mặc dù vậy, vẫn còn nhiều yếu tố ảnh hưởng đến kết quả, như tính chất vật lý, hoá học của đất cũng như các yếu tố sinh lý của cây rừng ngập mặn tại các khu vực này. Giá trị này được ước lượng dựa trên sản lượng tôm của 3 xã bãi ngang ven biển năm 2023 của huyện Kim Sơn làm đại diện, nhưng cũng chưa xem xét đến toàn bộ các yếu tố ảnh hưởng đến năng suất và sản lượng tôm nuôi, như điều kiện thời tiết, biến đổi khí hậu, ô nhiễm môi trường, mức độ đầu tư, kinh nghiệm của người nuôi,...

4. Kết luận

Việc phát triển mạnh hoạt động nuôi tôm nước lợ ở khu vực ven biển Việt Nam đã mang lại giá trị kinh tế cho người nuôi và địa phương, nhưng cũng tiềm ẩn nhiều nguy cơ gây ô nhiễm môi trường do lượng nước thải và bùn thải lớn, chứa hàm lượng các chất dinh dưỡng (N, P) cao. Thải lượng chất thải phát sinh từ nuôi tôm ở khu vực ven biển huyện Kim Sơn là 4.576.894,86 m³ nước thải; 36.953,064 kg N và 7.550,382 kg P. Với giả thuyết là lượng N, P chỉ duy nhất từ nuôi tôm tạo ra thì diện tích rừng ngập mặn 719 ha năm 2023 của huyện Kim Sơn, có khả năng xử lý 100% lượng N và P trong nước thải nuôi tôm. Giá trị xử lý N và P trong nước thải nuôi tôm của thực vật ngập mặn ở huyện Kim Sơn mỗi năm quy đổi tương đương khoảng 16,2 tỷ đồng.

Trong nghiên cứu này đã tiến hành tính toán khả năng xử lý N và P phát sinh từ nước thải nuôi tôm của đất rừng ngập mặn và quy đổi ra giá trị kinh tế. Kết quả đạt được góp phần gợi mở hướng nghiên cứu định lượng, lượng giá dịch vụ hỗ trợ và điều tiết của rừng ngập mặn ở huyện Kim Sơn, tỉnh Ninh Bình nhằm cung cấp cơ sở khoa học và thực tiễn giúp các nhà hoạch định chính sách ra quyết định quản lý, khai thác và sử dụng tài nguyên rừng ngập mặn gắn với bảo vệ môi trường và hệ sinh thái.

Trong giới hạn về thời gian và nguồn lực, nghiên cứu chưa giải quyết được hết các vấn đề phát sinh như thời gian để phục hồi khả năng hấp phụ của đất rừng ngập mặn để xem xét tổng thể các yếu tố ảnh hưởng tới việc xử lý nước thải ao nuôi tôm, đây sẽ là một hướng nghiên cứu có ý nghĩa lý luận và thực tiễn cao và được kỳ vọng giải quyết trong các nghiên cứu tiếp theo.

Tài liệu tham khảo

- [1] P. T. Anh, C. Kroeze, S. R. Bush, P. J. M Arthur, Water Pollution by Intensive Brackish Shrimp Farming in South-east Vietnam: Causes and Options for Control, *Agricultural Water Management*, Vol. 97, No. 6, 2010, pp. 872-882, <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.01.018>.
- [2] Department of Fisheries, Report on Brackish Water Shrimp Production Results in 2023, Key Tasks and Solutions in 2024, 2023 (in Vietnamese).
- [3] T. V. Phuong, T. V. Viet, T. Q. Phu, Study on Nitrogen and Phosphorus Accumulation in Intensive Black Tiger Shrimp Ponds During the Rainy Season in Soc Trang, *Can Tho University Journal of Science*, No.8, 2007, pp. 132-138, <https://ctujsvn.ctu.edu.vn/index.php/ctujsvn/article/view/498> (in Vietnamese).
- [4] N. D. Q. Tram, N. T. Dung, L. T. T. An, T. N. Ngoc, N. T. Minh, N. K. H. Son, Study on Nitrogen and Phosphorus Accumulation in White-leg Shrimp Ponds *Litopenaeus Vannamei* (Boone, 1931) in Thua Thien Hue Province, *Hue University Journal of science: Agriculture and Rural Development*, Vol. 100, No. 1, 2015, <https://doi.org/10.26459/jard.v100i1.2983> (in Vietnamese).
- [5] N. T. B. Van, Study on Organic Matter Transformation in Intensive Whiteleg Shrimp Ponds *Litopenaeus Vannamei* (Boone, 1931), PhD Thesis, Nong Lam University, 2020 (in Vietnamese).
- [6] C. Wigand, A. J. Oczkowski, B. L. Branoff, M. Eagle, A. Hanson, R. M. Martin, S. Balogh, K. M. Miller, E. Huertas, J. Loffredo, E. B. Watson, Recent Nitrogen Storage and Accumulation Rates in Mangrove Soils Exceed Historic Rates in The Urbanized San Juan Bay Estuary (Puerto Rico, United States), *Frontiers in Forests and*

- Global Change, Vol. 4, 2021, pp. 1-16, <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.765896>.
- [7] A. I. Robertson, M. J. Phillips, Mangroves As Filters of Shrimp Pond Effluent: Predictions and Biogeochemical Research Needs, *Hydrobiologia*, Vol. 295, 1995, pp. 311-321. <https://doi.org/10.1007/BF00029138>.
- [8] D. Murdiyarso, J. Purbopuspito, J. B. Kauffman, M. W. Warren, S. D. Sasmito, D. C. Donato, S. Manuri, H. Krisnawati, S. Taberima, S. Kurnianto, The Potential of Indonesian Mangrove Forests for Global Climate Change Mitigation, *Nature Climate Change*, Vol. 5, 2015, pp. 1089-1092, <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2734>.
- [9] National Institute of Urban and Rural Planning, Explanation of the Master Plan for Construction of The Area from Binh Minh II Dyke to Con Noi, Kim Son District, Ninh Binh Province to 2040, 2023, pp. 16 (in Vietnamese).
- [10] Ninh Binh Statistical Office, Kim Son District Statistical Yearbook 2000, 2000, pp. 24 (in Vietnamese).
- [11] Ninh Binh Statistical Office, Kim Son District Statistical Yearbook 2015, 2015, pp. 26 (in Vietnamese).
- [12] Ninh Binh Statistical Office, Kim Son District Statistical Yearbook 2023, 2023, pp. 12 (in Vietnamese).
- [13] L. Qiu, E. Wang, R. Li, X. Wu, Y. Huang, G. Lin, B. Li, The Urgent Need to Reduce Phosphorus Discharges for Sustainable Mangrove Wetland Management, *Water Research*, Vol. 258, 2024, pp. 121821, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121821>,
- [14] S. Balamurugan, L. Muthukrishnan, N. Karthi, C. D. Niruban, A. Yoganandhi, R. D. Asir, Nutrient Filtering Service of Mangrove Ecosystem of Karnataka, India, 10th International Conference on "Sustainable Waste Management towards Circular Economy At: India, Waste Management and Circular Economy, 2021, pp. 34-42.
- [15] L. Zhao, G. Fu, A. Zeng, B. Cheng, Z. Song, Z. Hu, Effects of Different Aeration Strategies and Ammonia-nitrogen Loads on Nitrification Performance and Microbial Community Succession of Mangrove Constructed Wetlands for Saline Wastewater Treatment, *Chemosphere*, Vol. 339, 2023, pp. 139685, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139685>.
- [16] Y. Wu, A. Chung, N. F. Y. Tam, N. Pi, M. H. Wong, Constructed Mangrove Wetland as Secondary Treatment System for Municipal Wastewater, *Ecological Engineering*, Vol. 34, No. 2, 2008, pp. 137-146, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.07.010>.
- [17] F. Liu, J. Zeng, J. Ding, C. Wang, Z. He, Z. Liu, L. Shu, Microbially-driven Phosphorus Cycling and Its Coupling Mechanisms with Nitrogen Cycling in Mangrove Sediments, *Science of the Total Environment*, Vol. 958, 2024, pp. 178118, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.178118>.
- [18] D. M. Alongi, Nitrogen Cycling and Mass Balance in the World's Mangrove Forests, *Nitrogen (Switzerland)*, Vol. 1, No. 2, 2020, pp. 167-189, <https://doi.org/10.3390/nitrogen1020014>.
- [19] M. F. Adame, B. Fry, Source and Stability of Soil Carbon in Mangrove and Freshwater Wetlands of the Mexican Pacific coast, *Wetland Ecology Management*, Vol. 24, 2016, pp. 1-9, <http://dx.doi.org/10.1007/s11273-015-9475-6>.
- [20] V. V. Luong, L. V. Thang, D. V. Hieu, Physical and Chemical Characteristics of Mangrove Soils in Quynh Luu, Dien Chau and Nghi Loc Districts, Nghe An Province, *Hue University Journal of Science: Agriculture and Rural Development*, Vol. 131, No. 3A, 2022, pp. 5-15, <https://doi.org/10.26459/hueunijard.v131i3A.6257> (in Vietnamese).
- [21] H. Wissem, S. Mongi, Ammonium Sorption by Soils Profile of Semi-arid Areas, *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, Vol. 9, No. 5, 2015, pp. 133-141, <https://doi.org/10.9790/2402-0951133141>.
- [22] T. T. T. Thu, H. T. M. Ly, Study on the Ability to Absorb and Provide Easily Digestible Phosphorus for Orange Trees in Cao Phong District, Hoa Binh Province, *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*, Vol. 32, No. 1S, 2016, pp. 363-369 (in Vietnamese).
- [23] P. T. P. Thuy, D. T. B. Huyen, N. M. Hoa, Phosphorus Adsorption Capacity on Vegetable Growing Soil Mainly in The Mekong Delta, *Can Tho University Journal of Science*, No. 22a, 2012, pp. 222-232 (in Vietnamese).
- [24] N. T. D. Trang, T. D. Duy, T. P. Toan, N. H. Thanh, N. T. San, T. S. Nam, Assessment of Water Quality and Discharge from Intensive Whiteleg Shrimp (*Litopenaeus Vannamei*)

- Farming Ponds in Soc Trang Province, Can Tho University Journal of Science, Vol. 58, No. 1B, 2022, pp. 213-225, <https://doi.org/10.22144/ctu.jvn.2022.024> (in Vietnamese).
- [25] J. H. M. Wösten, P. D. Willigen, N. H. Tri, T. V. Lien, S. V. Smith, Nutrient Dynamics in Mangrove Areas of the Red River Estuary in Vietnam, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol. 57, No. 1-2, 2003, pp. 65-72, [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(02\)00331-1](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(02)00331-1).
- [26] C. Mohamed, S. Amina, S. Fouad, P. Michel, Single Binary and Multi-Component Adsorption of Some Anions and Heavy Metals on Environmentally Friendly *Carpobrotus Edulis* Plant, *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, Vol. 82, No. 2, 2011, pp. 267-276, <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2010.09.013>.
- [27] A. K. Mehdi, S. G. Susmita, G. B. Krishna, C. Dhruva, Montmorillonite and Modified Montmorillonite as Adsorbents for Removal of Water Soluble Organic Dyes: A Review on Current Status of the Art, *Inorganic Chemistry Communications*, Vol. 143, No. 109686, 2022, <https://doi.org/10.1016/j.inoche.2022.109686>.
- [28] P. T. M. Phuong, N. T. L. Anh, T. Q. Huy, D. T. Trang, D. T. Hoan, N. M. Phuong, T. T. T. Thu, Research Warns of the Risk of Copper Accumulation in Citrus Fruit Growing Soil, *Environmental Magazine*, Vol. 10, 2021, pp. 46-50 (in Vietnamese).
- [29] R. Syah, M. Makmur, M. Fahrur, Budidaya Udang Vaname Dengan Padat Penebaran Tinggi, *Media Akuakultur*, Vol. 12, No. 1, 2017, pp. 19-26, <https://doi.org/10.15578/MA.12.1.2017.19-26>.
- [30] M. Akhmad, P. Mudian, T. Tarunamulia, K. Kamariah, R. Erna, A. Admi, A. Ruzkiah, T. Suwardi, M. Makmur, T. Imam, S. Mohammad, A. Akmal, H. Hamzah, A. Hatim, Water Quality Changes in the Coastal Area of Intensive Whiteleg Shrimp Brackish Water Pond Aquaculture, *Journal of Water and Land Development*, No. 61, 2024, pp. 130-142, <https://doi.org/10.24425/jwld.2024.150267>.
- [31] V. N. Son, N. T. Phuong, T. T. Nguyen, Comparison of Technical Characteristics and Environmental Quality between Intensive Whiteleg Shrimp and Black Tiger Shrimp Ponds in Soc Trang Province, *Can Tho University Journal of Science*, Vol. 2, 2014, pp. 70-78 (in Vietnamese).
- [32] Kim Dong Commune People's Committee, Results of Implementing Socio-economic Development Tasks in 2023, Directions, Tasks and Main Solutions for Implementation in 2024, 2023 (in Vietnamese).
- [33] Kim Hai Commune People's Committee, Report on Results of Implementing Socio-economic Development Tasks in 2023, Directions, Tasks and Main Solutions for Implementation in 2024, 2023 (in Vietnamese).
- [34] Kim Trung Commune People's Committee, Results of Implementing Socio-economic Development Tasks in 2023, Directions, Tasks and Main Solutions for Implementation in 2024, 2023 (in Vietnamese).
- [35] H. R. Victor, A. T. Luis, B. Nixon, N. Federico, R. T. Robert, The Potential Use of Mangrove Forests as Nitrogen Sinks of Shrimp Aquaculture Pond Effluents: The Role of Denitrification, *Journal of the World Aquaculture Society*, Vol. 30, No. 1, 1999, pp. 347-356, <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.1999.tb00313.x>.
- [36] S. Gurmeet, C. Rita, K. Rajesh, M. B. Prasad, A. Ramnathan, Phosphorus Dynamics in Mangroves of India, *Current Science*, Vol. 108, No. 10, 2015, pp. 1874-1881.
- [37] C. R. L. Matos, J. F. Berrêdo, W. Machado, C. J. Sanders, E. Metzger, M. C. L. Cohen, Carbon and Nutrient Accumulation in Tropical Mangrove Creeks, Amazon Region, *Marine Geology*, Vol. 429, 2020, pp. 106317, <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2020.106317>.